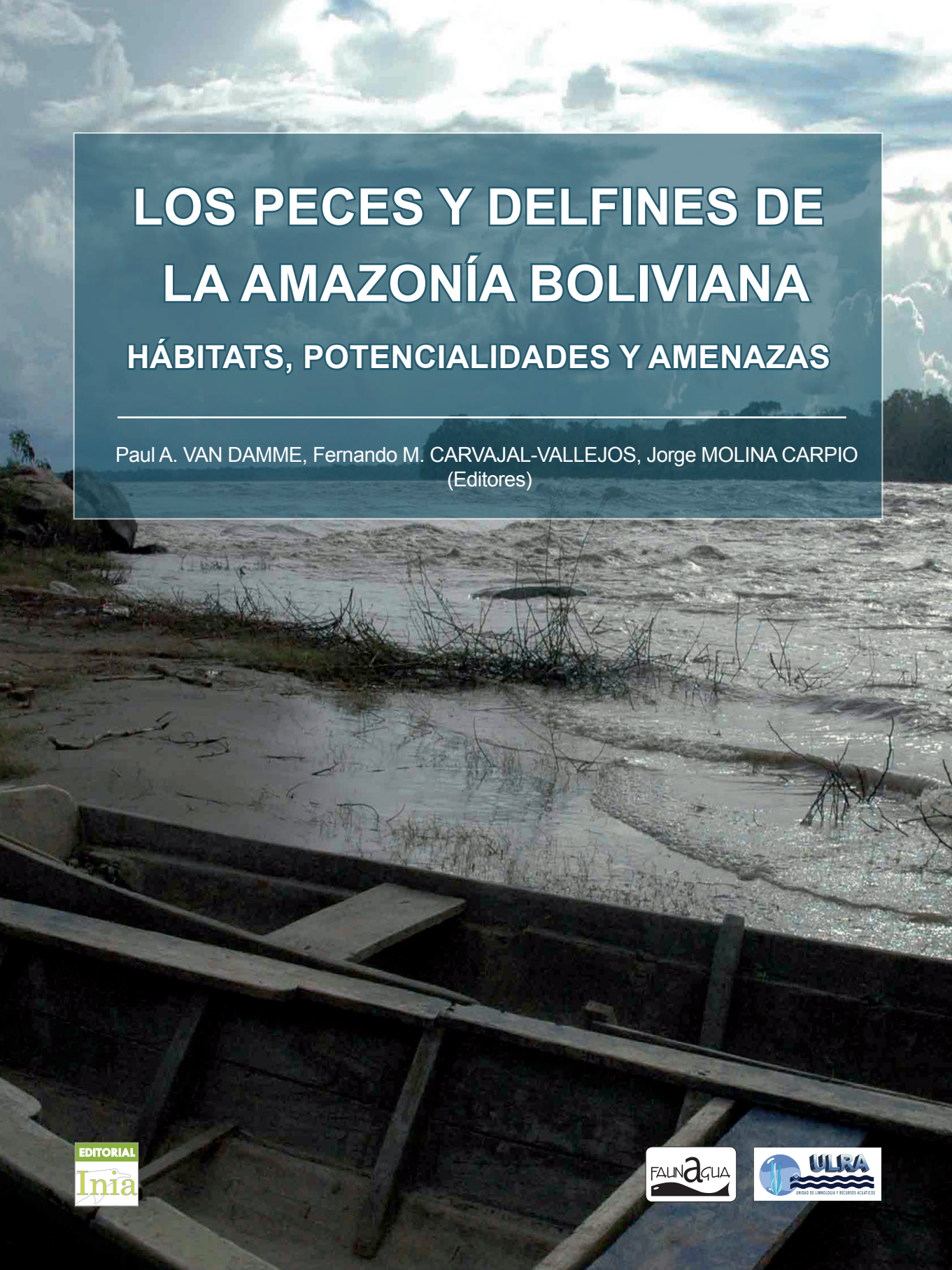


LOS PECES Y DELFINES DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

HÁBITATS, POTENCIALIDADES Y AMENAZAS

Paul A. VAN DAMME, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Jorge MOLINA CARPIO
(Editores)

EDITORIAL Inia

LOS PECES Y DELFINES DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA: HÁBITATS, POTENCIALIDADES Y AMENAZAS

Paul A. VAN DAMME,
Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS,
Jorge MOLINA CARPIO
(Editores)

FAUNAGUA
ULRA
UNIDAD DE LIMNOLOGIA Y RECURSOS ACUATICOS
WWF
FUNDACION PUMA

Serie:
RECURSOS HÍDRICOS E HIDROBIOLÓGICOS DE BOLIVIA: UN ENFOQUE CONTINENTAL
Volumen 1

La publicación de este libro ha sido posible gracias al apoyo financiero de la Fundación PUMA, WWF y Editorial INIA. Las opiniones expresadas en la presente publicación son responsabilidad de los autores y no necesariamente reflejan los criterios institucionales de los financiadores.

Editores: Paul A. Van Damme, Fernando M. Carvajal-Vallejos, Jorge Molina Carpio
Editor asistente: Pilar Becerra
Cita bibliográfica: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.
Copyright © 2011: Editorial INIA (www.editorial-inia.com)
Primera edición: Julio 2011
Depósito Legal: 2-1-1332-11
ISBN:
Arquitectura y diagramación: Pedro Guereca (Editorial INIA)
Diagramación de mapas: Pilar Becerra
Foto de portada: Cachuela en la localidad de Cachuela Esperanza (Paul A. Van Damme)
Impresión: Imprenta Unicornio, Cochabamba, Bolivia

No está permitida la reproducción total o parcial del presente libro, ni su tratamiento informático, ni su difusión en ningún medio ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, por registro u otros métodos, sin el permiso previo y por escrito de los titulares de los derechos de autor.

ÍNDICE

PRÓLOGO *v*

PRESENTACIÓN *ix*

PARTE I: LA AMAZONÍA BOLIVIANA

1. Régimen hidrológico del río Madera y de sus tributarios (Molina Carpio, J. & P. Vauchel) **3**
2. Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia (Crespo, A. & P.A. Van Damme) **15**
3. Funcionamiento hidráulico del río Madera en la zona de cachuelas (Molina Carpio, J.) **29**

PARTE II: MAMÍFEROS ACUÁTICOS

4. Tasas de encuentro de *Inia boliviensis* (Cetacea: Iniidae) en los ríos Mamoré e Iténez (Amazonía boliviana) (Tavera, G., M. Portocarrero Aya, A. Salinas, A. Crespo, F. Trujillo, P.A. Van Damme & P. Becerra) **53**
5. El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) en la Amazonía boliviana: distribución, estado poblacional y amenazas (Tavera, G., P. Becerra, M. Ruiz-García, F.M. Carvajal-Vallejos, A. Salinas & P.A. Van Damme) **65**

PARTE III: ICTIOFAUNA

6. Factores de control y sistemas de clasificación de la comunidad de peces en la Amazonía boliviana (Van Damme, P.A., A. Crespo, F.M Carvajal-Vallejos & M. Maldonado) **85**
7. Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana (Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández) **101**
8. Peces migratorios de la Amazonía boliviana (Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Camacho, H. Muñoz & J. Coronel) **149**

PARTE IV: APROVECHAMIENTO PESQUERO

9. Composición de las capturas comerciales y de subsistencia en la Amazonía boliviana (Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme & H. Muñoz) **203**
10. Importancia económica de la ictiofauna para comunidades indígenas Takanas del rio Beni (Miranda-Chumacero, G., A. Terrazas & R. Wallace) **235**
11. Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana (Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Cordova & P. Becerra) **247**
12. Empleo en el sector pesquero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas) **293**
13. Eslabones en la cadena productiva y canales de distribución del pescado en la Amazonía boliviana (Rua, A., L. Cordova & I. Bello) **307**

PARTE V: AMENAZAS

14. Amenazas para los peces y pesquerías de la Amazonía boliviana (Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, M. Pouilly, T. Pérez & J. Molina Carpio) **327**
15. La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana (Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, L. Cordova & C. Coca) **367**
16. Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictiofauna: lecciones aprendidas (Baigún, C., N. Oldani & P.A. Van Damme) **397**
17. Funcionamiento de componentes de las represas del río Madera en relación al paso de peces: vertederos, turbinas y sistemas de transposición de peces (Molina Carpio, J.) **417**

PARTE VI: CONSIDERACIONES FINALES

18. Represas en el río Madera: impactos ambientales anunciados y vacíos de información (Pouilly, M.) **445**
19. Vulnerabilidad de peces en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento & P. Becerra) **459**

PRÓLOGO

Los hombres pertenecemos a la superclase de los Tetrápodos, como todos los vertebrados que respiran aire: anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Nuestro antecesor dejó el agua hace 280 millones de años encontrando un nuevo ambiente de vida en la tierra, donde sus formas se modificaron en estructuras muy especializadas para este nuevo medio mientras que otros grupos continuaron su evolución en el agua.

En la historia de la humanidad, la pesca fue el sustento indispensable de muchísimas culturas. Los hallazgos de anzuelos y arpones demuestran que las culturas prehistóricas utilizaron los peces como recurso alimenticio. En el continente americano, aproximadamente 10 000 años atrás, el consumo de pescado y otros productos acuáticos fue indispensable para equilibrar la dieta de los grupos nómadas que habitaban este extenso territorio. De igual manera, durante el proceso de domesticación (y expansión de la agricultura) en los Andes y la Amazonía hace 3 000 años atrás, las comunidades próximas a los grandes lagos y ríos se especializaron en la extracción de recursos pesqueros.

En las regiones amazónicas bolivianas, durante épocas pasadas, las poblaciones precolombinas desarrollaron grandes habilidades en el control y utilización de los recursos hídricos de los grandes ríos para mejorar la comunicación, el transporte de productos y la agricultura mediante la fertilización con inundación. En aquellas épocas, la pesca representaba una fuente importante de proteínas. Se hallaron arpones y anzuelos de hueso correspondientes a la fase Casarabe (Siglo IV-VII) en el Beni, que comprueban la importancia de la actividad pesquera entonces. Esto fue corroborado por los restos de peces que ocuparon el 60% en los basurales de los asentamientos de esta época. Poste-

riormente, durante las fases culturales Mamoré y San Juan (Siglos VIII-XIII), los pobladores precolombinos construían grandes lagunas en las cuales criaban peces para su auto consumo durante la época de estiaje. En la mayoría de los casos las poblaciones humanas parecían dispersas, distribuidas en un área extensa, y su organización y demografía permitió una relación equilibrada entre la naturaleza y el hombre.

En la actualidad, los contextos de desarrollo cultural drásticamente cambiados y alterados, las exigencias socioeconómicas del mundo globalizado y el aprovechamiento desmedido de los recursos naturales contrastan con el estilo de vida del pasado. Los requerimientos actuales de recursos alimenticios son mayores, especialmente aquellos que conciernen a los recursos pesqueros. El "progreso descontrolado" introduce nuevas alternativas económicas a estas regiones como la minería, industria, navegación o represas hidroeléctricas que transforman la vida en las aguas de los ríos y lagunas de la Amazonía boliviana; aspectos del desarrollo que preocupan en la actualidad.

Es dentro de esta preocupación que profesionales dedicados al estudio de los ambientes acuáticos como Paul A. Van Damme, Fernando M. Carvajal-Vallejos y Jorge Molina Carpio tratan de compilar la mayor cantidad de información referente a la problemática hidrológica e ictiológica de esta extensa zona, editando un compendio titulado "Los peces y delfines de la Amazonía Boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas", en el que se reúnen trabajos de investigaciones y experiencias de varios autores.

Se destaca los estudios hidrológicos de la región que demuestran los aportes significativos de los sedimentos en suspensión y nutrientes provenientes de la Región Andina mediante las inundaciones, para la fertilización de las planicies amazónicas de Bolivia. Los autores tomaron en cuenta aspectos geológicos, geomorfológicos y climáticos para explicar la riqueza en las distintas cuencas, resaltando la existencia de barreras geográficas que parecen promover la diferenciación entre comunidades de especies de peces.

Presentan también en uno de los capítulos las recientes investigaciones sobre el mamífero acuático más grande de la cuenca amazónica boliviana, el bufeo *Inia boliviensis*, especie endémica y vulnerable, descrita por primera vez por el naturalista Alcide d'Orbigny durante sus expediciones de 1832. La lectura de estas informaciones permitirá mejorar las futuras políticas de conservación de este cetáceo.

La comercialización de peces corresponde a una de las alternativas más importantes para el desarrollo de las comunidades de la región amazónica boliviana. El presente trabajo da énfasis al aprovechamiento pesquero, tema significativo por la relevancia para el progreso futuro de la región. Los investigadores acertadamente reflexionan sobre las consecuencias y amenazas de la explotación de los recursos pesqueros, tratando también dos temas que perjudican enormemente la vida acuática, la introducción de especies exóticas y la construcción de represas hidroeléctricas que ocasionarán grandes desequilibrios en la fauna acuática de este extenso territorio.

Por último, se incluye en el compendio un concienzudo análisis sobre los grandes vacíos de información que actualmente existen en la región, estimulando a nuevas investigaciones que permitan generar futuras políticas para el manejo de estos ambientes acuáticos, evitando así un impacto negativo en la rica vida que existe en ellos.

El lector podrá acceder mediante esta edición a información actualizada, fruto del esfuerzo de varios especialistas, que representa un gran aporte al conocimiento científico de los peces y delfines de la Amazonía de Bolivia.

Ricardo Céspedes Paz

PRESENTACIÓN

Bolivia es un país megadiverso, ubicado entre los 10 a 15 países con mayor biodiversidad del planeta. Por otro lado, es uno de los países del mundo cuya fauna y flora han sido las menos estudiadas. Esta afirmación se aplica particularmente a las especies acuáticas de la Amazonía boliviana, representadas por dos grupos de vertebrados: los peces y los delfines. Sin embargo, esta situación está cambiando, dándose en la última década mayor énfasis al estudio de la fauna acuática. Este esfuerzo se ve reflejado en un incremento significativo del número de especies de peces reportados, resultando por el momento en una riqueza de 714 especies (ver Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, este volumen). A su vez, el delfín (o "bufeo") boliviano (*Inia boliviensis*) fue recientemente reconocido como una especie diferente a la especie que habita la Amazonía central (*I. geoffrensis*), lo cual ha aumentado el interés en ella.

La inexistencia o escasez de trabajos de referencia sobre la fauna acuática en la Amazonía boliviana nos ha motivado a sistematizar los resultados e informaciones de los estudios de algunos investigadores del país y editar el presente libro. El estímulo directo para encarar esta iniciativa ha sido un trabajo realizado en el norte amazónico de Bolivia, en los alrededores de Riberalta, sobre el río Beni. Durante aquel trabajo, nos dimos cuenta de la necesidad de crear una línea base sobre la diversidad acuática, tan importante a la hora de evaluar los impactos de intervenciones humanas sobre el medio acuático.

El libro se divide en seis partes. En la primera parte (**LA AMAZONÍA BOLIVIANA**), se presentan datos sobre el hábitat acuático, información que es esencial al momento de explicar la distribución de los peces y delfines amazónicos. Esta parte centraliza la atención en tres enfoques complementarios. En el **capítulo 1**, escrito por Molina Carpio & Vauchel, se presenta un bosquejo de la heterogeneidad de los ecosistemas acuáticos lóticos desde una perspectiva hidrológica. Los datos presentados sugieren que los dos ríos principales que forman el río Madera (Beni y Mamoré) son diferentes en su régimen hidrológico, la extensión de la inundación, y la tasa de transporte de sedimentos. Estos factores condicionan diferencias en sus comunidades y poblaciones de peces, como se verá en los siguientes capítulos. Similares diferencias hidrológicas e hidrográficas a nivel

de los grandes ríos se repiten a nivel de los ríos secundarios y arroyos, lo cual explicaría la extrema heterogeneidad de los hábitats acuáticos presentes. En el **capítulo 2** (Crespo & Van Damme) se presenta una característica geomorfológica fundamental que explica en gran medida la alta diversidad acuática encontrada en la Amazonía boliviana: las inundaciones estacionales extensas, particularmente en la cuenca del río Mamoré. El mapa de inundación presentado por estos autores ha sido generado a partir de un mapa de vegetación, lo cual demuestra la estrecha relación que existe entre los patrones de vegetación en zonas inundables y los patrones de inundación. En base a esta metodología, los autores estiman que más del 30% de la superficie de las tierras bajas de la Amazonía boliviana, correspondiendo a un área de 215 000 km^2, se inunda por lo menos un día por año. Este alto nivel de inundación probablemente explica la alta productividad de la zona. Finalmente, en el **capítulo 3**, preparado por Molina Carpio, se presentan datos sobre el funcionamiento hidráulico del río Madera en la zona de cachuelas del norte amazónico, zona que es de importancia transcendental para la estructuración de las comunidades de peces de la Amazonía boliviana. Como se discutirá en los capítulos siguientes, esta zona tiene importancia tanto para las especies sedentarias (para las cuales las cachuelas representan una barrera) como para las especies migratorias (algunas de las cuales aparentemente deben atravesarlas de forma obligatoria para llegar a sus zonas de desove).

En el **capítulo 4**, que forma parte de la segunda parte del libro (**MAMÍFEROS ACUÁTICOS**), Tavera *et al*. presentan los primeros resultados de un estudio poblacional de *Inia boliviensis* en dos de los ríos más grandes de la Amazonía boliviana: los ríos Mamoré e Iténez. Sus resultados demuestran que esta especie goza de poblaciones relativamente saludables en la actualidad. Sin embargo, se destaca la vulnerabilidad de la especie ante amenazas externas, debido a su baja abundancia natural en su amplitud distribucional conocida (estimada en 50 000 – 150 000 individuos), la baja variabilidad genética y el poco desplazamiento de los individuos. No existe aún mucha claridad acerca de los factores que influyen sobre la densidad poblacional en los diferentes ríos estudiados, pero los autores sugieren que la geomorfología de los sistemas acuáticos influye en grado importante sobre el tamaño de las poblaciones. En el **capítulo 5**, Tavera *et al*. resumen el conocimiento sobre la distribución y el estado poblacional de *Inia boliviensis* en la Amazonía boliviana. Al igual que en el caso de las especies de peces migratorios (ver capítulo 6), los autores destacan el rol preponderante que han jugado (y probablemente siguen jugando) las cachuelas del norte amazónico para esta especie, como posibles barreras geográficas que la aislaron de la otra especie que vive en la Amazonía central (*I. geoffrensis*).

En la tercera parte del libro (**ICTIOFAUNA**), el **capítulo 6** puede ser considerado como transitorio entre los tres primeros y los capítulos siguientes. En este capítulo, Van Damme *et al*. presentan una discusión de los factores hidrogeográficos, geológicos, geomorfológicos y climáticos que controlan la estructura de la comunidad de peces en la Amazonía boliviana a escala regional. En la misma línea del capítulo 3, estos autores destacan el rol preponderante que representan las cachuelas para la ecología de las especies amazónicas. En tal sentido, el capítulo representa un primer paso hacia el desarrollo futuro de

un modelo descriptivo y predictivo de la estructura de las comunidades de peces en la región. En el **capítulo 7**, Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández resumen el conocimiento actual sobre la diversidad de los peces de la Amazonía boliviana de las tierras bajas, en base a documentos publicados y sus propias observaciones; este capítulo puede considerarse un hito en la investigación ictiológica ya que representa el intento más completo y reciente de listar las especies de peces de la región. Se espera que esta recopilación represente un documento de referencia para futuros estudios. Los autores también presentan argumentos sólidos para inferir comunidades bastante distintas en las diferentes subcuencas amazónicas, en la misma línea que se describe en el capítulo 6. En el **capítulo 8**, Van Damme *et al*. resumen toda la información existente sobre los peces migratorios de la Amazonia boliviana, argumentando que este grupo de peces representa el sustento para la pesca comercial. Los autores dan mayor énfasis a dos especies emblemáticas: el pacú (*Colossoma macropomum*) y el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*). Estas son dos especies que utilizan hábitats diversos para completar su ciclo de vida. Aunque su análisis se basa en muy pocos datos, hay suficiente argumento para suponer que la Amazonía boliviana ocupa un rol clave en el ciclo de vida del dorado, ya que las cabeceras andinas de los ríos amazónicos albergan importantes zonas de desove.

Los peces son un recurso que se aprovecha a lo largo de la Amazonía boliviana. Bolivia ocupa un lugar particular entre los países amazónicos con respecto a sus pesquerías continentales. Mientras que en los países vecinos se reportan tasas de captura elevadas y signos claros de una sobreexplotación de algunas especies comerciales, en Bolivia el recurso sigue en relativamente buen estado, y varios autores argumentan que no hay por que preocuparse: el recurso estaría subexplotado y no existiría necesidad de una gestión pesquera muy restrictiva. Sin embargo, detrás de este panorama aparentemente positivo se esconde una ausencia total de información sobre el recurso y los patrones de su aprovechamiento. Se tiene conocimiento de que el pescado es importante para la seguridad alimentaria y el empleo, pero se carece de datos exactos al respecto. El proceso de descentralización implementado en Bolivia en los años 90 tuvo un efecto colateral negativo para el sector pesquero: la desarticulación del entonces Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) y la delegación de la responsabilidad del manejo y promoción del desarrollo pesquero a actores regionales no preparados para esta tarea. Al mismo tiempo, la descentralización anuló el sistema oficial de colecta de estadísticas pesqueras en el país el año 1995. Después de este año, solo se generaron datos locales y temporales para algunas pesquerías en la cuenca alta (Miranda *et al*., este volumen).

Mediante los capítulos de la parte IV (**APROVECHAMIENTO PESQUERO**), se pretende llenar parcialmente este vacío de información. El **capítulo 9**, preparado por Carvajal-Vallejos *et al*., presenta una descripción enciclopédica de las especies de peces sujetas a extracción mediante la pesca comercial y subsistencia, y se espera que represente una valiosa fuente de información para futuros estudios. En el **capítulo 10**, Miranda-Chumacero *et al*. presentan información novedosa sobre la contribución de la pesca a la economía familiar en comunidades indígenas Takanas del río Beni, y como tal representa una

de las únicas fuentes de información sobre este tema. Estos datos podrían resultar muy valiosos a la hora de diseñar estrategias de conservación de este recurso. En el **capítulo 11**, Van Damme *et al*. recopilan toda la información publicada sobre la pesca comercial en la Amazonía boliviana, complementada con datos primarios colectados durante una visita a once puntos de desembarque en la Amazonía boliviana. Sus conclusiones son contundentes: las embarcaciones pesqueras aprovechan de la misma cantidad de pescado que hace 15 años (aprox. 3 000 t año^{-1}), además existe un potencial de pequeñas especies no aprovechadas. Sus datos también arrojan nuevas luces sobre la importancia de la pesca comercial para la economía regional y nacional. Este último temario es desglosado en los siguientes capítulos sobre el empleo en el sector pesquero (Van Damme *et al.*, **capítulo 12**), la cadena productiva y los canales de distribución del pescado (Rua *et al.*, **capítulo 13**).

Mientras que la parte IV discutía la potencialidad que tiene el recurso pesquero para planificar un aprovechamiento sostenible, la parte V (**AMENAZAS PARA PECES**) toma otro rumbo y se orienta sobre las amenazas a las que están expuestas las especies de peces (capítulos 14-17). Estos capítulos nos permiten enfocar el manejo y la conservación del recurso íctico y pesquero desde una perspectiva diferente.

En el contexto descrito, y en ausencia de datos confiables, no es fácil hablar del impacto que tienen las distintas actividades humanas sobre los peces amazónicos y sobre los hábitats acuáticos que utilizan. En el Libro Rojo de la Fauna Silvestre de Vertebrados de Bolivia, se reconoce la dificultad de identificar el grado de amenaza que representan las distintas intervenciones humanas para los peces amazónicos. Por ejemplo, no es fácil determinar si la disminución del recurso pesquero es el resultado de la sobrepesca dentro del territorio boliviano, la sobrepesca en los países vecinos, la contaminación ambiental o que quizá sólo sea el resultado de una actividad pesquera que apunta a lograr el rendimiento máximo sostenible. En el **capítulo 14**, Van Damme *et al*. brindan una introducción a esta temática, con una explicación detallada acerca de algunas amenazas a las que están expuestas los peces (y consecuentemente las pesquerías). Estos autores se hacen varias preguntas que permanecen sin respuesta en la ausencia de información contundente. Por la misma razón, es difícil identificar para los autores las amenazas principales que afectan a la fauna acuática, concluyendo que las vías por las cuales las acciones humanas afectan a los peces son diversas. A la luz de este panorama, ¿el recurso pesquero en la Amazonía boliviana está sobre-explotado? Esta pregunta es difícil de responder en ausencia de datos confiables y continuos, a excepción de la situación del pacú (*C. macropomum*), que muestra signos de sobre-explotación localmente. Asimismo, se estima que la contaminación de los cuerpos de agua afecta al recurso, sin embargo no disponemos de las herramientas ni de los sistemas de monitoreo para demostrar la vía por la cual los contaminantes afectan a los peces. Este capítulo arroja también importantes datos sobre el posible efecto de cambios climáticos sobre los peces, un factor que posiblemente agrave el impacto a nivel local. La mortandad masiva de peces registrada en los departamentos de Santa Cruz y Beni en el año 2010 nos muestra que los efectos de acciones

humanas sobre peces son complejos y probablemente son el resultado de factores que actúan en sinergia.

En el **capítulo 15**, Carvajal-Vallejos *et al*. describieron exhaustivamente una de las amenazas más serias para la fauna íctica nativa: la introducción de especies no-nativas. Utilizan el caso de la introducción del paiche (*Arapaima gigas*) en el norte amazónico para dar detalles acerca de los impactos de introducciones sobre aspectos ecológicos, económicos y sociales. En tal sentido, este estudio de caso aporta nuevos conocimientos sobre el impacto potencial de la actividad humana en aumento (aquí ejemplificado en la introducción de especies no-nativas mediante piscicultura), sobre la biodiversidad íctica y el potencial pesquero.

Una de las amenazas potencialmente más impactantes para la ictiofauna y los delfines bolivianos es la construcción de represas hidroeléctricas en el río Madera. En los **capítulos 16 y 17** se entra en mucho detalle sobre este tema, que podría transformarse en un "hot topic" en los años siguientes. Brasil está construyendo las represas hidroeléctricas Jirau y Santo Antonio, ambas sobre el río Madera en el trecho que se caracteriza por la presencia de cachuelas en la zona de frontera entre Bolivia y Brasil. Por su parte, Bolivia está explorando la factibilidad técnica y económica de construir una represa hidroeléctrica sobre el río Beni, en la localidad de Cachuela Esperanza. Las represas hidroeléctricas a nivel mundial están consideradas como amenazas serias para la ictiofauna; a raíz de esta situación, surgió preocupación por parte de la comunidad científica y por parte de pobladores locales sobre el futuro del recurso pesquero. Lo más recomendable en este caso es reconocer los impactos potenciales de las represas sobre la ictiofauna y tomar las medidas para acompañar el proceso de construcción con investigación y monitoreo, además de mitigar los impactos. La Comisión Mundial de Represas (WCD) argumenta que la libre información sobre los impactos y la consulta representan estrategias esenciales para garantizar represas socialmente y ambientalmente aceptables. Nuestro esfuerzo para generar y publicar este análisis se enmarca en este mismo enfoque. Tomando como ejemplo los diseños preliminares disponibles para las represas en territorio brasileño (Jirau y Santo Antonio), se ha procedido a una evaluación de sus posibles impactos sobre los peces (huevos, larvas, adultos) de la Amazonía boliviana. La conclusión más contundente del análisis presentado es que se necesita mayor información acerca de la biología y ecología de las especies sedentarias y migratorias. En tal sentido, los capítulos presentados no tienen el objetivo de posicionarse, sino de poner a disposición información técnica necesaria que sea tomada en cuenta a la hora de evaluar los impactos de estos emprendimientos. Estos capítulos también destacan la necesidad y la urgencia de disponer de líneas base y de datos de monitoreo para evaluar los futuros impactos de las represas.

En el **capítulo 16**, Baigun *et al*. recopilaron las lecciones aprendidas durante experiencias similares en los países vecinos. Sus conclusiones son contundentes en cuanto se trata de los impactos de represas hidroeléctricas. Molina Carpio (**capítulo 17**) presenta un

enfoque más técnico sobre los impactos esperados de las represas Jirau y Santa Antonio, ofreciendo una descripción detallada del funcionamiento de las estructuras que pueden facilitar el paso de peces por las represas: los vertederos, las turbinas y los sistemas de transposición de peces. Estos autores argumentan que será muy difícil el paso de peces por estas estructuras y que existe un déficit de conocimiento de la biología de los peces para realizar mejores diseños de estas estructuras.

Una síntesis de los anteriores capítulos y algunas líneas futuras de trabajo son presentadas en los dos siguientes capítulos del libro (parte VI, **CONSIDERACIONES FINALES**). Pouilly, en el **capítulo 18**, indica que existe un importante déficit en la información sobre las poblaciones de peces, situación que impide conocer los impactos de diversas actividades humanas, entre otras las represas hidroeléctricas planificadas, sobre este recurso. Este autor da especial atención a los impactos secundarios de las represas que pueden afectar a los recursos ícticos, como ser la pérdida de hábitat y la contaminación con mercurio. Finamente, Van Damme *et al*., en el **capítulo 19**, presentan una evaluación de la vulnerabilidad de peces ante amenazas como la degradación de hábitats, la sobrepesca, la introducción de peces no nativos y las represas. Estos autores concluyen que es necesario fortalecer nuestro conocimiento sobre la diversidad de los peces de la Amazonía boliviana, además de aminorar los posibles impactos de las actividades humanas.

Los capítulos del presente libro constituyen el fruto de las investigaciones e iniciativas de los diferentes autores. Esperamos que el material ofrecido represente un estímulo para generar una mayor difusión de la información y comprensión de las amenazas que enfrentan los recursos acuáticos de la Amazonía boliviana.

El libro está dirigido a un público amplio. En la mayoría de los capítulos se utilizan nombres científicos de las especies de peces y defines. Para estimular un mayor entendimiento, el capítulo 9 presenta tanto los nombres científicos como locales de la mayoría de especies peces mencionadas en el resto del libro.

Sólo nos queda agradecer a todos los actores que han hecho posible la elaboración del presente libro, en particular a investigadores, estudiantes, pobladores ribereños, pescadores, y funcionarios públicos. También agradecemos a las siguientes instituciones por su apoyo invalorable: SENAMHI, INE, IRD, IHH-UMSA, RUMBOL, FAN, CIRA, PUMA, FUNDACIÓN ESTÁS VIVO, CONSERVACIÓN INTERNATIONAL, WWF, FUNDACIÓN OMACHA y WCS. Agradecemos también a Raul Salas que con mucho entusiasmo nos brindó su apoyo desde el gobierno central.

Los editores

1 RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL RÍO MADERA Y DE SUS TRIBUTARIOS

HYDROLOGY OF THE MADERA RIVER AND ITS TRIBUTARIES

Jorge MOLINA CARPIO y Philippe VAUCHEL

RESUMEN

El río Madera es el principal afluente del río Amazonas tanto por su caudal como por su longitud. En este capítulo se describe el régimen hidrológico del río Madera y de sus principales tributarios. El régimen hidrológico de todos los ríos de la cuenca del Madera es monomodal, con una estación húmeda y una estación seca bien marcadas, siguiendo el régimen de precipitaciones. Sin embargo, los regímenes hidrológicos de sus dos principales formadores, los ríos Beni y Mamoré, muestran diferencias marcadas. El río Beni tiene un hidrograma con varios picos (crecidas) anuales. El caudal máximo mensual se produce en promedio en febrero. En cambio, el río Mamoré presenta un hidrograma más suavizado, con un solo máximo anual bien marcado entre marzo y mayo, lo que se debe ante todo a la presencia de una gran llanura de inundación interior en su cuenca. En Porto Velho, el río Madera transporta una carga media de sedimentos en suspensión estimada en 522 millones de toneladas por año, equivalente a una tasa unitaria media de 529 t km^{-2} $año^{-1}$. Existe una gran variación espacial: en la cuenca andina del río Beni hasta Rurrenabaque esa tasa es del orden de las 4 000 t km^{-2} $año^{-1}$, mientras que en la cuenca del Iténez o Guaporé, río que se origina en el Escudo Precámbrico, la tasa no llega a 1 t km^{-2} $año^{-1}$. Para el conjunto de la cuenca del Madera se estima que más del 95% del sedimento se origina en la zona andina. Cerca del 80% por ciento del sedimento en suspensión del río Madera es aportado por el río Beni.

SUMMARY

The Madeira River is the main tributary of the Amazon River in both terms of flow and its length. This chapter describes the hydrological characteristics of the Madeira River and its major tributaries. The hydrology of all the rivers within the Madera basin is momomodal, with well defined wet and dry seasons following the rainfall periods. However, the hydrological regimes of the two main tributaries, the Beni and Mamore rivers, show marked differences. The Beni River shows a hydrograph with several annual peaks (crests), with the maximum monthly discharge occurring in mid-February. In contrast, the Mamore River exhibits a smoother hydrograph, with one well-marked annual maximum between March and May, mainly attributable to the presence of a large flood plain in the basin interior. At Porto Velho, the Madeira River carries an average load of suspended

sediment estimated at 522 million tons per year, equivalent to an average unit rate of 529 t km^{-2} $year^{-1}$. Large spatial variation is observed: the estimated erosion rate for the Andean part of the Beni River basin is estimated 4000 t km^{-2} $year^{-1}$. In contrast, the rate for the Iténez River basin, which originates on the Precambrian shield, is estimated to be less than 1 t km^{-2} $year^{-1}$. For all the Madeira basin, it is estimated that more than 95% of the sediment originates in the Andean region. Near 80% of the suspended sediment load at Porto Velho is carried by from the Beni River.

INTRODUCCIÓN

El río Madera es el principal afluente del río Amazonas tanto por su caudal como por su longitud. Se estima que el caudal medio del río Madera en Porto Velho es de 18 400 m^3 s^{-1} (Vauchel, 2008) y en la confluencia con el río Amazonas es de 31 000 $m^3 s^{-1}$ (Oliveira, 2005). Es el único afluente de la margen derecha del Amazonas que nace en la Cordillera de Los Andes. Tres de los cuatro grandes ríos formadores del Madera (Beni, Madre de Dios, Mamoré) nacen en esa cordillera a más de 4 500 msnm. El cuarto (río Iténez o Guaporé) nace en el Escudo Precámbrico.

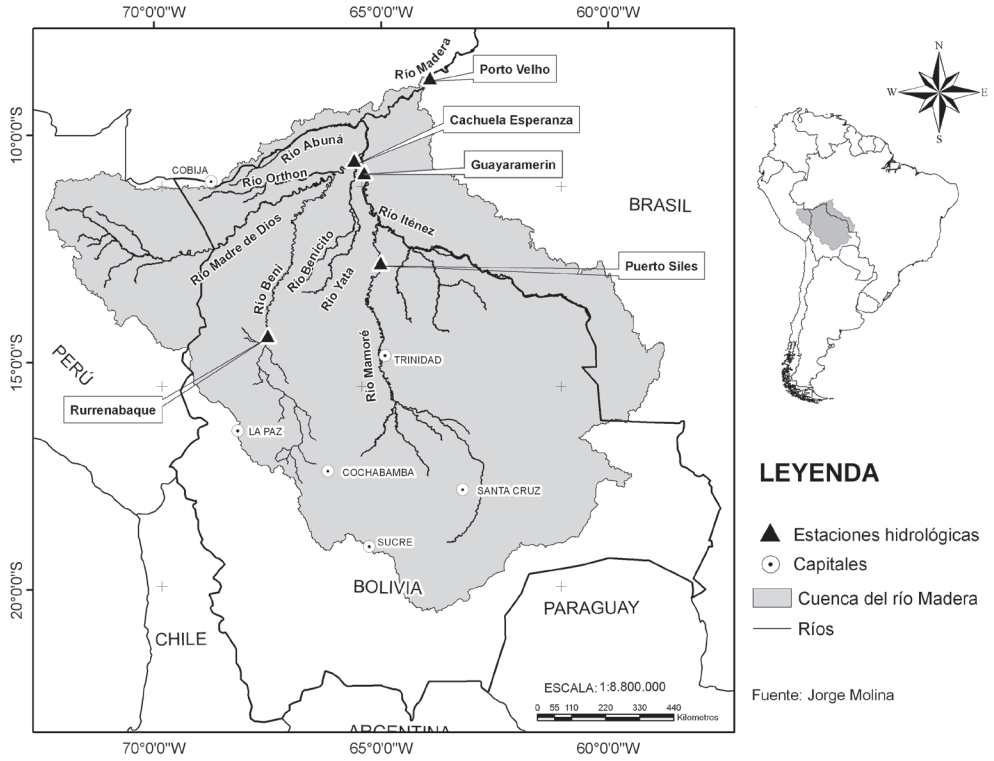


Figura 1.1. Cuenca del río Madera y tributarios principales. Se muestra la estación hidrológica Cachuela Esperanza sobre el río Beni, la estación hidrológica Guayaramerín sobre el río Mamoré, y la estación hidrológica Porto Velho sobre el río Madera

La figura 1.1 muestra las estaciones de control fluviométrico de Cachuela Esperanza sobre el río Beni, Guayaramerín sobre el río Mamoré, Porto Velho sobre el río Madera, las cuencas de aporte hasta esos puntos y algunas poblaciones de referencia. La estación de Cachuela Esperanza sobre el río Beni controla prácticamente toda la cuenca de este río y cuenta con registros desde 1981. La estación de Guayaramerín controla más del 95% de la cuenca del río Mamoré, con la excepción de la subcuenca del río Yata, con el que confluye más abajo. Existen registros desde 1983.

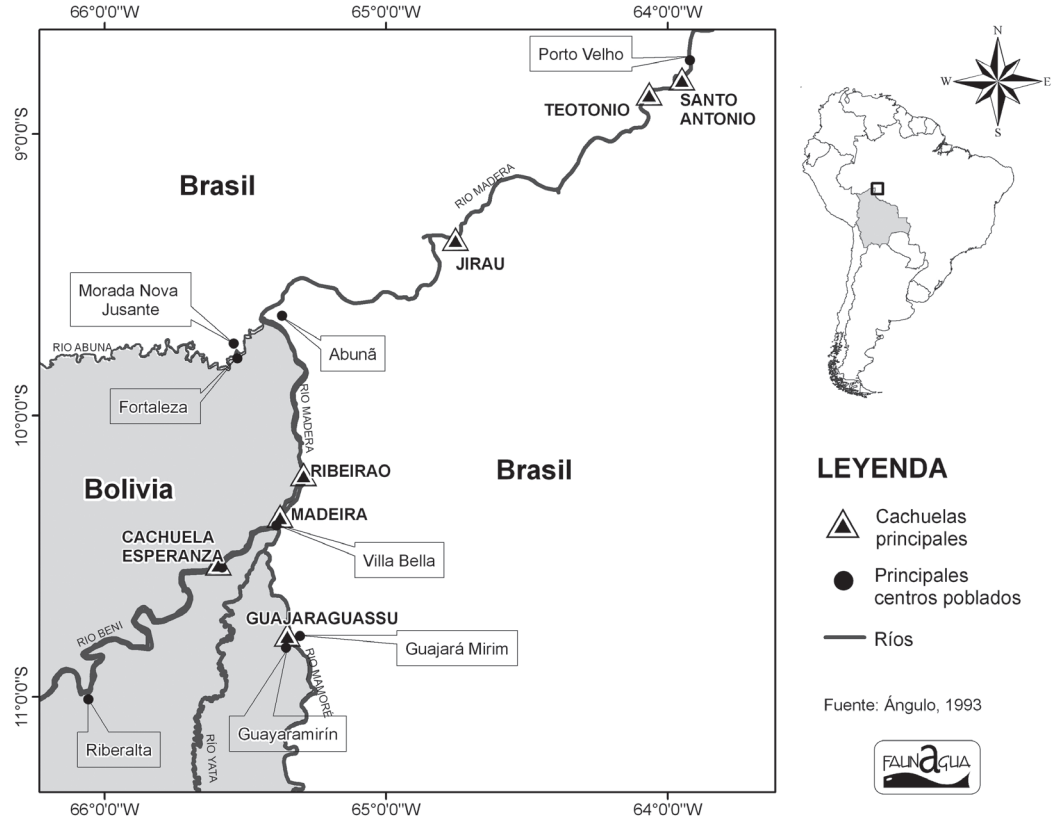


Figura 1.2. Tramo de los ríos Madera, Mamoré y Beni

El río Madera toma ese nombre donde los ríos Beni y Mamoré se unen, en las proximidades de la población de Villa Bella. Se acostumbra denominar Alto Madera al curso (y cuenca) del río aguas arriba de esa población y Bajo Madera al curso aguas abajo de Porto Velho. Entre los dos se encuentra el tramo de cachuelas (cascadas de baja altura) y rápidos donde se proyecta construir represas hidroeléctricas. La figura 1.2 muestra ese tramo, limitado aguas arriba por las cachuelas de Guayaramerín y Cachuela Esperanza, y aguas abajo por la cachuela de Santo Antonio. Se muestra también la ubicación de otras cachuelas importantes.

La superficie de la cuenca del río Madera hasta Porto Velho ha sido estimada en 988 000 km² por FURNAS-ODEBRECHT (2004) y en 1 002 000 km² por Vauchel (2008). La superficie de la cuenca del río Beni se estima en 283 000 km² y la del río Mamoré en Guayaramerín en 620 000 km². La cuenca del Madera ocupa 66% del territorio boliviano y por ella fluye más del 95% del caudal de los ríos bolivianos. Dentro de la cuenca se encuentran las tres principales ciudades del país (Cochabamba, Santa Cruz, La Paz). Aproximadamente 75% de la población boliviana vive en la cuenca alta del río Madera (Van Damme *et al*., 2010).

PRECIPITACIÓN

El régimen de lluvias en toda la cuenca del río Madera es de tipo tropical monomodal, con una estación húmeda, correspondiente al verano austral y una seca (invierno austral). Ese régimen se explica por el modelo de circulación atmosférica, con las siguientes características:

- Los dos sistemas de alta presión (anticiclones) del Atlántico y del Pacífico Sur. Entre estos dos sistemas se forma una zona de baja presión cerca del Ecuador, la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). La diferencia de presiones combinada con la rotación de la tierra se combinan para producir los vientos alisios, que traen la mayor parte de la humedad y las lluvias desde el este (Amazonía y Atlántico). La cordillera de Los Andes actúa como una barrera y desvía los alisios de baja altitud, por lo que los sectores al oeste de la cadena montañosa reciben mucha menos lluvia que la planicie amazónica y los valles orientales.

- La ZCIT se desplaza durante el año, situándose más o menos en el lugar que recibe más radiación solar. Durante el verano austral, la ZCIT oscila sobre la Amazonía boliviana, donde su notable inflexión hacia el Sur extiende ampliamente las bajas presiones tropicales. Al mismo tiempo se forma sobre el Altiplano a gran altitud (la troposfera) un sistema de alta presión, conocido como la Alta de Bolivia. Tiene lugar entonces la estación lluviosa. La oscilación de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) se desplaza durante el año, situándose más o menos en el lugar que recibe más radiación solar. Durante el invierno austral, la ZCIT alcanza las Antillas y los anticiclones meridionales retornan a sus latitudes más septentrionales. La estación seca se caracteriza por una mayor estabilidad del aire y una menor disponibilidad de vapor de agua.

- Sobrepuesto a ese mecanismo regional, existen otros mecanismos macroclimáticos: las advecciones frontales frías y las variaciones térmicas del Pacífico (eventos de El Niño y de La Niña), cuya influencia sobre la precipitación varía de una zona a otra de la cuenca.

El flujo de vapor precipitable sigue la dirección de los vientos alisios, que son fuertemente influenciados por la Cordillera de Los Andes. Esta gran barrera orográfica produce varios efectos regionales locales: el de valle interno o "sombra de lluvia", las lluvias convectivas locales, las inversiones térmicas y los efectos asociados a la exposición topográfica. Producto de todo eso, en la zona andina de la cuenca del Madera se presenta la máxima variabilidad espacial y se registran los máximos y mínimos de precipitación.

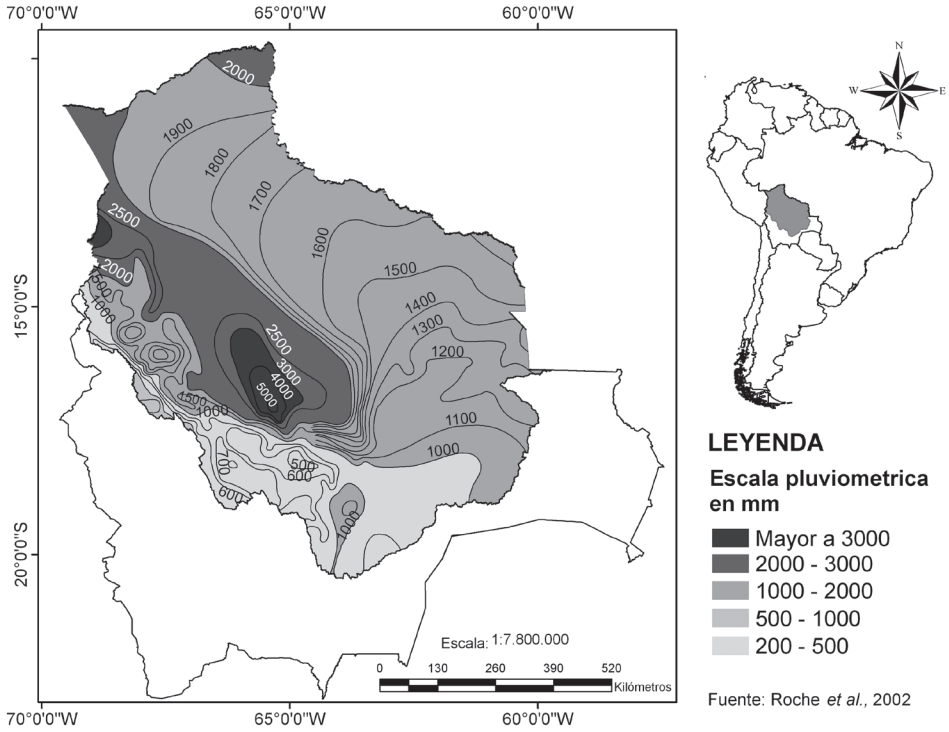


Figura 1.3. Precipitaciones en la cuenca alta del río Madera (Amazonía boliviana) (en base a Roche *et al*., 2002)

La cuenca del río Madera presenta dos núcleos donde la precipitación alcanza valores máximos de 6 000 mm año^{-1} : uno en la región del Chapare en Bolivia, entre los 200 y 600 msnm, y el otro en el Alto Madre de Dios en Perú, entre los 500 y 1 000 msnm, ambos ubicados en el piedemonte de la Cordillera Andina. Sin embargo, la disección y gran variedad topográfica provoca varios máximos a diferentes altitudes, como la región del bosque nublado altoandino, donde se registran precipitaciones del orden de 3 000 a 4 000 mm año^{-1}.

En los valles andinos en "sombra de lluvia", es decir al suroeste de la cadena montañosa, se registran los valores mínimos, que alcanzan los 300 mm año^{-1} al sureste de La Paz en la cuenca del río Beni y los 400 mm año^{-1} en sectores de la cuenca del río Grande, afluente

del río Mamoré. En contraste, la variación espacial en la parte de la llanura amazónica de la cuenca del Madera es mucho más modesta: entre 1 500 y 2 500 mm año^{-1}. La figura 1.3 muestra la precipitación media anual en la cuenca amazónica de Bolivia.

CAUDAL

El régimen hidrológico de todos los ríos de la cuenca del Madera es monomodal, con una estación húmeda y una estación seca bien marcadas, siguiendo el régimen de precipitaciones. Sin embargo, los regímenes hidrológicos de los ríos Beni y Mamoré muestran diferencias marcadas, como se observa en la figura 1.4, que muestra los hidrogramas (gráfico de caudales) diarios durante los dos años hidrológicos 2005-2007. El río Beni tiene un hidrograma con varios picos (crecidas) anuales. El caudal máximo mensual se produce en promedio en febrero (ver figura 1.5). En cambio, el río Mamoré presenta un hidrograma más suavizado, con un solo máximo anual bien marcado entre marzo y mayo (abril es el mes más frecuente) (Fig. 1.5).

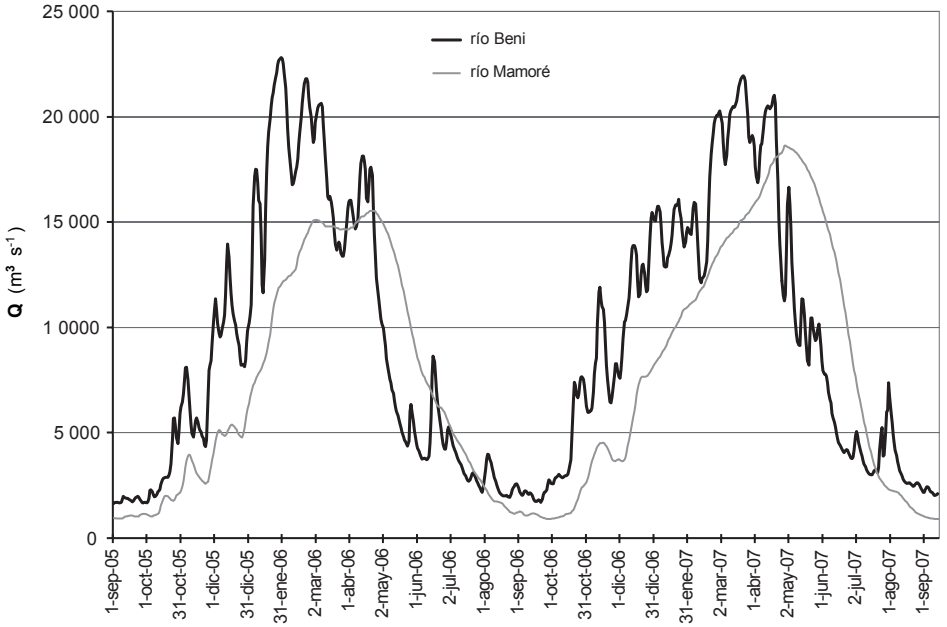


Figura 1.4. Hidrogramas de los ríos Beni (estación Cachuela Esperanza) y Mamoré (estación Guayaramerín) (2005-2007)

La principal causa de esas diferencias es la presencia de una gran llanura de inundación interior en la cuenca del río Mamoré, cuya superficie se estima en alrededor de 100 000 km^2 (Bourrel & Pouilly, 2004; Crespo & Van Damme, 2010). Esa llanura regula y retrasa el flujo proveniente de la parte alta de la cuenca. En cambio, el flujo del río Beni, cuya llanura de inundación es relativamente pequeña, no goza de ese efecto regulador. Tanto el río

Beni como su principal afluente, el río Madre de Dios, presentan hidrogramas que reflejan su origen andino y velocidades de flujo que son más altas que las del río Mamoré.

La figura 1.5 muestra los caudales medios mensuales en las estaciones de Cachuela Esperanza y Guayaramerín, calculados según el año hidrológico septiembre-agosto, para el periodo común de registro (16 años hidrológicos). El caudal medio del río Beni fue en promedio 18% más alto que el del río Mamoré durante ese periodo. El caudal o rendimiento específico de la cuenca del río Beni fue de 33 $l\,s^{-1}\,km^{-2}$ y de la del río Mamoré fue de 13 $l\,s^{-1}\,km^{-2}$. El rendimiento considerablemente más bajo del Mamoré se explica por el bajo caudal específico de la cuenca de su principal afluente: el río Iténez o Guaporé. Para todo su periodo de registro (1983-07) el caudal medio del río Mamoré en la estación boliviana de Guayaramerín fue de 7 870 $m^3\,s^{-1}$. El máximo diario registrado fue de 21 660 $m^3\,s^{-1}$ entre el 26 y 28 de abril de 1984. El caudal máximo diario registrado para el río Beni en Cachuela Esperanza fue de 26 400 $m^3\,s^{-1}$.

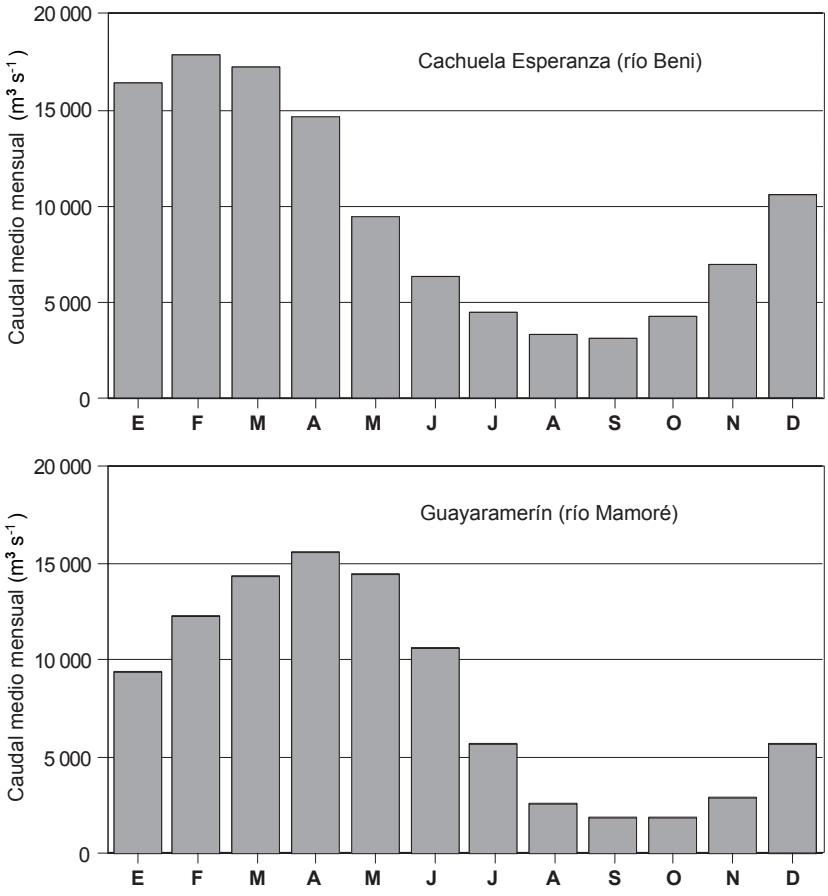


Figura 1.5. Caudal medio mensual de los ríos Beni y Mamoré (períodos 1983-1994 y 2002-2007) (Elaboración propia en base a datos procesados por Vauchel, 2008)

La figura 1.6 muestra el caudal medio mensual y anual del río Madera en las estaciones hidrométricas de Porto Velho y Vila Abuná. La estación de Vila Abuná (o Abuná simplemente) está situada 8 km aguas arriba de la confluencia con el río Abuná y drena una cuenca de 932 600 km^2. En Porto Velho, el río Madera drena una cuenca con una superficie estimada en 988 000 km^2. Los valores indicados en la figura corresponden a los cálculos más recientes de Vauchel (2008) para Porto Velho, estación que comenzó a funcionar en 1967. Los caudales en Vila Abuná representan una estimación, porque para esta estación solo se dispuso de datos del periodo 1977-97, probablemente algo subestimados, especialmente en crecidas.

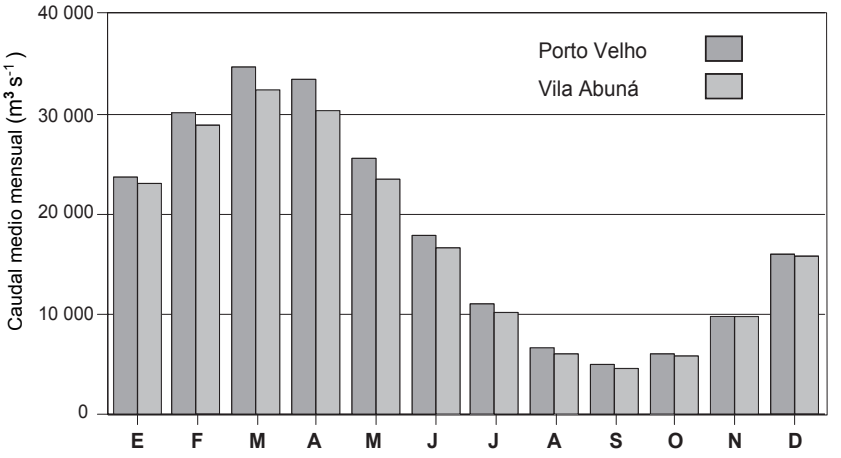


Figura 1.6. Caudal medio mensual del río Madera (periodo 1967-2007) en Porto Velho y Vila Abuná (en base a Vauchel, 2008)

El caudal máximo medio mensual se produce en marzo y el mínimo en septiembre (Fig. 1.6). El caudal medio del mes más húmedo (marzo) fue de 34 700 m^3 s^{-1} durante el periodo 1967-2007. Este comportamiento es el resultado de la combinación de los regímenes hidrológicos de sus dos principales formadores, los ríos Mamoré y Beni, cuyos máximos mensuales se producen en marzo-abril y febrero, respectivamente.

Según la figura 1.6, la intercuenca entre Abuná y Porto Velho aporta un caudal medio del orden de 1 100 m^3 s^{-1}. De ese aporte, aproximadamente 550-600 m^3 s^{-1} provienen del río Abuná, el principal afluente de ese tramo, que drena una subcuenca de 31 300 km^2.

La figura 1.7 ilustra la variación interanual del caudal del río Madera. En la década del 70 la precipitación y el escurrimiento se incrementaron en casi toda la cuenca amazónica. A partir de allí se observa una tendencia al decrecimiento.

El cuadro 1.1 muestra la estadística de los caudales máximos anuales en Porto Velho. La crecida máxima media anual en Porto Velho está en el orden de 39 000 m^3 s^{-1} y la máxima

registrada fue de 48 565 $m^3 s^{-1}$ (abril 1984). Se muestran también valores para periodos de retorno (TR) de 25, 100 y 500 años.

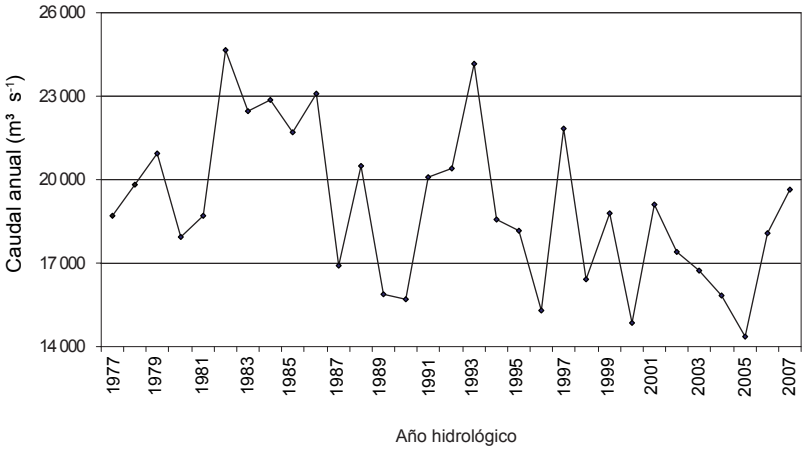


Figura 1.7. Caudal medio anual en Porto Velho (1978-2007) (Molina *et al.*, 2008)

Cuadro 1.1. Estadística de caudales máximos anuales en Porto Velho (FURNAS-ODEBRECHT, 2004)

Variable		Valor
Nº Eventos		35
Caudal máximo anual registrado ($m^3 s^{-1}$)		48 565
Caudal máximo anual más bajo ($m^3 s^{-1}$)		28 183
Caudal máximo medio anual ($m^3 s^{-1}$)		38 719
Caudal máximo diario ($m^3 s^{-1}$)	TR=25 años	48 370
	TR=100 años	53 530
	TR=500 años	59 470

TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

La carga de sedimentos transportados en suspensión por el río Madera se estima en 500 millones de toneladas por año, un valor que representa por sí solo el equivalente al sedimento transportado por el resto de los ríos de la cuenca amazónica. Sin embargo, las estimaciones varían, lo que se explica por la complejidad de las mediciones, la escasez de información y las diferencias en los métodos.

La figura 1.8 muestra los valores estimados por Vauchel (2008), usando una relación Qs=f(Q), (Qs=caudal sólido, Q=caudal líquido). El valor medio anual equivale a 522

millones de toneladas por año, equivalente a una tasa unitaria media de 529 t km^{-2} $año^{-1}$ para el conjunto de la cuenca hasta Porto Velho.

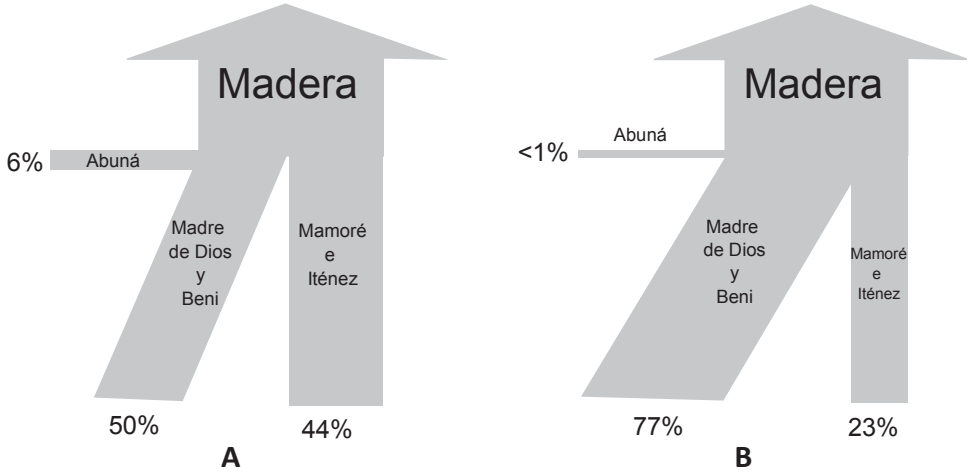


Figura 1.8. Caudal (A) y transporte de sedimentos (B) por los tributarios del río Madera (en base a Vauchel, 2008)

Se estima que casi el 80 % del sedimento en suspensión del río Madera (Fig. 1.9) es aportado por el río Beni. A su vez, casi dos terceras partes del caudal sólido transportado por el río Beni provienen de su cuenca andina y solo un poco más de la tercera parte proviene de su principal afluente, el río Madre de Dios. Como consecuencia, la tasa unitaria varía enormemente de una subcuenca a otra. Mientras que en la cuenca andina del río Beni hasta Rurrenabaque (ver figura 1.1) esa tasa es del orden de los 4 000 t km^{-2} $año^{-1}$, en la cuenca del río Iténez o Guaporé, río que se origina en el Escudo Precámbrico, la tasa no llega a 1 t km^{-2} $año^{-1}$. Los formadores que se originan en la Cordillera de los Andes (Beni, Mamoré y Madre de Dios) pierden una parte importante de su carga en suspensión en la llanura antes de la confluencia en Villa Bella (Guyot, 1992).

Una característica del río Madera, común a otros grandes ríos amazónicos, es que el máximo de caudal sólido en suspensión precede al máximo de caudal líquido. Guyot *et al*. (1999) mostraron que en el río Madera las concentraciones máximas se producen dos meses antes que el caudal máximo anual (Fig. 1.10). Este efecto de histéresis se puede observar también en sus principales formadores, los ríos Beni y Mamoré (Molina *et al*., 2008). En general, las concentraciones máximas no se dan para los caudales máximos. Se desconoce si ese efecto se produce para el transporte de fondo, que se estima representa un 6% del caudal en suspensión (FURNAS-ODEBRECHT, 2004).

El caudal sólido en suspensión transportado por los ríos Beni, Mamoré y Madera está formado ante todo por limo (65-70%) y arcilla (alrededor de 20%). En cambio el lecho del

río Madera está formado por arenas finas y medias (d_{50}=0.2 mm) (Molina *et al.*, 2008 en base a datos de Guyot, 1992 y FURNAS-ODEBRECHT, 2004).

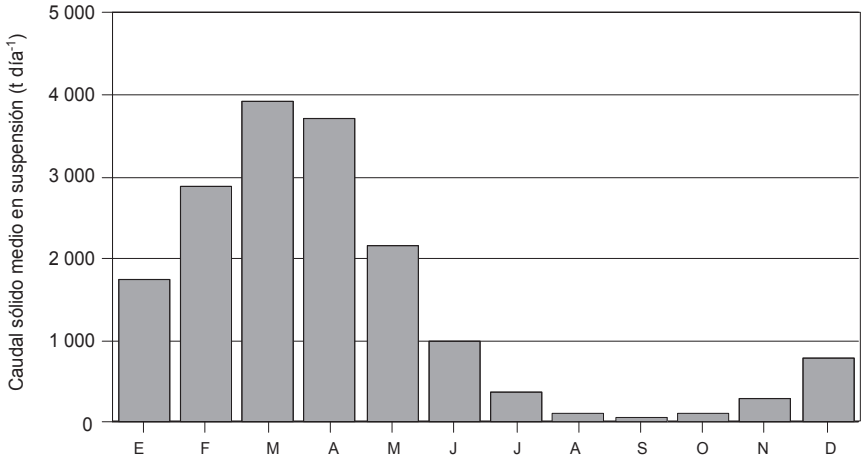


Figura 1.9. Caudal sólido medio en suspensión (miles t día^{-1}), río Madera en Porto Velho (1967-2007) (en base a Vauchel, 2008)

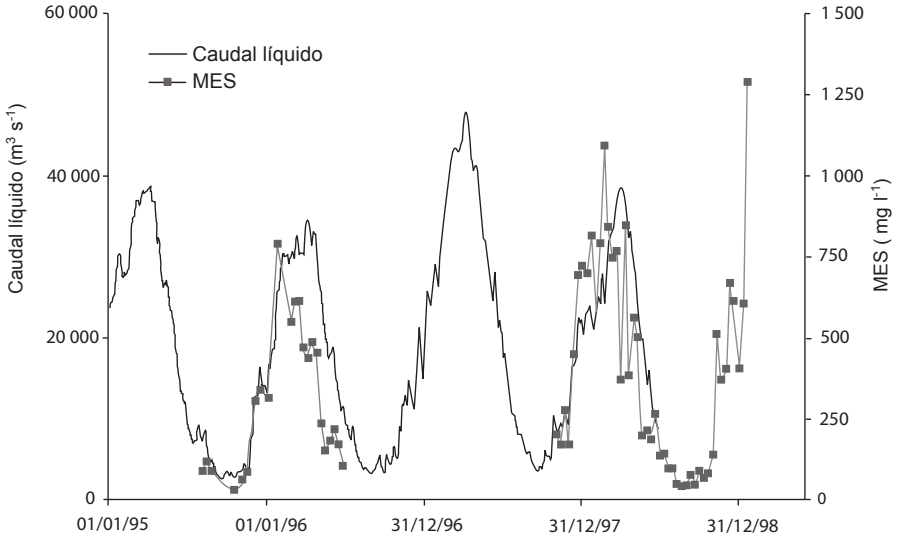


Figura 1.10. Variación temporal del caudal líquido y la concentración de sedimentos en suspensión (MES), río Madera en Porto Velho (Guyot *et al.,* 1999)

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI), institución encargada de los registros hidrometeorológicos del país. Al Institut du Recherche pour le Développement (IRD), a través de Jean Loup Guyot, que ha aportado significativamente al conocimiento de la hidrología de la cuenca amazónica y con quien hemos tenido el gusto de trabajar durante estos años.

REFERENCIAS

Angulo, G. (1993). Al mar por las hidrovías de la integración Sudamericana. La Paz. 224 p.

Bourrel, L. & M. Pouilly (2004). Hidrología y dinámica fluvial del río Mamoré. p. 95-116. En: Pouilly, M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Centro de Ecología Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia. 383 p.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Guyot, J.L. (1992). Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie bolivienne. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, Francia.

Guyot, J.L., N. Filizola, A. Laraque & P. Seyler (1999). La variabilité saisonnière des flux sédimentaires dans le bassin de l'Amazone. Proceedings of the Hydrological and Geochemical Processes in Large Scale River Basins, Manaus 99.

FURNAS-ODEBRECHT (2004). Complexo hidrelétrico do rio Madeira, Estudos de Viabilidade do AHE Santo Antônio, nov. 2004, Brasil.

Molina, J., F. Ledezma & P. Vauchel (2008). Estudio del río Madera: Remanso hidráulico y sedimentación, Informe final, La Paz, 124 p.

Oliveira, E. de (2005). Os recursos hídricos da Amazônia. Reunion HIBAM, Lima.

Roche, M., C. Fernández, N. Abasto, A. Aliaga, R. Arellano, J. Cortés, C. Cruz, O. Espinoza, J. Pena & J.L. Montaño (2002). Balance hídrico superficial de Bolivia. Publicación PHICAB, La Paz, 28 p.

Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas (2011). Empleo en el sector pesquero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. p. 293-306. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Vauchel, P. (2008). Estudio hidrológico de la confluencia del río Madera, informe interno. Mayo 2008.

2 PATRONES ESPACIALES DE INUNDACIÓN EN LA CUENCA AMAZÓNICA DE BOLIVIA

SPATIAL FLOOD PATTERNS IN THE AMAZON BASIN OF BOLIVIA

Alvaro CRESPO y Paul A. VAN DAMME

RESUMEN

La presencia de extensas zonas de inundación en las tierras bajas de la cuenca amazónica de Bolivia tiene su origen en el bajo declive de las llanuras hasta la frontera con Brasil. El mapa de inundación de la Amazonía boliviana fue generado a partir del mapa de vegetación de Bolivia, utilizando información sobre el grado de inundación de los distintos tipos de vegetación. Se estima que más de 30% de la superficie de las tierras bajas, correspondiendo con un área de 215 000 km^2, se inunda por lo menos un día por año. La subcuenca con mayor superficie de inundación es la del río Mamoré: más de 60% de la parte baja de esta subcuenca es inundable.

SUMMARY

The presence of large floodplains in the lowlands of the Bolivian Amazon basin has its origin on the gentle slope of the plains until the border with Brazil. The flood map of the Bolivian Amazon was generated from a vegetation map of Bolivia, using information on the extent of flooding of the different vegetation types. It is estimated that over 30% of the lowland area, corresponding to an area of 215 000 km^2, is flooded at least one day per year. The watershed with the largest area of flooding is the Mamoré River; over 60% of the lower areas of this sub-basin inundates.

INTRODUCCIÓN

La cuenca amazónica abarca aproximadamente 7 050 000 km^2 que corresponden al 39.5% de la superficie total del continente sudamericano (Meybeck, 1982). Drena gran parte de Brasil, Perú, Bolivia, Ecuador, Venezuela, Surinam, Guyana y Colombia. En Bolivia, la cuenca amazónica abarca una superficie de 718 137 km^2, que representa el 65.4% del territorio nacional (SNHN, 2007). Con excepción del río Acre, la cuenca amazónica de Bolivia forma

parte de la cuenca alta del río Madera, que se origina de la confluencia de los ríos Beni y Mamoré, cerca de la población de Villa Bella, en el límite norte interdepartamental entre Beni y Pando. En términos de caudal, el río Madera es uno de los cuatro ríos más importantes en la cuenca amazónica (junto con los ríos Solimões, Japurá y Negro). Aporta más del 45% de todos los sedimentos suspendidos de la cuenca, en su mayoría provenientes de los Andes (McClain & Naiman, 2008; Molina & Vauchel, 2011).

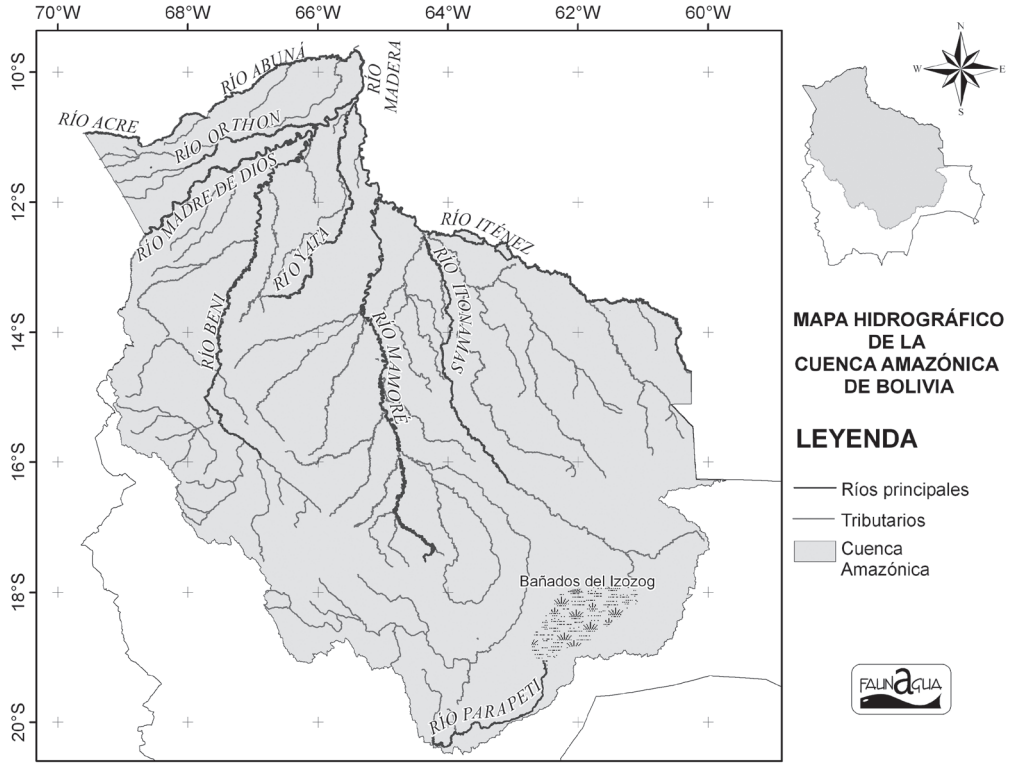


Figura 2.1. Mapa hidrográfico de la cuenca amazónica de Bolivia. Se indican sólo los ríos principales.

La mayoría de los ríos amazónicos de Bolivia son de tipo meandriforme, caracterizados por su lecho inestable (Charriere *et al.,* 2004). Sin embargo, si comparamos los 3 tributarios más importantes del río Madera (Mamoré, Beni, Iténez), se pueden apreciar diferencias marcadas (Fig. 2.1). El río Mamoré es un río de aguas blancas que tiene una planicie de inundación amplia intersecada por lagunas fluviales que son antiguos meandros abandonados por el río y por lagunas que se han formado en depresiones tectónicas (Ibáñez & Pouilly, 2004). El río Beni, por otra parte, es un río de aguas blancas que posee una planicie de inundación más estrecha que la del río Mamoré (Navarro & Maldonado, 2002). El río Iténez, en contraste con los dos otros tributarios, es un río de aguas claras con bajas tasas de transporte de sedimentos y se caracteriza por la presencia de mean-

dros antiguos que siguen conectados con el canal principal. Las diferencias entre estos tres ríos principales se repiten para otros ríos. Generalizando, podemos concluir que existe una gran heterogeneidad, cada río con su planicie de inundación siendo moldeado por un conjunto de factores geológicos, geomorfológicos e hidrológicos.

Los regímenes hidrológicos observados en los ríos de la cuenca amazónica boliviana son de tipo fluvial tropical, caracterizados por una alternancia marcada entre aguas bajas y altas (Bourrel & Pouilly, 2004). En los Andes, los hidrogramas se muestran irregulares con múltiples crecidas impredecibles. Río abajo y después de la convergencia de los ríos andinos, los ríos amazónicos presentan grandes inundaciones periódicas anuales (Navarro & Maldonado, 2002), cuya extensión y duración incide en la forma de los hidrogramas (Molina & Vauchel, 2011).

La heterogeneidad estructural y la complejidad geomorfológica de la Amazonía boliviana constituyen el escenario para la alta diversidad de peces, considerada como una de las más altas en la macrocuenca amazónica (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011). Los sistemas acuáticos amázonicos son un mosaico de ríos, arroyos, lagunas y zonas de inundación (Navarro & Maldonado, 2002). La alta heterogeneidad espacial, en combinación con la dinámica temporal ejemplificada en el pulso de inundación, es responsable para la alta productividad primaria y secundaria de estos sistemas (Junk *et al*., 1989) e influye en su funcionamiento ecológico. En el presente capítulo, se realiza una descripción de los patrones espaciales de las zonas inundadas en las diez subcuencas amazónicas.

SUBCUENCAS EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

Se distinguen 10 subcuencas en la Amazonía boliviana (Fig. 2.2): Acre, Abuná, Orthon, Madre de Dios, Beni, Mamoré, Iténez, Itonamas-Parapetí, Yata y Madera. Son las mismas subcuencas como las descritas por SNHN (2007), con excepción de las subcuencas Yata y Madera. En términos generales, la división corresponde al tercer nivel de clasificación aplicando el método de Pfafstetter (Crespo *et al.,* 2007), con las siguientes diferencias: a) La cuenca Beni-Madre de Dios se dividió en tres subcuencas (Beni, Madre de Dios y Orthon); b) la subcuenca Madera fue reconocida como una unidad separada de las otras subcuencas. Crespo *et al.* (2007) describieron en detalle la metodología aplicada para la delimitación de las subcuencas.

La subcuenca Acre tiene una extensión aproximada de 2 038 km^2 y como tal es la subcuenca más pequeña de la Amazonía boliviana (0.3% de la superficie total). Se encuentra en el noroeste de Bolivia en el departamento de Pando. El principal río en esta subcuenca es el río Acre, que en territorio boliviano recibe las aguas de unos pocos afluentes de poca importancia. Este río ingresa en territorio brasileño para confluir en el río Purús. La precipitación promedio es de 1 648 mm. Las aguas provienen de zonas planas, por lo que el contenido de sedimentos es bajo.

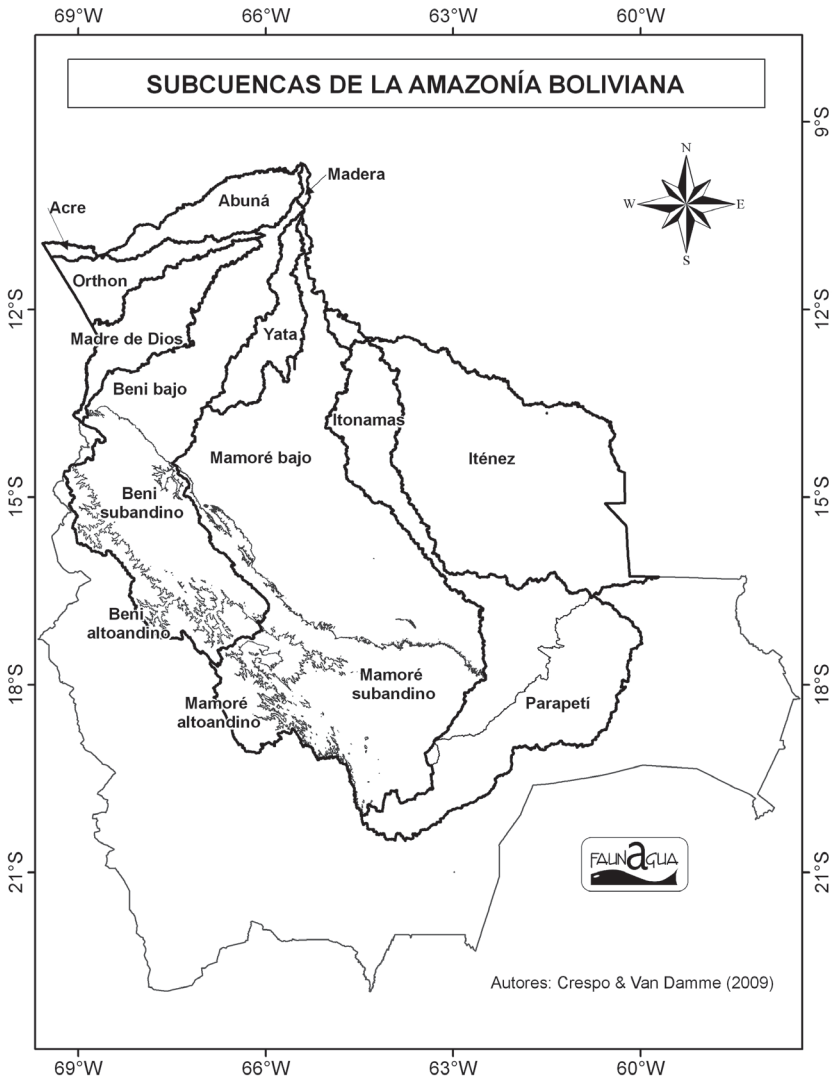


Figura 2.2. Subcuencas que forman parte de la cuenca amazónica de Bolivia. Las unidades dentro de las subcuencas Mamoré, Beni e Itonamas-Parapeti están descritas en el texto.

La subcuenca Abuná ocupa una superficie de 23 253 km^2 entre 49 y 160 m de altura aproximadamente. Abarca el norte del departamento de Pando. El principal río es el Abuná, que representa la frontera natural norte entre Bolivia y Brasil. Los principales afluentes son los ríos Negro y Mamo-Manu. El río Abuná desemboca en el río Madera. En la cuenca baja de este río (a la altura de la comunidad de Fortaleza) se encuentra una cachuela importante. Comprende depósitos laterizados en la cuenca alta, depósitos aluviales en la parte media y una cobertura laterítica sobre un conjunto de afloramientos de rocas precámbricas en la parte baja, cerca a la desembocadura en el río Madera

(Navarro & Maldonado, 2002). La precipitación promedio en la cuenca es de aproximadamente 1 800 mm en toda la cuenca (Cuadro 2.3). Las aguas nacen en áreas planas y se caracterizan por tener un contenido relativamente bajo de sedimentos en suspensión. En territorio boliviano, el río Abuná se caracteriza por la presencia de tributarios con aguas no blancas.

La subcuenca Madera ocupa una superficie de 972 km^2 en el extremo noreste de la Amazonía boliviana. El único curso de agua de importancia en esta subcuenca es el río Madera, que recibe las aguas de los ríos Beni, Mamoré y Abuná. También recibe las aguas no blancas de arroyos que escurren íntegramente dentro la subcuenca propia del río Madera. Esta subcuenca se caracteriza por la presencia de por lo menos cinco cachuelas importantes.

La subcuenca Orthon ocupa una superficie de 18 420 km^2 (2.6% de la superficie de la Amazonía boliviana) entre 107 y 354 m de altura aproximadamente. Se ubica en el departamento de Pando. El principal curso de agua en esta subcuenca es el río Orthon, que se origina de la confluencia de dos afluentes importantes, los ríos Manuripi y Tahuamanu. Sus aguas desembocan en el río Beni por debajo de la confluencia de este río con el Madre de Dios. La parte alta de la cuenca comprende depósitos laterizados y la parte baja, hasta la desembocadura en el río Beni, depósitos aluviales. La precipitación promedio en la cuenca es de 1 750 mm año^{-1}. El río Orthon es de aguas mixtas, igual como sus tributarios (ríos Tahuamanu, Manuripi), presentando aguas claras o negras durante la época seca y transportando sedimentos en suspensión durante la época lluviosa (Navarro & Maldonado, 2002).

La subcuenca Yata ocupa una superficie de 20 367 km^2 (2.9% de la superficie de la Amazonía boliviana) entre 95 y 223 m de altura aproximadamente. Se ubica íntegramente en el departamento del Beni. El principal curso de agua en esta subcuenca es el río Yata, que tiene como principal afluente al río Benicito. Comprende en la totalidad de su extensión depósitos aluviales. La precipitación promedio varía entre los 1 700 mm en el sur a los 1 900 mm en el norte. Río arriba y abajo de la confluencia del río Yata con el río Mamoré se encuentran varias cachuelas, que probablemente representan una barrera para el desplazamiento de peces. Es una de las subcuencas menos estudiadas.

La subcuenca Madre de Dios ocupa una superficie de 28 855 km^2 entre los 101 y 1 836 m de altura, pero la mayor parte de esta subcuenca en Bolivia se encuentra por debajo de los 250 m. Abarca la parte sur del departamento de Pando y el norte del departamento de La Paz. La precipitación promedio en la cuenca es de 1 850 mm año^{-1}. El río Madre de Dios es un río de aguas blancas netamente (Navarro & Maldonado, 2002). Desemboca en el río Beni, mismo que al confluir con el Mamoré-Iténez forma el río Madera. El paisaje en esta subcuenca resulta del proceso de recubrimiento de roca precámbrica con suelos erosionados de los Andes; el escudo mismo sólo aflora en la parte noreste. En las alturas de esta subcuenca (500 msnm) se ha desarrollado una red fluvial con cabeceras

de cauce muy próximas, en tanto que los ambientes acuáticos debajo los 300 msnm son "sistemas río-llanura de inundación", es decir un conjunto de cauces fluviales, lagunas y una llanura que se inunda periódicamente por el rebalse de los ríos. Durante el período de inundación, los tres elementos mencionados quedan conectados por el flujo de las aguas que trae como consecuencia el intercambio de materiales y energía en todo el sistema (Navarro & Maldonado, 2002). La subcuenca presenta un bioclima pluviestacional en toda su extensión.

La subcuenca Beni tiene una superficie de 123 285 km^2. Para su descripción dividimos la subcuenca en 3 subunidades: Altoandino (> 3 000 msnm), Subandino (entre 300 y 3 000 msnm), y Bajo Beni o Llanos (< 300 msnm) (Fig. 2.1). La parte subandina incluye la zona de piedemonte. La parte altoandina de la subcuenca Beni ocupa una superficie de 20 331 km^2 y se extiende por la Cordillera Oriental, encima de los 3 000 msnm. Se distingue en esta parte un vasto número de lagunas altoandinas. Los tributarios del río Beni nacen en esta zona: los ríos Boopi, Cotacajes y Santa Helena, que forman el río Alto Beni. A partir de la confluencia de los ríos Kaka y Alto Beni el río es denominado propiamente como Beni. En la cadena montañosa oriental de la zona subandina de la subcuenca Beni (superficie de 52 815 km^2), el paisaje muestra un relieve muy alto, aspecto masivo y pendientes escarpadas modeladas en rocas sedimentarias (Navarro & Maldonado, 2002). La zona subandina continúa del suroeste al nordeste a través de las montañas, serranías y colinas de la Cordillera Oriental y el piedemonte andino, con una gradual disminución del relieve y las pendientes. El paisaje acuático de esta parte de la subcuenca Beni (Cordillera Oriental) es fluvial por excelencia, estando los ambientes lacustres prácticamente ausentes debido al relieve escarpado (Cuadro 2.3). El bioclima en la parte subandina es pluviestacional hasta pluvial. El Bajo Beni, que ocupa una superficie de 50 139 km^2, representa la parte baja de la subcuenca Beni: las llanuras aluviales del Beni, cuyo paisaje es un mosaico complejo de formas originadas por la actividad fluvial, donde se combinan terrazas aluviales, albardones, llanuras de colmatación, cauces fluviales activos y abandonados. Gran parte de la superficie de esta zona inunda de forma ocasional, estacional o permanente. También existen numerosas lagunas de origen tectónico y de origen fluvial (meandros abandonados). El bioclima en el Bajo Beni es pluviestacional. Al igual que en la subcuenca Madre de Dios, los ambientes acuáticos son "sistemas río-llanura de inundación" (Navarro & Maldonado, 2002).

La subcuenca Mamoré tiene una superficie de 242 782 km^2. Para su descripción dividimos la subcuenca en 3 subunidades: Altoandino (> 3000 msnm), Subandino (entre 300 y 3 000 msnm), y Bajo Mamoré o Llanos (< 300 msnm) (Fig. 2.1). La parte subandina incluye la zona de piedemonte. La parte altoandina de la subcuenca Mamoré ocupa una superficie de 20 340 km^2. Se caracteriza por un vasto número de lagunas altoandinas y la presencia de bofedales. Los tributarios del río Mamoré (ríos Ichilo, Chapare, Isiboro, Grande) nacen en esta parte. El sector subandino de la subcuenca Mamoré empieza en la cadena montañosa, y es caracterizada por montañas, serranías y colinas

de la Cordillera Oriental y piedemonte andino, ocupando una superficie de 80 914 km^2 abarcando gran parte del departamento de Cochabamba, el norte de Oruro y parte del oeste de Santa Cruz. Está conformada por rocas sedimentarias en casi la totalidad de su extensión. La parte baja de la subcuenca Mamoré ocupa una superficie de 141 528 km^2 entre los 60 y 300 m de altitud, abarcando el norte del departamento de Cochabamba, oeste de Santa Cruz y la faja central del departamento del Beni. Esta zona baja se caracteriza por la extensa llanura aluvial del Mamoré. Los ambientes acuáticos de la subcuenca Mamoré son "sistemas río-llanura de inundación". Las lagunas de origen meándrico y tectónico son abundantes en la zona de inundación. También existen extensas zonas de relieve levemente deprimido que se anegan estacionalmente, ya sea por inundación fluvial o por el lento drenaje del agua de las precipitaciones (Navarro & Maldonado, 2002).

La cuenca del río Itonamas dentro la subcuenca Itonamas-Parapetí ocupa una superficie de 63 518 km^2 entre los 200 y los 1 676 m de altitud aproximadamente, en los departamentos de Santa Cruz y Beni. Es importante mencionar que el río Itonamas representa el curso bajo del río Parapetí. La delimitación se realizó a la altura de la laguna Concepción (Rafiqpoor *et al.,* 2003). Por otra parte, la cuenca del río Parapetí dentro la subcuenca Itonamas-Parapetí ocupa una superficie de 59 614 km^2 entre los 220 y los 3 542 m de altitud aproximadamente, ocupando parte de los departamentos de Santa Cruz y Chuquisaca. Entre los ríos amazónicos, el río Parapetí ocupa una posición particular. Este río confluye hacia los bañados del Izozog, en el departamento de Santa Cruz, que conforman un gran cuerpo de aguas someras con una superficie aproximada de 7 600 km^2. El agua de este sistema fluye en dirección suroeste a noreste hacia la quebrada Porvenir y otras quebradas menores, que vierten su caudal al río Quimones. Posteriormente, estas aguas llegan al río Itonamas, tributario de la margen izquierda del río Iténez (SNHN, 2007).

La subcuenca Iténez ocupa una superficie de 131 288 km^2 entre los 106 y los 918 m de altitud, abarcando la faja central de Santa Cruz y el noreste y este del Beni. La precipitación anual en esta subcuenca varía entre los 1 200 mm año^{-1} en la parte sur, hasta los 1 700 mm año^{-1} en la parte norte. Al igual que en las restantes subcuencas de la Amazonía, los ambientes acuáticos son "sistemas río-llanura de inundación" (Junk *et al*., 1989). La vertiente oriental de la subcuenca Iténez tiene su origen en numerosos ríos del Brasil y Bolivia, siendo los ríos Paraguá y Blanco los principales afluentes del lado boliviano. El río Paraguá se origina en la penillanura laterítica del Escudo Brasileño, zona con un relieve bajo, plano a fuertemente ondulado, susceptible a inundación prolongada y moldeado sobre rocas precámbricas. El río Iténez discurre por la llanura aluvial del Escudo Brasileño, que corresponde a una peniplanicie cubierta por sedimentos terciarios y cuaternarios, donde en algunas zonas aflora el zócalo precámbrico, dando como resultado un paisaje de construcción fluvial con elevaciones suaves. El río Iténez es considerado un río de aguas claras (Sarmiento & Killeen, 1998; Navarro & Maldonado, 2002).

PATRONES ESPACIALES DE INUNDACIÓN

La inundación en la llanura amazónica se realiza mediante la conjugación de dos procesos: un proceso exógeno, con la llegada de la onda de crecida de los ríos amazónicos y de sus afluentes que colectan las aguas de la zona subandina, generadas por las precipitaciones sobre la cordillera de los Andes y la zona de piedemonte; y un proceso endógeno, con el desbordamiento de las napas freáticas de la llanura, alimentadas por las precipitaciones locales (Bourrel *et al*., 1999; Bourrel & Pouilly, 2004). El proceso endógeno se intensifica cuando el drenaje de las aguas de llanura hacia el lecho principal es bloqueado por los niveles altos de las aguas en este último. Existe una variabilidad temporal interanual alta de ambos procesos, que pueden desarrollarse de manera independiente o conjunta.

Cuadro 2.1. Clasificación de la vegetación en la Amazonía según su nivel de inundación y valores asignados según OIT-BID (2005)

Categoría OIT	Duración de la inundación	Valor asignado
Inundación ocasional	Entre 1 y 30 días	1
Inundación ocasional a estacional	Entre 30 a 90 días	2
Inundación estacional a permanente	Entre 90 y 180 días	3
Inundación permanente	Mayor a 180 días	4

Cuadro 2.2. Superficie inundada en la Amazonía boliviana según OIT-BID (2005) y en base a Navarro & Ferreira (2007)

Descripción	Nº de días inundados	OIT-BID (2005)		Presente estudio	
		Superficie (km^2)	Superficie (%)	Superficie (km^2)	Superficie (%)
Sin inundación	0	564 370	82.2	499 119	69.9
Torrenteras	<1	839	0.1	-	-
Llanura aluvial de inundación ocasional y planicies de inundación ocasional	1-30	64 525	9.0	80 387	11.3
Planicies de inundación ocasional o estacional	31-90	37 397	5.2	62 068	8.7
Planicies de inundación estacional a permanente	91-180	18 568	2.6	19 600	2.7
Planicies de inundación permanente*	>180	788	0.1	53 404	7.5
TOTAL		686 486		714 577	

* En el caso de OIT-BID (2005), esta categoría no incluye cuerpos de agua permanentes (ríos y lagunas), como en el caso del cálculo basado en el mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007)

Se elaboró el mapa de inundación (Fig. 2.3) en base al mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007) construido a escala 1:250 000. Basados en la noción de que las plantas sirven como indicadores del nivel de anegación (Navarro & Maldonado, 2002; Bourrel & Pouilly, 2004; Martinez & LeToan, 2007), se clasificó la vegetación de Bolivia en cuatro categorías: vegetación con inundación ocasional, con inundación ocasional a estacional,

con inundación estacional a permanente y con inundación permanente. El valor más alto fue asignado a las áreas inundadas por mayor tiempo (Cuadro 2.1). La clasificación se basa en las categorías utilizadas por OIT-BID (2005).

El cuadro 2.2 presenta las superficies inundadas en la Amazonía boliviana. Según OIT-BID (2005), 18% de la Amazonía boliviana está inundada por tiempos variables. Por otra parte, en base al mapa de inundación elaborado en base a la información proporcionada por Navarro & Ferreira (2007), la zona que se inunda temporalmente o continuamente representa el 30% de la superficie de la Amazonía boliviana. Existen diferencias entre los dos métodos, particularmente en la extensión de las zonas de inundación estacional a permanente. Esto se debe a que los últimos autores incluyeron en esta categoría tanto las zonas de inundación temporal en una duración mayor a los 6 meses, como los cuerpos de agua permanentes (ríos y lagunas). Otra causa de la diferencia entre los dos mapas puede ser la escala en la que fueron elaborados. El mapa de inundación elaborado por OIT-BID (2005) presenta menor detalle que el realizado en base al mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007).

Cuadro 2.3. Superficie inundada, superficie de lagunas permanentes y precipitación en las subcuencas de la Amazonía boliviana. Las superficies de área inundada fueron calculadas en base al mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007); las superficies de lagunas permanentes fueron calculadas en base a imágenes satelitales LANDSAT; los mínimos y máximos de precipitación están basados en Roche *et al*. (2002).

	Superficie total		**Superficie inundable**		**Superficie de lagunas permanentes**		**Precipitación**	
							Min.	Max.
Subcuencas	km²	%	km²	%	km²	%	(mm)	(mm)
Abuná	23 253	3.3	9 339	40.2	8	<0.1	1 640	1 806
Madera	972	0.1	474	48.8	0	0.0	1 643	1 712
Acre	2 038	0.3	140	6.8	<1	<0.1	1 648	1 648
Orthon	18 420	2.6	4 724	25.6	33	0.2	1 648	1 827
Madre de Dios	28 855	4.0	9 169	31.8	81	0.3	1 900	2 500
Beni	123 285	17.2	20 999	17.0	489	0.4	315	5 000
Bajo	50 139	7.0	20 119	40.1	454	0.9	1 642	3 000
Subandino	52 815	7.4	864	1.6	7	<0.1	427	5 000
Altoandino	20 331	2.8	16	0.1	28	0.1	315	5 000
Yata	20 367	2.9	7 389	36.3	311	1.5	1 700	2 000
Mamoré	242 782	33.9	97 446	40.1	4 489	1.8	301	6 000
Bajo	141 528	19.8	96 555	68.2	4 409	3.1	971	6 000
Subandino	80 914	11.3	849	1.1	31	<0.1	311	6 000
Altoandino	20 340	2.8	42	0.2	49	0.2	301	5 000
Itonamas-Parapetí	123 133	17.2	25 137	20.4	838	0.7	444	1 919
Itonama	63 518	8.9	24 539	38.6	726	1.1	630	1 919
Parapeti	59 615	8.3	598	1.0	112	0.2	444	1 400
Iténez	131 288	18.4	41 207	31.4	906	0.7	1 045	1 996
TOTAL	714 410	100.0	215 171	30.1	7 155	1.0	301	6 000

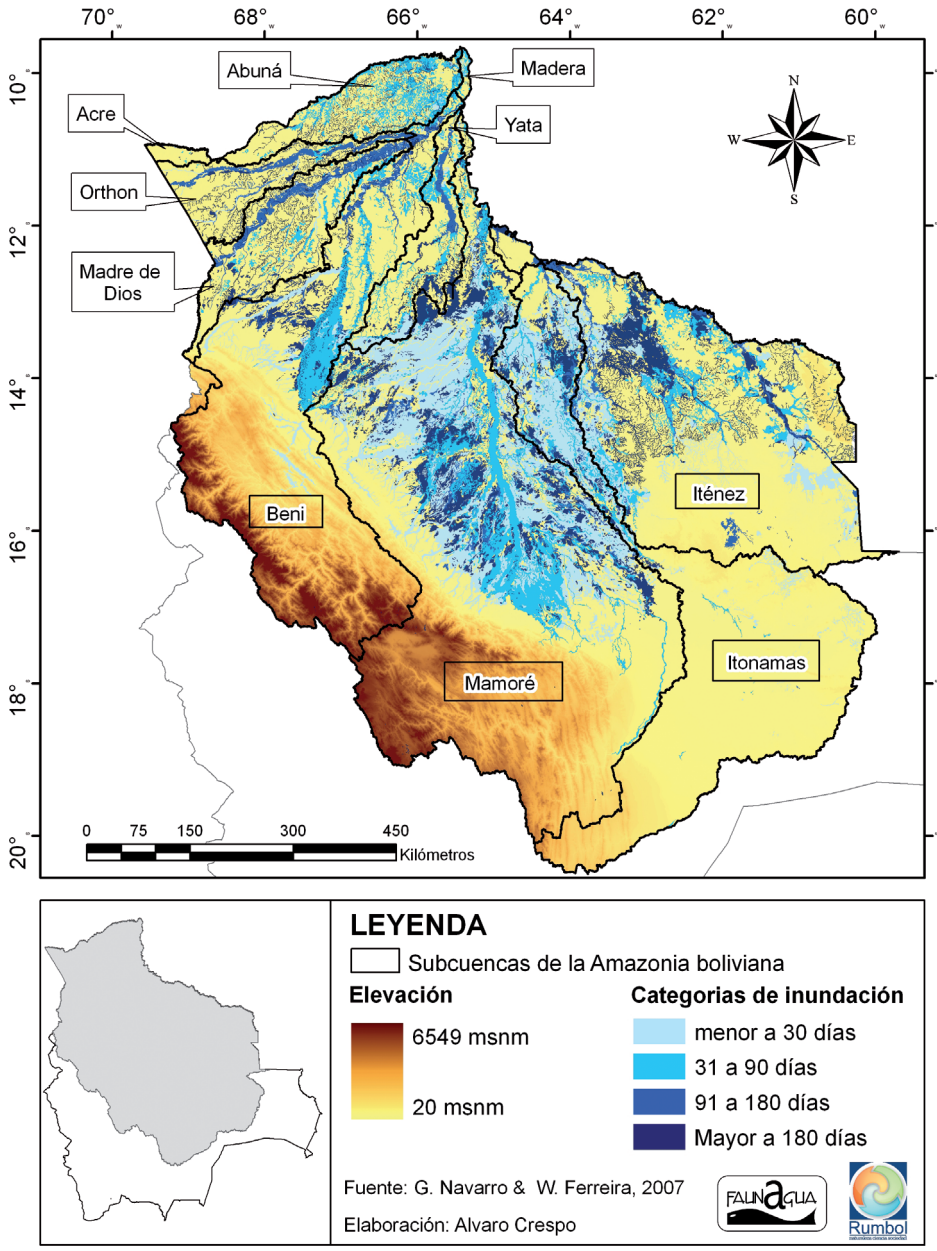


Figura 2.3. Mapa de inundación, elaborado en base al mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007) sobrepuesto con las 10 subcuencas de la Amazonía boliviana.

Las zonas inundadas en el mapa de vegetación de Navarro & Ferreira (2007) corresponden en su mayoría a sabanas con inundaciones estacionales, pantanos (yomomos y curiches), bosques de galería, bosques de llanura aluvial con inundaciones estacionales, e islas de bosque con inundaciones estacionales (Beck, 1984; Navarro & Maldonado, 2002).

La superficie inundable en la Amazonía boliviana estimada con este método es mayor a previas estimaciones. Bayley & Petrere (1989), por ejemplo, estimaron un área inundada de 33 700 km^2 en la Amazonía boliviana, equivalente a 4.7% de la superficie total. Roche & Fernandez (1988), Hanagarth (1993) y Junk (1993) estimaron la superficie de las áreas inundables en 100 - 150 000 km^2 (14 - 21%), en función a la variabilidad hidrometeorológica interanual en la llanura y en las subcuencas andinas. Hamilton *et al.* (2004) estimaron la superficie inundable (no incluyendo cuerpos de agua permanentes) en los Llanos de Mojos en 78 460 km^2. Estas diferencias entre las distintas estimaciones parcialmente resultan de diferencias en la metodología utilizada y de distintos criterios aplicados para definir inundación. Las estimaciones más altas resultan de la aplicación de métodos basados en el tipo de vegetación (presente estudio), puesto que este enfoque permite integrar información multi-temporal de las inundaciones y además refleja tanto procesos exógenos como endógenos, y de la aplicación de métodos sofisticados basados en imágenes radar, ya que estos métodos permiten detectar inundaciones en zonas boscosas y bajo todas las situaciones climáticas (Bourrel *et al.,* 1999; Hamilton *et al.,* 2004; Bourrel & Pouilly, 2004). La estimación de la superficie inundable de la Amazonía boliviana en el presente estudio (215 171 km^2), equivalente al 30.1% de la superficie total, es mayor a todas las estimaciones previas, primero porque también incluye cuerpos de aguas permanentes y, segundo, porque es muy sensible, probablemente detectando también zonas que inundan muy poco tiempo (desde un día).

Los cálculos presentados en el cuadro 2.3 fueron realizados para las diez subcuencas amazónicas. Además, tres subcuencas fueron divididas en unidades funcionales en base a la elevación. Esto nos permitió conocer las superficies inundadas en tres pisos de altura: altoandino, subandino y llanos (para las subcuencas Beni y Mamoré), además, en la parte alta y baja de la subcuenca Itonamas-Parapetí (Fig. 2.1). La cuenca baja del río Mamoré se caracteriza por las más extensas zonas de inundación (68.2%) (Cuadro 2.3). Las estimaciones de la superficie inundada en esta zona varían entre 27 120 km^2 (Bayley & Petrere, 1989), 70 000 km^2 (Martínez & LeToan, 2007) y 96 555 km^2 (presente estudio; Cuadro 2.3), dependiente de la metodología utilizada. Estas estimaciones demuestran que la planicie de inundación del río Mamoré es una de las más grandes e importantes a nivel mundial (Martinez & LeToan, 2007; Molina & Vauchel, 2011). Otras subcuencas (o subunidades) con alto porcentaje de inundación son las del Madera (48.8%), Bajo Beni (40.1%) e Itonamas (38.6%)

Cabe mencionar que la Amazonía boliviana se caracteriza por la presencia de gran cantidad de lagunas fluviales y tectónicas (Navarro & Maldonado, 2002), muchas de ellas formando parte de las planicies de inundación. En el cuadro 2.3., se presenta información sobre la superficie de las lagunas permanentes en cada subcuenca. Aproximadamente 1% de la superficie total de la Amazonía boliviana es representada por cuerpos de agua lénticos permanentes. El Bajo Mamoré representa la unidad con mayor superficie de lagunas (3.1%).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Pilar Becerra por su apoyo en la elaboración de los mapas. Asimismo, nuestros agradecimientos a Gonzalo Navarro y Wanderley Ferreira por dar permiso para utilizar su mapa de vegetación para la interpretación de patrones espaciales de inundación.

REFERENCIAS

Bayley, P.B. & M. Jr. Petrere (1989). Amazon fisheries: assessment methods, current status, and management options. Publicación especial de Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 385-398.

Beck, S.C. (1984). Comunidades vegetales de las sabanas inundadizas en el Noreste de Bolivia. Phytocoenologia, 12: 321-350.

Bourrel, L., S. Moreau & L. Philips (1999). Dinámica de las inundaciones en la cuenca amazónica boliviana. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 6: 5-17.

Bourrel, L. & M. Pouilly (2004). Hidrología y dinámica fluvial del río Mamoré. p. 117-140. En: Pouilly, M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré: importancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Charriere, M., L. Bourrel, E. Gautier & M. Pouilly (2004). División geomorfológica del río Mamoré. p. 77-94. En: Pouilly, M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré: importancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Crespo, A., P.A.Van Damme & M. Zapata (2007). Clasificación de cuencas de Bolivia según la metodología de Pfafstetter. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 22: 69-76.

Hamilton, S.K., S.J. Sippel & J.M. Melack (2004). Seasonal inundation patterns in two large savanna floodplains of South America: the Llanos de Mojos (Bolivia) and the Llanos del Orinoco (Venezuela and Colombia). Hydrological Processes, 18: 2103-2116.

Hanagarth, W. (1993). Una lista bibliográfica de las sabanas del Beni, norte de Bolivia. Instituto de Ecología, U.M.S.A. La Paz, Bolivia. 93 p.

Ibáñez, C. & M. Pouilly (2004). Diversidad de hábitats acuáticos. p: 117-140. En: Pouilly, M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré: importancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. p. 110-127. In: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publications Fisheries Aquatic Science, 106 p.

Junk, W.J. (1993). Wetlands of tropical South America. p. 679-739. In: Whigham, D.F., D. Dykyjová & S. Hejny (Eds.). Wetlands of the world: Inventory, ecology and management. Kluwer Academic Publishers.

McClain, M. & R.J. Naiman (2008). Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon river. BioScience, 58 (4): 325-338.

Martinez, J.M. & T. LeToan (2007). Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. Remote Sensing of Environment, 108 (3): 209-223.

Meybeck, R. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. American Journal of Science, 282: 401-450.

Molina, J. & P. Vauchel (2011). Régimen hidrológico del río Madera y de sus tributarios. p. 3-14. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía

boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Navarro, G. & M. Maldonado (2002). Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y ambientes acuáticos. Centro de Ecología Simón Patiño, Bolivia. 500 p.

Navarro, G. & W.J. Ferreira (2007). Mapa de vegetación de Bolivia. TNC, Bolivia.

OIT-BID (2005). Mapas geográficos de Bolivia.

Rafiqpoor, D., R. Villarpando, C. Nowicki, H. Sommer, A. Jarvis, P. Jones & P.L. Ibisch (2003). El factor abiótico que más influye en la distribución de la biodiversidad: El clima. p. 31-46. En: Ibisch, P.L. & G. Mérida (Eds.). Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ed. FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 638 p.

Roche, M. & C.F. Fernandez (1988). Water resources, salinity and salt yields of rivers in the Bolivian Amazon. Journal of Hydrology, 101: 305-312.

Roche, M., C. Fernandez, N. Abasto, A. Aliaga, R. Arellano, J. Cortés, C. Cruz, O. Espinoza, J. Pena & J.L. Montaño (2002). Balance hídrico superficial de Bolivia. Publicación PHICAB, La Paz, 28 p.

Sarmiento, J. & T.J. Killeen (1998). Hydrology of the Huanchaca Plateau and surrounding areas. p. 46-47. En: Killeen, T.J. & T. Schulenberg (Eds.). A biological assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. RAP Working Papers 10, Conservation International, Washington, D.C.

SNHN (2007). Hidrografía de Bolivia. La Paz, Bolivia. 402 p.

3 FUNCIONAMIENTO HIDRÁULICO DEL RÍO MADERA EN LA ZONA DE CACHUELAS

HYDRAULIC PERFORMANCE OF THE MADERA RIVER IN THE REGION OF RAPIDS

Jorge MOLINA CARPIO

RESUMEN

Las características físicas y el régimen hidrológico e hidráulico del tramo de cachuelas del río Madera, entre Guayaramerín y Porto Velho, juegan un rol decisivo sobre los impactos que podría tener una represa hidroeléctrica construida en esa zona. Ese tramo es hidráulica y morfológicamente diferente de los tramos situados aguas arriba en territorio boliviano y peruano (Alto Madera) y abajo (Bajo Madera). El control geológico e hidráulico que representan las cachuelas ha llevado a la formación en la región del Alto Madera de una de las llanuras interiores de inundación más grandes del mundo: la del río Mamoré. En el presente capítulo, se describe el funcionamiento hidráulico del tramo del río Madera entre la confluencia de los ríos Beni y Mamoré y la ciudad de Porto Velho. Se destacan dos características hidrológico-hidrodinámicas de ese tramo: la gran variación temporal de los niveles de agua y la gran variación espacial de la velocidad de flujo. Esto crea una gran variedad de ambientes acuáticos y condiciones de oxigenación del agua.

SUMMARY

The physical, hydrological and hydraulic characteristics of a stretch of rapids on the Madeira river, between Guayaramerín and Porto Velho, play a decisive role in the impacts that could occur with the construction of a hydroelectric dam in this area. This section is hydraulically and morphologically different from upstream sections in Bolivia and Peru (upper Madera) and the river stretch downstream of Porto Velho (lower Madera). The geological and hydraulic control characteristic of the rapids has created the formation in the upper Madera region of one of the largest interior flood plains in the world: that of the Mamore River. This chapter describes the hydraulic operation of the Madera River section between the confluence of the Beni and Mamore rivers and the city of Porto Velho. Two hydrological-hydrodynamic characteristics of this section are highlighted: the large temporal variation in water levels and the large spatial variation of flow velocity. This creates a great variety of aquatic habitats and conditions of water oxygenation.

Documento reproducido con permiso de FOBOMADE

INTRODUCCIÓN

El río Madera es el principal afluente del río Amazonas tanto por caudal como por longitud. Se forma por la unión de los ríos Beni y Mamoré en las proximidades de la población de Villa Bella. Se acostumbra denominar Alto Madera al curso (y cuenca) del río aguas arriba de esa población (A en la figura 3.1) y Bajo Madera al curso aguas abajo de Porto Velho (C en la figura 3.1). Entre los dos se encuentra el tramo de cachuelas (cascadas de baja altura) y rápidos donde se proyecta construir represas hidroeléctricas (B en la figura 3.1).

El desnivel del tramo del río Mamoré entre Guayaramerín y Puerto Villaroel (Alto Madera) es 80 m en 1 317 km (Fig. 3.2). Este río es típico de llanura, con amplios meandros, lagunas de várzea y fuerte migración lateral del cauce. El río Mamoré forma una de las llanuras interiores de inundación más grandes del mundo (100 000 km^2) (Crespo & Van Damme, 2011).

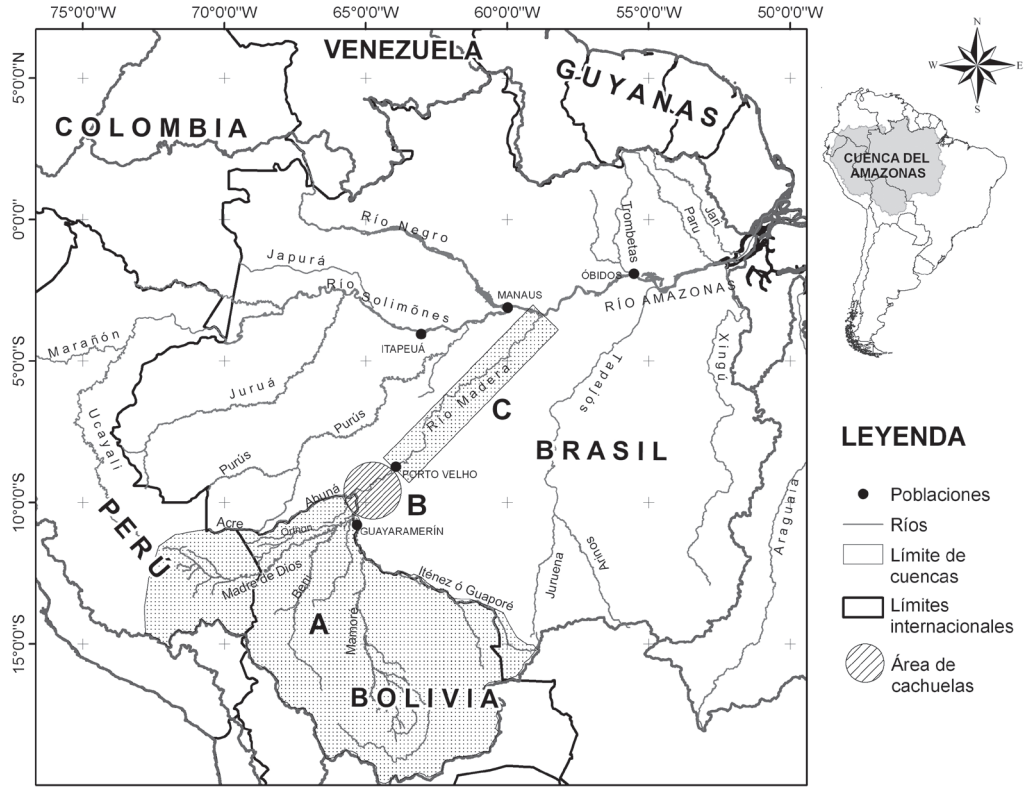


Figura 3.1. Las tres zonas del río Madera: (A) Alto Madera; (B) zona de cachuelas (entre Guayaramerín y Porto Velho); (C) Bajo Madera

Las características físicas y el régimen hidrológico del tramo del río Madera entre Guayaramerín y Porto Velho juegan un rol decisivo sobre los impactos que podría tener una

represa construida en esta zona. Las cachuelas de ese tramo son la manifestación de un control geológico impuesto por las rocas del Escudo precámbrico. Como consecuencia, el tramo de cachuelas entre Guayaramerín y Porto Velho es hidráulica y morfológicamente diferente de los tramos situados aguas arriba y abajo.

El tramo de cachuelas se inicia inmediatamente aguas abajo de las ciudades gemelas de Guayaramerín y Guajará Mirim, sobre el río Mamoré, y termina en la cachuela de Santo Antonio, 6 km aguas arriba de Porto Velho. Este tramo presenta 18 cachuelas y rápidos que se extienden a lo largo de una longitud de 360 km. El desnivel estimado para este tramo por el estudio de inventario (PCE, 2002) es de 60 m (Fig. 3.2). La figura 3.3 muestra las cachuelas identificadas en el tramo Guayaramerin-Porto Velho. El subtramo Abuná-Cachuela de Santo Antonio, donde el Brasil proyecta construir dos represas hidroeléctricas, tiene 222 km de longitud. En este subtramo, el río Madera no recibe a ningún afluente importante.

En el tramo de cachuelas, el río Madera fluye "encajonado", es decir en un cauce estable y bien definido, con niveles de base controlados estructuralmente y muy poca libertad de moverse lateralmente. No se observan meandros ni las típicas lagunas de várzea de los meandros cortados. Tampoco se observan las várzeas o lagunas de inundación, tan frecuentes en el Amazonas, y la superficie de la llanura de inundación del Madera es relativamente pequeña. El río presenta un canal único (excepto donde algunas islas provocan bifurcaciones) y estable, con barrancas laterales de fuerte pendiente. El canal principal tiene capacidad suficiente para contener la crecida media anual (alrededor de 38 500 $m^3 s^{-1}$).

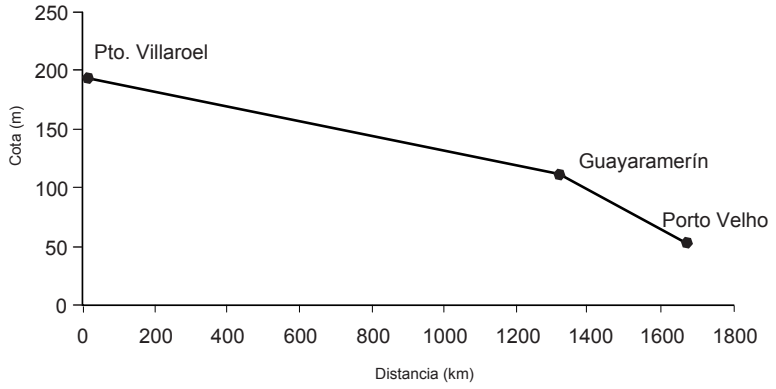


Figura 3.2. Pendiente y elevación de los ríos Mamoré (entre Puerto Villarroel y Guayaramerín) y Madera (entre Guayaramerín y Porto Velho)

Las cuatro primeras cachuelas están situadas sobre el río Mamoré. De las catorce restantes, las dos más importantes son los saltos de Jirau y Teotônio, que prácticamente en toda época del año tienen una caída hidráulica de 4 metros o más. Sigue un grupo de

cachuelas de tamaño intermedio, como Ribeirão o Pederneira, y al final se encuentran un grupo de cachuelas pequeñas que son apenas perceptibles en la estación seca, como Misericordia, Periquitos, Morrinhos o Macacos.

En el tramo existen tanto sectores rocosos como depósitos aluviales. Los sedimentos del fondo del cauce son predominantemente arena fina (d_{50}=0.2 mm), con presencia de arenas gruesas, gravas y un pequeño porcentaje de limo. En todas las cachuelas la roca es aflorante.

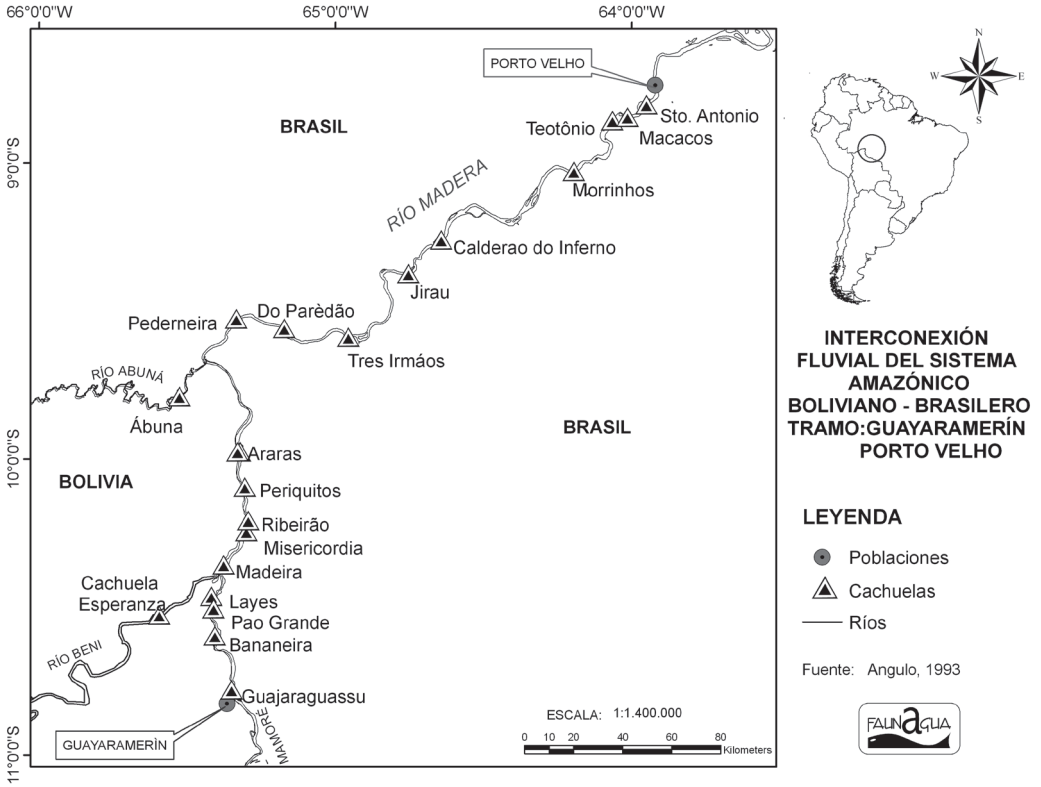


Figura 3.3. Cachuelas del tramo Guayaramerín-Porto Velho (en base a Angulo, 1993)

HIDRÁULICA Y TOPOGRAFÍA DE LA ZONA DE CACHUELAS

Características topográficas

Las características fluviomorfológicas (cauce estrecho, profundo, encajonado, con controles geológicos en las cachuelas) y topográficas del río Madera determinan la fuerte

variación estacional de los niveles de agua. El río Madera presenta un canal bien definido, con barrancas laterales de fuerte pendiente (Fig. 3.4). La transición entre barranca y márgenes es relativamente brusca. Es frecuente encontrar depresiones del terreno en las márgenes cuya cota es inferior a la de la barranca, por lo que se inundan fácil y rápidamente cuando el nivel del agua supera los límites del cauce principal. En general este cauce tiene capacidad suficiente para contener la crecida media anual, pero existen muchos tramos donde las cotas de la margen izquierda y derecha difieren apreciablemente, como se observa en la figura 3.4.

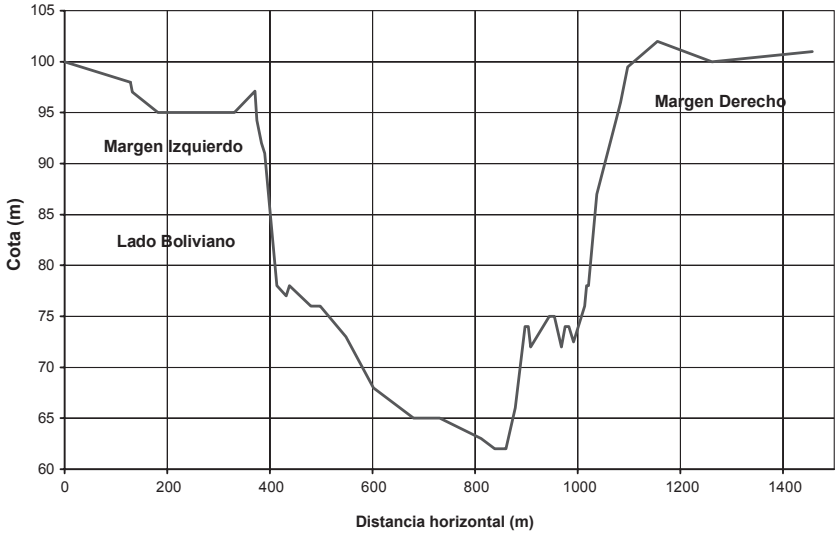


Figura 3.4. Sección transversal del río Madera en la estación de Vila Abuná (Elaboración propia en base a datos de FURNAS-ODEBRECHT, 2005)

Un ejemplo de la variación estacional de los niveles de agua es la Capitanía boliviana de Puerto Manoa, donde el SENAMHI-Bolivia instaló recientemente una estación hidrométrica automática. Está situada frente a la estación hidrométrica brasileña de Abuná-Vila. En fecha 31 de agosto 2007, el caudal estimado del río Madera era de 4 150 $m^3 s^{-1}$. En fecha 17 de marzo 2008, el caudal era de aproximadamente 36 800 $m^3 s^{-1}$. Entre la primera y última fecha la variación del nivel del agua es de 13.2 m.

Comportamiento hidráulico de las cachuelas

Las cachuelas presentan al menos dos tipos de comportamiento hidráulico: tipo vertedero y cachuelas que se comportan como canal con flujo acelerado por cambio de pendiente. La figura 3.5 ilustra estos dos tipos. En las cachuelas tipo vertedero, las secciones aguas arriba de la cachuela son considerablemente más profundas que la sección de control situada sobre la misma cachuela. Por esta razón a cierta distancia aguas arriba el

perfil hidráulico (superficie del agua) es casi horizontal para un rango amplio de caudales y las velocidades son más bajas. Este es el caso de la cachuela Ribeirão, situada en el tramo binacional y probablemente sea el caso de Teotônio.

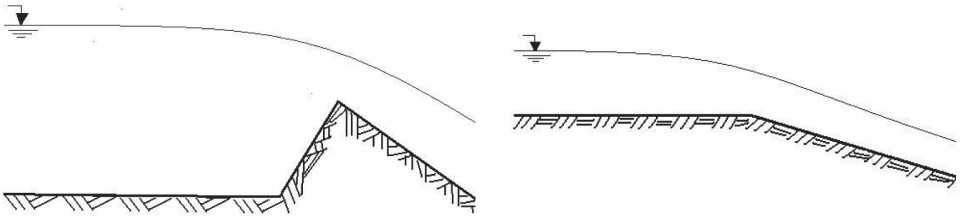


Figura 3.5. Vertedero (izquierda) y canal con cambio de pendiente (derecha)

El segundo tipo se presenta cuanto las secciones aguas arriba tienen una profundidad similar o un poco mayor a la sección de la cachuela. En este caso, el perfil hidráulico aguas arriba tiene una pendiente y las velocidades son más próximas a las que se producen sobre la cachuela.

Las cachuelas no son uniformes en toda su longitud ni tampoco sobre todo el ancho del cauce del río. Puede observarse la presencia de saltos o cascadas sobre una parte de la sección, mientras que el resto puede comportarse como un rápido, con flujo muy turbulento y a alta velocidad, pero sin un salto claramente perceptible.

Secciones transversales

Los anexos 3.1 y 3.2 muestran las secciones transversales que fueron incluidas en la modelación. La primera columna muestra el número de la sección. Se adoptó la misma numeración de los estudios EIA brasileños, donde el número representa aproximadamente la progresiva, contada a partir de la sección de San Carlos, situada río abajo de Porto Velho. Las secciones obtenidas por FURNAS-ODEBRECHT (2005) tienen números enteros. Para distinguirlas, las secciones bolivianas obtenidas por SENAMHI-ENDE (2007) tienen números decimales (por ejemplo 338.1). Las tablas incluyen también las distancias parciales y acumuladas a partir de la primera sección de cada tramo, así como su ubicación respecto a cachuelas, islas o estaciones hidrométricas.

FUNCIONAMIENTO HIDRÁULICO EN CONDICIONES NATURALES

En base a los resultados de la simulación con el modelo HEC-RAS (Molina *et al*., 2008) se describirá a continuación el comportamiento hidráulico del tramo de estudio. La simulación solamente se pudo realizar hasta la sección 418.1 situada inmediatamente aguas

abajo de la cachuela de Madera. Esa cachuela está situada aproximadamente 4 km abajo de la confluencia de los ríos Beni y Mamoré.

Perfiles hidráulicos

La figura 3.6 muestra los perfiles hidráulicos (niveles de agua) y del talweg (punto más bajo del cauce del río) para el tramo Santo Antonio-Jirau y la figura 3.7 para el tramo Jirau-Cachuela Madera, en condiciones naturales y para tres caudales representativos: 5 000, 18 000 y 40 000 $m^3 s^{-1}$. El primero corresponde aproximadamente al caudal medio del mes más seco (septiembre), el segundo al caudal medio interanual y el caudal de 40 000 $m^3 s^{-1}$ a la crecida máxima media anual.

En el tramo Santo Antonio – Jirau (progresivas 81 - 207) destaca la cachuela de Teotônio, ubicada entre las secciones 96 y 105. Esta cachuela presenta una caída hidráulica (de la superficie del agua) que alcanza cerca de 9 metros para el caudal más bajo (5 000 $m^3 s^{-1}$) entre las secciones 96 y 105. La caída hidráulica se va reduciendo gradualmente a medida que aumenta el caudal. Para el caudal medio de 18 000 $m^3 s^{-1}$ la caída se reduce a 6.5 m y para el caudal de 40 000 $m^3 s^{-1}$ a un poco más de cuatro metros. Las cachuelas de Morrinho y do Inferno son imperceptibles en los tres perfiles, por ser muy pequeñas o por insuficiencia de datos topográficos.

La diferencia promedio de niveles de agua entre los caudales de 5 000 y 40 000 $m^3 s^{-1}$, que corresponden aproximadamente a los niveles mínimo y máximo medio anuales, es de 11.4 m en el tramo Santo Antonio -Jirau. En la sección 98 se produce la diferencia mínima (poco más de 8 metros) y en la sección 207 la diferencia máxima (13 metros).

Gracias a la mejor disponibilidad de datos topográficos, en el tramo Jirau-Cachuela Madera se observa con claridad la alternancia de crestas y pozas en el lecho del río. La caída de la superficie del agua en la cachuela de Jirau es de más de 7 metros (entre las secciones 210 y 207) para los tres caudales y, por tanto, en cualquier estación del año. La caída hidráulica en las cachuelas de Tres Irmáos (256), Pederneira (309), Araras (375) y Ribeirão (405) se percibe para el caudal de estiaje (5 000 $m^3 s^{-1}$).

Para el caudal medio de 18 000 $m^3 s^{-1}$, las cachuelas de Tres Irmáos y Araras son casi imperceptibles y la caída hidráulica se reduce considerablemente en Pederneira y Ribeirão. Para el caudal de crecida de 40 000 $m^3 s^{-1}$, todas las cachuelas (excepto Jirau) son casi imperceptibles en el perfil hidráulico. La pendiente del perfil de la superficie del agua aumenta con el caudal para casi todo el tramo Jirau-Villa Bella.

Las cachuelas de Misericordia y Periquitos del subtramo binacional Abuná-Villa Bella (ver figura 3.3) no se perciben para ninguno de los tres caudales, probablemente por ser muy pequeñas. La simulación mostró que el perfil hidráulico en los sectores próximos a las cachuelas es muy sensible a la ubicación y número de las secciones topográficas.

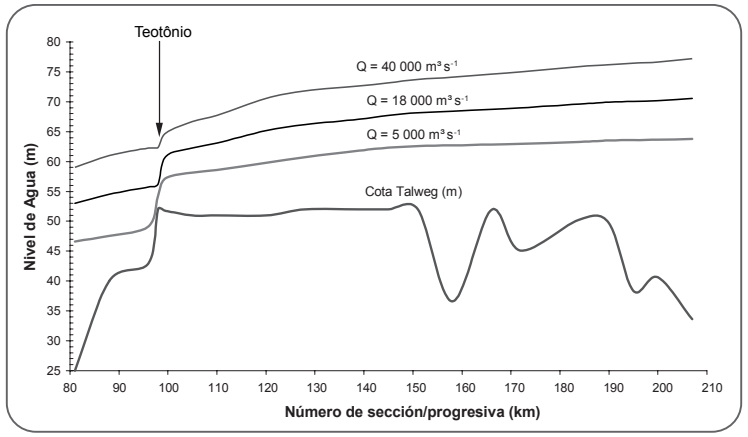


Figura 3.6. Perfil hidráulico y del lecho del río Madera entre Santo Antonio (81) y Jirau aguas abajo (207) para tres caudales (Q): 5 000, 18 000 y 40 000 m³ s⁻¹ (Elaboración propia)

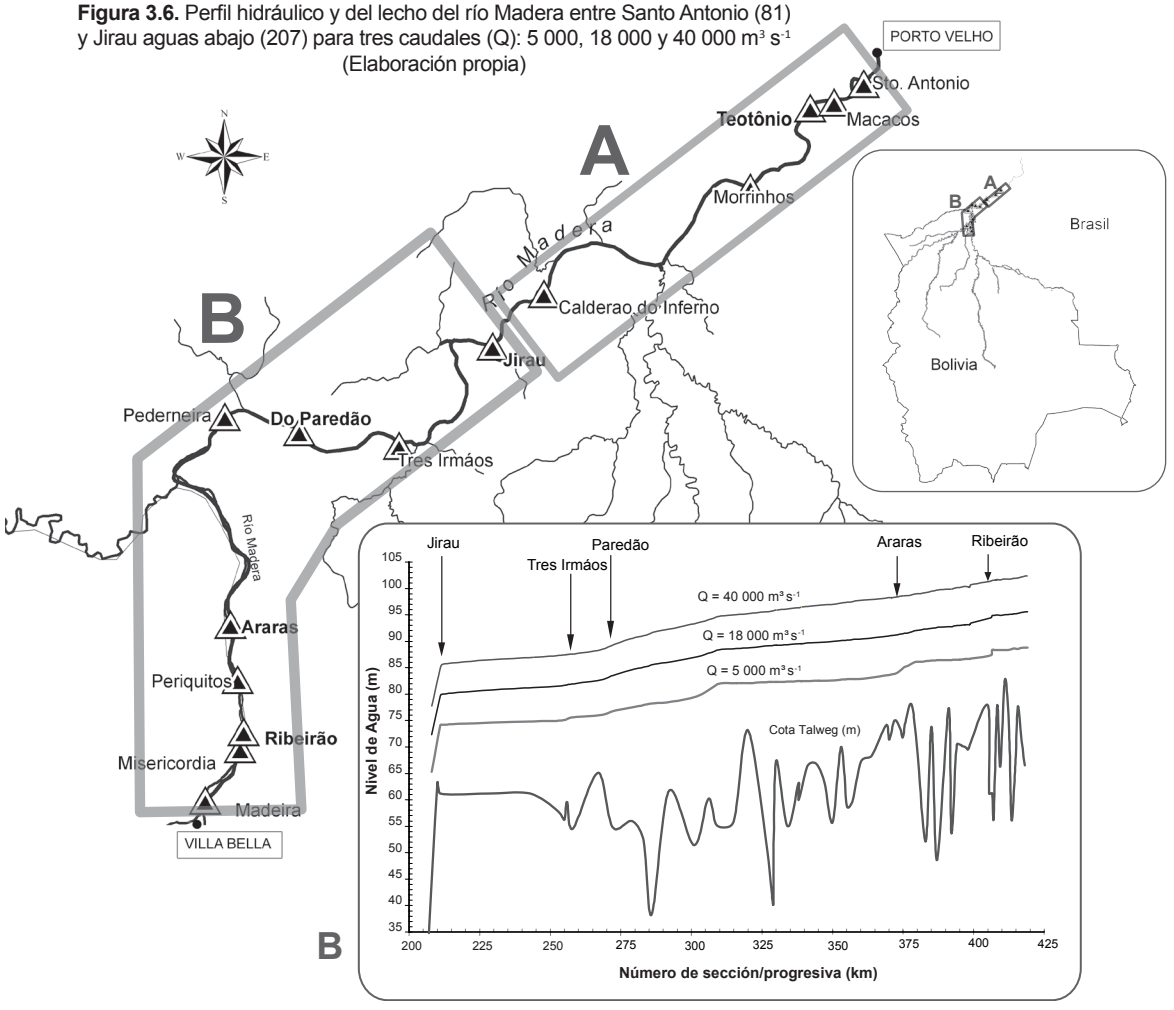


Figura 3.7. Perfil hidráulico entre secciones de Jirau aguas abajo (207) y cachuela Madera aguas abajo (418.1) para tres caudales (Q): 5 000, 18 000 y 40 000 m³ s⁻¹ (Elaboración propia)

La diferencia promedio de niveles de agua entre los caudales de 5 000 y 40 000 $m^3 s^{-1}$, que corresponden aproximadamente a los niveles mínimo y máximo medio anuales, es de 13.4 m en el tramo Jirau-Cachuela Madera, mayor que en el tramo Santo Antonio-Jirau. Los niveles del agua varían más fuertemente en el tramo binacional (la variación se acerca a los 15 metros entre Abuná y Araras), mientras que inmediatamente aguas arriba de la cachuela de Jirau, la variación de niveles es de aproximadamente 11 metros.

Velocidad de flujo

La figura 3.8 muestra la velocidad media de flujo a lo largo del tramo Santo Antonio-Jirau en condiciones naturales y para los caudales de 5 000, 18 000 y 40 000 $m^3 s^{-1}$. Se observa que es en la cachuela de Teotônio donde se producen las velocidades máximas de este tramo. En esta cachuela, la velocidad máxima, del orden de 5.6 $m s^{-1}$, se produce para el caudal de 18 000 $m^3 s^{-1}$. Para el resto del tramo, el comportamiento es el esperado: la velocidad de flujo aumenta con el caudal. Para la mayor parte del tramo, la velocidad varía de 0.5-0.8 $m s^{-1}$ en aguas bajas a 1.5-2 $m s^{-1}$ en aguas altas. Solamente entre las secciones 110 y 120 se observan velocidades mayores (entre 0.8 y 2.8 $m s^{-1}$).

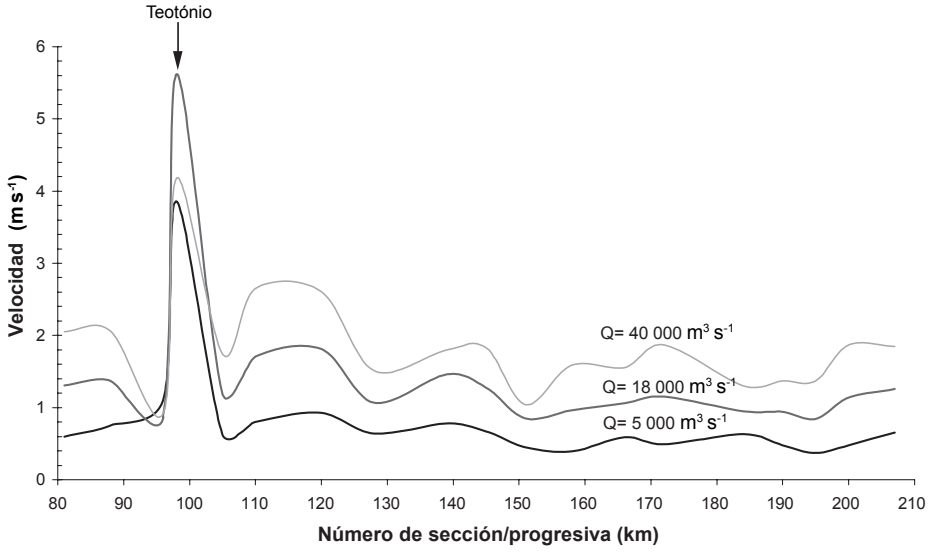


Figura 3.8: Velocidad de flujo entre Santo Antonio y Jirau

Hay mayor variación de velocidad a lo largo del tramo Jirau-Cachuela Madera (Fig. 3.9) para los mismos caudales. Se observan varios picos: en las cachuelas de Jirau (210) y Ribeirão (405), en la sección 267 entre las cachuelas de Tres Irmáos y Paredão, en la sección 350 y en la sección 380 entre las cachuelas de Araras y Ribeirão. En Jirau, la velocidad máxima, de un poco más de 4 $m s^{-1}$, se alcanza para los caudales de crecida.

El comportamiento es similar para casi todo el tramo, con la notable excepción de la cachuela de Ribeirão, donde la velocidad máxima de 4 m s^{-1} se da para el caudal de estiaje. La explicación más probable es el comportamiento tipo vertedero de esta cachuela.

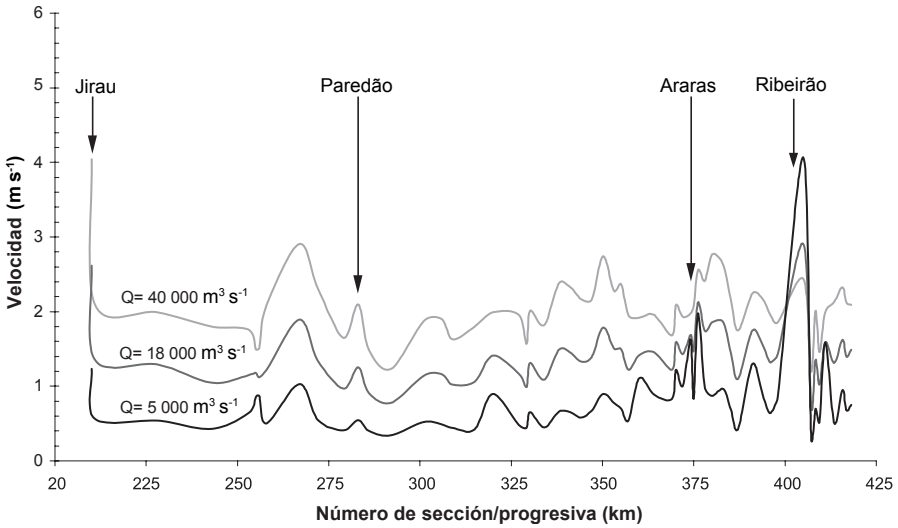


Figura 3.9. Velocidad de flujo entre Jirau (207) y Cachuela Madera (418.1) (Elab. propia)

Es importante destacar que las figuras 3.8 y 3.9 muestran las velocidades medias en cada sección y para cada caudal, como resultado de la aplicación de un modelo unidimensional. Dentro de una misma sección la velocidad puede variar fuertemente, especialmente en secciones muy asimétricas o situadas en tramos curvos, lo que no puede ser evaluado por el modelo. Por ejemplo, es muy probable que se produzcan velocidades locales (en algunos puntos de la sección) del orden de 5 a 8 m s^{-1} tanto en la cachuela de Jirau como en la de Teotônio.

Los anexos 3.3 y 3.4 muestran los valores numéricos de los perfiles hidráulicos y de velocidad para los dos tramos y para los tres caudales de las figuras 3.6 a 3.9.

Curvas nivel-caudal-velocidad

Se construyeron curvas y tablas nivel de agua–caudal–velocidad para las principales cachuelas y para la estación hidrométrica de Abuná-Vila. Las figuras 3.10 a 3.15 muestran las curvas caudal-velocidad para secciones arriba y debajo de las siguientes cachuelas: Santo Antonio, Teotônio, Jirau, Pederneira, Araras y Ribeirão. La figura 3.15 muestra la curva caudal-velocidad para la sección 338, que corresponde a la estación hidrométrica de Vila Abuná. En las figuras 3.10 (Teotônio) y 3.11 (Jirau) se incluyó además los niveles aguas arriba y abajo de la cachuela.

Los datos consignados en las figuras y tablas permiten evaluar el comportamiento hidrodinámico en cada una de esas secciones. Al cruzar estos datos con los caudales medios mensuales (anexo 3.1) se puede obtener la velocidad media en esas secciones para cada mes del año y por tanto, la variación mensual y estacional de la velocidad. Por ejemplo, para el caudal medio del mes de noviembre (9 924 $m^3 s^{-1}$), la velocidad media en las secciones aguas arriba y abajo de la cachuela de Teotônio es 0.9 y 4.6 $m s^{-1}$, respectivamente.

Como ya se indicó, no fue posible evaluar niveles y velocidades de flujo para caudales por encima de los 40 000 $m^3 s^{-1}$ en las secciones ubicadas arriba de la estación hidrométrica de Abuná-Vila, por falta de datos topobatimétricos. Este es el caso de las cachuelas de Araras y Ribeirão.

Las tablas correspondientes a las figuras anteriores están en los anexos 3.5 a 3.11. Obsérvese que en dos casos (Jirau, Ribeirão) aparecen los resultados para tres secciones en vez de dos. Esto se debe a que la sección donde se produce la velocidad de flujo máxima no coincide con las secciones aguas arriba y abajo de la respectiva cachuela.

COROLARIO

El tramo de cachuelas del río Madera presenta una gran variación espacial de sus condiciones hidráulicas, como nivel de agua y velocidad de flujo, como resultado de la alternancia de cachuelas y rápidos con "pozas" de gran profundidad donde la velocidad se reduce mucho. Como consecuencia, para un mismo caudal, la velocidad media en la sección puede variar de 0.4 $m s^{-1}$ en un sitio a más de 4 $m s^{-1}$ en otro. Esto crea una gran variedad de ambientes acuáticos y condiciones de oxigenación del agua. Para el tramo en conjunto, la velocidad media de flujo anual es alta (alrededor de 1.5 $m s^{-1}$). Desde el punto de vista hidráulico y fluviomorfológico, el tramo de cachuelas del Madera no corresponde a un río de "llanura".

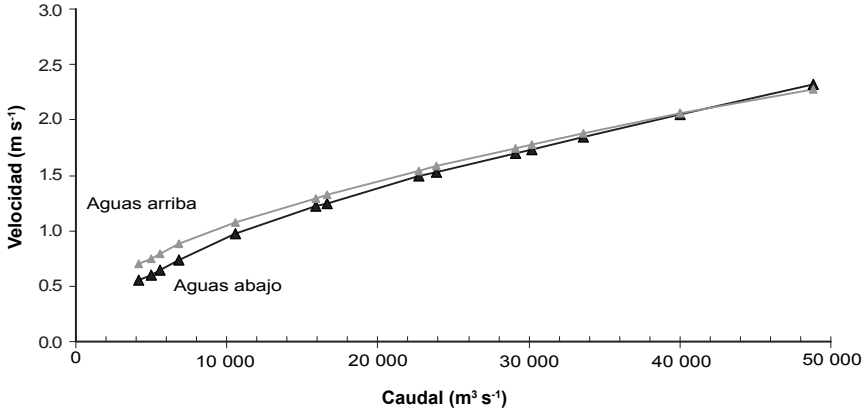


Figura 3.10. Velocidad de flujo ($m s^{-1}$) en la cachuela Santo Antonio.
(Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

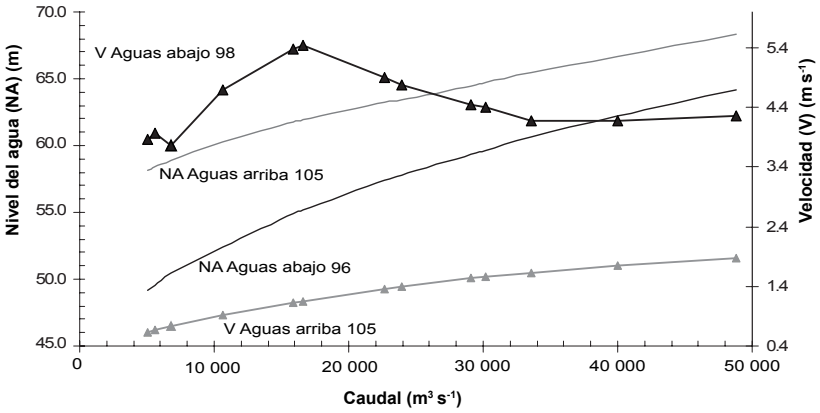


Figura 3.11. Nivel del agua (m) y velocidad de flujo (m s^{-1}) en la cachuela de Teotônio (Elab. propia) (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

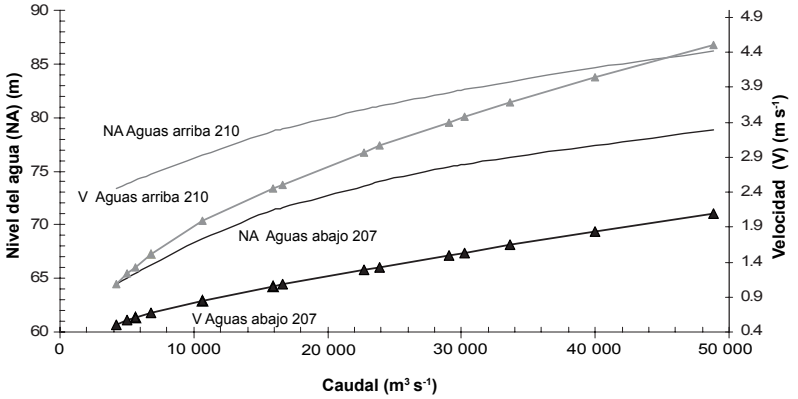


Figura 3.12. Nivel del agua (m) y velocidad de flujo (m s^{-1}) en la cachuela de Jirau (Elab. propia) (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

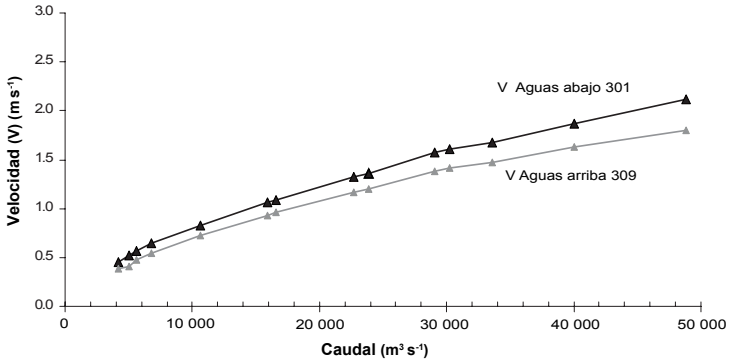


Figura 3.13. Velocidad de flujo (m s^{-1}) en la cachuela Pederneira (Elab. propia) (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

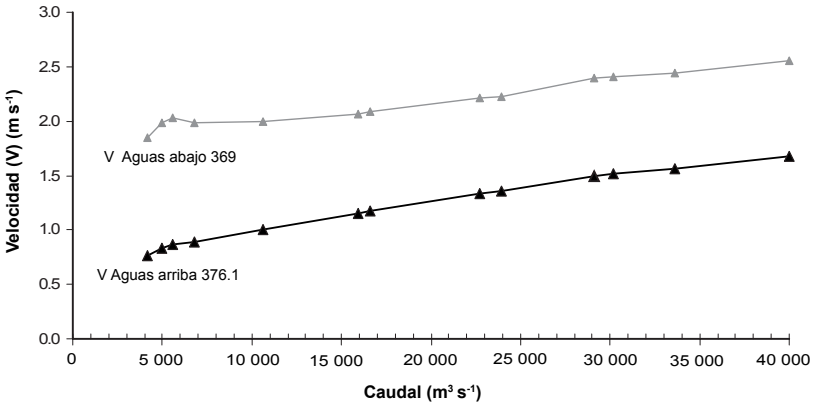


Figura 3.14. Velocidad de flujo (m s^{-1}) en la cachuela de Araras (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

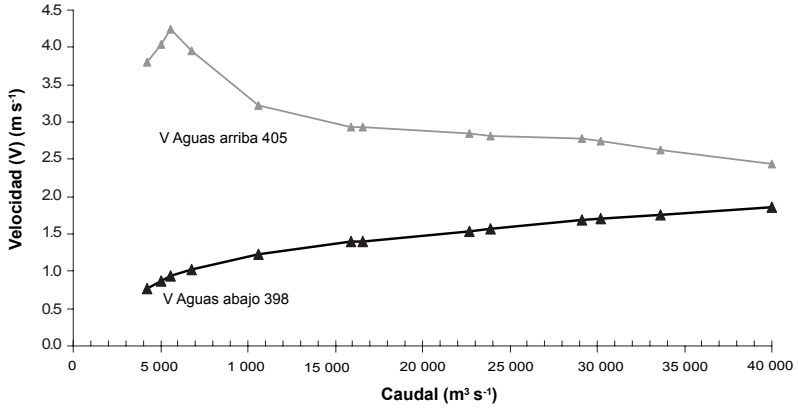


Figura 3.15. Velocidad de flujo (m s^{-1}) en la cachuela de Ribeirão (Elab. propia) (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

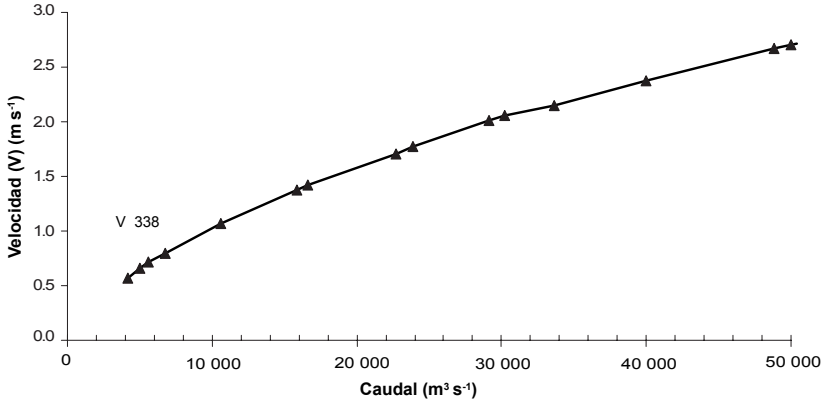


Figura 3.16. Velocidad de flujo (m s^{-1}) en la estación hidrométrica de Abuná-Vila (Elab. propia) (Ver figura 3.3 para ubicación de la cachuela)

AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI), en la persona de los Ingenieros Carlos Díaz y Luis Noriega, quienes proporcionaron la información topográfica del tramo binacional. A Glenn Switkes de International Rivers Network (IRN) y al Foro Boliviano de Medio Ambiente y Desarrollo (FOBOMADE) cuyo apoyo fue fundamental para la realización del estudio que sirvió de base para el presente capítulo. A Philippe Vauchel del IRD y Fabiola Ledesma del IHH-UMSA con quienes trabajé en ese estudio. A Pilar Becerra por la colaboración en la adaptación de figuras y mapas.

REFERENCIAS

Angulo, G. (1993). Al Mar por las Hidrovías de la Integración Sudamericana, La Paz, 224 p.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudos de Impacto Ambiental, Rio Madera – Rondônia, Tomos A y B - vol.7.

Molina, J., F. Ledezma & P. Vauchel (2008). Estudio del río Madera: Remanso hidráulico y sedimentación, Informe final, La Paz. 124 p.

PCE, Furnas Centrais Elétricas SA y Constructora Norberto Odebrecht SA (2002). Inventario Hidrelétrico do rio Madeira, trecho Porto Velho - Abunã, relatorio final. Noviembre 2002

SENAMHI-ENDE (2007). Secciones transversales en los ríos Madera y Abuná. Topografía y batimetría, La Paz, 52 p.

Vauchel, P. (2008). Estudio hidrológico de la confluencia del Río Madera, informe interno, 25 p.

ANEXOS

ANEXO 3.1. Secciones transversales entre Santo Antonio y Jirau (río Madera)

Sección	Distancia entre secciones (m)	Distancia acumulada (m)	Descripción
81	0	0	AHE Santo Antônio - Est. Lim. Cachuela Santo Antônio Montante
88	6 777	6 777	
96	7 726	14 503	
98	2 650	17 153	Cachuela de Teotônio
105	6 500	23 653	
110	4 977	2 863	
120	10 312	38 942	
128	7 925	46 867	Cachuela Morrinho
139	1 1047	57 914	
145	6 011	63 925	Ilha Liverpool
151	5 772	69 697	Ilha Sao Patricio
158	7 312	77 009	Ilha Niteroi
166	7 929	84 938	
172	5 416	90 354	Ilha Santana
184	12 103	102 457	Ilha da Pedra
190	6 198	108 655	
195	4 757	113 412	
200	5 083	118 495	Cachuela do Inferno
207	7 312	125 807	AHE Jirau - Est. Lim. Cachuela Jirau aguas abajo

ANEXO 3.2. Secciones transversales entre Jirau y Villa Bella (Río Madera) (Elab. propia)

Sección	Distancia entre secciones (m)	Distancia acumulada m)	Descripción
207	0	0	AHE Jirau - Est. Lim. Cachuela Jirau aguas abajo
210	2 755	2 755	Cachuela Jirau - Aguas arriba
211	1 000	3 755	
228	17 331	21 086	
243	15 217	36 303	
253	9 420	45 723	
255	2 133	47 856	Ilha Tres Irmáos
256	970	48 826	Cachuela Tres Irmáos
258	1 995	50 821	
267	9 373	60 194	
272	4 536	64 730	
279	7 232	71 962	
283	3 673	75 635	
286	3 292	78 927	Cachuela do Paredão
292	6 172	85 099	
301	8 421	93 520	
306	4 940	98 460	
309	3 331	101 791	Cachuela do Pederneira
315	6 515	108 306	
320	4 169	112 475	
327	7 510	119 985	

Sección	Distancia entre secciones (m)	Distancia acumulada m)	Descripción
329	1 747	121 732	Confluencia río Abuná
329.2	686	122 418	
330.1	956	123 374	
334.1	3 626	127 000	
338	4 057	131 057	Estación hidrométrica Abuná-Vila
338.1	87	131 144	Puerto Manoa
341.1	3 282	134 426	
344.1	3 114	137 540	
347.1	2 813	140 353	
350.1	3 270	143 623	
353.1	2 146	145 769	
355.1	2 395	148 164	
357.1	1 967	150 131	
360.1	4 031	154 162	
364.1	3 404	157 566	
369	5 526	163 092	
370.1	1 311	164 403	
372	1 268	165 671	Cachuela das Araras
374.1	2 489	168 160	
375	758	168 918	
376.1	1 142	170 060	
378.1	2 178	172 238	
380.1	2 191	174 429	
383.1	2 560	176 989	
385.1	1 617	178 606	
387.1	2 131	180 737	
391.1	3 911	184 648	
392.1	1 827	186 475	
394.1	1 886	188 361	
396	1 699	190 060	
397.6	1 581	191 641	
398	542	192 183	Cachuela do Ribeirão aguas abajo
405	6 502	198 685	Cachuela do Ribeirão aguas arriba
405.5	500	199 185	Sección copia de la sección 406.6
406.6	678	199 863	
407.1	423	200 286	
408.3	1 216	201 502	
409.4	1 094	202 596	
411.1	1 734	204 330	
412.6	1 431	205 761	
413.4	860	206 621	
414.8	1 910	208 531	
415.7	940	209 471	
416.8	1 153	210 624	
418.1	1 204	211 828	Cachuela Madera aguas abajo
422.7	4 760	216 588	Cachuela Madera aguas arriba
423.2	500	217 088	
424.9	1 550	218 638	Villa Bella

ANEXO 3.3. Perfil hidráulico y velocidades en el tramo Santo Antonio (81) –Jirau aguas abajo (207) (Elab. propia)

Sección	Q = 5 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 18 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 40 000 ($m^3 s^{-1}$)	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
207	63.77	0.65	70.55	1.26	77.24	1.85
200	63.63	0.48	70.18	1.14	76.63	1.87
195	63.59	0.37	70.05	0.84	76.42	1.37
190	63.52	0.48	69.90	0.94	76.21	1.37
184	63.27	0.63	69.61	0.95	75.89	1.30
172	62.96	0.49	68.99	1.15	75.00	1.87
166	62.82	0.59	68.72	1.06	74.63	1.55
158	62.69	0.39	68.39	0.96	74.11	1.59
151	62.59	0.45	68.12	0.85	73.73	1.04
145	62.35	0.67	67.71	1.27	73.16	1.83
139	61.83	0.78	67.10	1.46	72.63	1.80
128	60.72	0.64	66.16	1.07	71.80	1.51
120	59.80	0.93	65.15	1.81	70.59	2.61
110	58.59	0.80	63.10	1.71	67.73	2.65
105	58.11	0.63	62.28	1.20	66.68	1.75
98	54.23	3.86	56.19	5.62	62.34	4.18
96	49.13	1.12	55.72	0.87	62.23	0.93
88	47.54	0.75	54.53	1.37	61.02	2.06
81	46.58	0.60	52.99	1.31	59.00	2.05

ANEXO 3.4. Perfil hidráulico y velocidades en el tramo Cachuela Madera 418.1 aguas abajo - Jirau aguas abajo (207)

Sección	Talweg	Q = 5 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 18 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 40 000 ($m^3 s^{-1}$)	
	Lecho (m)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
418.1	65.34	88.52	0.75	95.31	1.49	102.08	2.09
416.8	71.47	88.50	0.68	95.26	1.40	102.00	2.12
415.7	76.40	88.44	0.95	95.15	1.62	101.88	2.33
414.8	65.70	88.33	1.17	94.99	1.98	101.70	2.64
413.4	54.95	88.35	0.51	94.96	1.31	101.66	2.13
412.6	71.43	88.32	0.78	94.88	1.55	101.56	2.31
411.1	81.64	88.08	1.59	94.76	1.59	101.51	2.00
409.4	65.12	88.10	0.53	94.73	1.02	101.50	1.46
408.3	76.60	88.07	0.70	94.65	1.35	101.35	2.01
407.1	55.41	88.07	0.30	94.67	0.73	101.42	1.20
406.6	60.08	88.06	0.58	94.61	1.25	101.30	1.84
405.5	60.08	88.05	0.58	94.58	1.25	101.27	1.84
405	76.70	87.11	4.07	94.14	2.90	101.08	2.44
398	68.30	86.49	0.87	93.17	1.44	100.42	1.86
397.6	68.61	86.38	1.40	92.87	2.48	99.99	3.19
396	69.00	86.37	0.64	92.91	1.32	100.10	1.95
394.1	69.26	86.25	0.84	92.71	1.52	99.86	2.15
392.1	52.56	86.25	0.40	92.67	1.02	99.79	1.69
391.1	76.14	86.14	1.30	92.49	1.75	99.59	2.24
387.1	47.46	86.14	0.43	92.40	1.10	99.48	1.75
385.1	72.68	86.11	0.69	92.28	1.45	99.31	2.16

Sección	Talweg	Q = 5 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 18 000 ($m^3 s^{-1}$)		Q = 40 000 ($m^3 s^{-1}$)	
	Lecho (m)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
383.1	50.99	86.02	0.96	92.10	1.85	99.07	2.62
380.1	67.45	85.89	0.87	91.87	1.85	98.78	2.77
378.1	76.79	85.76	0.98	91.70	1.74	98.65	2.41
376.1	74.04	85.15	1.98	91.33	2.12	98.40	2.56
375	70.70	84.98	0.83	91.28	1.47	98.38	2.07
374.1	72.10	84.69	1.63	91.17	1.68	98.33	1.98
372	73.90	83.82	1.00	90.94	1.43	98.15	1.93
370.1	70.25	83.50	1.21	90.81	1.59	98.02	2.09
369	73.00	83.35	0.83	90.77	1.21	98.00	1.68
364.1	67.32	82.98	0.89	90.45	1.45	97.70	1.96
360.1	66.00	82.65	1.10	90.23	1.41	97.53	1.92
357.1	58.49	82.59	0.54	90.10	1.21	97.35	1.95
355.1	57.58	82.56	0.70	90.00	1.49	97.16	2.37
353.1	68.86	82.49	0.78	89.90	1.50	97.04	2.28
350.1	54.58	82.39	0.89	89.73	1.78	96.77	2.74
347.1	62.11	82.31	0.67	89.62	1.38	96.67	2.16
344.1	65.76	82.27	0.58	89.53	1.33	96.54	2.17
341.1	65.16	82.22	0.65	89.42	1.45	96.36	2.33
338.1	58.87	82.18	0.58	89.33	1.37	96.21	2.24
338	62.00	82.18	0.66	89.31	1.48	96.17	2.38
334.1	53.86	82.13	0.45	89.17	1.09	95.95	1.82
330.1	66.29	82.06	0.65	89.00	1.30	95.69	2.00
329.2	49.01	82.05	0.44	88.97	0.98	95.64	1.56
329	39.00	82.05	0.33	88.96	0.91	95.60	1.63
327	49.12	82.03	0.48	88.88	1.16	95.42	1.95
320	72.00	81.85	0.89	88.52	1.40	95.00	1.99
315	54.67	81.81	0.41	88.40	1.06	94.81	1.80
309	54.00	81.71	0.44	88.12	1.01	94.44	1.63
306	59.05	80.83	0.49	87.62	1.15	93.95	1.90
301	50.28	79.32	0.52	86.76	1.14	93.17	1.87
292	60.50	78.32	0.34	85.87	0.78	92.14	1.23
286	37.12	78.00	0.40	85.40	0.91	91.49	1.49
283	51.27	77.74	0.55	84.95	1.25	90.93	2.10
279	54.83	77.35	0.41	84.46	0.97	90.47	1.65
272	53.72	76.61	0.55	83.39	1.34	89.24	2.31
267	64.00	75.82	1.03	82.42	1.89	88.17	2.91
258	53.40	75.38	0.50	81.74	1.22	87.39	2.09
256	58.40	75.24	0.87	81.61	1.12	87.32	1.51
255	55.08	75.01	0.85	81.49	1.18	87.25	1.50
253	56.60	74.76	0.64	81.30	1.15	87.05	1.76
243	60.00	74.54	0.43	80.99	1.05	86.72	1.80
228	60.00	74.31	0.54	80.54	1.29	86.23	1.99
211	60.00	73.93	0.56	79.78	1.36	85.44	2.09
210	62.00	73.81	1.23	79.39	2.62	84.63	4.04
207	33.59	65.01	0.57	72.08	1.13	77.40	1.84

ANEXO 3.5. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela de Santo Antonio

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. Águas abajo		Sec. Águas arriba	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	45.98	0.55	47.01	0.70
5 000	46.58	0.60	47.54	0.75
5 600	47.00	0.65	47.92	0.79
6 800	47.78	0.74	48.68	0.88
10 600	49.85	0.97	50.96	1.08
15 900	52.18	1.22	53.65	1.29
16 600	52.45	1.25	53.95	1.32
22 700	54.64	1.49	56.26	1.54
23 900	55.03	1.53	56.66	1.58
29 100	56.63	1.70	58.25	1.74
30 200	56.95	1.73	58.56	1.78
33 600	57.75	1.84	59.47	1.88
40 000	59.00	2.05	61.02	2.06
48 800	60.54	2.32	62.90	2.27
50 000	60.74	2.36	63.14	2.30
55 000	61.53	2.49	64.08	2.41

ANEXO 3.6. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela de Teotônio (Elab. propia)

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. 96		Sec.98		Sec.105	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200						
5 000	49.13	1.12	54.23	3.86	58.11	0.63
5 600	49.54	1.13	54.36	3.97	58.41	0.67
6 800	50.50	1.01	54.79	3.76	58.92	0.74
10 600	52.45	0.92	55.24	4.70	60.30	0.92
15 900	54.87	0.88	55.95	5.37	61.76	1.13
16 600	55.17	0.87	56.03	5.45	61.93	1.15
22 700	57.37	0.88	57.60	4.90	63.22	1.36
23 900	57.76	0.89	57.97	4.77	64.45	1.40
29 100	59.33	0.92	59.46	4.44	64.47	1.54
30 200	59.64	0.92	59.76	4.40	64.69	1.57
33 600	60.68	0.92	60.91	4.17	65.42	1.63
40 000	62.23	0.93	62.34	4.18	66.68	1.75
48 800	64.13	0.97	64.14	4.25	68.32	1.88
50 000	64.38	0.97	64.38	4.26	68.54	1.89
55 000	65.34	0.99	65.30	4.32	69.41	1.95

ANEXO 3.7. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela de Jirau

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. 207		Sec. 210	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	64.44	0.51	73.38	1.09
5 000	65.01	0.57	73.81	1.23
5 600	65.43	0.61	74.12	1.33
6 800	66.25	0.68	74.72	1.52
10 600	68.72	0.85	76.48	1.99
15 900	71.33	1.05	78.70	2.45
16 600	71.58	1.08	78.93	2.51
22 700	73.65	1.29	80.76	2.97
23 900	74.03	1.32	81.08	3.06
29 100	75.38	1.49	82.36	3.40
30 200	75.60	1.53	82.62	3.47
33 600	76.26	1.64	83.36	3.68
40 000	77.40	1.84	84.63	4.04
48 800	78.81	2.09	86.17	4.50
50 000	78.99	2.13	86.37	4.56
55 000	79.72	2.26	87.16	4.80

ANEXO 3.8. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela Pederneira (Elab. propia)

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. 301		Sec. 309	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	78.95	0.45	81.38	0.38
5 000	79.32	0.52	81.71	0.41
5 600	79.59	0.57	82.13	0.48
6 800	80.67	0.64	83.13	0.54
10 600	83.15	0.83	85.15	0.72
15 900	85.86	1.06	87.38	0.93
16 600	86.17	1.09	87.64	0.96
22 700	88.37	1.32	89.69	1.17
23 900	88.74	1.36	90.07	1.20
29 100	89.91	1.57	91.24	1.38
30 200	90.19	1.61	91.53	1.41
33 600	91.59	1.68	92.84	1.47
40 000	93.17	1.87	94.44	1.63
48 800	94.99	2.12	96.26	1.80
50 000	95.22	2.15	96.49	1.82
55 000	96.45	2.25	97.74	1.90

ANEXO 3.9. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela Araras

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. 369		Sec. 376.1	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	82.96	0.76	84.81	1.85
5 000	83.35	0.83	85.15	1.98
5 600	83.74	0.87	85.40	2.03
6 800	84.76	0.89	86.14	1.98
10 600	87.19	1.00	88.11	2.00
15 900	89.87	1.15	90.50	2.07
16 600	90.18	1.17	90.78	2.09
22 700	92.59	1.33	93.09	2.21
23 900	93.03	1.36	93.52	2.23
29 100	94.53	1.49	95.00	2.39
30 200	94.87	1.52	95.33	2.41
33 600	96.15	1.56	96.57	2.44
40 000	98.00	1.68	98.40	2.56

ANEXO 3.10. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la cachuela Ribeirão (Elab. propia)

Q ($m^3 s^{-1}$)	Sec. 398		Sec. 405		Sec. 405.5	
	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	86.10	0.77	86.76	3.80	87.58	0.51
5 000	86.49	0.87	87.11	4.04	88.05	0.58
5 600	86.77	0.93	87.35	4.25	88.36	0.63
6 800	87.57	1.02	88.29	3.96	89.17	0.72
10 600	89.75	1.23	90.91	3.22	91.49	0.93
15 900	92.29	1.39	93.34	2.94	93.80	1.17
16 600	92.59	1.40	93.61	2.93	94.07	1.20
22 700	94.97	1.54	95.80	2.84	96.20	1.40
23 900	95.40	1.57	96.20	2.82	96.59	1.44
29 100	96.99	1.69	97.75	2.77	98.09	1.60
30 200	97.32	1.71	98.07	2.74	98.40	1.62
33 600	98.52	1.76	99.18	2.63	99.45	1.70
40 000	100.42	1.86	101.08	2.44	101.27	1.84

ANEXO 3.11. Nivel del agua (NA) y velocidad (V) en la estación de Abuná-Vila (Elab. propia)

Q ($m^3 s^{-1}$)	NA (m)	V ($m s^{-1}$)
4 200	81.79	0.57
5 000	82.18	0.66
5 600	82.65	0.71
6 800	83.70	0.80
10 600	85.97	1.06
15 900	88.47	1.37
16 600	88.76	1.41
22 700	91.04	1.71
23 900	91.45	1.76
29 100	92.81	2.01
30 200	93.13	2.05
33 600	94.44	2.15
40 000	96.17	2.38
48 800	98.13	2.67
50 000	98.38	2.71
55 000	99.68	2.83

4

TASAS DE ENCUENTRO DE *INIA BOLIVIENSIS* (CETACEA: INIIDAE) EN LOS RÍOS MAMORÉ E ITÉNEZ (AMAZONÍA BOLIVIANA)

ENCOUNTER RATES OF INIA BOLIVIENSIS (CETACEA: INIIDAE) IN THE MAMORÉ AND ITÉNEZ RIVERS (BOLIVIAN AMAZON)

Gabriela TAVERA, Marcela PORTOCARRERO AYA, Adriana SALINAS, Alvaro CRESPO, Fernando TRUJILLO, Paul A. VAN DAMME y Pilar BECERRA

RESUMEN

Inia boliviensis fue reconocida recientemente como una especie de delfín de río diferente de *I. geoffrensis*, la cual está distribuida en la Amazonía central y la Orinoquía. *I. boliviensis*, localmente denominada como bufeo, habita principalmente las subcuencas de los ríos Mamoré e Iténez, ambas pertenecientes a la cuenca alta del río Madera. Se realizaron conteos de delfines utilizando la metodología de transectos en banda a lo largo de los canales principales de ambos ríos. Las tasas de encuentro fueron significativamente diferentes entre los dos ríos, presentándose una mayor tasa en el río Iténez. Se discuten las diferencias encontradas, dando particular énfasis a la presencia de distintos tipos de hábitats en los dos ríos.

SUMMARY

Inia boliviensis has recently been recognized as a different species, separated from *I. geoffrensis* which inhabits the central Amazon and the Orinoco watershed. The species, locally called bufeo, inhabits mainly the watersheds of the Mamoré and Iténez rivers, which flow into the Madera River. Counts of dolphins were realized along strip transects in the main channels of the Mamoré and Iténez rivers. The encounter rate in the Iténez River was significantly higher than in the Mamoré River. The possible explanations for these differences are discussed, giving particular emphasis to the presence of different types of habitat in these rivers.

INTRODUCCIÓN

El género *Inia* fue considerado durante muchos años como mono-específico (*Inia geoffrensis*) con tres subespecies separadas geográficamente: *I. g. humboldtiana* en la cuenca del Orinoco, *I. g. geoffrensis* en la cuenca del Amazonas río abajo de cachuela Santo Antonio sobre el río Madera (Brasil), e *I.g. boliviensis* en la cuenca alta del río Madera, mayormente dentro de la Amazonía boliviana (Best & da Silva, 1993). Sin embargo, estudios de carácter morfológico y molecular demuestran que el status taxonómico de la anteriormente conocida subespecie *I. g. boliviensis* asciende a la categoría de especie (Banguera-Hinestroza *et al*., 2002; Martínez-Agüero *et al.*, 2006; Ruíz-García *et al*., 2006; Ruíz-García *et al.*, 2007; Ruíz-García & Martínez-Agüero, 2008).

Inia boliviensis, conocida como "bufeo boliviano", es endémica de la cuenca alta del río Madera. Es el único mamífero estrictamente acuático registrado para Bolivia (Aliaga-Rossel, 2009). Habita la subcuenca Mamoré arriba de la zona de cachuelas y la subcuenca Iténez (da Silva, 1994). Aproximadamente el 90% de su distribución se sobrepone con territorio boliviano, el 10% restante con territorio brasilero. Su presencia en las subcuencas de los ríos Bajo Mamoré, Beni, Abuná y Madera, en los tramos que se sitúan entre cachuelas, se encuentra en discusión (Tavera *et al*., 2011).

Inia boliviensis es uno de los delfines de río menos estudiados a nivel mundial (Trujillo *et al.*, 2010). Existe poca información sobre el estado poblacional de esta especie, y los trabajos realizados hasta el momento se limitan a estimaciones de abundancia y distribución en pequeños ríos, sobretodo en la subcuenca Mamoré (Aliaga-Rossel, 2002; Tavera *et al*., 2011). El presente estudio se realizó como parte del Programa de Estimación de la Abundancia y Densidad de Delfines de río en Suramérica que viene en marcha desde el año 2006. En el marco de este trabajo, hasta la fecha se han recorrido más de 4 500 km de ríos en Venezuela, Colombia, Perú, Ecuador, Bolivia y Brasil (Trujillo *et al*., 2009; Trujillo *et al*., 2010) para evaluar el estado poblacional y las amenazas más importantes de los delfines de río en América del Sur.

Trujillo *et al.* (2009) consideran que las poblaciones de *I. boliviensis* en la Amazonía boliviana se encuentran en relativo buen estado de conservación en comparación con poblaciones de *I. geoffrensis* en Perú, Ecuador y Venezuela. Sin embargo, hay una serie de nuevas amenazas para *I. boliviensis*, en particular la construcción de represas hidroeléctricas dentro y fuera (al norte) de su área de distribución (Tavera *et al*., 2011). Debido a que los estudios de investigación y conocimiento básico hasta el momento han sido muy esporádicos y esparcidos tanto espacial como temporalmente, existe la necesidad de contar con una línea base de conocimiento científico con respecto al estado poblacional de *I. boliviensis*. Esta línea base permitirá monitorear las repercusiones futuras de la construcción de represas en la región. Además, es urgente examinar los factores naturales que determinan su abundancia a nivel regional y local para poder focalizar los esfuerzos de conservación para la especie y diseñar programas de monitoreo adecuados. El objetivo

del presente trabajo fue comparar la tasa de encuentro de la especie en dos de los ríos principales pertenecientes a las llanuras aluviales del Beni (Mamoré) y el Escudo Precámbrico (Iténez), respectivamente.

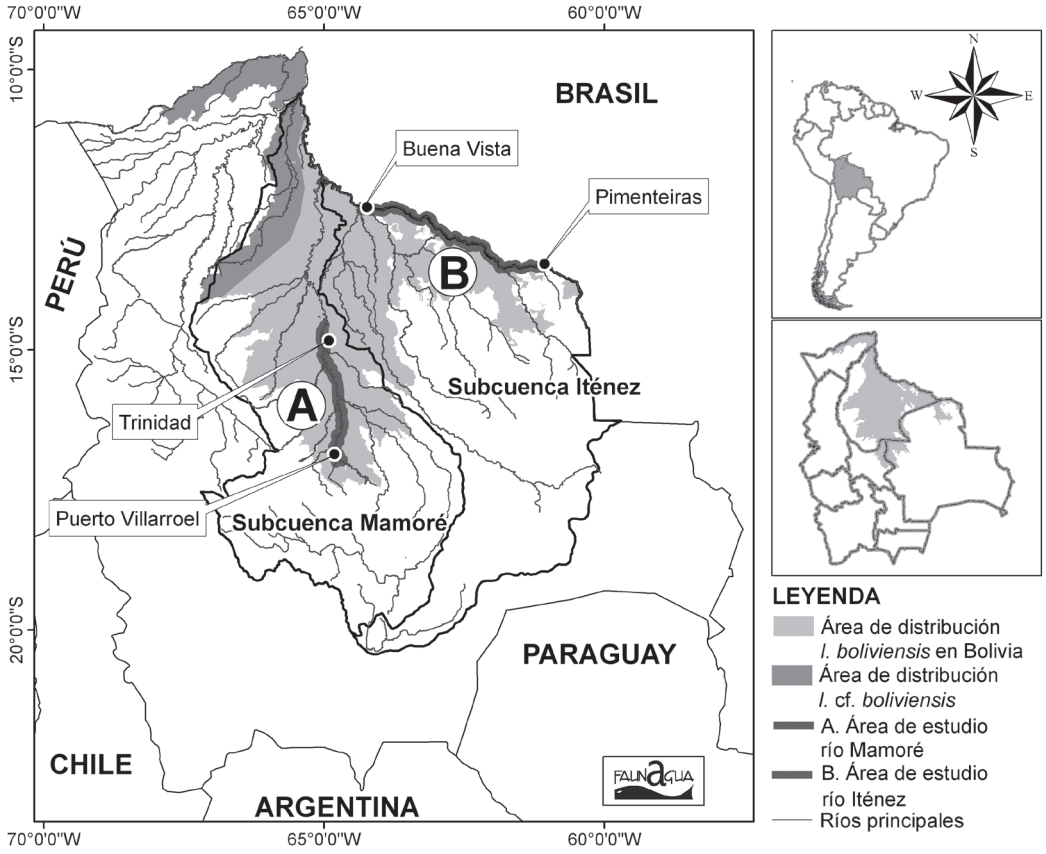


Figura 4.1. Tramos de muestreo recorridos sobre los ríos Mamoré e Iténez en las subcuencas de los mismos nombres en la Amazonía boliviana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En junio y agosto de 2007 durante la época de transición de aguas altas a aguas bajas, se realizaron dos recorridos sobre los canales principales de los ríos Mamoré e Iténez respectivamente. Se recorrieron 550 km sobre el río Mamoré (denominado río Ichilo en las partes altas) de la subcuenca Mamoré, desde la comunidad de Puerto Villarroel (S 16°

44’ 50’’ O 64° 49’ 52’’) hasta la ciudad de Trinidad (S 14° 49’ 31’’ O 65° 1’ 6’’) y 655 km sobre el río Iténez, de la subcuenca del mismo nombre, desde la ciudad de Pimenteiras (Brasil) (S 13° 29, 4,4’ O 62° 2’ 41’’), hasta la comunidad de Buena Vista (Bolivia) (S 12° 27’ 46’’ O 64° 11’ 25’’) (Fig. 4.1). Ambos ríos pertenecen a la cuenca alta del río Madera, principal afluente del río Amazonas (Molina, 2006).

El río Mamoré se considera un sistema de “aguas blancas” debido a que recibe aguas provenientes de la cordillera de los Andes. Por consiguiente, estas aguas contienen altas cantidades de sólidos suspendidos y disueltos, resultando en aguas de alta turbidez (Pouilly *et al*., 2006). Es un río meándrico cuyo cauce varía constantemente produciendo una serie de hábitats a lo largo de su planicie de inundación como lagunas en forma de herradura (cauces antiguos) y lagunas fluviales formadas en depresiones, creadas por el desborde de los ríos (Fig. 4.2). Por lo general, estos sistemas acuáticos se conectan con el cauce principal del río durante las temporadas de aguas altas, y se mantienen aislados durante las temporadas de aguas bajas o “secas”. La planicie de inundación de este río es una de las más grandes en América del Sur (Crespo & Van Damme, 2011; Pouilly, 2011), factor que podría explicar su alta productividad (Navarro & Maldonado, 2002).

Por otra parte, el río Iténez tiene un lecho relativamente más estable y es considerado un río de “aguas claras” que drena las aguas que se originan sobre el Escudo Precámbrico en Brasil y Bolivia. Contiene bajas cantidades de sólidos suspendidos y presumiblemente la productividad primaria es menor con respecto al río Mamoré (Navarro & Maldonado, 2002), aunque no existe prueba contundente para aquello (D. Rejas, com. pers.). El río Iténez se caracteriza por presentar un elevado número de brazos o canales secundarios (bahías) que son cuerpos de agua permanentemente conectados al cauce principal del río (Fig.4.2). Por otro lado, también existen lagunas de origen tectónico que se encuentran aisladas en su mayoría, y esporádicamente se conectan al cauce principal. El río Iténez fluye de sureste a noroeste y constituye el límite político entre Bolivia y Brasil. Éste río desemboca en el río Mamoré, el cual se constituye en un río limítrofe entre ambos países a partir de la confluencia.

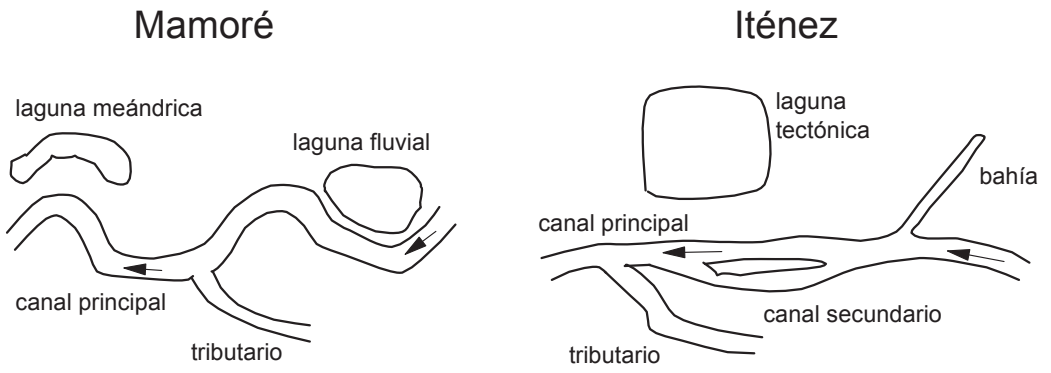


Figura 4.2. Cuerpos de agua presentes en la cuenca de los ríos Mamoré e Iténez. Las flechas muestran la dirección del flujo de río y la trayectoria de la embarcación que se utilizó para los conteos.

Conteos

El conteo de delfines en los ríos Mamoré e Iténez tomó como base el protocolo de Smith & Reeves (2000) desarrollado para el estudio de cetáceos de agua dulce. Ambos ríos fueron tratados como "hábitat de canal angosto", y se realizaron transectos de muestreo en banda, cada uno con una longitud de 2 - 4 km. Las embarcaciones utilizadas en ambas expediciones fueron conducidas río abajo, por el medio del canal principal del río y paralelas a las orillas, excepto cuando las características morfológicas del lecho imposibilitaron seguir con el curso original (palizada, bancos de arena, bajo caudal, etc). La velocidad de navegación varió entre 10 – 14 km h^{-1}.

La longitud total de la embarcación utilizada para el muestreo en el río Mamoré fue de 13 m; contó con una plataforma de observación elevada a 4 m sobre el nivel del agua. Para el muestreo sobre el río Iténez se utilizó una embarcación de 11 m de eslora, con una plataforma de observación de 3.16 m sobre el nivel del agua. Ambas plataformas de observación permitieron una visibilidad suficiente de extremo a extremo para registrar apropiadamente los avistamientos.

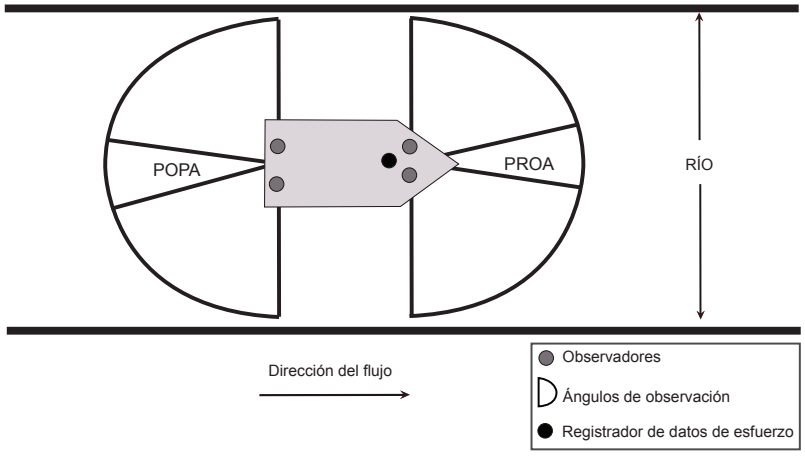


Figura 4.3. Representación de la ubicación de los observadores en proa y popa sobre las plataformas de la embarcación para el avistamiento de delfines en los ríos Mamoré e Iténez.

En ambos muestreos cuatro observadores permanentes se situaron sobre la plataforma de observación para registrar los avistamientos: dos hacia la proa de la embarcación y dos en la popa. Se consideró como un avistamiento el registro visual de un individuo solitario o grupos de individuos dentro de una misma área. Si los delfines se encontraban separados por 25 m o más de distancia, éstos fueron registrados como avistamientos separados. Cada observador supervisó la superficie del agua de manera constante en un arco de 90°

respecto de la línea media del transecto hacia su respectivo lado de la embarcación y 10° hacia el lado opuesto. Un quinto investigador fue situado en el centro de la plataforma para registrar los datos del esfuerzo de muestreo e indicar el ancho del río con la ayuda de un distanciómetro (Fig. 4.3).

Cada avistamiento realizado por los observadores de proa fue registrado como un evento y el número de individuos avistados fue confirmado por los observadores de popa. Solo aquellos avistamientos registrados únicamente por los observadores de popa fueron tomados en cuenta como eventos nuevos para evitar el doble conteo. Todos los conteos se realizaron entre las 6:00 y 17:00 hrs aprovechando la luz del día. En el río Mamoré se exploró el 60% del total del tramo recorrido, mientras que en el río Iténez se llegó al 92%. Esto se debió a que en el río Mamoré por inconvenientes de logística se tuvo la necesidad de navegar durante dos noches, periodo durante el cual el equipo se vio imposibilitado de realizar conteos. La tasa de encuentro para cada transecto estudiado fue obtenida al dividir el número total de individuos avistados durante el transecto por la longitud total del mismo; luego se calculó el promedio de la tasa de encuentro en cada río. Para el cálculo de la densidad de *I. boliviensis* se procedió de la misma manera, se obtuvo la densidad para cada transecto dividiendo el número total de individuos por el área del canal de río explorado.

Finamente, se comparó el ancho del canal principal y la longitud total de los tramos recorridos en los ríos Mamoré e Iténez, y se realizó un análisis de clasificación no supervisada de imágenes LANDSAT (agosto 2008) para comparar las superficies de hábitats acuáticos en las cuencas de ambos ríos.

RESULTADOS

El Cuadro 4.1 resume las características morfométricas de los canales principales de los ríos Mamoré e Iténez. El mismo cuadro contiene datos de la superficie calculada de las lagunas de várzea (Mamoré) y de bahías conectadas con el río (Iténez) basadas en la clasificación no supervisada de imágenes LANDSAT de agosto 2008. Este análisis espacial a nivel de subcuenca muestra que el canal principal del río Iténez es un poco más ancho que el canal del río Mamoré y presenta mayor superficie de canales secundarios y antiguos meandros conectados al río, mientras que estos hábitats son prácticamente inexistentes en el río Mamoré. Éste último presenta mayor superficie de lagunas fluviales y de meandros abandonados en su várzea y, en general, la superficie de cuerpos de agua en las planicies de inundación es mayor.

El promedio de individuos observados por kilómetro lineal (tasa de encuentro) fue mayor en el río Iténez (1.55 ind. km^{-1}) que en el río Mamoré (1.29 ind. km^{-1}). De igual manera, el promedio de individuos observados por kilómetro cuadrado (densidad) en el canal principal del río Iténez (7.36 ind. km^{-2}) fue levemente mayor que el promedio de individuos observados en el río Mamoré (6.09 ind. km^{-2}) (Cuadro 4.2.)

Cuadro 4.1. Comparación de las características morfológicas de los ríos Iténez y Mamoré en los tramos estudiados (Julio-Agosto 2007) y en base a análisis de imágenes LANDSAT (agosto 2008).

	Mamoré	Iténez
EN BASE A MEDICIONES EN CAMPO (JULIO - AGOSTO 2007)		
Ancho promedio (km)	0.23 ± 0.07	0.26 ± 0.09
Longitud total recorrida (km)	550	655
Superficie canal principal (km^2)	126.5	169.0
CALCULOS EN BASE A LANDSAT DE AGOSTO 2008		
Superficie de canales secundarios (km^2) (a)	0.0	14.5
Superficie de lagunas meándricas (km^2) (b)	151.6	0.0
Superficie de lagunas fluviales (km^2) (c)	70.8	0.0
Superficie de meandros antiguos conectados (km^2) (d)	0.0	31.4
Superficie total lagunas y canales secundarios (km^2) (a+b+c+d)	222.4	45.9
Superficie planicie de inundación (km^2)	2 196	1 692

Cuadro 4.2. Tasas de encuentro de *Inia boliviensis* en los ríos Mamoré e Iténez (julio-agosto 2007).

Río	N° total de transectos	Total km muestreados	N° total de avistamientos	N° total de individuos avistados	Tasa de encuentro promedio (ind. km^{-2})	Densidad (ind. km^{-2})
Mamoré	146	365	237	483	1.29	6.09
Iténez	173	606	535	1 008	1.55	7.36

DISCUSIÓN

General

En Bolivia existen pocos trabajos que proveen datos sobre la abundancia de *I. boliviensis*. Entre ellos, Aliaga-Rossel (2002) registró una tasa de encuentro de 1.12 ind. km^{-1} para el río Tijamuchi, tributario del río Mamoré, en época de aguas bajas del año 1999. Este valor es relativamente menor al obtenido en el presente trabajo. Para el canal principal del mismo río Mamoré, y en época de aguas bajas del año 1998, Aliaga-Rossel *et al*. (2006) registraron una tasa de encuentro de 1.6 ind. km^{-1}, mayor a la obtenida en el presente trabajo. Sin embargo, ninguno de los estudios anteriormente mencionados compara las tasas de encuentro de *I. boliviensis* entre las subcuencas de diferentes características dentro de su área de distribución. Para el río Iténez el presente trabajo constituye el primer registro cuantitativo de la tasa de encuentro y densidad para esta especie.

De acuerdo con da Silva (1994), la densidad poblacional de *I. geoffrensis* en Brasil se encuentra relacionada con la productividad de los ambientes que habita la especie. Los

resultados obtenidos en el presente estudio para *I. boliviensis* muestran una menor tasa de encuentro y densidad para el canal principal de "aguas blancas" de Mamoré, que aparentemente recibe mayor cantidad de nutrientes que el sistema de "aguas claras" de Iténez (Navarro & Maldonado, 2002; Pouilly *et al*., 2006). Sin embargo, los factores que determinan la productividad de los sistemas amazónicos de aguas blancas y claras no están aún bien entendidos, y se necesitan mayores estudios para aclarar la relación entre la abundancia de bufeos, la abundancia de sus presas (peces) y la productividad del sistema.

Para interpretar los datos obtenidos, es importante no solo considerar la abundancia de bufeos en los canales principales, sino también su posible presencia en las planicies de inundación y los cuerpos de agua asociados. Cabe mencionar que el río Mamoré tiene una mayor superficie de cuerpos de agua que el río Iténez (Cuadro 4.2). La importancia de estos cuerpos de agua para las poblaciones de bufeo no es conocida. Es posible que durante la época de estudio un porcentaje de bufeos estuvo concentrado en tributarios, canales secundarios (río Iténez), brazos antiguos del río que quedan conectados con el canal principal de los ríos (mayormente en el río Iténez) y lagunas de várzea aisladas del río (principalmente en la cuenca del río Mamoré).

Río Mamoré

Los tributarios del río Mamoré permanecen como refugios importantes para *I. boliviensis* (Aliaga-Rossel, 2002). Posiblemente existe un intercambio permanente o periódico entre las poblaciones del canal principal y de los tributarios. Por otro lado, las lagunas de várzea y las lagunas fluviales en el río Mamoré, que durante la temporada de estudio se encontraban en su mayoría aisladas del río, también representan hábitats importantes para los delfines de río. Según los estudios realizados por Martin & da Silva (2004) en Brasil, la época de reproducción de *I. geoffrensis* coincide con la época de aguas bajas, temporada en la cual las hembras con crías y los individuos juveniles permanecen en lagunas de alta productividad, que al bajar el nivel del agua pierden conectividad con el canal principal del río. De acuerdo con estos autores, éste comportamiento se debe a que en este tipo de hábitat particularmente aumenta la disponibilidad de alimento durante la época de aguas bajas porque existe mayor abundancia de peces que quedan confinados en estos espacios. Es posible que la captura de peces medianos sea más fácil en las lagunas que en los canales principales de los ríos donde se requiere un desplazamiento mayor para la pesca.

Estos resultados coinciden con lo encontrado por Ruiz-García *et al*., (2007), quienes realizaron capturas de *I. boliviensis* en la subcuencas del río Mamoré en el año 2003, con la finalidad de obtener muestras para análisis genéticos. De acuerdo con estos autores, las capturas resultaron más fáciles en sistemas lagunares que en los canales de los ríos por el confinamiento y el bajo nivel de agua. Adicionalmente, de acuerdo con

Ruiz-García (com. pers.) la mayor cantidad de individuos capturados fueron hembras con crías. Podríamos considerar entonces este hecho como un indicio de que durante la estación de aguas bajas, *I. boliviensis* tiene un comportamiento bastante similar al de *I. geoffrensis*, siendo las madres con crías residentes de los sistemas lagunares para evitar mayores gastos energéticos. Tomando en cuenta la temporada en la que se realizó el presente estudio y los resultados obtenidos, el confinamiento de las hembras con crías en los sistemas lagunares más frecuentes en el río Mamoré que en el río Iténez pudo haber tenido una influencia notoria sobre las densidades observadas en los canales principales del primer río.

Río Iténez

En la cuenca del río Iténez, Salinas Mendoza & Van Damme (en prep.) demostraron que los tributarios del río principal (Iténez) son refugios importantes para *I. boliviensis*. Adicionalmente, el canal principal del río Iténez mantiene contacto con bahías y canales secundarios de tamaño considerable que probablemente albergan poblaciones importantes y que pueden jugar un rol preponderante para el bufeo en los sistemas de aguas claras. En el río San Martín (subcuenca Iténez), 29% de los delfines fueron observados por Salinas Mendoza & Van Damme (en prep.) en las bahías, mientras que el restante 71% fueron registrados en el canal principal del río. Cabe mencionar que, de acuerdo con Salinas Mendoza & Van Damme (en prep.), las lagunas tectónicas que se presentan en la subcuenca del río Iténez de aguas claras son utilizadas con baja frecuencia por *I. boliviensis*, posiblemente debido a sus bajos niveles de agua durante la época seca y su alto grado de aislamiento.

CONCLUSIONES

No se dispone de estudios que demuestren qué fracción de la población se encuentra en el río principal, y cuantos individuos utilizan los tributarios y otros cuerpos de agua; tampoco existen estudios que demuestren intercambio de individuos entre el río y sus tributarios. Las observaciones realizadas por Martin & da Silva (2004) y Ruiz-García *et al*. (2007) con respecto a la distribución diferenciada de machos y hembras de *I. geoffrensis* e *I. boliviensis* sugieren que para realizar estimaciones de abundancia y densidad es necesario tomar en cuenta todos los cuerpos de agua disponibles dentro del área de estudio.

Adicionalmente a lo mencionado, McGuire & Aliaga-Rossel (2010) sugieren, basados en estudios de *I. geoffrensis* en Perú, que para diseñar programas de monitoreo poblacional para delfines de río deben considerarse cambios inter e intraestacionales, ya que las densidades obtenidas por estos autores para el parque Pacaya Samiria presentaron una variación temporal notoria incluso de días. De acuerdo con los autores mencionados

estas estimaciones podrían conllevar a inferencias poco acertadas con respecto a las variaciones de la dinámica poblacional propia de la especie.

El presente estudio provee información de base con respecto a las tasas de encuentro y densidad relativa de la especie en las dos principales subcuencas de su área de distribución. Al mismo tiempo resalta la importancia de realizar estudios de abundancia y distribución de la especie tanto en los canales principales de los ríos como en las lagunas fluviales prioritariamente durante la época de aguas bajas o de transición de aguas altas a bajas. Estas informaciones ayudarán a entender la importancia de los diferentes hábitats en la ecología de *I. boliviensis,* y a establecer de manera más acertada el estado poblacional de la especie y dirigir mejores acciones para su conservación a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración de World Wildlife Fund (WWF), Wildlife Conservation Society (WCS), Fundación OMACHA y WDCS (Whale and Dolphin Conservation Society) por el apoyo financiero para la realización del muestreo. A la Fundación OMACHA por la capacitación de los investigadores en la aplicación de la metodología estandarizada para el estudio de delfines de río en Sudamérica y al equipo técnico de la Asociación FAUNAGUA. Se agradece a Enrique Crespo (UICN/SSC), Edgar Goitia (ULRA, UMSS), Rob Pickles, Verónica Zambrana, Cesar Navia, Josephine Hula, Carla Valverde, Patricia Aramayo, Sandra Quevedo, y a los guardaparques del Parque Nacional Noel Kempff Mercado y del Parque Departamental ANMI Iténez por su apoyo durante el trabajo de campo. A Fernando Carvajal por la revisión del manuscrito.

REFERENCIAS

Aliaga-Rossel, E. (2002). Distribution and abundance of the river dolphin (*Inia geoffrensis*) in the Tijamuchi River, Beni, Bolivia. Aquatic Mammals, 28 (3): 312- 323.

Aliaga-Rossel, E., T.L. McGuire & H. Hamilton (2006). Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. Journal of Cetacean Research and Management, 8 (1): 87- 92.

Aliaga-Rossel, E. (2009). *Inia boliviensis* d'Orbigny, 1834. p. 534-535. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia.

Banguera-Hinestroza, E., H. Cárdenas, M. Ruíz-García, M. Marmontel, E. Gaitán, R. Vázquez & F. García–Vallejo (2002). Molecular identification of evolutionary significant units in the Amazon river dolphin *Inia* sp. (Cetacea: Iniidae). The Journal of Heredity, 93 (5): 312-322.

Best, R.C. & V.M.F. da Silva (1993). *Inia geoffrensis.* Mammalian Species, 426: 1-8.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Da Silva, V.M.F. (1994). Aspects of the biology of the Amazonian dolphins, *Inia geoffrensis* de Blain-ville, 1817 (Cetacean, Iniidae) and *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea, Delphinidae). Ph.D. Thesis, University of Cambridge.

Martin, A.R. & V.M.F. da Silva (2004). River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geofrensis*) in an extreme cetacean environment. Journal of Zoology, London, 263: 295-305.

Martínez-Agüero, M., S. Flores-Ramírez & M. Ruíz-García (2006). First report of major histocompatibility complex class II loci from the Amazon Pink river Dolphin (genus *Inia*). Genetics and Molecular Research, 5 (3): 421- 431.

McGuire, T. & E. Aliaga-Rossel (2007). Seasonality of reproduction in Amazon river dolphins (*Inia geoffrensis*) in three major river basins of South America. Biotropica, 29 (1): 122- 135.

Molina, J. (2006). El megaproyecto hidroeléctrico y de navegación del río Madera. FOBOMADE Technical Report: 1-116.

Navarro, G. & M. Maldonado (2002). Geografía ecológica de Bolivia. Bolivia: vegetación y ambientes acuáticos. Centro de Ecología Simón I. Patiño, Bolivia. 718 p.

Pouilly, M., S.G. Beck, M. Moraes & C. Ibañez (2006). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial. Bolivia: Centro de Ecología Simón I. Patiño. 383 p.

Pouilly, M. (2011). Represas en el rio Madera: impactos ambientales anunciados y vacíos de información. p. 445-457. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Ruíz-García, M., E. Banguera-Hinestroza & H. Cárdenas (2006). Morphological analisis of three *Inia* (Cetacea: Iniidae) populations from Colombia and Bolivia. Acta Theriologica, 51 (4): 411- 426.

Ruíz-García, M., A. Murillo, C. Corrales, N. Romero-Aleán & D. Álvarez-Prada (2007). Genética de poblaciones amazónicas: la historia evolutiva del jaguar, ocelote, delfín rosado, mono lanudo y piurí, reconstruida a partir de sus genes. Animal Biodiversity and Conservation, 30 (2): 115- 130.

Ruíz-García, M. & M. Martínez-Agüero (2008). Chapter VI: Molecular differentiation among *Inia geoffrensis* and *Inia boliviensis* (Iniidae: Cetacea) by means of nuclear intron sequences. p. 177-203. In: Kove, V.T. (Ed.). Population Genetics Research Progress. Nova Science Publishers, Incorporated.

Salinas Mendoza, A.M. & P.A. Van Damme (en prep). Population status of the Bolivian river dolphin (*Inia boliviensis* d'Orbigny 1834) in tributaries of the Iténez river (Bolivian Amazon). In: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Smith, B. D. & R.R. Reeves (2000). Chapter 6: Methods for Studying Freshwater Cetaceans. p. 97-116. In: Reeves, R.R., B.D. Smith & T. Kasuya (Eds.). Biology and Conservation of Freshwater Cetaceans in Asia, IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Tavera, G., P. Becerra, M. Ruiz-Garcia, F.M. Carvajal-Vallejos, A. Salinas & P.A. Van Damme (2011). El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) en la Amazonía boliviana: distribución, estado poblacional y amenazas. p. 65-82. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Trujillo, F. (2000). Habitat use and social behaviour of the freshwater dolphin *Inia geoffrensis* (De Blainville, 1817) in the Amazon and Orinoco basins. Ph.D. Thesis. University of Aberdeen, Scotland.

Trujillo, F., M.C. Diaz Granado, C. Gómez & M. Portocarrero (2009). p. 83-96. En: Bernal Zamudio, H., C.H. Sierra Hernando, M.A. Tarancón & M. Onandia Olalde (Eds.). Amazonía y Agua: Desarrollo sostenible en el siglo XXI. Servicio Editorial Unesco Etxea. 526 p.

Trujillo, F., E. Crespo, P.A. Van Damme & J.S. Usma (Eds.) (2010). The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020. WWF, Fundación Omacha, WDCS, Solamac, Bogotá, D.C., Colombia. 249 p.

5

EL DELFÍN BOLIVIANO *(INIA BOLIVIENSIS)* EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA: DISTRIBUCIÓN, ESTADO POBLACIONAL Y AMENAZAS

THE BOLIVIAN RIVER DOLPHIN (INIA BOLIVIENSIS) IN THE BOLIVIAN AMAZON: DISTRIBUTION, POPULATION STATUS AND THREATS

Gabriela TAVERA, Pilar BECERRA, Manuel RUÍZ-GARCÍA, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Adriana SALINAS y Paul A. VAN DAMME

RESUMEN

El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) es el único mamífero exclusivamente acuático registrado para Bolivia. Hasta principios del siglo XXI, esta especie fue considerada como una subespecie de *Inia geoffrensis*. Sin embargo, estudios moleculares y morfológicos confirman que su estatus taxonómico puede ser efectivamente elevado a la categoría de especie. El delfín boliviano se encuentra mayormente distribuido en territorio boliviano, principalmente en las subcuencas de los grandes ríos Mamoré e Iténez, ambos pertenecientes a la cuenca alta del río Madera (Amazonía). Este capítulo recopila información acerca del estado poblacional actual de *I. boliviensis* en su área de distribución y se analizan algunos de los factores que limitan el desplazamiento de los individuos de la especie, haciendo particular énfasis en el norte amazónico de Bolivia. Se presenta un resumen de las amenazas para la especie.

SUMMARY

The Bolivian Dolphin *(Inia boliviensis*) is the only Bolivian mammal species restricted to aquatic habitats. Until the start of the 21st century, the Bolivian dolphin was considered as a subspecies of *Inia geoffrensis*. However, molecular and morphological research has confirmed that its taxonomic status can effectively be ascended to the category of species. The Bolivian river dolphin is mainly distributed in Bolivia, in the sub-basins of the Mamoré and Iténez rivers, both belonging to the upper basin of the Madera River. In this chapter, information is presented about the current population status of *I. boliviensis* throughout its distribution range and an analysis of some factors that limit movement of individuals between the different river basins, with particular emphasis on the northern region of the Bolivian Amazon. Main threats for the species are highlighted.

INTRODUCCIÓN

Inia es el único género perteneciente al orden de los cetáceos que se encuentra estrictamente restringido a las aguas continentales de las grandes cuencas de la Orinoquía y la Amazonía en Sudamérica (Klinowska & Cooke, 1991; Best & da Silva, 1993; Trujillo, 2000; Reeves *et al.*, 2003). Aunque *Inia boliviensis* fue descrita en 1834 por D'Orbigny como una especie distinta del resto de los delfines "rosados" de la Amazonía, y algunos autores coincidieron con esta apreciación (Pilleri & Gihr, 1977), durante varias décadas el género fue considerado por varios autores como monoespecífico (*Inia geoffrensis*), con tres subespecies claramente identificables a través de su distribución geográfica: *I. g. humboldtiana* en la cuenca del Orinoco, *I. g. geoffrensis* por debajo de la cachuela de Santo Antonio en el río Madera (Brasil) en la Amazonía central, e *I. g. boliviensis* en la cuenca alta del río Madera en su mayor parte dentro de la Amazonía boliviana (Best & da Silva, 1993; Anderson, 1997; Trujillo, 2000; Aliaga-Rossel, 2002; Reeves *et al.*, 2003).

Estudios recientes de carácter morfológico y molecular han demostrado, sin embargo, que la anteriormente conocida subespecie *I. g. boliviensis* debería ser considerada como una especie distinta. Su estatus taxonómico se elevaría a la categoría de especie y recibiría el nombre originalmente asignado por D'Orbigny (1834) de *Inia boliviensis* (Bangueera-Hinestroza *et al*., 2002; Martínez-Agüero *et al*., 2006; Ruíz-García *et al*., 2006; 2007; 2008). Este delfín de río, más comúnmente conocido como "bufeo", se constituye entonces en el único mamífero estrictamente acuático registrado para Bolivia (Tarifa, 1996; Anderson, 1997; Emmons & Feer, 1997; Aliaga-Rossel, 2009).

Actualmente, se conoce que *I. boliviensis* se encuentra en las subcuencas de los ríos Iténez y Mamoré, ambos pertenecientes a la cuenca alta del río Madera (Ruíz-García *et al*., 2006; 2007; 2008; Ruiz-García, 2010). Estos ríos recorren los departamentos de Santa Cruz, Cochabamba y Beni, siendo este último el de principal importancia para la especie por abarcar en su territorio aproximadamente el 90% del área de distribución de la especie. Su presencia también ha sido registrada para el vecino país de Brasil en algunos tributarios de ríos fronterizos como el Iténez (denominado Guaporé en Brasil) hacia el este, y el Abuná en el norte (da Silva, 1994).

Nuestro conocimiento del estado poblacional de la especie en Bolivia está basado en estudios específicos que hacen referencia a la abundancia relativa y la distribución de la misma en algunos ríos amazónicos (Aliaga-Rossel, 2002; Aliaga-Rossel *et al*., 2006; McGuire & Aliaga-Rossel, 2007; Tavera *et al*., 2011). Sin embargo, estos trabajos son escasos y carecen de continuidad. Se conoce muy poco acerca de la biología y la ecología de *I. boliviensis*, así como de su estado de conservación actual. En este capítulo, a través de una revisión bibliográfica exhaustiva de la especie (publicaciones científicas, informes, tesis y datos no publicados), se presenta un análisis del estado de sus poblaciones y se discuten algunos factores que podrían estar influyendo sobre la distribución de la espe-

cie, prestando particular atención a la zona del norte amazónico y a las subcuencas de los ríos Madera, Beni y Abuná en el departamento de Pando. Se analizan algunas de las amenazas actuales y potenciales para la especie, y se plantean algunas hipótesis sobre su distribución, posible incursión y especiación dentro del Alto Madera.

DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE

Morfológicamente las características de *I. boliviensis* son muy similares a las del resto de los delfines rosados de Sudamérica (Fig. 5.1.). Posee un cuerpo robusto, con una gran capacidad para doblarse y torcerse (Best & da Silva, 1993). Cuenta con adaptaciones morfológicas al medio en el que se desarrollan, como las vértebras cervicales que están libres, a diferencia de los delfines marinos en los cuales estas vértebras se encuentran soldadas con fines hidrodinámicos (Best & da Silva, 1989; Trujillo, 2000). Entre otras modificaciones se encuentran la motilidad de las aletas pectorales y el sistema de 'ecolocalización'. Estas modificaciones les permite a los delfines moverse con facilidad al entrar en los bosques inundados durante las épocas de aguas altas para perseguir a los peces de los que se alimentan durante ésta temporada (Best & da Silva, 1989; Trujillo, 2000). El órgano sensorial que permite desarrollar dicho sistema se presenta en los individuos como un pronunciado "melon" en la frente.



Figura 5.1. *Inia boliviensis.* © 2009: Rob Pickles- Dennis Méndez/ FAUNAGUA

La especie posee un hocico alargado con vibrisas cortas en la parte superior; los ojos son pequeños y presentan dentición heterodonta como la mayoría de los mamíferos (dos tipos de dentición) (Best & da Silva, 1989). Las aletas pectorales y la aleta caudal son de mayor tamaño que la aleta dorsal, la cual se presenta bastante corta. Cuenta con un oído interno que se encuentra localizado por detrás de la mandíbula inferior (Best & da Silva, 1993). Por detrás de la cabeza, el cuerpo se presenta abruptamente robusto sin pasar por ningún tipo de cuello y la única apertura nasal se encuentra en la parte dorsal del cuerpo (Best & da Silva, 1993).

Pilleri & Gihr (1977) mencionaron algunas de las características morfológicas que distinguen *I. boliviensis* de *I. geoffrensis*. De acuerdo con estos autores, el número promedio de dientes en cada lado de las mandíbulas superior e inferior de *I. boliviensis* es de 33. El largo promedio del cráneo es de 476.6 (± 15.1) mm, y el volumen promedio de la cavidad neurocraneal es de 558.0 (± 14.3) cm^3. El patrón de coloración en *I. boliviensis* es variable entre rosado y gris oscuro (Pilleri & Gihr, 1977), dependiendo de la edad, la claridad del agua y la temperatura (Best & da Silva, 1989). De acuerdo con Trujillo (com. pers.), los especimenes "bolivianos" tienden a presentarse en colores más grisáceos que el resto de los delfines de la Amazonía, adicionalmente, según Ruiz-García (obs. pers.), los animales bolivianos tienen un color gris más pálido y parecen tener mayores reservas adiposas que los animales de la cuenca central amazónica. El largo máximo de los machos es de 2.55 m y su peso máximo de 160 kg, mientras que para las hembras la longitud es de 2.16 m y el peso de 98.5 kg (Pilleri & Gihr, 1977).

En publicaciones más recientes, Ruíz-García *et al.* (2006) presentaron datos morfológicos y morfométricos detallados, obtenidos de 27 individuos (16 machos y 11 hembras) de *I. boliviensis* capturados en la amazonía boliviana, a diferencia de Pilleri & Gihr (1977) cuyos datos provenían de un bajo número de individuos capturados y de algunos pocos ejemplares encontrados en museos del mundo. El largo total promedio registrado por Ruíz-García *et al.* (2006) para los machos fue de 193.8 (± 9.2) cm, mientras que el largo total en las hembras fue en general más grande, es decir 202.2 (± 14.8) cm. La diferencia en las longitudes totales promedio de los individuos proporcionados por los distintos autores podría deberse a un error de medición, puesto que si se toma en cuenta la curvatura dorsal, las medidas resultan en individuos más largos comparados con otros del mismo peso (Best & Da Silva, 1989). Ruíz-García *et al*. (2006) confirmaron apreciaciones realizadas por da Silva (1994), las cuales indican que *I. boliviensis* presenta dimorfismo sexual, pero distinto al de *I. geoffrensis.* En la especie boliviana, los machos son de menor tamaño que las hembras. Sin embargo, Ruiz-García *et al.* (2006) capturaron ejemplares en lagunas, donde es más probable que se encuentren hembras adultas con machos sub-adultos o no dominantes. Los machos más dominantes podrían situarse en la parte central de los ríos y, por lo tanto, no fueron capturados (Ruiz-García, obs. pers.). Un estudio más reciente sobre la morfometría de *Inia* (Ruiz-García *et al.,* 2010a) con ejemplares capturados en Bolivia, Perú, Brasil, Colombia y Venezuela, mostró que machos y hembras pueden alcanzar longitudes promedios muy parecidas, pero que los machos tienden a

alcanzar valores significativamente más elevados en el diámetro del cuello y en el ancho de las aletas pectorales.

DISTRIBUCIÓN

Entre las barreras geográficas más importantes que limitan el desplazamiento del género *Inia* se encuentran cascadas, rápidos infranqueables, y ríos muy estrechos de profundidades considerablemente reducidas. Otras barreras importantes son las bajas temperaturas, así como los sistemas de baja productividad primaria (Best & da Silva, 1989; Klinowska & Cooke, 1991; Best & da Silva, 1993). Dentro del área de ocurrencia de *I. boliviensis* podemos considerar las siguientes barreras naturales que limitan su distribución:

(a) hacia el sur-oeste de Bolivia, la cordillera de los Andes representa una barrera a una altura estimada de 300 msnm, aproximadamente donde se inicia la zona de piedemonte (Crespo & Van Damme, 2011);

(b) al sur-este, en la cuenca del río Iténez, los desplazamientos de *I. boliviensis* están limitados por la presencia de la Serranía Chiquitana y los tributarios del río Iténez con bajo caudal y baja productividad primaria. Ambos factores limitan la ocurrencia permanente de poblaciones en esta zona.

(c) No existe conexión actual de agua entre la cuenca amazónica y la cuenca del río Paraguay, lo cual explica en parte que la especie no esté presente en esta última.

(d) Hacia el norte de Bolivia, varios autores han considerado como límite de distribución de *I. boliviensis* la serie de veinte cachuelas sobre el río Madera, comprendidas en el tramo entre las localidades de Guayaramerín (Bolivia) y Porto Velho (Brasil) (Pilleri & Gihr, 1977; da Silva, 1994; Banguera-Hinestroza *et al.,* 2002; Martínez-Agüero *et al.,* 2006; Ruíz-García *et al*., 2006; Ruíz-García *et al.*, 2007; Ruíz-García *et al.*, 2008; Ruiz-García, 2010) (Fig. 5.2 y Fig. 5.3). Esta serie de cachuelas se distribuye en un tramo de aproximadamente 400 km de longitud sobre los ríos Mamoré, Beni y Madera, y provoca una caída total de aproximadamente 60 m de altura (Molina, 2006).

Actualmente, se tienen registros de delfines de río en los tramos de río que se encuentran entre las cachuelas (FURNAS-ODEBRECHT, 2003). Estos nuevos registros dan pie al planteamiento de nuevas hipótesis, como por ejemplo si los factores que limitan la distribución de las especies del género *Inia* en el área están relacionados con las barreras físicas en sí, con la disponibilidad de hábitat, o con la calidad y/o productividad del sistema. Estos factores o la combinación de algunos de éstos también pueden determinar la ausencia del bufeo en el río Beni, arriba de Cachuela Esperanza, y en la subcuenca del río Madre de Dios (Best & da Silva, 1989; Tavera *et al.,* 2011).

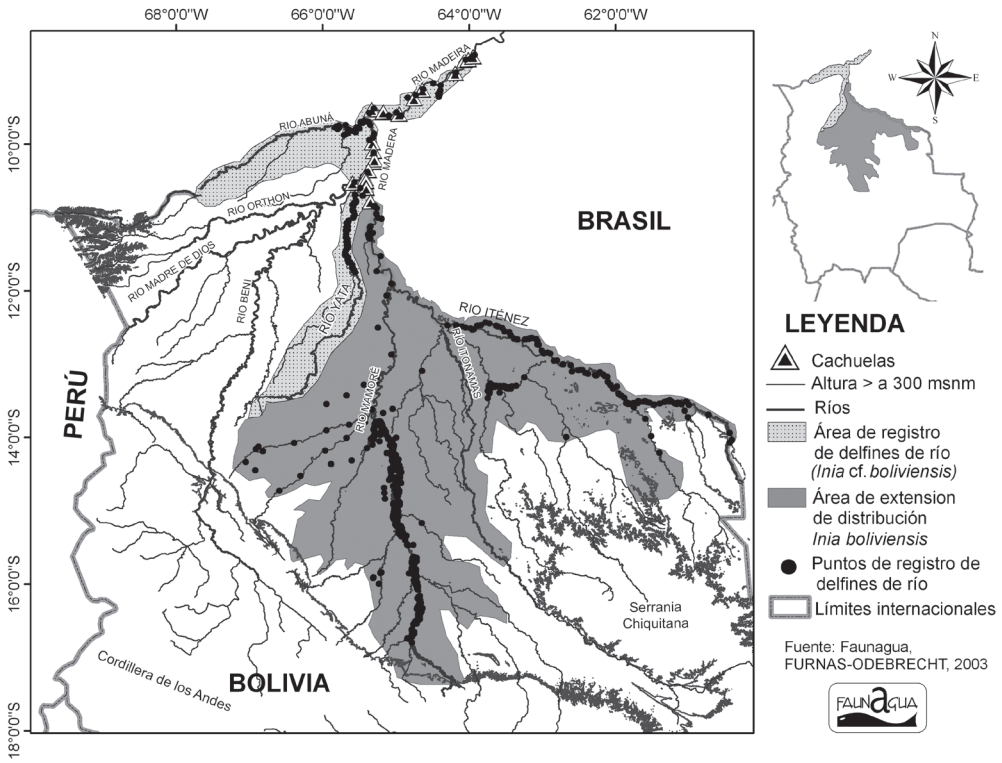


Figura 5.2. Mapa del área de distribución de *I. boliviensis*, mostrando los puntos de registro y las barreras geográficas más importantes para la especie (En base a: Anderson, 1997; Yañez, 1999; Banguera-Hinestroza *et al*., 2002; Aliaga-Rossel, 2002; McGuire & Aliaga-Rossel, 2007; Salinas, 2007; Ruiz-Garcia *et al*., 2007; Ruiz-García *et al*., 2008)

GENÉTICA Y EVOLUCIÓN

El área de cachuelas, además de ser considerada como el límite de distribución entre *I. boliviensis e I. geofrensis*, podría haber jugado un rol determinante en el proceso de especiación de *I. boliviensis* a principios del Plioceno, hace aproximadamente seis millones de años atrás (Pilleri & Gihr, 1977; Banguera-Hinestroza *et al*., 2002; Ruíz-García *et al.*, 2006). Sin embargo, recientes estudios genéticos (con microsatélites) sugieren que la especie podría ser mucho más reciente de lo que se consideró en un principio (50 000 a 500 000 años de antigüedad aproximadamente) (Ruíz-García *et al*., 2007; 2008). Recientemente, Ruiz-García (2010) mostró que hace aproximadamente 164 000 (± 7 000) años se separaron los principales haplotipos (región de control, DNA mitocondrial) de la población boliviana y de la Amazonía central, concordando esto con los resultados de microsatélites.

A pesar de las diferencias encontradas entre los diferentes marcadores genéticos utilizados por Banguera-Hinestroza *et al.* (2002) (DNAmt) y Ruiz-García *et al.* (2008) (micro-

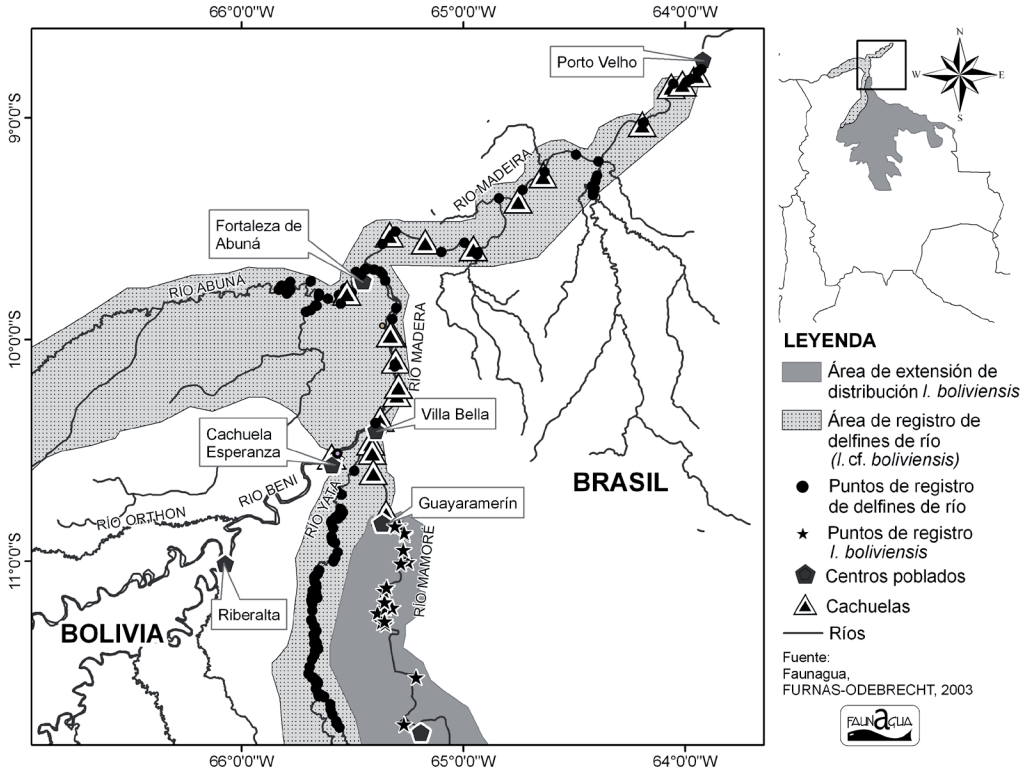


Figura 5.3. Mapa de puntos de registro de delfines de río entre la serie de cachuelas que se encuentran entre las comunidades de Guayaramerín (Bolivia) y Porto Velho (Brasil).

satélites) sobre el tiempo de divergencia entre *I. boliviensis* e *I. geofrensis*, la separación entre ambas especies podría ser explicada en parte por las fluctuaciones climáticas y las transgresiones marinas interglaciares que ocurrieron durante el Plioceno y Pleistoceno en la Amazonía (Haffer, 1969). Sin embargo, la evidencia genética podría estar relacionada al efecto causado por las fluctuaciones pleistocénicas más recientes.

Se ha propuesto que hace 5-6 millones de años el mar se levantó alrededor de 100 m sobre su nivel actual y varios otros sucesos similares o inferiores ocurrieron a lo largo de los últimos dos millones (Hooghiemstra & Ran, 1994; Irion *et al.,* 1994). Las transgresiones marinas durante los periodos más calientes habrían aislado tierra firme (Nores, 1999) y posiblemente cuerpos de agua en la parte alta del río Madera una vez que su conformación actual estuvo establecida. El levantamiento de las aguas pudo haber alcanzado la parte norte de Bolivia hasta aproximadamente cerca la confluencia de los ríos Beni y Mamoré, por debajo de los 100 msnm. Las incursiones que ocurrieron más de una vez habrían cubierto o disminuido la turbulencia de los rápidos que se encuentran desde el origen del río Madera propiamente dicho (Bolivia) hasta Porto Velho (Brasil), permitiendo el paso de algunos organismos acuáticos hacia las partes altas de la cuenca que no

estuvieron flanqueadas por algún tipo de barrera geográfica. Una vez retraídas las aguas, las poblaciones que permanecieron en la parte alta de la cuenca comenzaron un proceso evolutivo independiente. La distribución actual conocida de *I. boliviensis* en el sistema Madera-Mamoré-Iténez y su ausencia en el sistema Madre de Dios-Beni (por encima de Cachuela Esperanza), es coincidente con estos supuestos y observaciones.

El tiempo de divergencia propuesto por Ruiz-García *et al.* (2008) y Ruiz-García (2010) es concordante con la colonización reciente del Alto Madera por especies de los géneros *Serrasalmus* y *Pygocentrus*, en los últimos dos millones de años (Hubert *et al*., 2007a). Un estudio filogenético reciente sobre pirañas (*Serrasalmus*) reveló que algunas especies (Hubert *et al*., 2008) y poblaciones (Hubert *et al.,* 2007b) se establecieron recientemente en el Alto Madera durante el último millón de años. La colonización de esta área por parte de algunos organismos acuáticos podría haber ocurrido durante los periodos interglaciares del Pleistoceno (Haffer, 1969). Un mayor número de estudios filogeográficos y la reconstrucción de la historia del Alto Madera, nos proporcionará información adicional crucial para entender la historia de los organismos acuáticos que se encuentran en la Amazonía boliviana.

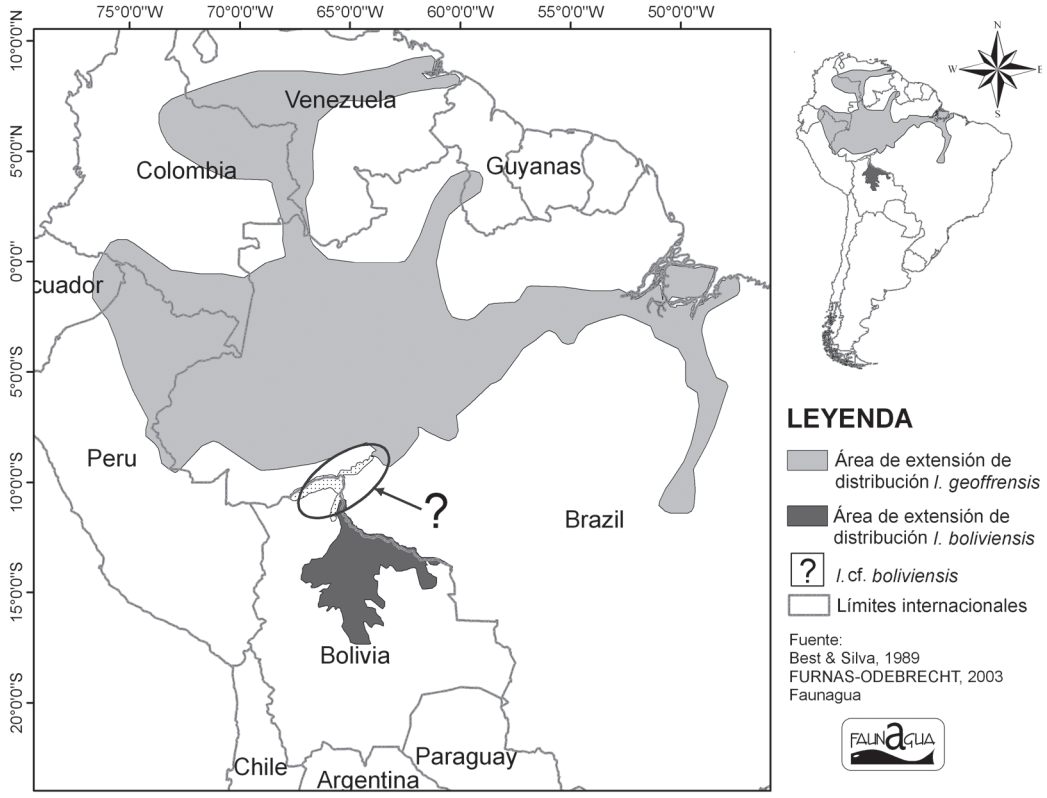


Figura 5.4. Mapa de distribución de *I. geoffrensis* e *I. boliviensis*, y el área de registro de delfines de río cuya procedencia y especie no se han determinado aún.

Los individuos de los cuales se obtuvo el material genético que fue utilizado para los análisis moleculares que demostraron la validez de *I. boliviensis* como una especie diferenciada de las otras, fueron capturados en diferentes tributarios y lagunas únicamente de las subcuencas de los grandes ríos Iténez y Mamoré (Banguera-Hinestroza *et al.*, 2002; Martínez-Agüero *et al.*, 2006; Ruíz-García *et al.*, 2006; 2007; 2008; Ruiz-García, 2010). Los avistamientos al norte de la comunidad de Guayaramerín en los ríos Mamoré (FURNAS-ODEBRECHT, 2003), Yata (Salinas, datos no publicados), Beni (FURNAS-ODEBRECHT, 2003; Tavera, obs. pers), Abuná y Madera (Tavera, obs. pers.), han sido identificados tentativamente como *I. boliviensis*, pero se deben realizar diagnosis moleculares y morfológicas que confirmen la presencia de la especie en estos cuerpos de agua y nos ayuden a definir su distribución. Mientras tanto resulta difícil determinar con certeza el taxa al que pertenecen los individuos encontrados en el área de las cachuelas o su procedencia, al mismo tiempo que no se puede definir con claridad el límite de distribución entre ambas especies del género *Inia* (Fig. 5.4.).

ESTADO POBLACIONAL

En Bolivia, es poca la información con la que se cuenta para evaluar el estado poblacional de *I. boliviensis*. Los pocos estudios realizados dentro del país consisten en trabajos aislados y sin continuidad que se traducen en algunos datos de abundancia relativa y distribución de la especie (Aliaga-Rossel, 2002; Aliaga-Rossel *et al.*, 2006; Salinas, 2007; Tavera *et al.,* 2011).

Actualmente se cuenta con estudios de abundancia que arrojan resultados comparables en cuanto a metodología empleada para la obtención de los mismos. En el cuadro 5.1 se presentan los resultados obtenidos para las diferentes áreas de la Amazonía boliviana de donde se conocen las tasas de encuentro de la especie.

Cuadro 5.1. Tasas de encuentro de *I. boliviensis* en Bolivia.

Autor	Río	Cuenca	Tasa de encuentro ind. km^{-1}
Aliaga-Rossel (2002)	Tijamuchi	Mamoré	1.12
Escovar-Wilson White (2004)	Mamoré	Mamoré	1.35
Escovar-Wilson White (2004)	Iténez	Iténez	1.22
Aliaga-Rossel *et al.* (2006)	Mamoré	Mamoré	1.60
Aliaga-Rossel *et al.* (2006)	Tijamuchi	Mamoré	5.80
Aliaga-Rossel *et al.* (2006)	Apere	Mamoré	2.90
Aliaga-Rossel *et al.* (2006)	Yacuma	Mamoré	2.40
Aliaga-Rossel *et al.* (2006)	Rapulo	Mamoré	2.60
Tavera *et al.* (2011)	Ichilo-Mamoré	Mamoré	1.30
Tavera *et al.* (2011)	Iténez	Iténez	1.60
Salinas & Van Damme (en prep.)	San Martín	Iténez	0.74
Salinas & Van Damme (en prep.)	Blanco	Iténez	1.62

Los factores más influyentes en la abundancia de delfines de río son aquellos asociados con la productividad del sistema, debido a que ésta variable se relaciona con la abundancia de peces importantes en su dieta (Best & da Silva, 1989; Martin & da Silva, 2004a; Martin & da Silva, 2004a; 2004b; Aliaga-Rossel *et al*., 2006). Factores físicos y químicos como el pH o la transparencia del agua son probablemente menos importantes (Aliaga-Rossel *et al.,* 2006), pero se deben desarrollar estudios específicos.

En general, las poblaciones de *Inia* en Sudamérica se encuentran relativamente mejor conservadas que las poblaciones de delfines de río del Asia (Reeves *et al.,* 2003). Particularmente *I. boliviensis* parece encontrarse en buen estado de conservación, ya que a pesar de no contar con mucha información sobre su abundancia, las tasas de encuentro registradas en Bolivia están entre las más altas, comparadas con las tasas de encuentro registradas para otras especies de delfines de río del mundo (Aliaga-Rossel, 2003). Además, no existen evidencias de que sus poblaciones hayan sufrido disminuciones drásticas y su distribución actual probablemente es muy similar a la distribución histórica (Tavera *et al.,* en prep.). Sin embargo, debe tomarse en cuenta que el número poblacional de *I. boliviensis* se calcula alrededor de 100 000 individuos (Tavera *et al*., 2010), cuando el número estimado para *I. geoffrensis* estaría entre 3 000 000 a 5 000 000 de individuos (da Silva, com. pers.), y que el área de distribución del delfín boliviano es considerablemente menor (aproximadamente de ocho a diez veces) que el área de distribución del resto de los delfines "rosados" de la Amazonía y la Orinoquía (Fig. 5.4.). Mediante una aproximación genética poblacional (DNAmt) basada en la teoría de la coalescencia, Ruiz-García *et al*. (2010b) determinaron un número total (número efectivo) entre 51 000 – 152 000 delfines para los ríos bolivianos. Por lo tanto, estas características naturales de abundancia aumentan la vulnerabilidad de la especie boliviana.

En el tramo que abarca las 20 cachuelas situadas entre Guayaramerín y Porto Velho, se carece de información referente al estado poblacional de la especie. Según Escovar-Wilson White (com. pers.), la especie no está presente en el río Beni. En este río, al igual que en todo el tramo entre las cachuelas, sólo se cuenta con pocos registros georeferenciados de delfines (FURNAS-ODEBRECHT, 2003; Tavera, obs. pers), pero no con tasas de encuentro conseguidas a través de metodologías comparables con el resto de los datos obtenidos para Bolivia. Debe considerarse que en todo el tramo comprendido entre Guayaramerín (Bolivia) y Porto Velho (Brasil), la navegabilidad de los ríos se dificulta considerablemente, y deberían tomarse en cuenta modificaciones a los métodos estandarizados para realizarse estudios en la zona.

AMENAZAS

Comparada con las demás poblaciones de delfines de río sudamericanas, las poblaciones de *Inia* en territorio boliviano parecen enfrentar menores riesgos, considerando que amenazas como las capturas por grandes industrias pesqueras, la persecución in-

tencional o el aprovechamiento intensivo de la especie no suceden en Bolivia. Existen casos de mortalidad de bufeos por caza esporádica (Tavera, obs. pers), eventuales capturas en redes de pesca (Aliaga-Rossel, 2003; Muñoz, datos no publicados; Tavera, obs. pers.) y tráfico de embarcaciones (Aliaga-Rossel, 2003). Sin embargo, es difícil estimar el grado de estas amenazas, ya que no se tienen datos cuantitativos que demuestren cuanto o como estas actividades afectan realmente a las poblaciones de Bolivia a lo largo del tiempo, y los registros de mortalidad publicados no pasan de registros anecdóticos esporádicos.

Gracias a los nuevos estudios realizados sobre *I. boliviensis* se considera que la vulnerabilidad real de la especie radica en su baja variabilidad genética, su baja abundancia, la baja conectividad entre sus poblaciones (Ruíz-García *et al*., 2008*;* 2010), y su distribución restringida al sur de la Amazonía. Estos factores la convierten en una especie sensible a cambios drásticos en la dinámica del sistema (Ruíz-García *et al*., 2007). Igualmente, Ruiz-García *et al.* (2010) detectaron un evento de cuello de botella cuando se originó la población boliviana de bufeos al emplear marcadores microsatélites. Poblaciones con baja variabilidad genética tienen menor capacidad para adaptarse y sobrevivir a cambios estocásticos en el ambiente, de hecho estos pueden incluso acelerar procesos de extinción (Rosel & Reeves, 2000).

Algunas de las amenazas para *I. boliviensis* consideradas en el Plan de Acción para la Conservación de Cetáceos del Mundo 2002- 2010 (Reeves *et al.*, 2003) son la contaminación de los ríos por mercurio y el desarrollo de represas hidroeléctricas.

Mercurio y delfines de río

Actualmente se conoce que la contaminación por mercurio en los ríos de Bolivia proviene de dos fuentes principales, una de ellas es a través de las aguas de escorrentía que llegan a los ríos provenientes de los suelos de la Amazonía que contienen elevadas concentraciones de este metal, y cuya deforestación acelera el proceso (Maurice-Bourgoin, 2001). El mercurio también ingresa a los ríos a través de los deshechos de la explotación aurífera, donde este metal es intensivamente utilizado durante el proceso de amalgamación que se aplica en la explotación de oro aluvial (Pouilly *et al*., 2009). Por la propiedad del mercurio de "bioacumularse", éste puede viajar grandes distancias y provocar efectos en lugares alejados a cientos de kilómetros del punto donde se origina la contaminación (Maurice-Bourgoin, 2001).

El impacto del mercurio y sus efectos en las poblaciones de delfines de río aún no está claramente identificado. Sin embargo, se ha comprobado que estos organismos son capaces de acumular mercurio en diferentes tejidos y órganos (Lailson-Brito *et al*., 2008). En el estudio preliminar realizado por estos últimos autores, se presentan resultados obtenidos para cuatro individuos de *I. geoffrensis* y uno de *Sotalia fluvia*tilis provenientes

de la Amazonía Central en Brasil. Se analizaron muestras de hígado, riñones, tejido muscular y como excepción muestras de cerebro del único individuo adulto capturado de *I. geoffrensis*. La cantidad de mercurio registrada para la muestra de cerebro fue de 0.07 mg kg^{-1} peso húmedo. En los otros órganos y tejidos las cantidades fluctuaron entre 0.09 mg kg^{-1} peso húmedo para los riñones de una de las crías, y 35.89 mg kg^{-1} peso húmedo en el hígado de la hembra adulta (Lailson-Brito *et al*., 2008). Adicionalmente, Ruiz-García y sus colaboradores (datos no publicados), durante la captura de bufeos para estudios genéticos en el 2003, obtuvieron animales con grandes tumores en los ojos (totalmente ciegos) en la zona de encuentro entre los ríos Mamoré e Iténez. Aunque aún no se ha comprobado la asociación directa, este hecho fue atribuido a la contaminación por mercurio debido a los numerosos puntos de extracción de oro por parte de dragas brasileras en territorio boliviano. Hasta el momento éstos son los únicos datos referenciales con los que se cuenta para demostrar la capacidad del género *Inia* de "bioacumular" mercurio en diferentes tejidos y órganos, aunque aún no quedan claros los niveles de mercurio a partir de los cuales el mismo se torna tóxico para los individuos.

La vulnerabilidad de *I. boliviensis* al mercurio radica en su naturaleza depredadora en la cima de la cadena trófica. Potencialmente, puede acumular en sus tejidos mercurio proveniente del alimento que consume, el cual se compone en su mayoria de peces locales o migratorios que pueden provenir de sistemas con mayores concentraciones de este elemento (Lailson-Brito *et al*., 2008)

Represas y delfines de río

El desarrollo de represas hidroeléctricas es una amenaza reciente para los bufeos. A modo de comparación, el delfín de río del Yangtze (o baiji) está considerado actualmente como extinto en vida silvestre, debido a la fragmentación de sus poblaciones por el desarrollo y posicionamiento de represas en su área natural de distribución (Turvey *et al*., 2007; Turvey, 2010). Actualmente en Bolivia, el intercambio entre todas las poblaciones de bufeo se da de manera normal, aunque cabe mencionar que algunas cachuelas ubicadas en el norte amazónico podrían constituir una barrera natural para su dispersión y movimientos durante algunos periodos hidrológicos del año (Tavera *et al*., 2011). Sin embargo, algunas represas planificadas en su área de distribución podrían ocasionar la fragmentación de sus poblaciones.

Además de la posible fragmentación de las poblaciones de bufeo como resultado del posicionamiento de represas, existe otra amenaza mayor. Las poblaciones de bufeo en Bolivia también pueden verse afectadas por una potencial ruptura de su aislamiento reproductivo que les separa de la especie cercana con mayor variabilidad genética y poblaciones más grandes (p.e. *I. geoffrensis*). Esto puede ocurrir en el caso de producirse un contacto artificial promovido por las obras civiles que modifican los ríos. Por ejemplo, los sistemas de traspaso de peces o las esclusas proyectadas en las represas

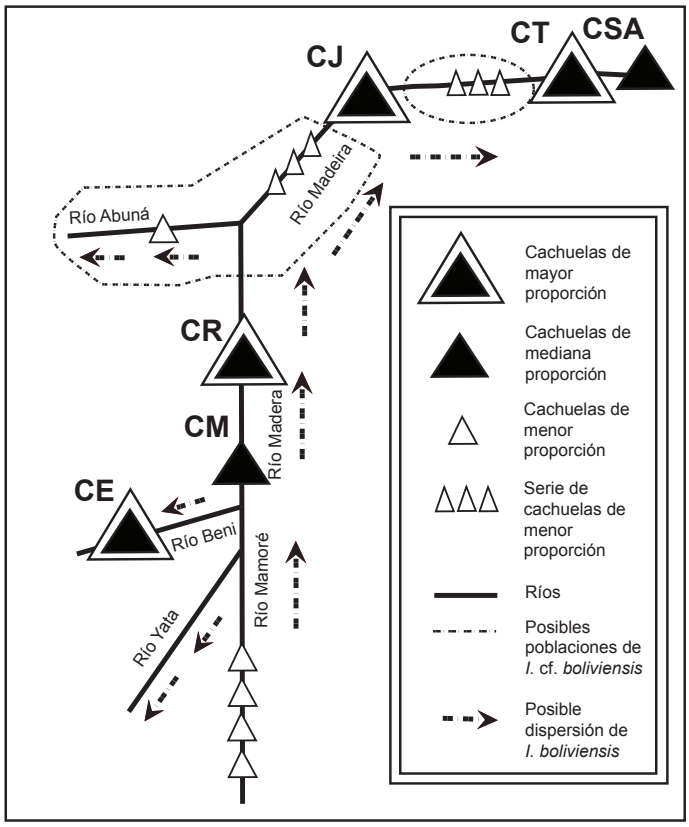


Figura 5.5. Posibles escenarios para la distribución y dispersión de *Inia boliviensis* en el norte amazónico. CE**=** Cachuela Esperanza, CM**=** Cachuela Mamoré, CR**=** Cachuela Riverao, CJ**=** Cachuela Jirau, CT= Cachuela Teotonio, CSA**=** Cachuela Santo Antonio. Para mayor explicación ver texto.

del río Madera podrían facilitar el paso de individuos de *I. boliviensis* hacia la Amazonía central y/o de *I. geoffrensis* hacia la Amazonía boliviana. En este caso, ambas especies podrían entrar en contacto y sufrir cambios a nivel de sus relaciones ecológicas y sus procesos evolutivos.

A raíz de la ausencia de información que confirme la identificación de las especies existentes en el tramo de cachuelas de la zona fronteriza entre los países de Bolivia y Brasil (provisionalmente denominada como *I.* cf. *boliviensis* en las figuras 5.2 y 5.3), es difícil evaluar si la mayor amenaza para la especie radica en la fragmentación de sus poblaciones por la construcción de represas que bloquearían los intercambios, o en el riesgo de provocar un contacto y entrecruzamientos con poblaciones de *I. geoffrensis*. Evidentemente, el grado de amenaza dependerá del diseño y ubicación de las represas.

En la figura 5.5 se han representado algunos de los posibles escenarios actuales para el área. Se ilustra la hipótesis planteada ya con anterioridad, de que todos los individuos del tramo de cachuelas pertenecerían a *I. boliviensis*, considerando que sería más fácil

para los individuos de esta especie desplazarse río abajo que para *I. geoffrensis* desplazarse río arriba (Best & da Silva, 1993). En este caso debería evaluarse la posibilidad de que esporádicamente individuos de *I. boliviensis* entren en la Amazonía central, aunque no se puede excluir que el límite de distribución de *I. boliviensis* sea una de las cachuelas grandes, como Santo Antonio o Teotonio en Brasil (cachuelas de mayor proporción comparada con el resto de las demás cachuelas) (Molina, 2009) y no así por toda la serie de cachuelas entre Guayaramerín y Porto Velho. Adicionalmente, debería evaluarse la conectividad entre las poblaciones que se encuentran en esta área, ya que podría tratarse de poblaciones que mantienen intercambio genético entre sí (es decir, pueden pasar todas o algunas de las cachuelas) o, al contrario, poblaciones que permanecen genéticamente aisladas en algunos de los tramos entre cachuelas.

Existen, además de los escenarios ilustrados en la figura 5.5, otras posibilidades con respecto a los individuos registrados para esta área en particular, pues podría también tratarse de algunas poblaciones de *I. geoffrensis* aisladas de *I. boliviensis*, por alguna o algunas de las cachuelas, o también que individuos de ambas poblaciones de especies convivan actualmente de manera simpátrica en alguno o algunos de los tramos entre las cachuelas de mayor tamaño. En este caso sería muy importante establecer cuales son los factores que limitan la distribución y el desplazamiento de ambas especies, ya que contrariamente a lo que se piensa, los factores reales podrían estar relacionados con las diferencias de características de los sistemas, y no con las barreras físicas en sí.

Uno de los posibles impactos de la construcción de represas sería la disminución de la abundancia de especies migratorias de peces, debido a la imposibilidad de alcanzar sus sitios de reproducción en las cabeceras de las cuencas en la Amazonía boliviana (Van Damme *et al*., 2011a). Además de las especies de alto valor comercial, también podrían verse perjudicadas otras especies migratorias pequeñas, detritívoras y omnívoras, que son consideradas presas importantes para especies del género *Inia* (Best & da Silva, 1989). La interrupción de los ciclos o pulsos de inundación río arriba de las represas puede provocar una disminución de la productividad del sistema y de la abundancia de peces pequeños y medianos. Si se toma en cuenta que *I. boliviensis* posee una baja variabilidad genética, y posiblemente baja capacidad de adaptación a cambios drásticos en el sistema, es posible que no logre ambientarse a una dieta empobrecida (Best & da Silva, 1989; Ruiz-García *et al.,* 2007).

Un segundo efecto que ocasionaría la disminución de la abundancia de peces es la interrupción de los ciclos o pulsos de inundación, ya que éstos están altamente relacionados con la productividad del sistema. Al mismo tiempo se ha observado que existe cierta relación entre la abundancia de delfines de río y la productividad de los sistemas amazónicos (Best & da Silva, 1989). Se ha sugerido que la productividad primaria influye en la abundancia de peces pequeños y medianos los cuales en la actualidad no tienen importancia económica en la Amazonía boliviana (Van Damme *et al*., 2011b),

pero que se encuentran dentro de la dieta de los delfines (Best & da Silva, 1989).

Si se consideran ambos factores mencionados anteriormentes, es decir la disminución de productividad del sistema y la interrupción de ciclos de especies migratorias de peces, se puede asumir que los efectos causados por las represas podrían extenderse más allá de las zonas de influencia directa de las mismas, y repercutir en los sistemas que se encuentran dentro del área de distribución de los delfines bolivianos.

Conclusiones

En Bolivia actualmente urge la necesidad de generar información con respecto a la biología, la ecología y la genética de *I. boliviensis*. Es importante desarrollar e implementar en los proximos años un sistema de monitoreo que permita evaluar los cambios ambientales y sus efectos en las poblaciones, principalmente por tratarse de una especie única y cuya área de distribución se sobrepone con gran parte de la Amazonía boliviana (da Silva, 1989; Ruíz-García *et al*., 2006; 2007; 2008; Tavera *et al.*, 2011). Caso contrario, podríamos vernos frente a un panorama similar al de Asia, donde las poblaciones de delfines de río se encuentran en estados críticos, y se ha dado el primer caso de extinción en vida silvestre de un cetáceo de aguas continentales por actividades antropogénicas (Turvey *et al*., 2007).

Sin embargo, responder a preguntas como cuáles de las actividades humanas influyen negativamente, o cómo afectan a la sobrevivencia de los mamíferos acuáticos, resulta dificil, ya que generalmente se carece de información comparable previa al desarrollo de alteraciones en el hábitat. En ausencia de información de base proveniente de monitoreo solamente se pueden proponer algunas hipótesis acerca de las causas y efectos perceptible a grandes rasgos, sin ninguna demostración consistente (Turvey *et al*., 2007).

Cualquiera que fuese el escenario actual para los individuos de *I. boliviensis* en el norte amazónico, se destaca la importancia de esclarecerlo en un futuro inmediato para poder tomar acciones concretas de conservación de la especie. Un plan de monitoreo para estas poblaciones permitiría evaluar el estado actual que tienen las mismas en el área. Además, la evaluación a nivel genético de las poblaciones permitiría vislumbrar con mayor claridad tres aspectos muy importantes: a) a qué especie (*I. geoffrensis* o *I. boliviensis*) pertenecen los individuos registrados, qué cachuelas son las más importantes para la estructuración genética (en caso de existir) y que rol desempeñan éstas en su distribución actual; b) entender la conectividad entre las poblaciones del área, y c) cual es el aporte de cada población a la variabilidad total que se puede observar en *I. boliviensis* puesto que, a raíz de su baja variabilidad genética natural, la constitución genética y la distribución de cada población podría jugar un papel importante para la especie.

AGRADECIMIENTOS

La sistematización de los datos y la preparación de este resumen fueron posibles gracias al apoyo de FUNDACIÓN PUMA, CONSERVACIÓN INTERNACIONAL BOLIVIA (CI) y FUNDACIÓN ESTAS VIVO.

REFERENCIAS

Aliaga-Rossel, E. (2002). Distribution and abundance of the river dolphin (*Inia geoffrensis*) in the Tijamuchi River, Beni, Bolivia. Aquatic Mammals, 28 (3): 312- 323.

Aliaga-Rossel, E. (2003). Situación actual del delfín de río (*Inia geoffrensis*) en Bolivia. Ecología en Bolivia, 38 (2): 167- 177.

Aliaga-Rossel, E., T.L. McGuire & H. Hamilton (2006). Distribution and encounter rates of the river Dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. Journal for Cetacean Research & Management, 8 (1): 87- 92.

Aliaga-Rossel, E. (2009). *Inia boliviensis*. p. 535-536. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 571 p.

Anderson, S. (1997). Mammals of Bolivia: Taxonomy and distribution. Bulletin of the American Museum of Natural History, 231: 1-652

Banguera-Hinestroza, E., H. Cárdenas, M. Ruíz-García, M. Marmontel, E. Gaitán, R. Vázquez & F. García-Vallejo (2002). Molecular identification of evolutionary significant units in the Amazon river dolphin *Inia sp.* (Cetacea: Iniidae). The journal of Heredity, 93 (5): 312- 322.

Best, R.C. & V.M.F da Silva (1989). Biology, status and conservation of *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco river basins. p. 24-34. In: Perrin, W.F., R.L. Brownell, Jr. Z. Kaia & L. Jiankang (Eds). Biology and Conservation of the River Dolphins. IUCN, Paper 3.

Best, R.C. & V.M.F. da Silva (1993). *Inia geoffrensis*. Mammalian Species, 426: 1-8.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-28. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Da Silva, V.M.F. (1994). Aspects of the biology of the Amazonian dolphins Genus *Inia* and *Sotalia fluviatilis*. PhD Dissertation, University of Cambridge, Cambridge.

Emmons, L. & Y.F. Feer. (1997). Neotropical rainforest mammals: A field guide. 2nd ed. The University of Chicago Press. U.S.A.

FURNAS-ODEBRECHT (2003). Estudos de impacta ambiental río Madeira-RO. Voluma 4/8– Diagnóstico Ambiental da Área de Influencia Direta: Meio Biótico (Entomofauna, Herpetofauna, Avifauna, Mastofauna)

Haffer, J. (1969). Speciation in Amazonian forest birds. Science, 165: 131-137.

Hooghiemstra, H. & E.T.H. Ran (1994). Late Pliocene-Pleistocene high resolution pollen sequences of Colombia: an overview of climatic change. Quaternary International, 21: 63-80.

Hubert, N., F. Duponchelle, J. Nuñez, C. García-Davila, D. Paugy & J.F. Renno (2007a). Phylogeography of the piranha genera *Serrasalmus* and *Pygocentrus*: implications for the diversification of the Neotropical ichthyofauna. Molecular Ecology, 16: 2115-2136.

Hubert, N., F. Duponchelle, J. Nuñez, R. Rivera, F. Bonhomme & J.F. Renno (2007b). Isolation by distance and Pleistocene expansión of the lowland populations of the white piranha *Serrasalmus rhombeus*. Molecular Ecology, 16: 2488-2503.

Hubert, N., J.P. Torrico, F. Bonhomme & J.F. Renno (2008). Species polyphyly and mtDNA introgression among three *Serrasalmus* sister-species. Molecular Phylogenetics and Evolution, 46: 375-381.

Irion, G., J. Müller, J.N. de Mello & W. Junk (1994). Quaternary geology of the central amazonian lowland area. Revista IG. São Paulo, 15 (1/2): 27-33.

Klinowska, M. & J. Cooke (1991). Dolphins, Porpoises and Whales of the World: The IUCN Red Data Book. IUCN. 429 p.

Lailson-Brito, J. Jr., P.R. Dorneles, V.M.F. da Silva, A.R. Martin, W.R. Bastos, C.E. Azevedo-Silva, A.F. Azevedo, J.P.M. Torres & O. Malm (2008). Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon Basin. Oecologia Brasil, 12 (3): 531- 541.

Martin, A.R. & V.M.F. da Silva (2004a). River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregarion of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. The Zoological Society of London, 263: 295- 305.

Martin, A.R. & V.M.F. da Silva (2004b). Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. Canadian Journal of Zoology, 82: 1307- 1315.

Martínez-Agüero, M., S. Flores-Ramírez & M. Ruíz-García (2006). First report of major histocompatibility complex class II loci from the Amazon Pink river Dolphin (genus *Inia*). Genetics and Molecular Research, 5 (3): 421- 431.

Maurice-Bourgoin, L. (2001). El mercurio en la Amazonia boliviana – Síntesis del conocimiento sobre la distribución del mercurio en las aguas, los sedimentos y los peces – Impacto sobre la salud humana. IRD Publications, 80 p.

McGuire, T.M. & E.R. Aliaga-Rossel (2007). Seasonality of reproduction in Amazon river dolphins (*Inia geoffrensis*) in three major river basins of South America. Biotropica, 39 (1): 129–135.

Molina, J. (2006). El megaproyecto hidroeléctrico y de navegación del río Madera. FOBOMADE- Foro Boliviano sobre Medio Ambiente y Desarrollo. 116 p.

Nores, M. (1999). An alternative hipótesis to the origin of Amazonian bird diversity. Journal of Biogeography, 26: 475-485.

Pilleri, G & M, Gihr (1977). Observation on the Bolivian (*Inia boliviensis* D'orbigny, 1984) and the Amazonian bufeo (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817) with description of a new subspecies (*Inia geoffrensis humboldtiana*). Investigation Cetacea, 8: 11- 76.

Pouilly, M., J.M. Martinez, L. Córdova, T. Pérez, J.L. Duprey, B. Caranzas, A. Ovando, F. Guérin & G. Abril (2009). Dinámica de inundación, emisión de gas y tasa de mercurio en peces en el Norte Amazónico boliviano. Hacia una cuantificación de los impactos del proyecto hidroeléctrico del río Madera, Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia 96 p.

Reeves, R.R., B.D. Smith, E.A. Crespo & G. Notarbartolo di Sciara (Eds.). (2003). Dolphins, Whales and Porpoises: 2002- 2010 Conservation Action Plan for the World`s Cetaceans. IUCN/SSC. Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 139 p.

Rosel, P.E. & R.R. Reeves (2000). Genetic and demographic considerations for the conservation of Asian river cetaceans. Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia, 23: 144-152.

Ruíz-García, M., E. Banguera & H. Cárdenas (2006). Morphological analysis of three *Inia* (Cetacea: Iniidae) populations from Colombia and Bolivia. Acta Theriologica, 51 (4): 411- 426.

Ruíz-García, M., A. Murillo, C. Corrales, N. Romero-Aleán & D. Álvarez-Prada (2007). Genética de poblaciones amazónicas: la historia evolutiva del jaguar, ocelote, delfín rosado, mono lanudo y piurí, reconstruida a partir de sus genes. Animal Biodiversity and Conservation, 30 (2): 115- 130.

Ruíz-García, M., S. Caballero, M. Martínez-Agüero & J.M. Shostell (2008). Chapter VI: Molecular differentiation among *Inia geoffrensis* and *Inia boliviensis* (Iniidae: Cetacea) by means of nuclear intron sequences. p. 177-203. In: Koven, V.T. (Ed.). Population Genetics Research Progress. Nova Science Publishers, Inc. 362 p.

Ruiz-García, M. (2010). Changes in the demographic trends of Pink River Dolphins (*Inia*) at the microgeographical level in Peruvian and Bolivian rivers and within the Upper Amazon: Microsatellites and mtDNA analyses and insights into *Inia´*s origin. In: Ruiz-García, M., & J. Shostell (Eds.). Biology, Evolution, and Conservation of River Dolphins Within South America and Asia. Hauppauge, New York: Nova Science Publishers., Inc.

Ruiz-García, M. *et al.* (2010a). New morphometric data of *Inia sp.* across its distribution range: Multivariate comparison analyses. Fieldiana Zoologica (in press).

Ruiz-García, M., P. Escobar-Armel, S. Caballero & E. Secchi (2010b). Determination of microsatellite rates and effective numbers in four Cetacean species (*Inia geoffrensis, Inia boliviensis, Pontoporia blainville,* and *Sotalia fluviatilis*): Comparisons with terrestrial mammals. Molecular Biology and Evolution (in press).

Salinas, A. (2007). Distribución y estado poblacional del bufeo (*Inia boliviensis*) en los ríos Blanco y San Martín (cuenca del Río Iténez). Tesis para la obtención del grado de Licenciatura. Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia. 95 p.

Tarifa, T.P. (1996). Mamíferos. p. 165-264. En: Ergueta, P. & C. de Morales (Eds.). Libro rojo de los vertebrados de Bolivia. CDC-Bolivia, La Paz.

Tavera, G., E. Aliaga-Rossel, P.A. Van Damme & A. Crespo (2010). Distribution and conservation status of the Bolivian river dolphin *Inia boliviensis* (d'Orbigny 1832). p. 99 - 121. In: Trujillo, F., E. Crespo, P.A. Van Damme & J.S. Usma (Eds.). The Action Plan for South American River Dolphins 2010 – 2020. WWF, Fundación Omacha, WDCS, Solamac, Bogotá, D.C., Colombia. 249 p.

Tavera, G., M. Portocarrero, A. Salinas, A. Crespo, F. Trujillo, P.A. Van Damme, P. Becerra (2011). Tasas de encuentro de *Inia boliviensis* (Cetacea: Iniidae) en los ríos Mamoré e Iténez (Amazonía boliviana) p. 53-63. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.) Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Trujillo, F. (2000). Habitat use and social behaviour of the freshwater dolphin *Inia geoffrensis* (De Blainville 1817) in the Amazon and Orinoco basins. Doctoral thesis University of Aberdeen, Scotland. 168 pp.

Turvey, S.T., R.L. Pitman, B.L. Taylor, J. Barlow, T. Akamatsu, L.A. Barrett, X. Zhao, R.R. Reeves, B.S. Stewart, K. Wang, Z. Wei, X. Zhang, L.T. Pusser, M. Richlen, J. R. Brandon & D. Wang (2007). First human-caused extinction of a cetacean species? Biology Letters, 3: 537- 540.

Turvey, S.T. (2010). Failure of the Baiji recovery program: Conservation lessons for other freshwater Cetaceans. p. 374-394. En: Ruiz-García, M. & J. Shostell (Eds.). Biology, Evolution, and Conservation of River Dolphins Within South America and Asia. Hauppauge, New York: Nova Science Publishers., Inc.

Van Damme, P. A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Camacho, H. Muñoz & J. Coronel (2011a). Peces migratorios de la Amazonía boliviana. p. 149-200. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P. A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Córdova & P. Becerra (2011b). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.) Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Yañez, M. (1999). Etología, ecología y conservación del delfín *Inia geoffrensis* en los ríos Iténez y Paragua del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. M. Sc. Tesis. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz- Bolivia. 124 p.

6

FACTORES DE CONTROL Y SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN DE LA COMUNIDAD DE PECES EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

CONTROLLING FACTORS AND CLASSIFICATION SYSTEM OF THE FISH COMMUNITY IN THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Alvaro CRESPO,
Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS y Mabel MALDONADO

RESUMEN

Se describen algunos de los factores hidrogeográficos, geológicos, geomorfológicos y climáticos que condicionan la estructura de comunidades de peces en la Amazonía boliviana a escala regional. Se presenta un resumen de las clasificaciones ecológicas de sistemas acuáticos existentes. Se da particular énfasis a la importancia de cachuelas, situadas en la zona fronteriza Bolivia-Brasil, que podrían representar barreras geográficas efectivas para varias especies de peces sedentarias, pero que permitirían el paso de la mayoría de las especies migratorias grandes. Se indican las pautas para la definición de ecoregiones acuáticas en base a criterios biogeográficos.

SUMMARY

Some of the hydrographic, geological, geomorphological and climatic factors influencing the regional structure of fish communities in the Bolivian Amazon are described. A summary is presented of the ecological classifications of existing water systems. Existing ecological classifications of aquatic systems are presented. Particular emphasis is given to the importance of rapids, located in the Bolivia-Brazil border area, which could be effective geographical barriers for many sedentary fish species, but allow the passage of most of the large migratory species. Guidelines are given for the definition of aquatic ecoregions based on biogeographical criteria.

INTRODUCCIÓN

Según Wasson & Barrera (1999), la estructura de los hábitats de los organismos acuáticos obligatorios está determinada por las características geomorfológicas e hidrológicas de

los cuerpos de agua, las cuales son condicionadas por características físicas que actúan a nivel de cuenca. En la misma línea, la definición de regiones acuáticas se puede realizar "a priori" en base a características semejantes en términos de funcionamiento ecológico y biodiversidad. Generalmente, se considera que los factores que condicionan las características ecológicas de los ambientes acuáticos a nivel regional, y como consecuencia la estructura de las comunidades de organismos obligatoriamente acuáticos en la Amazonía boliviana, son de tipo geológico, geomorfológico y climático (Navarro & Maldonado, 2002). En el presente capítulo, discutimos algunos de estos factores y presentamos algunas pautas que pueden orientar futuros esfuerzos para la definición de ecoregiones acuáticas sensu Abell *et al.* (2008).

Toda acción de aprovechamiento y conservación de la biodiversidad requiere de un conocimiento al menos aproximado de la estructura de las comunidades biológicas presentes en un espacio y tiempo determinado. El término estructura incluye diversos aspectos que tocan a la forma en como las especies que conviven en un lugar interactúan entre sí, lo cual se expresa en una determinada distribución de las especies, una diversidad y composición particular. El resultado de estos procesos es la existencia de patrones espaciales y temporales de estructura, que pueden ser clasificados y regionalizados con diversos criterios. Los modelos más comunes que expresan estos patrones de estructura son los geográficos, expresados en mapas biogeográficos, ecológicos, etc.

Los peces de Bolivia en general, y de la Amazonía boliviana en particular, están siendo objeto de estudio desde hace pocas décadas. Aún no se dispone de una lista exhaustiva de las especies, y son muy dispersos los trabajos que han enfocado en la estructura de las comunidades (distribución, composición, diversidad, etc.). Por esta razón, aún no se cuentan con elementos suficientes que permitan desarrollar un modelo explicativo y predictivo sobre la estructura de las comunidades de peces en Bolivia.

Este conocimiento es importante para poder orientar la toma de decisiones que afectan el aprovechamiento y la conservación de la ictiofauna. El presente trabajo examina los factores regionales que controlan la estructura de las comunidades ícticas en la Amazonía boliviana, y proponer elementos básicos que permitan desarrollar y validar un modelo de clasificación-regionalización de las comunidades. Este modelo deberá explicar y predecir la composición, diversidad y distribución de las especies de peces y comunidades en esta región.

FACTORES QUE CONDICIONAN LA ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE PECES

El conjunto de especies de peces que se encuentra en un área específica está determinado por una serie de filtros sucesivos (Tonn *et al.,* 1990), que determinan patrones

biogeográficos continentales, regionales y/o locales. Los primeros filtros actúan en una dimensión histórica, controlando la distribución de las especies a nivel continental en relación a los grandes eventos geológicos y climáticos, por ejemplo la ictiofauna continental de Sud América.

Los segundos filtros son hidrogeográficos, ejemplificados en las barreras geográficas que limitan la dispersión de las especies. La división física entre las cuencas representa para las especies obligatoriamente acuáticas generalmente la barrera más importante, ya que no pueden moverse de una cuenca a otra cuenca no conectada. Las cuencas generan islas faunísticas aisladas y determinan en general los patrones biogeográficos de los peces de aguas dulces, por ejemplo de la ictiofauna de la cuenca amazónica o de la subcuenca del río Iténez.

Al interior de las cuencas, además de los factores hidrogeográficos, también actúan filtros abióticos generales originados en las condiciones hidrológicas, geofísicas y climáticas dentro las cuencas en las cuales viven los peces. Las características geofísicas incluyen: a) la naturaleza geológica del sustrato que puede determinar diferencias en la calidad química del hábitat (por ejemplo entre aguas provenientes de rocas volcánicas o sedimentarias) y en rasgos geomorfológicos de los ambientes acuáticos (tipos de valles, estructura del lecho de los ríos, etc.); b) los rasgos fisiográficos que también influyen en características geomorfológicos como la pendiente y las elevaciones altitudinales. El clima influye en el régimen hidrológico de los ambientes acuáticos y en la calidad química de las aguas (Navarro & Maldonado, 2002).

De esta manera, a nivel regional, los patrones de estructura de las comunidades de peces están determinados por filtros hidrogeográficos y abióticos generales.

Cabe mencionar que a escalas más finas que la continental y la regional, se distinguen filtros subregionales y filtros a nivel de los hábitats y macrohabitats. A este nivel, existen diferencias en la estructura de comunidades de peces a lo largo de gradientes longitudinales de sistemas de ríos ó a lo largo de perfiles transversales que contienen sistemas lénticos y lóticos (p.e. Pouilly *et al.,* 2004). La presencia de una multitud de macrohábitats dentro una región es una situación particular para sistemas de agua dulce, en contraste con regiones terrestres que tienden a ser más homogéneos (Abell *et al.,* 2008).

Por último, están los filtros abióticos y bióticos (temperatura, pH, corriente, transparencia, interacciones bióticas como competencia y depredación, etc.) que actúan a nivel local y determinan la composición y diversidad local de los peces (por ejemplo en ríos de llanura de aguas blancas en la subcuenca del río Mamoré) (Pouilly *et al*., 2004).

A continuación se discuten los factores que actúan a nivel regional en la cuenca amazónica boliviana. En general, la cuenca amazónica es una unidad biogeográfica con una ictiofauna particular, aunque conexiones secundarias pasadas y/o actuales entre cuencas

pudieron influir en la composición de las comunidades presentes. Jegú *et al*. (en prep.), por ejemplo, sugirieron que conexiones históricas entre la cuenca Iténez y la cuenca del Plata probablemente han influenciado la fauna íctica en la Amazonía boliviana.

Al interior de la cuenca amazónica, como filtro hidrogeográfico secundario, actúan las subcuencas que en el caso de la Amazonía boliviana son diez (Crespo & Van Damme, 2010): Acre, Abuná, Madera, Orthon, Yata, Madre de Dios, Beni, Mamoré, Itonama e Iténez. Esta división de subcuencas coincide con la propuesta de SNHN (1997), con la excepción de las subcuencas Yata y Madera, que no fueron consideradas por este último autor.

Al interior de estas subcuencas, la naturaleza geofísica de la región opera como factor que controla diferencias entre los ambientes acuáticos que se pueden distinguir de la siguiente manera: los tramos superiores y medios de los ríos en las subcuencas Acre, Orthon, Madre Dios, Beni, Yata, Itonamas y Mamoré drenan principalmente llanuras aluviales, que determina el predominio de ríos de aguas blancas y extensas llanuras de várzea, en tanto los tramos inferiores en los ríos de las subcuencas Abuná, Beni, Madera, Mamoré, y toda la cuenca del Iténez drenan el Escudo Precámbrico determinando sistemas con predominio de aguas claras, ríos encajonados con llanuras de inundación menos extensas, y con presencia importante de cachuelas. Todos estos factores determinan diferencias fundamentales en la estructura de comunidades de peces entre llanuras aluviales y el Escudo Precámbrico (Navarro & Maldonado, 2002), y entre la subcuenca Iténez respecto a las demás (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011; Pouilly & Camacho, en prep.).

La combinación de elevación y pendiente actúa también como filtro para diferenciar comunidades de peces andinos y de tierras bajas. Maldonado *et al.* (en prensa) distinguieron en los Andes tropicales dos niveles altitudinales en que las comunidades de peces son particulares: el nivel altoandino arriba de los 3 000 m y el montano comprendido entre los 3 000 y 500 m. Entre 500 y 200 m se encuentra la zona de piedemonte también con una ictiofauna característica (Navarro & Maldonado, 2002), extendiéndose a continuación del mismo, las llanuras de tierras bajas que fueron comentadas en el anterior párrafo. Se puede diferenciar estos niveles altitudinales tanto en las subcuencas Mamoré como Beni. Abell *et al.* (2008) incluyen la zona de piedemonte (< 1 000 msnm) en la ecoregión acuática de los ríos Mamoré y Madre de Dios, a pesar que esta zona es muy diferente geomorfológicamente de las llanuras aluviales.

Las cachuelas, que se sitúan en la zona fronteriza entre Bolivia y Brasil, son el producto de afloramientos rocosos del Escudo Precámbrico, ejercen un control geomorfológico e hidráulico sobre la cuenca amazónica en Bolivia, y son responsables por la formación de tramos turbulentos de río durante la época de aguas altas. Las nueve cachuelas que se encuentran en el río Madera entre Guayaramerín y la confluencia con el río Abuná, además las cachuelas en el Bajo Beni y Bajo Abuná (Fig. 6.1.), podrían ser una barrera geográfica para varias de las especies de peces amazónicos no-migratorios, principalmente.

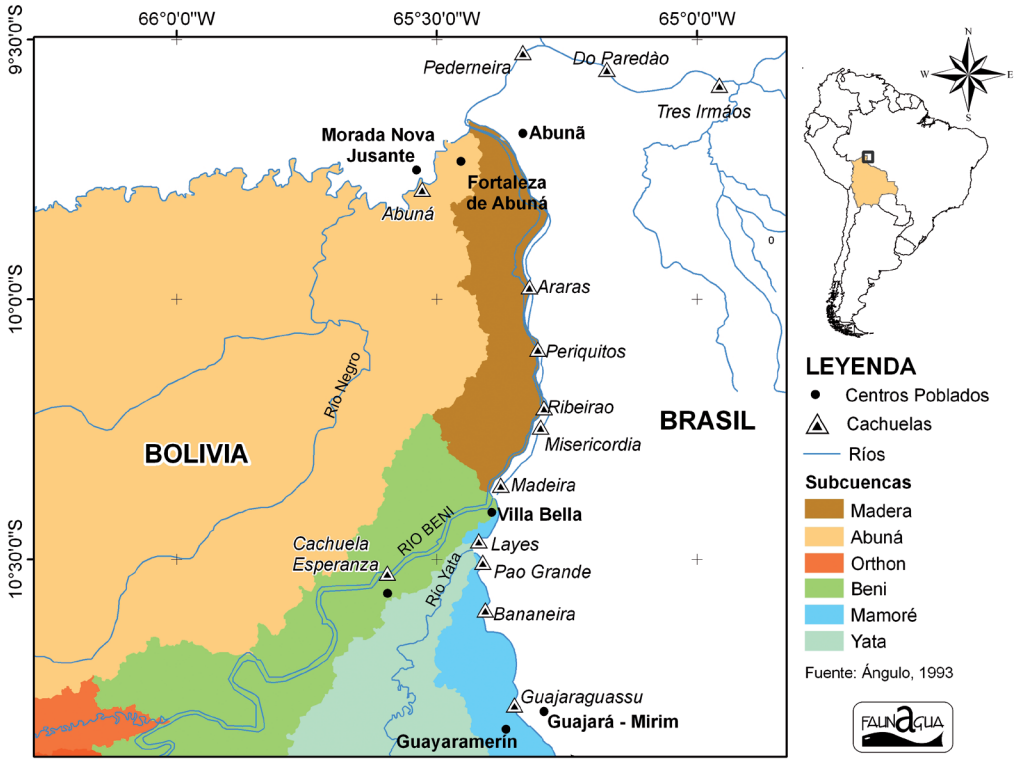


Figura 6.1. Ubicación de cachuelas en el tramo del río Madera entre Guayaramerín y la confluencia con el río Abuná.

Se puede suponer que las comunidades de peces abajo y arriba de las cachuelas son disimilares en cierto grado. Es probable que este factor sea responsable parcialmente de las diferencias entre las comunidades de peces en las subcuencas de los ríos Madera, Beni, Madre de Dios y Mamoré (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011).

El clima condiciona diferencias muy importantes en los ecosistemas acuáticos de la Amazonía boliviana. Navarro & Maldonado (2002) distinguieron para la cuenca amazónica tres ombroclimas: pluvial, pluviestacional y xérico, y se supone que las condiciones en cada uno de estos sectores influye en la estructura de las comunidades de peces presentes. En la zona andina de las subcuencas Beni y Mamoré, existen regiones con bioclima pluvial en los que los ríos son predominantemente de aguas claras y caudal permanente, en tanto que hay regiones de bioclima xérico en que las aguas llevan alta carga sólida y tienden a ser fuertementes estacionales. En las llanuras, al este de la longitud 64°00 W, la precipitación anual es menor a 1 600 mm (Roche *et al.,* 2002), lo cual influye en el caudal de los ríos. Por ejemplo, la sub-subcuenca del río Parapetí, perteneciente a la subcuenca Itonamas, drena una zona xérica y arreica en general, siendo el río Parapetí el único ambiente fluvial permanente pues se origina en los Andes, es decir, los ambientes acuáticos son raros y altamente estacionales, por lo cual la ictifauna será característica de esta zona.

MARCO GEOGRÁFICO PARA LA INTERPRETACIÓN DE PATRONES REGIONALES EN LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE PECES

Una vez que se pueden discriminar los factores que controlan la estructura en las comunidades de peces, tal como se analizó en el acápite anterior, es posible desarrollar herramientas de interpretación, y más importante de predicción de patrones regionales de composición, distribución y diversidad de peces. Un tipo de herramienta son los modelos geográficos de ecoregiones acuáticas, sistemas ecológicos acuáticos y hidroecoregiones.

Estos modelos permiten en primera instancia "regionalizar" los sistemas acuáticos delimitando unidades geográficas que presentan características similares (Wasson *et al.,* 2002), por ejemplo, una hidroecoregión que agrupe a ambientes acuáticos en una zona montañosa de naturaleza volcánica y bioclima xérico. Al interior de estas unidades, los ambientes acuáticos y las comunidades de peces se pueden clasificar con varios criterios (por ejemplo ríos de llanura, peces de aguas claras, etc.).

Existen varias propuestas de clasificación y regionalización de los ecosistemas acuáticos de Bolivia. En los siguientes párrafos describimos brevemente estas propuestas e indicamos características y limitaciones de cada una.

Regionalización basada en criterios geográficos

SNHN (2007) definió una cuenca como una superficie territorial delimitada por la línea divisoria de aguas, las cuales permiten o facilitan el fluido de agua hacia un colector principal, el cual tiene una sola salida. Según esta referencia, la cuenca amazónica en el territorio boliviano se divide en 8 subcuencas principales: Acre, Abuná, Orthon, Madre de Dios, Beni, Mamoré, Iténez e Izozog. La subcuenca del río Acre es la única que no forma parte del alto Madera.

Crespo *et al.* (2008) indicaron que es importante estandarizar la terminología utilizada para la definición de cuencas de distintos tamaños. Generalmente, se aplican sistemas de ordenamiento jerárquico en macrocuencas, subcuencas y microcuencas. El método de Pfafstetter, utilizado por estos autores para la clasificación de cuencas de Bolivia, es de carácter numérico, topológico (dígitos del cero al nueve) y natural porque sigue la dirección del drenaje del agua. Estos autores pudieron clasificar las cuencas amazónicas de Bolivia hasta un octavo nivel. Los dos primeros niveles de clasificación no son importantes en el contexto nacional. El tercer nivel de clasificación presenta siete regiones hidrográficas (cuencas) en la Amazonía boliviana: Acre (un fragmento de una microcuenca que drena hacia la cuenca del río Purus en Brasil,

situada al noroeste de Bolivia), Abuná, Beni-Madre de Dios, Yata, Mamoré-Ichilo, Itonama-Parapetí, Iténez-Blanco-San Martín-Paraguá. Al cuarto nivel se puede distinguir 35 cuencas.

Aunque Crespo *et al.* (2008) indicaron que la clasificación en base al método de Pfafstetter se puede utilizar para la descripción, explicación y/o predicción de la distribución de organismos obligatoriamente acuáticos, cabe mencionar que la clasificación se la construyó utilizando exclusivamente criterios geográficos de topología de redes de drenaje. Es probable que los criterios utilizados no sean los mejores descriptores para explicar la diversidad íctica. Es decir, una separación de una cuenca en dos subcuencas utilizando el método de Pfafstetter no necesariamente implica que las comunidades de peces en las subcuencas sean muy diferentes. Eso depende mucho de la ubicación de la cuenca en la red hidrográfica y de otros factores descritos en el presente capítulo. Por ejemplo, en la propuesta de Crespo *et al.* (2008), los ríos Madre de Dios y Beni parecen similares entre sí y el río Yata parece ser muy diferente de los dos anteriores. Sin embargo, no existe evidencia al momento por tal afirmación. Puesto que la metodología utilizada es de carácter topológico y no considera factores biológicos, es de limitada utilidad para predecir la presencia de comunidades ícticas.

Clasificaciones ecológicas en base a criterios geológicos, geomorfológicos y climáticos

Existen varias clasificaciones ecológicas de la Amazonía boliviana. Basándose en la fauna y flora terrestre, Ibisch *et al.* (2003) distinguieron las Regiones "Tierras bajas" y "Vertiente Oriental y Valles Interandinos", utilizando como criterio de demarcación el nivel de altura (900 msnm). Además, distinguieron nueve ecoregiones en la Amazonía boliviana: Bosques del Sudoeste de la Amazonía, Cerrado, Sabanas inundadas, Bosque seco Chiquitano, Gran Chaco, Yungas, Bosque Tucumano-Boliviano, Chaco Serrano y Bosques secos interandinos. Esta clasificación en base a criterios terrestres no tiene mucha aplicabilidad para sistemas acuáticos.

Navarro & Maldonado (2002), por otro lado, identificaron cuatro hidroecoregiones en la Amazonía boliviana: Altoandino, Cordillera Oriental, Llanuras Aluviales de Tierras Bajas y Escudo Brasileño. Esta división tiene el mérito de separar las cuencas amazónicas que drenan las llanuras aluviales del Beni de las cuencas amazónicas que drenen el Escudo precámbrico, dos regiones cuyas comunidades ícticas y productividad primaria parecen muy distintas, condicionadas por las diferencias en geología, clima y geomorfología entre ambas cuencas. A pesar de las cualidades de esta clasificación, las regiones y subregiones propuestas no están delimitadas por los límites de subcuencas. Por la misma razón, falla al explicar y predecir la diversidad de especies obligatoriamente acuáticas (p.e. peces y mamíferos acuáticos), que poseen una distribución y dispersión dependientes, en primera instancia, de los límites de la cuenca donde viven.

Para la Amazonía boliviana en particular, bajo estos mismos criterios, Wasson *et al.* (2002) propusieron también hidroecoregiones con varios niveles de definición, en este caso, si bien la cuenca amazónica está delimitada, al interior de ella tampoco se definen las subcuencas.

Clasificaciones basadas en criterios "híbridos"

Para la clasificación de los ecosistemas acuáticos de Bolivia, Crespo *et al.* (2007) propusieron un enfoque híbrido, es decir, tomaron en cuenta tanto factores geográficos que condicionan diferencias en composición taxonómica (como resultado de distintas historias evolutivas) como factores que condicionan diferencias en la estructura y función de los ecosistemas acuáticos (físicos, climáticos, etc.).

Para lograr tal fin, introdujeron un método espacialmente jerárquico que permite clasificar los sistemas de agua dulce de Bolivia, similar al propuesto por Higgins (2003) e Higgins *et al*. (2005). La clasificación tiene cuatro escalas espaciales: macrocuencas, subcuencas, "sistemas ecológicos acuáticos", y microcuencas. Las tres últimas escalas equivalen de forma general a las "unidades ecológicas de drenaje", a los "sistemas ecológicos acuáticos" y a los "macrohabitats" de Higgins *et al.* (2005).

Los autores distinguieron en la Amazonía boliviana las siguientes subcuencas: Madre de Dios, Beni, Ichilo-Grande-Mamoré e Iténez. Para la definición de los Sistemas Ecológicos Acuáticos (SEAs) se utilizó un enfoque de clasificación desde abajo, es decir, se definió los SEAs como asociaciones de microcuencas (que representan la unidad de drenaje mínima considerada) con alta similitud geofísica y bioclimática. En total, los autores distinguieron 45 SEAs en todo el país (25 en la Amazonía boliviana) (Fig. 6.2.).

Este modelo probablemente es el que mejor se ajusta para la descripción y predicción de las comunidades de peces, por lo cual será tomado como base para la propuesta final del trabajo.

Clasificaciones en base a criterios biogeográficos

El enfoque de Abell *et al.* (2008) es fundamentalmente diferente a los anteriores. Estos autores describieron las ecoregiones de agua dulce de Sud América en base a criterios exclusivamente biogeográficos. Estos autores, en la misma línea de Dinerstein *et al.* (1995), definieron ecoregiones de agua dulce como áreas que engloban uno o más sistemas acuáticos que albergan conjuntos de especies y comunidades obligatoriamente acuáticas muy distintos de las ecoregiones circundantes. Su análisis de similitud/disimilitud de ecoregiones se basa casi exclusivamente en información sobre peces de agua

dulce. En su propuesta, generalmente existe una buena correspondencia entre los límites de cuencas y los límites de ecoregiones.

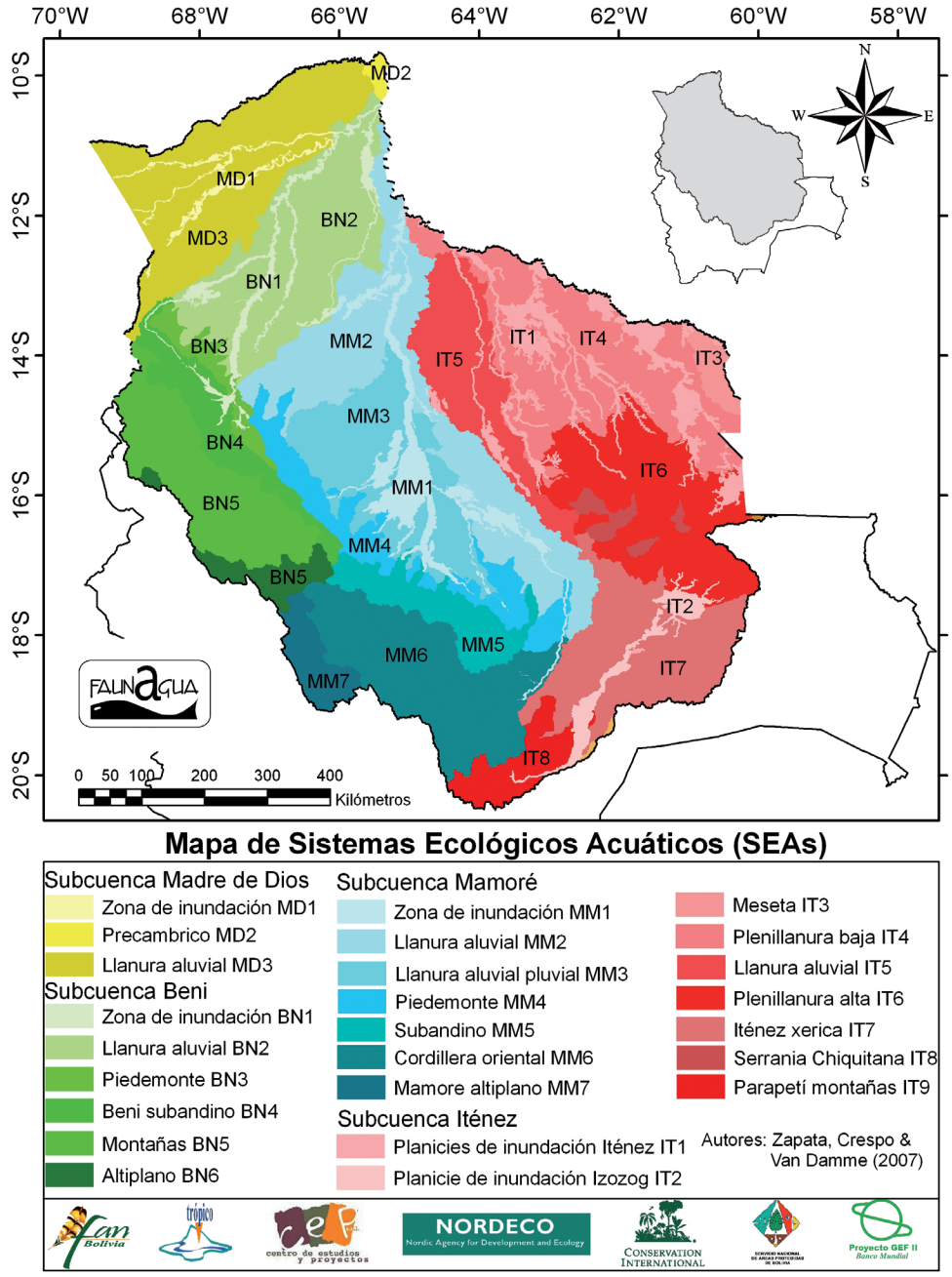


Figura 6.2. Mapa de Sistemas Ecológicos Acuáticos (SEAs) de la Amazonía boliviana (Crespo *et al.*, 2007)

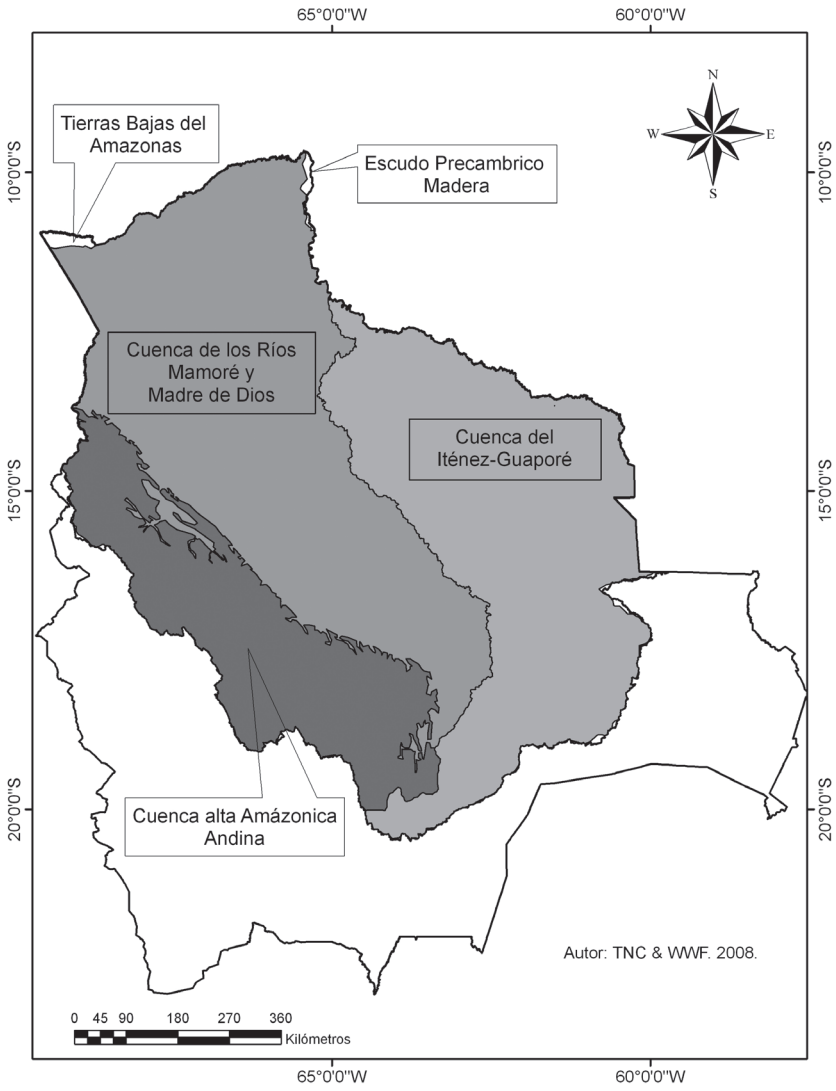


Figura 6.3. Ecoregiones acuáticas identificadas por Abell *et al.* (2008) en la Amazonía boliviana

Cinco de las ecoregiones acuáticas identificadas por Abell *et al.* (2008) se sobreponen con la cuenca amazónica boliviana: la cuenca alta amazónica-andina (con código 312), la cuenca de los ríos Mamoré y Madre de Dios, incluyendo la zona de piedemonte (código 318) y la cuenca del río Iténez ó Guaporé (código 319) (Fig. 6.3.). La ecoregión Tierras Bajas de Brasil se sobrepone parcialmente con la subcuenca Acre, y la ecoregión Escudo Precámbrico brasilero se sobrepone parcialmente con la subcuenca Madera. La división de estas regiones fue realizada utilizando especies o grupos de peces indicadores. Las ecoregiones de la cuenca alta amazónica-andina y la cuenca baja de los ríos Mamoré y Madre de Dios se separan a una altura de 1 000 msnm (Petry, com. pers.).

La limitación de este modelo es que sólo define las unidades de mayor jerarquía, no permitiendo una visión sobre la posible variabilidad al interior de la unidad.

HACIA UN MODELO DESCRIPTIVO Y PREDICTIVO DE LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE PECES

Por los criterios anteriormente expuestos, dos de los enfoques podrían ser utilizados para desarrollar un modelo destinado a las comunidades de peces: el de los Sistemas Ecológicos Acuáticos (Crespo *et al*., 2007) y las ecoregiones acuáticas de Abell *et al.* (2008). Para la definición y delimitación de Sistemas Ecológicos Acuáticos, se aplicó un enfoque "top-down", es decir se consideró la similitud entre hábitats basada en características geológicas, climáticas, geomorfológicas e hidrológicas. Este modelo tiene carácter "predictivo", es decir, permitiría predecir la estructura de comunidades de peces y otras obligatoriamente acuáticas. En cambio, para la delimitación de Ecoregiones Acuáticas de América del Sur, se aplicaron criterios estrictamente biogeográficos ictiofaunísticos (Abell *et al.*, 2008), es decir el criterio es "bottom-up", ya que parte de la agrupación de comunidades similares al interior de un cuenca. La debilidad del mapa publicado por estos autores es que carece de alta resolución para Bolivia, además no se presentan pautas sobre la metodología aplicada.

Ambos criterios pueden ser validados para los peces, pues son uno de los pocos grupos de organismos acuáticos estrictos sobre los que se dispone información mínima para realizar una validación preliminar en la Amazonía boliviana. Abell *et al*. (2008) basaron su propuesta de ecoregiones acuáticas también en la distribución de organismos obligatoriamente acuáticos, en los que el grupo de los peces fue el más importante. Estos autores argumentaron que los peces generalmente muestran una buena correspondencia con unidades naturales diferenciadas.

A nivel de la Amazonía boliviana, pocos trabajos han llegado a comparar la composición de comunidades de peces en gradientes altitudinales y espaciales. Pearson (1924) mostró implícitamente en la cuenca del río Beni que existía una variación importante en la composición de especies a medida que se desciende en la cuenca desde los Andes. Observaciones similares fueron realizadas por Maldonado *et al.* (en prensa) en los Andes bolivianos.

En años recientes, Chernoff *et al*. (2000) y Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) mostraron que existen diferencias considerables entre las comunidades de peces presentes en las cuencas de los principales tributarios de la Amazonía boliviana, sugiriendo la ausencia de una distribución aleatoria o uniforme de las especies. Estos últimos autores encontraron que las comunidades de peces están estructuradas espacialmente y que las subcuencas de los ríos Madre de Dios y Beni se encuentran más próximas entre ellas que

a las del Mamoré e Iténez, las cuales presentaron mayor similitud entre sí. Esta estructura es coincidente con la proximidad geográfica entre las subcuencas (Madre de Dios y Beni, Mamoré e Iténez) y la posición de las cachuelas, a manera de posibles barreras geográficas efectivas, en las partes bajas de los ríos Beni y Mamoré. La calidad de las aguas, dependiente de la naturaleza geológica de las subcuencas, aparentemente también tuvo una influencia importante en la diferenciación de las comunidades, ya que la subcuenca del río Iténez presentó la mayor riqueza específica a nivel de toda la cuenca (ver también Jegú *et al.,* en prep.). A este respecto, Pouilly *et al*. (2004) y Pouilly & Camacho (en prep.) demostraron una importante influencia de la calidad hidroquímica de las aguas sobre la estructura de las comunidades de peces en las llanuras de inundación del los ríos Mamoré e Iténez.

Ningún trabajo hasta la fecha ha sugerido a las cachuelas como un factor o posible barrera para la diferenciación de las comunidades de peces presentes en las subcuencas de la Amazonía boliviana. El rol que han jugado estos afloramientos en la diferenciación de las comunidades acuáticas permanece desconocido. El interés por las comunidades acuáticas en las subcuencas y la funcionalidad de las cachuelas en el norte amazónico ha surgido repentinamente por el potencial de la zona para el posicionamiento de hidroeléctricas en estos tramos. A pesar del conocimiento limitado que se tiene sobre el rol que las cachuelas en territorio boliviano pudieron haber tenido en la diversificación e historia de la fauna acuática de la Amazonía boliviana, los primeros datos sugieren que la serie de cachuelas desde Porto Velho (Brasil) hasta la ciudad de Guayaramerín (Bolivia) parece haber influido notablemente en la distribución de algunos grupos de organismos. Varios grupos de peces ampliamente distribuidos a lo largo de la Amazonía, incluyendo las porciones medias y bajas del Río Madera, se encuentran ausentes de manera natural por encima de la serie de rápidos (p.e. Osteoglossiformes, Tetraodontiformes, entre otros). Paralelamente, en las porciones superiores de la cuenca del río Madera parecen haber evolucionado especies restringidas a la zona por encima de la serie de rápidos (p.e. *Rhytiodus lauzannei*, *Chalceus guaporensis*, *Cichla pleiozona*, entre otros). Otros grupos de vertebrados muestran patrones similares de distribución cuando se examina su presencia en función a la posición de las cachuelas. La reciente confirmación de la existencia de una especie diferente de bufeo (*Inia boliviensis*) en Bolivia y la ausencia de los Sirenidae (manatí amazónico) en el Alto Madera, son ejemplos concordantes con la distribución alopátrica que se observa para algunos grupos y especies de peces.

Considerando que la presencia y ausencia actual de las especies de peces puede ser el reflejo de procesos de colonización y extinción, que sucedieron en espacios de tiempo prolongados, los estudios de genética molecular son una alternativa para generar información valiosa sobre la historia de las poblaciones y especies a diferentes escalas de tiempo. Los pocos trabajos existentes que se realizaron sobre especies bolivianas revelaron estructuras poblacionales que pueden ser explicadas parcialmente por la presencia de cachuelas, la calidad de las aguas y la ubicación de los ríos en la red hidrográfica.

Es evidente que el conocimiento sobre los mecanismos que modelan y mantienen la diversidad y poblaciones de peces en la Amazonía boliviana permanece limitado, pero se han mostrado algunos resultados con implicaciones ecológicas y biogeográficas interesantes. Una descripción de la variabilidad genética de *Colossoma macropomum* (frugivoro migrador) (Aliaga, 2003) mostró que los ejemplares provenientes del sistemas Iténez-Yata-río Beni Bajo (posiblemente por debajo de Cachuela Esperanza) forman una unidad diferenciada de la existente en el sistema Orthon-Beni Alto (próxima al piedemonte). La diferencia entre estas dos poblaciones podría deberse a las limitaciones que imponen los rápidos de Cachuela Esperanza al movimiento de esta especie, ya que la distancia geográfica y la calidad de las aguas no parecen ser los factores primordiales. Por otro lado, Carvajal-Vallejos (2004) observó en una especie residente (*Cichla pleiozona,* antes *C.* cf. *monoculus*) que a nivel de la Amazonía boliviana se pueden diferenciar cuatro poblaciones, una en las aguas del río Orthon, otra en el Yata-Iténez, y las dos restantes en la parte baja y media de la subcuenca del Mamoré, respectivamente. La diferencia entre las poblaciones podría deberse a una combinación de la presencia de las cachuelas en la parte baja de los ríos Beni y Mamoré (p.e. entre las poblaciones Orthon vs. Yata-Iténez), la calidad de las aguas (p.e. aguas claras y blancas), y la distancia geográfica entre la procedencia de las muestras (p.e. diferenciación por la distancia). Otros trabajos en especies migratorias de larga distancia como *Brachyplatystoma rousseauxii* (antes *B. flavicans*) (Coronel *et al*., 2000), *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum* (Rivera, 2003; Barreta, 2004) no mostraron estructuras poblacionales muy evidentes, posiblemente por la capacidad de desplazamiento que tienen estas especies y de atravesar rápidos como los que presentan las cachuelas. Un dato interesante para *Colossoma*, *Cichla* y *Pseudoplatystoma* es que la mayor variabilidad genética de estas especies fue identificada en la subcuenca del río Iténez.

Estudios poblacionales y filogeográficos de los peces bolivianos pueden proporcionarnos información adicional y complementaria para validar los límites de las comunidades y hábitats acuáticos. Mediante la delimitación de poblaciones e identificación de zonas de alta variabilidad podemos inferir en cierta manera la relación existente entre las unidades ecológicas y la dinámica de sus poblaciones que se desenvuelven en ellas. Un mayor número de estudios en este campo de la biología nos proporcionará información valiosa para evaluar la existencia de ecoregiones acuáticas o unidades de conservación en función a la historia y dinámica de las especies de peces que habitan en ellas.

Existen en Bolivia listas de especies e información biogeográfica que pueden ser utilizadas para la elaboración de una propuesta de ecoregiones acuáticas con más alta resolución que la de Abell *et al.* (2008). Los estudios más importantes que pueden orientar este esfuerzo son los de Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) para toda la Amazonía boliviana, Pearson (1924), Sarmiento & Barrera (1997, 2002) para la subcuenca Beni, Lauzanne *et al.* (1991) para la subcuenca Madre de Dios, Chernoff *et al.* (1999) para la subcuenca Orthon, Lauzanne *et al.* (1991), Sarmiento & Barrera (1997), Maldonado & Carvajal (2005), Carvajal & Maldonado (2005) y Farell (2006) para la subcuenca Mamoré

y Lauzanne *et al.* (1991), Sarmiento (1998), Lasso *et al.* (1999), Schaefer (2000), Lasso (2001), Fuentes & Rumiz (2008) y Jegú *et al.* (en prep.) para la cuenca del río Iténez.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Pilar Becerra por la elaboración de los mapas y a Paulo Petry por la revisión de una primera versión del manuscrito.

REFERENCIAS

Abell, R., M.L.Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez & P. Petry (2008). Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. BioScience, 5: 403-414.

Aliaga, C. (2003). Variabilidad genética de *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus* en la región del Alto Madera (Amazonía Boliviana) para el análisis del polimorfismo de la longitud de secuencias intrónicas (EPIC-PCR). Tesis de grado para optar el título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 103 p.

Barreta, J. (2004). Variabilidad genética de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en el Alto Madera de la Amazonía Boliviana por análisis comparativo del polimorfismo en longitud de secuencias de introns (EPIC-PCR) y electroforesis enzimática. Tesis de grado para optar al título de Magister Scientiarum, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 97 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. (2004). Varibilidad genética de *Cichla* cf. *monoculus* (Perciformes: Cichlidae) en el Alto Madera, Bolivia. Tesis de grado paro optar el título de Magister Scientiarum, mención Ecología Acuática. Facultad de Ciencias Puras y Naturales, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 75 p.

Carvajal, F. & M. Maldonado (2005). Influencia de la conexión río-laguna sobre la ictiocenosis lacustre de la várzea del río Ichilo (Cochabamba, Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 33-48.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Chernoff, B., P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, A. Machado-Allison, N. Menezes & H. Ortega (1999). Fishes of the Rios Tahuamanu, Manuripi and Nareuda, Depto. Pando, Bolivia: Diversity, Distribution, Critical Habitats and Economic Value. p. 39-46. In: Chernoff, B. & P. Willink (Eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystem of the Upper Río Orthon basin, Pando, Bolivia. Bulletion of Biological Assessment 15. Conservation International, Washington, DC.

Chernoff, B., A. Machado-Allison, P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, N. Menezes & H. Ortega (2000). Fishes of three Bolivian rivers: diversity, distribution and conservation. Interciencia, 25 (6): 273-283.

Coronel, J., G.E. Maes, S. Claus, P.A. Van Damme & F.A.M. Volckaert (2000). Differential population history in the migratory catfishes *Brachyplatystoma flavicans* and *Pseudoplatystoma fasciatum* (Pimelodidae) from the Bolivian Amazon assessed with nuclear and mitochondrial DNA markers. Journal of Fish Biology, 65: 859-868.

Crespo, A., M. Zapata & P.A. Van Damme (2007). Mapa de Sistemas Ecológicos Acuáticos. FAUNAGUA.

Crespo, A., P.A. Van Damme & M. Zapata (2008). Clasificación de cuencas de Bolivia según la metodología de Pfafstetter. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 22: 69-75.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinder & G. Ledec (1995). A conservation assesment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Carribean. Washington (DC): World Bank.

Farell, M.E. (2006). La ictiofauna del Río Ibabo (Santa Cruz, Bolivia) en época de aguas altas. Kempffiana, 2 (1): 4-34.

Fuentes, V. & D. Rumiz (2008). Estudio preliminar de la ictiofauna y los hábitats acuáticos del río Bajo Paraguá, Santa Cruz, Bolivia. Biota Neotropica, 8 (1): 73-81.

Higgins, J.V. (2003). Maintaining the ebbs and flows of the landscape: Conservation planning for freshwater ecosystems. P. 291-318. In: Groves, C. (Ed.). Drafting a conservation blueprint: A practitioner's guide to planning for biodiveristy. Washington (DC): Nature Conservancy and Island Press.

Higgins, J.V., M.T. Bryer, M.I. Khoury & Firzhugh (2005). A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. Conservation Biology, 19 (2): 432-445.

Ibisch, P.L., S.G. Beck, B. Gerkmann & A. Carretero (2003). Ecoregiones y ecosistemas. p. 47-88. En: Ibisch, P.L. & G. Mérida (Eds.). Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de Conocimiento y Conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible. Editorial FAN. Santa Cruz. 638 p.

Jegú, M., L. Jardim de Quieiroz, J. Camacho Terrazas, G. Torrente-Vilara, F.M. Carvajal-Vallejos, M. Pouilly & J.A. Sampaio Zuanon (en prep.). Catálogo de los peces de la cuenca Iténez o Guaporé (Bolivia y Brasil). En: Van Damme, P.A., M. Pouilly, M. Maldonado & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé (Bolivia-Brasil). Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia- Brasil). Edit. Inia. Cochabamba, Bolivia.

Lasso, C., V. Castelló, T. Canales-Tilve & J. Cabot-Nieves (1999). Contribución al conocimiento de la ictiofauna del Río Paraguá, cuenca del Río Iténez o Guaporé, Amazonía Boliviana. Memoria Fundación La Salle de Ciencias Naturales, 69 (152): 89-103.

Lasso, C. (2001). Los peces del alto Río Negro, amazonía boliviana: composición y consideraciones ecológicas y biogeográficas. Interciencia, 26 (6): 236-243.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. LeGuennec (1991). Liste commentée des poissons de l'Amazonie bolivienne. Revue Hydrobiologie Tropicalle, 24 (1): 61-76.

Maldonado, M. & F. Carvajal (2005). La ictiofauna lacustre de la llanura de inundación del río Ichilo (Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 15-32.

Maldonado, M., J. Maldonado-Ocampo, H. Ortega, A. Encalada, F.M. Carvajal-Vallejos, J.F. Rivadeneira, F. Acosta, D. Jacobsen, A. Crespo & C. Rivera-Rondón (En prensa). Diversity in aquatic ecosystems. In: Herzog, S. (Ed.). An assessment of research needs to cope with the effects of climate change on andean biodiversity. Series IAI SCOPE.

Navarro, G. & M. Maldonado (2002). Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y ambientes acuáticos. Editorial: Centro de Ecología Simón Patiño-Departamento de difusión. Cochabamba, Bolivia. 500 p.

Pearson, N.E. (1924). The fishes of the Eastern slope of the Andes. I. The fishes of the Río Beni basin, Bolivia, collected by the Mulford Expedition. Indiana University Studies, 11 (64): 1-83.

Pouilly, M., F. Lino & T. Yunoki (2004). Peces de las lagunas. p. 321-358. En: Pouilly M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Iimportancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Pouilly, M. & J. Camacho (en prep.) Composición de la comunidad de peces en la cuenca del río Iténez (Bolivia). En: Van Damme, P.A., M. Pouilly, M. Maldonado & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé. Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia-Brasil). Edit. Inia, Cochabamba, Bolivia.

Rivera, R. (2003). Variabilidad genética de *Pseudoplatystoma tigrinum* y *P. fasciatum* en la Cuenca Amazónica Boliviana. Tesis de grado para optar el título de licenciatura en Bioquímica. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 49 p.

Roche. M., C. Fernandez, N. Abasto, A. Aliaga, R. Arellano, J. Cortés, C. Cruz, O. Espinoza, J. Pena & J.L. Montaño (2002). Balance hídrico superficial de Bolivia. Publicación PHICAB, La Paz, 28 p.

Sarmiento, J. (1998). Ictiología del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. p. 174-180 En: Killeen, T.J. & T.S. Schulenberg (Eds.). A biological assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. RAP Working Papers 10, Conservation International, Washington, D.C.

Sarmiento, J. & S. Barrera (1997). Caracterización de la ictiofauna de la vertiente oriental andina de Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 2: 77-89.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2002). Plan de manejo del Parque Nacional Área Natural de Manejo Integrado Madidi: Evaluación de la ictiofauna (PNANMI-Madidi). Informe presentado a CARE- Bolivia. Colección Boliviana de Fauna, La Paz, Bolivia. 16-21 p.

Schaefer, S.A. (2000). Fishes of inundated savannas: diversity and endemism in the serrania Huanchaca of Eastern Bolivia. The American Museum Center of Biodiversity and Conservation, Curator Research Grants Program. 25 p.

SNHN (2007). Hidrografía de Bolivia. La Paz, Bolivia. 402 p.

TNC & WWF, Inc. (2008). Freshwater Major Habitat Types. Unpublished digital media modified from: Abell *et al.* (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. BioScience. 58 (5): 403-414.

Tonn, W.M., J.J. Magnuson, M. Ras & J. Toivonen (1990). Intercontinental comparison of small lake fish assemblage. The balance between local and regional process. American Naturalist, 136: 345-375.

Wasson, J.G. & B. Barrera (1999). Regionalización de la Cuenca amazónica boliviana: las hidroecoregiones de la zona andina. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 6: 111-120.

Wasson, J.G., S. Barrera, D. Bidet, D. Collomb, I. Gonzales, F. Gourdin, J.L. Guyot & G. Rocabado (2002). Hydro-ecoregions of the bolivian Amazon: a geographical framework for the functioning or river ecosystems. p. 69-91. In: Mc Clain, M.E. (Ed.). The ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. IAHS Special Publication No. 6.

7

DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN DE LOS PECES DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

DIVERSITY AND DISTRIBUTION OF BOLIVIAN AMAZON FISH SPECIES

Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS y
América J. ZEBALLOS FERNÁNDEZ

RESUMEN

Se presenta una descripción de la composición taxonómica de la ictiofauna en la Amazonía boliviana y una comparación de las comunidades entre subcuencas (Madre de Dios-Orthon, Beni, Mamoré-Yata, Iténez-Itonama y Madera). La presencia y distribución de las especies fue determinada a partir de datos disponibles en la literatura y observaciones de la pesca comercial y subsistencia en los principales puertos pesqueros entre los años 2000-2009. La proximidad entre los distintos sistemas fue determinada a partir de un análisis de agrupamiento, considerando la presencia/ausencia de las especies. Los resultados indican que la ictiofauna de la Amazonía boliviana se compone de por lo menos 700 especies pertenecientes a los órdenes Characiformes, Siluriformes y Perciformes en su mayoría. Cada subcuenca amazónica presentó una fracción compartida y una fracción exclusiva de su comunidad cuando fueron comparadas entre ellas. La subcuenca con mayor riqueza específica identificada fue Iténez-Itonama (430 especies), la cual resultó más próxima al Mamoré que a los sistemas Madre de Dios y Beni, que conforman un grupo diferenciado de los primeros. La cifra total obtenida y la estructura entre los diferentes sistemas sugiere que la ictiofauna de la Amazonía boliviana aun permanece poco conocida y que la historia de la macrocuenca, sumado a los procesos actuales, parece haber influido significativamente sobre su diversidad y distribución.

SUMMARY

A description is presented of the taxonomic composition of the icthyofauna of the Bolivian Amazon, and the fish communities of its river sub-basins (Madre de Dios-Orthon, Beni, Mamoré-Yata, Iténez-Itonama, Madera). The presence and distribution of species was determined from data available in the literature and observations of commercial and subsistence fish landings at the major fishing ports in the years 2000-2009. The similarity of river basins was evaluated from a cluster analysis taking into consideration the presence and absence of species. The results indicate that the icthyofauna of the Bolivian Amazon is composed of more than 700 species, belonging mainly to the Orders Characiformes, Siluriformes and Perciformes. Each Amazon sub-watershed, when

compared with each other, contained a shared and an exclusive fraction of the community. The Iténez-Itonama river basin had the highest diversity (430 species), with the closest similar being the Mamore River. The Madre de Dios and Beni systems formed a distinct group. The total data collected and the structure between the different systems suggests that the Bolivian Amazon fish fauna remains little known and the history of the larger watershed, summarized from the work done, seems to have had a significant influence on their diversity and distribution.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la diversidad de los peces bolivianos se ha incrementado notablemente en los últimos 20 años pero aún parece insuficiente para generar una línea base de referencia para su conservación. Los peces permanecen como el grupo de vertebrados menos conocido de Bolivia, y ejemplifican el escaso conocimiento que se tiene sobre la diversidad de organismos acuáticos en el país. Pocos trabajos han logrado generar listas de especies para Bolivia en base a colectas y registros bibliográficos. Los trabajos más importantes a nivel nacional fueron realizados por Fowler (1940), Terrazas Urquidi (1970), Lauzanne *et al.* (1991) y Sarmiento & Barrera (2004b). Estos últimos autores presentaron la lista más completa con la que se cuenta hasta la actualidad, pero el documento carece de información concerniente a la correspondencia de los registros identificados con los sistemas acuáticos donde se encuentran las especies.

Cronológicamente, los trabajos más sobresalientes sobre los peces bolivianos comenzaron en 1924 con la publicación de Pearson sobre la cuenca del río Beni. Este autor describió varias especies nuevas y compuso una lista de peces colectados a lo largo de la cuenca del río Beni, y algunas localidades de la cuenca del río Mamoré, en un gradiente altitudinal desde los Andes hasta las tierras bajas. Posteriormente, el mismo autor en 1937 publicó una lista de especies presentes en las cuencas de los ríos Beni-Mamoré y Paraguay, con comentarios interesantes sobre el origen de la fauna en este último sistema. Años más tarde, Fowler (1940, 1943) presentó la descripción de varias especies nuevas colectadas en la cuenca de los ríos Chapare y Chimoré, con una lista parcial adicional de los peces de Bolivia en base a material depositado en museos y registros documentados.

Después de este primer periodo, el conocimiento de los peces bolivianos entró en un receso de casi 40 años, posiblemente debido a la crisis política que atravesaba el país en aquel entonces. A finales de los ochenta y principios de los noventa, Lauzanne & Loubens (1985) y Lauzanne *et al*. (1991) elaboraron por primera vez una guía de identificación y la lista más completa de especies de peces presentes en la cuenca amazónica boliviana, en base a material colectado en la cuenca del río Mamoré, principalmente. Estos últimos autores encontraron que la Amazonía boliviana (incluyendo el piedemonte del río Chapare) albergaba por lo menos 389 especies, y que existía cierto grado de similitud y algunas diferencias notorias entre la ictiofauna de los principales sistemas que recorrían

este territorio (Madre de dios, Mamoré e Iténez), de manera similar a lo observado por Pearson (1937). Preliminarmente, los resultados mostraron la presencia de 101, 327 y 163 especies de peces en los ríos Madre de Dios, Mamoré e Iténez, con 16 y 50 registros exclusivos para los ríos Madre de Dios e Iténez, respectivamente.

A finales de la década pasada, los trabajos de Sarmiento (1998), Chernoff *et al*. (1999, 2000) y Lasso *et al*. (1999) añadieron 21, 91 y 3 nuevos registros a la lista de Lauzanne *et al*. (1991) para la Amazonía boliviana, llegando a contabilizar un total aproximado de 504 especies para toda la cuenca. Sin embargo, los análisis e interpretaciones que Chernoff *et al*. (1999, 2000) realizaron sobre colectas obtenidas al norte del país sugerían que la cifra total de especies para esta cuenca podría ser mayor. La prospección rápida de una fracción poco explorada de la cuenca alta del río Orthon (cuenca Madre de Dios-Beni) reveló la existencia de un número elevado de especies (313) en esta área, constituido por varios nuevos registros para el país (91) y especies no descritas hasta entonces (p.e. una especie de *Serrasalmus* entre ellas). Este trabajo inyectó información novedosa al conocimiento de los peces amazónicos de Bolivia y produjo cambios en la percepción de su riqueza. Después de estas contribuciones, no se hizo disponible hasta la fecha ninguna otra con actualizaciones y evaluaciones generales relativas al estado del conocimiento de la diversidad de los peces en la Amazonía boliviana a partir de nuevas colectas o información en la literatura.

En conjunto, los peces que habitan la Amazonía boliviana juegan un papel importante en el funcionamiento de las comunidades acuáticas (p.e. Pouilly *et al*., 2004; Rejas *et al*., 2004; Rejas *et al*., 2005), y varios de ellos son aprovechados como recurso alimenticio en distintas ciudades y comunidades del país (p.e. Pérez, 2001; Van Damme *et al*., 2005; Paz & Van Damme, 2008).

Los avances en el conocimiento de los peces pueden permitirnos una continua re-evaluación de sus poblaciones, además de generar bases útiles para la toma de decisiones sobre su conservación, en la medida en que las amenazas actuales o futuras se tornan más intensas y frecuentes. Se ha visto que la destrucción del hábitat (p.e. Van Damme, 2001), la pesca (p.e. Nuñez *et al*., 2006), la contaminación de las aguas (p.e. Pérez *et al*., 2008), la construcción de represas (p.e. Mendes dos Santos, 2008) y la introducción de especies exóticas (p.e. Van Damme & Carvajal, 2005) en algunas zonas de la cuenca pueden tener efectos negativos sobre las comunidades o poblaciones naturales.

Tomando en cuenta que la diversidad, reflejada parcialmente en inventarios, provee información de base para la conservación de las comunidades, el presente trabajo fue elaborado con la finalidad de actualizar y mejorar el inventario de especies de peces presentes en la Amazonía boliviana, y proveer una breve interpretación de la distribución de las especies en sus sistemas principales. La información utilizada para la composición del inventario fue obtenida de registros disponibles en la literatura y capturas comerciales de especies grandes que difícilmente son observadas durante evaluaciones ictiológicas.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio incluyó a los sistemas de las tierras bajas de la Amazonía boliviana, inmediatamente después del piedemonte andino (aproximadamente por debajo de los 250 msnm). Con excepción del río Acre, que forma parte de la cuenca alta del río Purus, el drenaje de la Amazonía boliviana converge en su totalidad a la porción alta del río Madera. Esta cuenca de 722 137 km^2 (IGM, 1997) posee una planicie de inundación próxima a los 100 000 km^2 (Ronchail *et al*., 2005), y está conformada por cuatro grandes sistemas que corresponden a los ríos Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez. Los tres primeros escurren desde la Cordillera de los Andes y el último sobre el Escudo Brasileño. Los ríos que nacen en los Andes poseen aguas con transparencia limitada debido al contenido importante de sólidos en suspensión, y el que viene del escudo tiene una transparencia considerable por la erosión limitada que ocurre en su lecho.

La lista de especies de peces de la Amazonía boliviana fue construida a partir de la información disponible en inventarios, revisiones taxonómicas, trabajos de sistemática molecular, y observaciones de la pesca comercial y subsistencia en los principales puertos pesqueros, entre los años 2000-2009.

Los inventarios y listas de especies consideradas fueron obtenidas de Pearson (1924), Fowler (1940), Lauzanne *et al*. (1991), Sarmiento (1998), Sarmiento *et al*. (1999), Lasso *et al*. (1999), Chernoff *et al*. (2000), Lasso (2001), Ten *et al*. (2001), Schaefer (2000), Sarmiento & Barrera (2002), Carvajal & Maldonado (2005), Maldonado & Carvajal (2005), Farell (2006), García & Calderon (2006) y Fuentes & Rumiz (2008).

Los registros de especies provenientes de revisiones, descripciones taxonómicas y documentación de capturas fueron obtenidos de varias referencias que aparecen en la bibliografía del presente capítulo (véase Anexo 7.1).

Lovejoy & de Araujo (2000), Ortí *et al*. (2008), Hubert *et al*. (2006), Renno *et al*. (2006) y Torrico *et al*. (2009) fueron los trabajos de sistemática molecular revisados para el registro e información complementaria de especies de los géneros *Potamorraphis*, *Prochilodus*, *Serrasalmus*, *Cichla* y *Pseudoplatystoma*, respectivamente.

Debido a que varias de las especies de peces presentes en la Amazonía boliviana requieren de una revisión exhaustiva y existe incertidumbre sobre la identificación de muchas de ellas, se tomaron en cuenta algunas restricciones para evitar una sobreestimación del número de especies. Cuando los datos provinieron de un inventario no se tomaron en cuenta las identificaciones a nivel de género con varios morfotipos (sp.1, sp.2 y sucesivamente), y todas las identificaciones hasta este nivel (sp.) que se presentaron en distintos trabajos fueron consideras como la misma especie. Las identificaciones por confirmar (cf.), a nivel de género o familia (sp.), fueron consideradas como especies diferentes sólo cuando el registro fue único en toda la lista. Si un autor

identificó una especie descrita y otro(s) autor(es) la misma por confirmar (cf.), los registros fueron incluidos dentro de la especie identificada como descrita. Por lo tanto, algunos registros en la lista pueden representar especies nuevas con similitud morfológica a otras ya descritas.

Las categorías taxonómicas de orden y familia fueron ordenadas según la secuencia jerárquica propuesta por Reis *et al*. (2003), y los géneros y especies en orden alfabético. El grupo de las pirañas y pacús fue separado de la familia Characidae (Jegú, 2003) y considerado como una familia diferente (Serrasalmidae), al igual que lo presentan Ortí *et al*. (2008). Los nuevos arreglos en la clasificación, la validez de los nombres, sinónimos y la distribución de varias especies, fueron revisados y corroborados en el trabajo de Reis *et al*. (2003), y los catálogos en línea de FishBase (Froese & Pauly, 2009) y del Californian Academy of Sciences (Eschmeyer & Fricke, 2009) antes del fin de noviembre de 2009. Varios registros tomados de descripciones antiguas que consideraron material de la Amazonía boliviana en la serie tipo fueron obtenidos del trabajo de Añez (2007).

La relación entre la composición de las comunidades de peces presentes en los cuatro sistemas más importantes de la Amazonía boliviana (Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez) fue determinada a partir de la construcción de un dendrograma de similitud elaborado en base a las distancias euclidianas y el método de agrupamiento de Ward, con el paquete SYSTAT vers.11.

RESULTADOS

Composición taxonómica general de la ictiofauna de la Amazonía boliviana

En base a la bibliografía disponible e identificaciones de campo de las especies explotadas por la pesca en varios puertos pesqueros, se determinó que la comunidad de peces de las tierras bajas de la Amazonía boliviana se compone de alrededor de 714 especies, pertenecientes a 11 órdenes, 42 familias y 281 géneros. Del total de las especies registradas, 101 especies fueron identificadas únicamente a nivel de género (Anexo 7.2). Los órdenes más sobresalientes fueron los Characiformes, Siluriformes, Perciformes y Gymnotiformes, con 329, 259, 66 y 31 especies respectivamente. Los órdenes restantes no sobrepasaron las 15 especies en su composición (Cuadro 7.1). Las familias con mayor número de especies fueron Characidae (191 especies), Cichlidae (58), Loricariidae (57), Pimelodidae (41), Callichthyidae (35), Doradidae (31), Curimatidae (30) y Serrasalmidae (29) (Cuadro 7.2). Los géneros más numerosos en término de número de especies fueron *Corydoras* (27 especies), *Crenicichla* (15), *Hemigrammus* (14), *Moenkhausia* (14), *Astyanax* (13), *Pimelodella* (13), *Hyphessobrycon* (11), *Leporinus* (11), *Serrasalmus* (10), *Acestrorhynchus* (10) y *Apistogramma* (10) (Anexo 7.3).

Cuadro 7.1. Número de especies por orden en la Amazonía boliviana y sus sistemas principales (MD: Madre de Dios, BN: Beni, MM: Mamoré, IT: Iténez, MR: Madera, AMZ: Amazonía)

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
MYLIOBATIFORMES	3	3	3	3	2	3
CLUPEIFORMES	2	4	4	3	0	5
CHARACIFORMES	120	157	169	200	28	329
SILURIFORMES	133	111	150	146	30	259
GYMNOTIFORMES	18	15	21	18	2	31
CYPRINIFORMES	1	3	9	5	0	11
BELONIFORMES	1	3	4	4	0	5
SYNBRANCHIFORMES	1	1	2	2	0	2
PERCIFORMES	24	23	30	47	7	66
PLEURONECTIFORMES	0	2	1	1	0	2
LEPIDOSIRENIFORMES	0	1	1	1	0	1
Nº ordenes	9	11	11	11	5	11
Nº especies	303	323	394	430	69	714
Porcentaje del total	42	45	55	60	10	

Composición taxonómica de la ictiofauna por sistema de la cuenca amazónica

A nivel de los grandes sistemas que forman el drenaje de la Amazonía boliviana, se determinó que la comunidad de peces de la cuenca del río Madre de Dios se compone de 303 especies (42% del total), repartidas en nueve órdenes, 35 familias y 178 géneros. Los órdenes que encerraron el mayor número de especies fueron los Siluriformes (133 especies), Characiformes (120) y Perciformes (24) (Cuadro 7.1). Las familias más importantes fueron Characidae (68 especies), Pimelodidae (33), Loricariidae (26) y Cichlidae (20) (Cuadro 7.2). Los géneros con los mayores registros de especies fueron *Moenkhausia* (ocho especies), *Serrasalmus* (ocho), *Corydoras* (siete), *Hemigrammus* y *Pimelodella,* con seis especies cada uno (Anexo 7.3). Un dato sobresaliente es que el género *Brachyplastystoma*, de alto valor comercial, estuvo representado por cinco especies en esta cuenca.

En la cuenca del río Beni se registró un total de 323 especies, que representaron el 45% del total, pertenecientes a 11 órdenes, 39 familias y 201 géneros. Los Characiformes (157 especies), Siluriformes (111) y Perciformes (23) dominaron la composición de la comunidad (Cuadro 5.1). La familia Characidae sobresalió con 82 especies y le siguieron en orden de importancia Pimelodidae (25), Cichlidae (21), Loricariidae (20), Curimatidae (19) y Doradidae (17) (Cuadro 7.2). Los géneros *Leporinus* (nueve especies), *Moenkhausia* (siete) y *Steindachnerina* (seis) se presentaron con el mayor número de especies registradas (Anexo 7.3).

Cuadro 7.2. Número de especies por familia identificada en la Amazonía boliviana y sus sistemas principales (MD: Madre de Dios, BN: Beni, MM: Mamoré, IT: Iténez, MR: Madera, AMZ: Amazonía)

	MD	**BN**	**MM**	**IT**	MR	AMZ
Potamotrygonidae	3	3	3	3	2	3
Engraulidae	0	2	2	1	0	3
Pristigasteridae	2	2	2	2	0	2
Parodontidae	0	1	2	0	0	3
Curimatidae	12	19	21	20	1	30
Prochilodontidae	1	1	1	1	1	1
Anostomidae	7	13	11	17	2	25
Chilodontidae	0	0	1	2	0	2
Crenuchidae	0	3	2	6	0	6
Hemiodontidae	3	2	1	4	0	6
Gasteropelecidae	4	5	5	4	0	9
Characidae	68	82	90	101	10	191
Serrasalmidae	15	14	22	23	9	29
Acestrorhynchidae	2	5	5	7	0	10
Cynodontidae	4	4	3	4	3	4
Erythrinidae	1	3	3	3	2	4
Lebiasinidae	3	5	2	8	0	9
Cetopsidae	5	6	3	1	2	7
Aspredinidae	6	2	8	5	0	11
Trichomycteridae	8	9	10	7	1	20
Callichthyidae	12	10	17	22	2	35
Scoloplacidae	1	1	1	2	0	2
Loricariidae	26	20	34	35	2	57
Pseudopimelodidae	1	1	2	1	0	3
Heptapteridae	13	10	11	8	1	25
Pimelodidae	33	25	25	25	19	41
Doradidae	15	17	18	24	3	31
Auchenipteridae	13	10	21	16	0	26
Gymnotidae	3	2	3	3	0	5
Sternopygidae	6	5	6	4	2	8
Rhamphichthyidae	1	1	3	2	0	3
Hypopomidae	4	3	2	5	0	7
Apteronotidae	4	4	7	4	0	8
Rivulidae	1	3	9	5	0	11
Belonidae	1	3	4	4	0	5
Synbranchidae	1	1	2	2	0	2
Scianidae	3	2	3	1	1	5
Polycentridae	1	0	1	0	1	1
Cichlidae	20	21	25	45	5	58
Gobiidae	0	0	1	1	0	2
Achiridae	0	2	1	1	0	2
Lepidosirenidae	0	1	1	1	0	1
Nº familias	35	39	42	39	19	42
Nº especies	303	323	394	430	69	714

La comunidad de peces de la cuenca del río Mamoré se compuso por 394 especies distribuidas en 11 órdenes, 42 familias y 216 géneros. Esta cifra representó el 55% del número total de especies. La comunidad estuvo dominada por los Characiformes, Siluriformes, Perciformes y Gymnotiformes con 169, 150, 30 y 21 especies, respectivamente (Cuadro 7.1). Las familias que incluyeron a los mayores números de especies fueron Characidae (90 especies), Loricariidae (34), Pimelodidae (25), Cichlidae (25), Serrasalmidae (22), Curimatidae (21), Auchenipteridae (21), Doradidae (18) y Callichthyidae (17) (Cuadro 7.2). Los géneros más numerosos fueron *Serrasalmus* (10 especies), *Corydoras* (nueve), *Astyanax* (ocho), *Pimelodella* (ocho), *Moenkhausia* (siete), *Steindachnerina* (siete), *Ageneiosus* (siete) y *Leporinus* (seis) (Anexo 7.3).

A la cuenca del río Iténez se le asignaron 430 registros que representaron el 60% del total de especies. Estas estuvieron repartidas en 11 órdenes, 39 familias y 206 géneros. Los órdenes principales fueron los Characiformes (200 especies), Siluriformes (146), Perciformes (47) y los Gymnotiformes (18) (Cuadro 7.1). Las familias con mayores registros específicos fueron Characidae (101 especies), Cichlidae (45), Loricariidae (35), Pimelodidae (25), Doradidae (24), Serrasalmidae (23), Callichthyidae (22), Curimatidae (20), Anostomidae (17) y Auchenipteridae (16) (Cuadro 7.2). Los géneros más diversos fueron *Corydoras* (18 especies), *Moenkhausia* (11), *Hemigrammus* (10), *Crenicichla* (10), *Astyanax* (ocho), *Hyphessobrycon* (siete), *Acestrorhynchus* (siete), *Rineloricaria* (siete), *Leporinus*, *Knodus* y *Apistogramma*, cada una con seis especies (Anexo 7.3).

La comunidad de peces del río Madera estuvo conformada sólo por un 10% del total de especies (69), incluidas en cinco órdenes, 19 familias y 57 géneros. Este resultado es un reflejo de los pocos estudios y del esfuerzo reducido que se han realizado en la subcuenca. Los órdenes de mayor representatividad fueron los Siluriformes, Characiformes y Percifomes con 30, 28 y 7 especies, respectivamente (Cuadro 7.1). Las familias más sobresalientes fueron Pimelodidae (19 especies), Characidae (10) y Serrasalmidae (nueve) (Cuadro 7.2). *Brachyplatystoma* (cuatro especies) fue el género con el mayor número de registros (Anexo 7.3).

Comparación de la composición taxonómica entre sistemas de la cuenca amazónica

La comparación entre la composición de las comunidades de peces presentes en los distintos sistemas de la cuenca amazónica boliviana mostró que los ríos Madre de Dios, Beni, Mamoré, Iténez y Madera poseen 60, 51, 82, 134 y 4 registros exclusivos, respectivamente (Cuadro 7.3). El río Madre de Dios presentó 190, 192 , 181 y 49 registros comunes con los ríos Beni, Mamoré, Iténez y Madera, consecutivamente. El río Beni, por su parte, mostró 219, 197 y 62 especies comunes con los ríos Mamoré, Iténez y Madera. Entre los sistemas Mamoré-Iténez, Mamoré-Madera e Iténez-Madera se observaron 149, 60 y 54 especies compartidas. El río Madre de Díos estuvo compuesto por 113, 111, 181 y 49 registros

exclusivos en comparación a los sistemas de los ríos Beni, Mamoré, Iténez y Madera. La cuenca del río Beni exibió 133, 104, 126 y 161 registros exclusivos en relación a los ríos Madre de Dios, Mamoré, Iténez y Madera. Por su parte, el río Mamoré se compuso de 202, 175 ,149 y 334 registros exclusivos cuando fue comparado a los ríos Madre de Dios, Beni, Iténez y Madera, respectivamente. El río Iténez, por su parte, mostró 248, 232, 184 y 375 registros exclusivos en relación a las cuencas Madre de Dios, Beni, Mamoré y Madera. Finalmente, en el río Madera se encontraron 20, 7, 9 y 15 especies no compartidas con los ríos Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez. Las diferencias a nivel de la composición de especies entre los distintos sistemas de la Amazonía boliviana se encuentran resumidas en el Cuadro 7.3.

Cuadro 7.3. Comparación de la composición de la comunidad de peces entre los sistemas principales de la Amazonía boliviana. Entre paréntesis se encuentra el número de especies exclusivas para el sistema correspondiente. La columna 'Ex' presenta el número de especies exclusivas del sistema en la columna izquierda en relación al sistema de la columna derecha. La columna 'Co' presenta el número de especies compartidas entre los sistemas de la columna izquierda y derecha.

		Ex	Co
Beni (51)	Madre de Dios	133	191
	Mamoré	104	219
	Iténez	126	197
	Madera	261	62
Madre de Dios (59)	Beni	112	191
	Mamoré	110	193
	Iténez	121	182
	Madera	253	49
Mamoré (82)	Beni	175	219
	Madre de Dios	202	193
	Iténez	149	245
	Madera	334	60
Iténez (135)	Madre de Dios	233	182
	Beni	249	197
	Mamoré	185	245
	Madera	376	54
Madera (4)	Madre de Dios	7	49
	Beni	20	62
	Mamoré	9	60
	Iténez	15	54

El análisis de agrupamiento entre los distintos sistemas estudiados revela preliminarmente que hay dos grupos diferenciados a nivel de la Amazonía boliviana: uno conformado por los ríos Madre de Dios y Beni, y el otro por los ríos Mamoré e Iténez (Fig. 7.1). En base a la información disponible limitada, el río Madera se ubicó más próximo al conjunto de los ríos Madre de Dios y Beni.

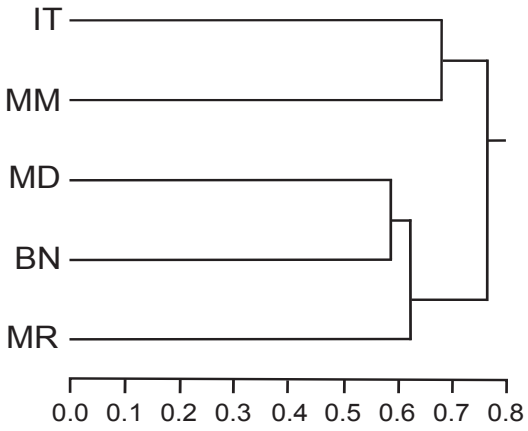


Figura 7.1. Dendrograma de similitud construido a partir de las distancias euclideanas resultantes de las diferencias a nivel de la composición de las comunidades de peces presentes en los sistemas principales de la Amazonía boliviana y el método de agrupamiento de Ward (MD: Madre de Dios, BN: Beni, MM: Mamoré, IT: Iténez, MR: Madera)

DISCUSIÓN

Composición taxonómica general de la ictiofauna de la amazonía boliviana

Debido a que muy pocos trabajos han sido desarrollados para entender y conocer la diversidad de los peces bolivianos, su riqueza específica en la porción amazónica ha estado considerablemente sub-estimada. Chernoff *et al*. (2000) presentaron el inventario más completo y una buena aproximación a la cifra de peces que estarían presentes en las aguas bolivianas, en base a colectas de campo e información disponible en la Colección Boliviana de Fauna, principalmente. Los 91 y tres registros nuevos encontrados por Chernoff *et al*. (1999) y Lasso *et al.* (1999), respectivamente, sumados a las cifras y nuevos registros propuestos por Lauzanne *et al*. (1991) y Sarmiento (1998), llegaron a un total de 504 especies para la cuenca.

La información expuesta en el presente trabajo sugiere que la ictiofauna de las tierras bajas de la cuenca amazónica boliviana se compone por más de 200 registros adicionales al total propuesto por Chernoff *et al*. (1991), y supera a los 635 registros publicados por Sarmiento & Barrera (2004) para toda Bolivia. El número de especies propuesto en este trabajo parece una buena aproximación a la cantidad total que estaría presente en las tierras bajas de la Amazonía boliviana, considerando el tamaño de la cuenca, la permanencia de pocos lugares explorados, los escasos registros de especies grandes y la gran incertidumbre existente sobre las identificaciones (p.e. Chernoff *et al*., 1999). El número total podría incrementarse en el futuro a medida que algunos grupos sean gradualmente revisados y descritos (p.e. especies de los géneros *Apistogramma*, *Hypostomus*, *Knodus*,

entre otros). Sin embargo, esta cifra debe ser considerada con precaución y evaluada paulatinamente para corroborar o refutar la validez de algunas identificaciones. Gran parte de la información recopilada proviene de listas que fueron elaboradas de forma independiente y con diferentes puntos de vista sobre la identificación de las especies, además que 101 (14.1%) de los registros son identificaciones sólo hasta el nivel de género (sp.) (Anexo 7.2).

La repartición del total de especies que se incluyen en este trabajo mostró que existe una clara dominancia de los órdenes Characiformes y Siluriformes a nivel de la Amazonía boliviana, donde 82.5% del total de especie registradas estuvieron incluidas en estos dos órdenes. Resultados similares, en relación a la dominancia, fueron encontradas por otros autores en varios sistemas de la cuenca amazónica (p.e. Saint-Paul *et al*., 2000; Silvano *et al*., 2000), de la Orinoquía (p.e. Lasso *et al*., 2004), y del Plata (López *et al*., 1987), mostrando que de manera general los Characiformes y Siluriformes son los más diversificados en el continente sudamericano.

Composición taxonómica de la ictiofauna por sistema de la cuenca amazónica

La información presentada es coincidente con los supuestos que sugieren una mayor riqueza específica de peces para la Amazonía boliviana. El inventario obtenido revela que las cifras de especies de peces que han sido propuestas para los grandes sistemas de la Amazonía boliviana están parcialmente subestimadas y cada una de ellas superaría los 300 registros. La subcuenca del río Madera fue una excepción a este resultado debido a los escasos registros disponibles en la literatura y otros pocos obtenidos durante visitas de campo; claramente la riqueza de especies se encuentra muy por debajo de la cifra real. Los ríos Madre de Dios e Iténez fueron los sistemas que contuvieron la menor y mayor riqueza, con 303 y 430 registros, respectivamente. La mayor parte de los reportes propuestos para la cuenca del río Madre de Dios proviene del levantamiento realizado por Chernoff *et al*. en 1999 en la cuenca alta del río Orthon, y por lo tanto se espera que la cantidad total de especies registradas para este sistema aumente cuando se explore y considere toda su extensión en territorio boliviano.

De igual manera que para el río Madre de Dios, la cuenca del río Beni aun permanece poco explorada y se cuenta únicamente con inventarios (la mayoría no publicados formalmente) parciales y dispersos en su extenso drenaje. Esta cuenca, junto con la del río Madera, es posiblemente una de las menos conocidas de la Amazonía boliviana a pesar de sostener una actividad pesquera importante e incluir dentro de su cuenca a una de las reservas más importantes del país (Parque Nacional Madidi). Es importante mencionar que varias especies que figuran en el inventario son típicamente del piedemonte andino pero que fueron registradas por Sarmiento & Barrera (2002) en hábitats, aparentemente, característicos de las tierras bajas.

La cuenca del río Mamoré ha sido el sistema que mayor atención ha recibido en Bolivia, posiblemente debido a que es la cuenca más extensa y representa la hidrovía más importante del país, además de sostener una actividad pequera importante (e.g. Lauzanne, 1990). El trabajo intensivo que Lauzanne *et al*. (1991) llevaron a cabo en la porción media de este sistema refleja el conocimiento considerable que se tiene sobre la diversidad de peces en esta cuenca. Estos autores registraron un total de 389 especies para la cuenca (incluyendo parte del piedemonte) y en el presente estudio sólo se incluyen cinco nuevos registros, contabilizando un total de 394 especies sólo para la porción por debajo del piedemonte. A pesar de ser uno de los sistemas más estudiados del país, varias porciones de su cuenca continúan desconocidas (p.e. la cuenca del río Grande) y pensamos que la porción andina y el piedemonte pueden incrementar considerablemente el número de especies. Algunos grupos que no se encuentran registrados en el presente inventario (p.e. Astroblepidae, entre otros), parecen estar restringidos a las aguas correntosas por encima del piedemonte y aún no han sido sujeto de estudios exhaustivos que permitan la diferenciación e identificación de especies. La observación de ejemplares del género *Hoplomyzon* (aparentemente restringido al norte del continente sudamericano) en uno de los tributarios del río Ichilo cercano al piedemonte, es un claro ejemplo del conocimiento incompleto que tenemos sobre los peces en este sistema y las particularidades que posee.

El río Iténez, por su parte, se mostró como el sistema más diverso dentro la Amazonía boliviana con 430 especies en comparación a las 163 registradas por Lauzanne *et al*. en 1991. Las colectas y evaluaciones de la ictiofauna en esta cuenca han comenzado recientemente debido a que existen dos áreas protegidas de importancia nacional y departamental sobre esta cuenca, el Parque Nacional Noel Kempff Mercado y el Parque Departamental ANMI Iténez, respectivamente. Una cantidad importante de la información disponible sobre los peces de este sistema proviene de descripciones originales que utilizaron material colectado en esta cuenca. A pesar que el número de especies para este sistema es bastante elevado, se espera que la cifra aumente a medida que se realicen mayor número de colectas y revisiones taxonómicas. El número considerable de especies que fueron descritas a partir de material obtenido en esta cuenca, incluyendo a la tercera especie freática del género *Phreatobius* (Fernández *et al*., 2007), denota las peculiaridades que esta cuenca posee en relación a los otros sistemas del país. Un mayor número de colectas en esta cuenca nos proporcionara un panorama más completo sobre la composición de su ictiofauna.

Comparación de la ictiofauna en los principales sistemas de la Amazonía boliviana

Pocos trabajos se han focalizado a describir y comparar la composición de las comunidades de peces en las cuencas principales que recorren la amazonía boliviana. Pearson (1937) fue el primero en mostrar que varios componentes en ella son comunes a la cuenca del río Paraguay, que forma parte de la macrocuenca del río de La Plata, sugirien-

do una conexión actual o pasada entre ambas faunas. Recientemente, Hubert & Renno (2006) sugirieron que la presencia común de varias especies de Characiformes entre la Amazonía boliviana (Alto Madera) y la cuenca alta del río Paraguay se debe a una conexión pasada entre ambas cuencas, posiblemente a través del río Iténez. Además de estas observaciones, coincidentes con las realizadas por Pearson (1937), estos autores sugieren que pudo ocurrir una captura entre las partes altas de las cuencas de los ríos Tocantins y Paraguay. Si esta conexión pudo darse en el pasado, la conformación actual de la ictiofauna presente en la Amazonía boliviana podría tener elementos provenientes de la cuenca alta del río Tocantins y puede ser un tema de investigación interesante para desarrollarse en el futuro.

La similitud encontrada entre las comunidades de los distintos sistemas que drenan la Amazonía boliviana sugiere que la distribución de las especies no ocurre de manera uniforme o aleatoria. Cada sistema considerado parece haber seguido una historia particular dentro del conjunto al margen de la conectividad aparente entre todos ellos, debido al número elevado de exclusividades que fueron identificados en cada uno de ellos. La estructura del agrupamiento (Fig. 7.1) muestra una mayor relación entre los conjuntos Madre de Dios y Beni y, por otro lado, entre los conjuntos Mamoré e Iténez, lo cual es coincidente con la proximidad geográfica y la ausencia de barreras geográficas aparentes dentro de cada conjunto. El origen y naturaleza de las aguas no parece ser un factor más importante que la posición geográfica de las cuencas, pero este resultado debe ser considerado como preliminar, ya que la mayor diferencia en número de especies y composición ocurrió en la cuenca del río Iténez, que tiene un origen y características fisico-químicas diferentes a los ríos de origen andino. Para validar la influencia del origen y la calidad de las aguas sobre la influencia de las comunidades de peces, es necesario comparar la ictiofauna del río Iténez con otros sistemas de aguas transparentes con características parecidas (p.e. río Yata).

La diferencia entre los dos conjuntos identificados a nivel de la Amazonía boliviana ((Madre de Dios-Beni)(Mamoré-Iténez)) también es coincidente con la posición de varios rápidos en la porción baja de ambos conjuntos que podrían representar varias barreras geográficas efectivas, al menos para peces pequeños y/o locales con poca capacidad de movimientos contra corriente. Por debajo de la unión de los ríos Madre de Dios y Beni, se encuentra una de las cachuelas (nombre local de los rápidos producidos por afloramientos rocosos) más importantes de Bolivia y que podría representar una verdadera barrera para algunos organimos acuáticos como los bufeos (*Inia boliviensis*) y varias especies de peces. Por debajo de la unión de los ríos Mamoré e Iténez se encuentran varias cachuelas de tamaño variable que, de igual manera que Cachuela Esperanza, podrían representar una barrera selectiva para varias especies de peces. Es posible que la turbulencia y velocidad de las aguas en estos puntos sean un factor limitante parcial para el movimiento de los peces en dirección aguas arriba de cada sistema.

La historia del drenaje de la cuenca amazónica boliviana aún permanece poco entendida y parece haber atravesado cambios considerables hasta llegar a su estado actual

(Lundberg *et al*., 1998). Una comprensión adecuada de los cambios que pudieron haber ocurrido en el drenaje será de gran utilidad para entender la dinámica pasada y actual de las comunidades de peces que las habitan en el presente.

AGRADECIMIENTOS

A WWF, ULRA (UMSS) y al Consorcio BP-Fauna&Flora International-BirdLife International-Wildlife Conservation Society, por el acceso a la información y financiar parcialmente las visitas de campo entre los años 2000-2009. A Elka Villarroel y Paul A. Van Damme por las sugerencias para mejorar el contenido del trabajo. A Pilar Becerra un agradecimiento especial por la revisión exahustiva de la lista de especies y el contenido del presente trabajo.

REFERENCIAS

Añez, C. (2007). Material de la serie tipo lleva nombre de peces de Bolivia. Adscripción para obtener el título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.

Ahl, E. (1923). Eine Revision de Characiniden-Gattung *Metynnis.* En: Ichthyologische Mitteilungen, I. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin, 11 (1): 15-31.

Armbruster, J.W. (2003). The species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae). Zootaxa, 249: 1-60.

Armbruster, J.W. & L.M. Page (2006). Redescription of *Pterigoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterigoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). Neotropical Ichthyology, 4 (4): 401-409.

Bailey, R.M. & J.N. Baskin (1976). *Scoloplax dicra,* a new armored catfish from the Bolivian Amazon. Occasional Papers of the Museum of Zoology University of Michigan, 674: 1-14.

Bührnheim, C.M. & L.R. Malabarba (2006). Redescription of the type species of *Odontostilbe* Cope, 1870 (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae), and description of three new species from the Amazon basin. Neotropical Ichthyology, 4 (2): 167-196.

Buitrago-Suárez, U.A. & B.M. Burr (2007). Taxonomy of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. Zootaxa, 1512: 1-38.

Cardona, J. & K. Osinaga (2006). Nuevo dato en la distribución de *Monocirrhus polyacanthus* Heckel, 1840 (Polycentridae, Perciformes) en Bolivia. Kempffiana, 2 (1): 57-59.

Carvajal, F. & M. Maldonado (2005). Influencia de la conexión río-laguna sobre la ictiocenosis lacustre de la várzea del río Ichilo (Cochabamba, Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 33-48.

Casatti, L. (2001). Taxonomia do gênero Sul-Americano *Pachyurus* Agassiz, 1831 (Teleostei: Perciformes, Scianidae) e descrição de duas novas espécies. Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, 14 (2): 133-178.

Casatti, L. (2002). Taxonomy of the South American genus *Pachypops* Gill 1861 (Teleostei: Perciformes: Sciaenidae), with the description of a new species. Zootaxa, 26: 1-20.

Castelnau, F.L. (1855). Poissons. En: Animaux nouveaux or rares recueillis pendant l'expédition dans les parties centrales de l'Amérique du Sud, de Rio de Janeiro a Lima, et de Lima au Para; exécutée par ordre du gouvernement Français pendant les années 1843 a 1847. Part 7, Zoology, 2: 1-112

Castro, R.M.C. & R.P. Vari (2004). Detritivores of the South American fish family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi; Characifomes). A phylogenetic and revisionary study. Smithsonian Contributions to Zoology, 622: 187-189.

Chernoff, B., P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, A. Machado-Allison, N. Menezes & H. Ortega (1999). Fishes of the Rios Tahuamanu, Manuripi and Nareuda, Depto. Pando, Bolivia: Diversity, Distribution,

Critical Habitats and Economic Value. p. 39-46. En: Chernoff, B. & P. Willink (Eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystem of the Upper Río Orthon basin, Pando, Bolivia. Bulletion of Biological Assessment 15. Conservation International, Washington, DC.

Chernoff, B., A. Machado-Allison, P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, N. Menezes & H. Ortega (2000). Fishes of three Bolivian rivers: diversity, distribution and conservation. Interciencia, 25 (6): 273-283.

Collette, B.B. (1966). *Belonion*, a new genus of fresh-water needlefishes from South America. American Museum Novitates, 2274: 1-22.

Collette, B.B. (1982). South American freshwater needlefishes of the genus *Potamorrhaphis* (Beloniformes: Belonidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 95 (4): 714-747.

Cope, E.D. (1878). Synopsis of the fishes of the Peruvian Amazon, obtained by Professor Orton during his expeditions of 1873 and 1877. Proceedings of the American Philosophical Society, 17 (101): 673-701.

Coronel, J., G.E. Maes, S. Claus, P. Van Damme & F.A.M. Volckaert (2000). Differential population history in the migratory catfishes *Brachyplatystoma flavicans* and *Pseudoplatystoma fasciatum* (Pimelodidae) from the Bolivian Amazon assessed with nuclear and mitochondrial DNA markers. Journal of Fish Biology, 65: 859-868.

Costa, W.J.E.M. (1988). Sistemática e distribuição do gênero *Neofundulus* (Cyprinodontiformes, Rivulidae). Revista Brasileira de Biologia, 48 (2): 103-111.

Costa, W.J.E.M., J. Sarmiento & S. Barrera (1996). A new species of the annual fish genus *Pterolebias* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from the Rio Mamoré basin, bolivian Amazon. Ichthyological Explorations of Freshwaters, 7 (1): 91-95.

Costa, W.J.E.M., S. Barrera & J. Sarmiento (1997). *Simpsonichthys filamentosus*, une nouvelle espèce des Llanuras Benianas, bassin du Rio Mamoré, Bolivia. Revue française d'Aquariologie Herpetologie, 24 (3-4): 83-86.

Costa, W.J.E.M. (2003). *Moema heterostigma*, a new annual fish (Cyprinodontiformes: Rivulidae) from the Brazilian Pantanal, Rio Paraguay basin. Ichthyological Explorations of Freshwaters, 14 (4): 289-294.

Costa, W.J.E.M. (2005). The Neotropical annual killifish genus *Pterolebias* Garman (Teleostei: Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology, and taxonomic revision. Zootaxa, 1-36.

De Pinna, M.C.C. & W.C. Starnes (1990). A new genus and species of Sarcoglanidinae from the Río Mamoré, Amazon Basin, with comments on subfamilial phylogeny (Teleostei, Trichomycteridae). Journal of Zoology (London), 222: 75-88.

Eigenmann, C.H. (1911). New characins in the collection of the Carnegie Museum. Annals of the Carnegie Museum, 8 (1): 164-181.

Eigenmann, C.H. (1914). Some results from studies of South American fishes. IV. New generaand species of South American fishes. (Contrib. Zool. Lab. Ind. Univ. No. 135). Indiana University Studies, 20: 44-48.

Eigenmann, C.H. (1915a). The Cheirodontinae, a subfamily of minute characid fishes of South America. Memoirs of the Carnegie Museum, 7 (1): 1-99.

Eigenmann, C.H. (1915b). The Serrasalminae and Mylinae. Annals of the Carnegie Museum, 9 (3-4): 44-58.

Eigenmann, C.H. (1916). New and rare fishes from South American rivers. Annals of the Carnegie Museum, 10 (1-2): 77-86.

Eigenmann, C.H. (1917a). *Pimelodella* and *Typhlobagrus*. Memoirs of the Carnegie Museum, 7 (4): 229-258.

Eigenmann, C.H. (1917b). New and rare species of South American Siluridae in the Carnegie Museum Annals of the Carnegie Museum, 11 (3-4): 398-404.

Eigenmann, C.H. (1925). A review of the Doradidae, a family of South American Nematognathi, or catfishes. Transactions of the American Philosophical Society (New Series), 22 (5): 280-365.

Ellis en Eigenmann, C.H. (1912). The freshwater fishes of British Guiana, including a study of the ecological grouping of species, and the relation of the fauna of the plateau to that of the lowlands. Memoirs of the Carnegie Museum, 5 (1): 1-578.

Eschmeyer, W.N. & R. Fricke (Eds.). (2009) Catalog of Fishes, electronic version. http://research.calacad-

emy.org/ichthyology/catalog/fishcatsearch.html (version 13 March 2009).

Farell, M.E. (2006). La ictiofauna del Río Ibabo (Santa Cruz, Bolivia) en época de aguas altas. Kempffiana, 2 (1): 4-34.

Fernandes, F.M.C., J. Albert, M.F. Daniel-Silva, C.E. Lopes, W.G.R. Crampton & L.F. Almeida-Toledo (2005). A new *Gymnotus* (Teleostei: Gymnotiformes: Gymnotidae) from the Pantanal Matogrossense of Brazil and adjacent drainages: continued documentation of a cryptic fauna. Zootaxa, 933: 1-14.

Fernández, L., L.J. Saucedo, F.M. Carvajal-Vallejos & S.A. Schaefer (2007). A new phreatic catfish of the genus *Phreatobius* Goeldi 1905 from groundwaters of the Iténez River, Bolivia (Siluriformes: Heptapteridae). Zootaxa, 1626: 51-58.

Ferraris Jr., C. (1999). The South American catfish genus *Auchenipterus* Valenciennes, 1840 (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipeteridae): monophyly and relationships, with a revisionary study. Zoological Journal of the Linnean Society, 126: 387-450.

Fink, W.K. & A. Machado-Allison (2001). *Serrasalmus hastatus*, a new species of piranha from Brazil, with comments on *Serrasalmus altuvei* and *Serrasalmus compressus* (Teleostei: Characiformes). Occasional Papers University of Michigan Museum of Zoology, 730: 1-18.

Fisher, H.G. (1917). A list of the Hypophthalmidae, the Diplomystidae and of some unrecorded species of Siluridae in the collections of the Carnegie Museum. Annals of the Carnegie Museum, 11 (3-4): 405-427.

Fowler, H.W. (1915). Notes on nematognathous fishes. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 67: 203-243.

Fowler, H.W. (1940). Zoological results of the second Bolivian expedition for the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 1936-1937. Part I. The fishes. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 92: 43-103.

Fowler, H.W. (1943). Zoological results of the second Bolivian Expedition for the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 1936-1937. Part II. Additional new fishes. Notulae Naturae of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 120: 1-7.

Froese, R. & Pauly, D. (Eds). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org version (04/2009).

Fuentes, V. & D. Rumiz (2008). Estudio preliminar de la ictiofauna y los hábitats acuáticos del Río Bajo Paraguá, Santa Cruz, Bolivia. Biota Neotropica, 8 (1): 73-81.

Garcia, V.H. & H. Calderón (2006). Peces de Pando, Bolivia: especies de importancia comercial en mercados de la ciudad de Cobija: especímenes capturados en ríos Tahuamanu-Manuripi-Orthon. Chicago, III: Environmental & Conservation Programs and Department of the Field Museum of the Natural History.

Géry, J. (1973). New and little-known *Aphyoditeina* (Pisces, Characoidei) from the Amazon Basin. Studies on the Neotropical Fauna, 8: 81-137.

Géry, J. (1987). Description d'une nouvelle espèce de poisson anostomidé (Ostariophysi, Characoidei) du rio Mamoré, Bolivie: *Rhytiodus lauzannei* sp. n. Cybium, 11 (4): 365-373.

Géry, J. (1999). A new anostomid species, *Leporinus bleheri* n. sp., from the Rio Guaporé-Iténez basin, with comments on some related species (Teleostei: Ostariophysi, Characiformes). Aqua, Journal of Ichthyology and Aquatic Biology, 3 (3): 105-112.

Gill, T.N. (1878). On a remarkable new generic type of characins. Field & Forest For March/April: 167-168.

Haseman, J.D. (1911a). Description of some new species of fishes and miscellaneous notes on others obtained during the expedition of the Carnegie Museum to central South America. Annals of the Carnegie Museum, 7 (3-4) (17): 315-328.

Haseman, J.D. (1911b). An annotated catalog of the cichlid fishes collected by the expedition of the Carnegie Museum to central South America, 1907-10. Annals of the Carnegie Museum, 7 (3-4): 329-373.

Hein, G., A. Zarske & J. Zapata, J. (2002). *Apistogramma rubrolineata* sp. n. Ein neuer Buntbarsch (Teleostei: Perciformes: Cichlidae) aus dem Rio Manuripi, Departamento Pando, in Bolivien. Das Aquarium, 402: 15-19.

Heckel, J.J. (1840). Johann Natterer's neue Flussfische Brasilien's nach den Beobachtungen und Mittheilungen des Entdeckers beschrieben (Erste Abtheilung, Die Labroiden). Annalen des Wierner Museums der Natrugeschichte, 2: 325-471.

Hubert, N., F. Duponchelle, J. Nuñez, A. Rivera & J.F. Renno (2006). Evidence of reproductive isolation among closely related sympatric species of *Serrasalmus* (Ostariophysii, Characidae) from the Upper Madeira River, Amazon, Bolivia. Journal of Fish Biology, 69 (Supplement A): 31-51.

Hubert, N. & J.F. Renno (2006). Historical biogeography of South American freshwater fishes. Journal of Biogeography, 33: 1414-1436.

IGM (Instituto Geográfico Militar) (1997). Atlas de Bolivia. Talleres Gráficos del Instituto Geográfico Militar, 2a Ed., La Paz, Bolivia. 192 p.

Isbrücker, I.J.H. (1975). *Pseudohemiodon thorectes*, a new species of mailed catfish from the Rio Mamoré system, Bolivia (Pisces, Siluriformes, Loricariidae). Beaufortia, 23 (300): 85-92.

Jegú, M., E.L.M. Leão & G.M. dos Santos (1991). *Serrasalmus compressus*, une espèce nouvelle du Rio Madeira, Amazonie (Pises: Serrasalmidae). Ichthyological Explorations of Freshwaters, 2 (2): 97-108.

Jégu, M. (2003). Subfamily Serrasalminae (pacus and piranhas). p. 182-196. In: Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brazil, 714 p.

Knaack, J. (2002). Ein weiterer neuer Panzerwels aus Bolivien: *Corydoras cruziensis* n. sp. (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). VDA–aktuell, 3: 60-69.

Knaack, J. (2004). Beschreibung von sechs neuen Arten der Gattung *Corydoras* La Cépède, 1803 (Teleostei: Siluriformes: Callichthyidae). Zoologische Abhandlungen (Dresden), 54: 55-105.

Kner, R. (1855). Ichthyologische Beiträge (SubtitlesI-III). Sitzungsbarichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Classe, 17: 92-112.

Kner, R. (1858a). Ichthyologische Beiträge. II. Abtheilung. Sitzungsberichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. Mathematish-Naturwissenschaftliche Classe, 26 (s. 373): 373-448. (Sinopsis precediendo Kner 1859)

Kner, R. (1858b). Beiträge zur Familie der Characinen. Sitzungsberichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Classe, 30 (13): 75-80.

Koslowski, I. (1985). Descriptions of new species of *Apistogramma* (Teleostei: Cichlidae) from the Rio Mamoré system in Bolivia. Bonner Zoologische Beiträge, 36 (1-2): 145-162.

Kullander, S.O. (1976). *Apistogramma luelingi* sp. nov., a new cichlid fish from Bolivia (Teleostei: Cichlidae). Bonner Zoologische Beiträge, 27 (3-4): 258-266.

Kullander, S.O. (1983a). Cichlid fishes from the La Plata basin. Part IV. Review of the *Apistogramma* species, with description of a new species (Teleostei, Cichlidae). Zoologica Scripta, 11 (4): 307-313.

Kullander, S.O. (1983b). A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma* (Teleostei: Cichlidae). Naturhistoriska Riksmuseet, Stockhol. 296 p.

Kullander, S.O. (1986). Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Swedish Museum of Natural History. 431 p.

Kullander, S.O. (2003). Family Cichlidae (cichlids). p. 614-615. In: Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr., (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Brazil.

Kullander, S.O. & E. Ferreira (2006). A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). Ichthyological Explorations Freshwaters, 17 (4): 289-398.

Langeani, F. (1996). Estudo filogenetico e revisão da familia Hemiodontidae Boulenger, 1904 (sensu Roberts, 1974) (Ostariophysi, Characiformes). Disertación de tesis de doctorado, Universidad de São Paulo, USP, Brasil.

Lasso, C., V. Castelló, T. Canales-Tilve, & J. Cabot-Nieves (1999). Contribución al conocimiento de la ictiofauna del Río Paraguá, cuenca del Río Iténez o Guaporé, Amazonía Boliviana. Memoria Fundación La Salle de Ciencias Naturales, 69 (152): 89-103.

Lasso, C. (2001). Los peces del alto Río Negro, Amazonía boliviana: composición y consideraciones ecológicas y biogeográficas. Interciencia, 26 (6): 236-243.

Lasso, C. A., J.I. Mojica, J.S. Usma, J.A. Maldonado, C. DoNascimiento, D.C. Taphorn, F. Provenzano, O.M. Lasso-Alcalá, G. Galvis, L. Vásquez, M. Lugo, A. Machado-Allison, R. Royero, C. Suárez & A. Ortega-Lara (2004). Peces de la cuenca del río Orinoco. Parte I: lista de especies y distribución por subcuencas. Biota Colombiana, 5 (2): 95–158.

Lauzanne, L. & G. Loubens (1985). Peces del Río Mamoré. Collection Travaux et Documents 192. Editions de l'ORSTOM. Paris, Francia, 116 p.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1990). Pesca y biología pesquera en el Mamoré Medio (región de Trinidad, Bolivia). Interciencia, 15 (6): 452-460.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1991). Liste commentée des poissons de l'Amazonie bolivienne. Revue Hydrobiologie Tropicale, 24 (1): 61-76.

Leite, R., C. Cañas, B. Forsberg, R. Barthem & M. Goulding (2007). Larvas de los grandes bagres migradores. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazônica (ACCA). Gráfica Biblios S.A., Lima, Perú, 127 p.

Littmann, M.W. (2007). Systematic review of the neotropical shovelnose catfish genus *Sorubim* Cuvier (Siluriformes: Pimelodidae). Zootaxa, 1422: 1-29. López, H.L., R.C. Menni & A.M. Miquelarena (1987). Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. Biología Acuática, 12: 1-50.

Loubens, G., L. Lauzanne & J. Géry (1991). Contribution à la systématique des *Prochilodus boliviens* (Pisces, Characiformes, Prochilodontidae). Revue Hydrobiologie tropicale, 24 (3): 217-239.

Lovejoy, N. & M.L.G. de Araujo (2000). Molecular systematics, biogeography and population structure of Neotropical freshwater needlefishes of the genus *Potamorraphis*. Molecular Ecology, 9: 259-268.

Lundberg, J.G., P. Nass & F. Mago-Leccia (1989). *Pteroglonis manni* Eigenmann and Pearson, a juvenile of *Sorubimichthys planiceps* (Agassiz), with a review of the nominal species of *Sorubimichthys*. Copeia, 2: 332-344.

Lundberg, J.G, L.G. Marshall, J. Guerrero, B. Horton, M.C. Malabarba & F. Wesselingh (1998). The stage for Neotropical fish diversification: A history of tropical South American River. p. 13-48. In: Malabarba, L.R., R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M. Lucena & C.A.S. Lucena (Eds.). Phylogeny and classification of Neotropical Fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Lundberg, J.G. & W.M. Dahdul (2008). Two new cis-Andean species of the South American catfish genus *Megalonema* allied to trans-Andean *Megalonema xanthum*, with description of a new subgenus (Siluriformes: Pimelodidae). Neotropical Ichthyology, 6 (3): 439-454.

Lucena, C.A.S. de (2001). Uma nova espécie de *Roeboides* Günther da região superior da bacia Amazônica (Teleostei: Characiformes: Characidae). Biotemas, 14 (2): 61-70.

Lucena, C.A.S. de (2003). Revisão taxonômica e relacões filogenéticos das espécies de *Roeboides* grupo *microlepis* (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). Iheringia, Sér. Zoo., 93 (3): 283-308.

Mago-Leccia, F. (1994). Electric fishes of the continental waters of America. Fundación para el desarrollo de las Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales (FUDECI). Biblioteca de la Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales, Caracas, Venezuela, 29: 206 p.

Mahnert, V. & J. Géry (1988). Les genres *Piabarchus* Myers et *Creagrutus* Günther du Paraguay, avec la description de deux nouvelles espèces (Pisces, Ostariophysi, Characidae). Revue française d'Aquariologie Herpetologie, 15 (1): 1-8.

Malabarba, M.C.S.L. (2004). Revision of the neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). Neotropical Ichthyology, 2 (4): 167-204.

Maldonado, M. & F. Carvajal (2005). La ictiofauna lacustre de la llanura de inundación del Río Ichilo (Bolivia). Revista Boliviana Ecología y Conservación Ambiental, 17: 15-32.

Mees, G.F. (1989). Notes on the genus *Dysichthys*, subfamily Bunocephalinae, family Aspredinidae (Pisces, Nematognathi). Icthyology, 92 (2): 189-250.

Meinken, H. (1969). *Rivulichthys luelingi* nov. spec., eine Zahnkarpfen-Neuheit aus Ostbolivien (Pisces, Teleostei, Rivulinae). Bonner Zoologische Beiträge, 20 (4): 423-428.

Mendes dos Santos, G. (2008). Pesca e ictiofauna no rio Madeira. p. 94-119. En: Switkes, G. & Bonilha, P. (Eds.). Águas Turvas: Alertas sobre as conseqüências de barrar o mayor afluente do Amazonas. International Rivers, 1ª Ed. Sao Paulo, Brasil.

Menezes, N.A. (1992). Redefinição taxonômica das espécies de *Acestrorhynchus* do grupo lacustris com a descrição de uma espécie (Osteichthyes, Characiformes, Characidae). Comunicações do Museu de Ciências de PUCRS, 5: 39-54.

Menezes, N.A & J. Géry (1983). Seven new acestrorhynchin characid species (Osteichthyes, Ostariophysi, Characiformes) with comments on the systematics of the group. Revue Suisse de Zoologie, 90 (3): 563-592.

Myers, G.S. (1925). *Tridentopsis pearsoni* a new pygidiid catfish from Bolivia. Copeia, 148: 83-86.

Myers, G.S. (1927). Descriptions of new South American fresh-water fishes collected by Dr. Carl Ternetz. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology, 68 (3): 107-135.

Nijssen, H. & I.J.H. Isbrücker (1983). Sept espèces nouvelles de poissons-chats cuirassés du genre *Corydoras* Lacepède, 1803, de Guyane française, de Bolivie, d'Argentine, du Surinam et du Brésil (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). Revue française d'Aquariologie Herpetologie, 10 (3): 73-84.

Nuñez, J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R. Rivera & J.F. Renno (2006). Reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Amazonía Boliviana). p. 52-57. En: Renno, J.F., C. García, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Primeras comunicaciones del coloquio internacional de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica (RIIA), Biología de las Poblaciones de Peces de la Amazonía y Piscicultura, Iquitos, Perú.

Ortí, G., C. Li & I. Farias (2005). Filogenia, filogeografía y estructura poblacional de las especies de *Prochilodus* (Prochilodontidae, Characiformes) en las principales cuencas fluviales de Sudamérica. p. 116-122. En: Renno, J.-F., C. García-Davila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y piscicultura. Comunicaciones del primer coloquio de la Red de Investigaciones sobre la Ictiofauna Amazónica, Iquitos, Perú.

Ortí, G., A. Sivasundar, K. Dietz & M. Jégu (2008). Phylogeny of the Serrasalmidae (Characiformes) based on mitochondrial DNA sequences. Genetics and Molecular Biology, 31 (1): 343-351.

Paz, S. & P.A. Van Damme (2008). Caracterización de las pesquerías en la Amazonía boliviana. p. 205-234. En: Pinedo, D. & C. Soria (Eds.). El manejo de las pesquerías en ríos tropicales de Sudamérica. Mayor Ediciones/Instituto del Bien Común/IDRC, Bogotá, Colombia.

Pearson, N.E. (1924). The fishes of the Eastern slope of the Andes. I. The fishes of the Río Beni basin, Bolivia, collected by the Mulford Expedition. Indiana University Studies, 11 (64): 1-83.

Pearson, N.E. (1937). The fishes of the Beni-Mamoré and Paraguay basin, and a discussion of the origin of the Paraguayan fauna. Proceedings of the Californian Academy of Sciences, 28 (3): 90-114.

Pérez, E. (2001). Uso de la ictiofauna por dos comunidades Tsimane': San Antonio y Yaranda (T.I. Tsimane', Depto. Beni) bajo diferente influencia del Mercado. Tesis de grado para obtener el título de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 110 p.

Pérez, T., M. Pouilly, L. Maurice, P. Paco, A. Ovando & L. Córdova (2008). Sensibilidad del norte amazónico a la contaminación por mercurio. p. 53-61. En: Quiroga, I. (Ed.). Energía, represas y salud: La problemática de las represas en la cuenca del río Madera. Superintendencia General, Sistema de Regulación de Recursos Naturales Renovables (SG-SIRENARE). Edit. Sagitario Srl., La Paz, Bolivia.

Ploeg, A. (1991). Revision of the South American cichlid genus *Crenicichla* Heckel, 1840, with description of fifteen new species and consideration on species groups, phylogeny and biogeography (Pisces, Perciformes, Cichlidae). Univ. Amsterdam, Netherlands, 153 p.

Pouilly, M., F. Lino & T. Yunoki (2004). Peces de las lagunas. p. 321-358. En: Pouilly M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Iimportancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Reis, R.E. (1989). Systematic revision of the neotropical characid subfamily Stethaprioninae (Pises, Characiformes). Comunicaçoes do Museu de Ciências de PUCRS, 2 (6): 3-86.

Reis, R.E. (1997). Revision of the neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. Ichthyological Exploration of Freshwaters, 7 (4): 299-326.

Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (2003). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Brazil, 714 p.

Rejas, D., S. Declerck, J. Auwerkerken, P. Tak. & L. De Meester (2004). Plankton dynamics in a tropical floodplain lake: fish, nutrients, and the relative importance of bottom-up and top-down control. Freshwater Biology, 50 (1): 52-69.

Rejas, D., P. Villarpando & F. Carvajal (2005). Variaciones estacionales en la dieta de *Moenkhausia dichroura* (Pises, Characidae) en una laguna de la várzea del Río Ichilo (Cochabamba-Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 49-54.

Renno, J.-F., N. Hubert, J.P. Torrico, F. Duponchelle, J. Nuñez Rodriguez, C. García- Davila, W. Willis & E.

Desmarais (2006). Phylogeography of *Cichla* (Cichlidae) in the upper Madeira basin (Bolivian Amazon). Molecular Phylogenetics and Evolution, 41: 503-510.

Ronchail, J., L. Bourrel, G. Cochonneau, P. Vauchel, L. Phillips, A. Castro, J.L. Guyot & E. de Oliveira (2005). Inundations in the Mamoré basin (south-western Amazon-Bolivia) and sea-surface temperatura in the Pacific and Atlantic Oceans. Journal of Hydrology, 302: 223-238.

Rosen, D.E. & A. Rumney (1972). Evidence of a second species of *Synbranchus* (Pises, Teleostei) in South America. American Museum Novitates, 2497: 1-54.

Saint-Paul, U., J. Zuanon, M.A. Villacorta Correa, M. García, N.N. Fabré, U. Berger & W. Junk (2000). Fish communities in Central Amazonian white - and blackwater floodplains. Environmental Biology of Fishes, 57 (3): 235-250.

Sarmiento, J. (1998). Ictiología del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. p. 174-180. En: Killeen, T.J. & T.S. Schulenberg (Eds.). A biological assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. RAP Working Papers 10, Conservation International, Washington, D.C.

Sarmiento, J., B. Chernoff, S. Barrera, A. Machado-Allison, N. Menezes & H. Ortega (1999). Fishes collected during the AquaRAP expedition to Pando, Bolivia in September 1996. p. 87-95. In: Chernoff, B. & P. Willink (Eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystem of the Upper Río Orthon basin, Pando, Bolivia. Bulletion of Biological Assessment 15. Conservation International, Washington, DC.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2002). Plan de manejo del Parque Nacional Área Natural de Manejo Integrado Madidi: Evaluación de la ictiofauna (PNANMI-Madidi). Informe presentado a CARE-Bolivia. Colección Boliviana de Fauna, La Paz, Bolivia. p. 16-21.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2004a). Fish. p. 122-128. En: Ibisch, P.L. & G. Mérida (Eds.). Biodiversity: the richness of Bolivia. State of knowledge and conservation. Ministry of Sustainable Development. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2004b). List of fish species present in Bolivia. p. 566-574. En: Ibisch, P.L. & G. Mérida (Eds.). Biodiversity: the richness of Bolivia. State of knowledge and conservation. Ministry of Sustainable Development. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Schaefer, S.A. (1997). The neotropical cascudinhos: systematics and biogeography of the *Otocinclus* catfish (Siluriformes: Loricariidae). Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 148: 1-120.

Schaefer, S.A., S.H. Weitzman & H.A. Britski (1989). Review of the neotropical catfish genus *Scoloplax* (Pisces: Loricarioidea: Scoloplacidae) with comments on reductive characters in phylogenetic analysis. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 141: 181-211.

Schaefer, S.A. (2000). Fishes of inundated savannas: diversity and endemism in the serrania Huanchaca of Eastern Bolivia. The American Museum Center of Biodiversity and Conservation, Curator Research Grants Program. 25 p.

Silvano, R.A.M., B.D. do Amaral, & O.T. Oyakawa (2000). Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon). Environmental Biology of Fishes, 57 (1): 25-35.

Staeck, W. & I. Schindler (2008). *Apistogramma erythrura* sp. n. - a new geophagine dwarf cichlid (Teleostei: Perciformes: Cichlidae) from the río Mamoré drainage in Bolivia. Vertebrate Zoology, 58 (2): 197-206.

Steindachner, F. (1892). Über einige neue und seltene Fischarten aus der ichthyologischen sammlung des k. k. naturhistorischen Hofmuseums. Denkschriften der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Classe der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften in Wien, 59 (1): 357-384.

Stewart, D.J. & M.J. Pavlik (1985). Revision of *Cheirocerus* (Pisces: Pimelodidae) from tropical freshwaters of South America. Copeia, 1985 (2): 356-367.

Ten, S., M. Liceaga, M. González, J. Jiménez, L. Torres, R. Vásquez, J. Heredia & J.M. Radial (2001). Reserva Inmovilizada Iténez: Primer listado de vertebrados Reserva Inmovilizada Iténez. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 10: 81-110.

Terrazas Urquidi, W. (1970). Lista de peces bolivianos. Publ. nº 24, Academia Nacional de Ciencias de Bolivia. Bolivia, 65 p.

Toledo-Piza, M. & N.A. Menezes (1996). Taxonomic redefinition of the species of *Acestrorhynchus* of the

microlepis group with the description of *Acestrorhynchus apurensis*, a new species from Venezuela (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). American Museum Novitates, 3160: 1-23.

Toledo-Piza, M., N.A. Menezes & G.M. dos Santos (1999). Revision of the neotropical fish genus *Hydrolycus* (Ostariophysi: Cynodontidae) with the description of two new species. Ichthyological Explorations of Freshwaters, 10 (3): 255-280.

Toledo-Piza, M. (2000). The Neotropical fish subfamily Cynodontinae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): a phylogenetic study and a revision of *Cynodon* and *Rhaphiodon*. American Museum Novitates, 3286: 1-88.

Torrico, J.P., N. Hubert, E. Desmarais, F. Duponchelle, J. Nuñez Rodríguez, J. Montoya-Burgos, C. Garcia Davila, F.M. Carvajal-Vallejos, A.A. Grajales, F. Bonhomme & J.F. Renno (2009). Molecular phylogeny of the genus *Pseudoplatystoma* (Bleeker, 1862): Biogeographic and evolutionary implications. Molecular Phylogenetics and Evolution, 51: 588-594.

Van Damme, P.A. (2001). Pautas para un plan de manejo pesquero en el río Paraguá (cuenca del río Iténez). FAN-Municipio Santiago Velasco. 61 p.

Van Damme, P. & F.M. Carvajal (2005). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. 31 p.

Van Damme, P., F. Vargas & H. Muñoz (2005). Los peces comerciales en la llanura de inundación del río Ichilo (Cochabamba-Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 97-104.

Vari, R.P. (1977). Notes on the characoid subfamily Iguanodectinae, with a description of a new species. American Museum Novitates, 2612: 1-6.

Vari, R.P. (1978). The genus *Leptagoniates* (Pisces: Characoidei) with a description of a new species from Bolivia. Proceedings of the Biological Society of Washington, 91 (1): 184-190.

Vari, R.P. (1982). Systematics of the neotropical characoid genus *Curimatopsis* (Pisces: Characoidei). Smithsonian Contributions to Zoology, 373: 1-28.

Vari, R. (1989). Systematics of the neotropical characiform genus *Psectrogaster* Eigenmann and Eigenmann (Pisces: Characiformes). Smithsonian Contributions to Zoology, 481: 1-43.

Vari, R.P. (1991). Systematics of the Neotropical Characiform genus *Steindachnerina* Fowler (Pisces: Ostariophysi). Smithsonian Contributions to Zoology, 507: 1-118.

Vari, R.P. (1992a). Systematics of the Neotropical Characiform genus *Curimatella* Eigenmann and Eigenmann (Pisces, Ostariophysi), with summary comments on the Curimatidae. Smithsonian Contributions to Zoology, 533: 1-48.

Vari, R.P. (1992b). Systematics of the neotropical Characiform genus *Cyphocharax* Fowler (Pisces, Ostariophysi). Smithsonian Contributions to Zoology, 529: 1-137.

Vari, R.P. & H. Ortega (1997). A new *Chilodus* species from southeastern Peru (Ostariophysi: Characiformes: Chilodontidae): description, phylogenetic discusión, and comments on the distribution of other chilodontids. Ichthyological Explorations in Freshwaters, 8 (1): 71-80.

Vari, R.P. & C.J. Ferraris Jr. (1998). The neotropical catfish genus *Epapterus* Cope (Siluriformes: Auchenipteridae): a reappraisal. Proceedings of the Biological Society of Washington, 111 (4): 992- 1007.

Vari, R.P. & A.S. Harold (2001). Phylogenetic study of the neotropical fish genera *Creagrutus* Günther and *Piabina* Reinhardt (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes), with revision of the CisAndean species. Smithsonian Contributions to Zoology, 613: 1-239.

Vari, R.P., C.J. Ferraris Jr. & M.C.C. de Pinna (2005). The Neotropical whale catfishes (Siluriformes: Cetopsidae: Cetopsinae), a revisionary study. Neotropical Ichthyology, 3 (2): 127-238.

Vari, R.P. & C.J. Ferraris Jr. (2006). The catfish genus *Tetranematichthys* (Auchenipteridae). Copeia, 2: 168-180.

Vari, R.P. & A.M. Williams (1987). Headstanders of the neotropical anostomid genus *Abramites* (Pisces: Characiformes: Anostomidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 100 (1): 89-103.

Weber, C. (1992). Revisión du genre *Pterigoplichthys* sensu lato (Pises, Siluriformes, Loricariidae). Revue Française d`Aquariologie Herpetologie, 19 (1-2): 1-36.

Weitzman, S.H. (1987). A new species of *Xenurobrycon* (Teleostei: Characidae) from the Río Mamoré basin of Bolivia. Proceedings of the Biological Society of Washington, 100 (1): 112-120.

Zanata, A. & M. Toledo-Pizza (2004). Taxonomic revision of the South American fish genus *Chalceus* Cuvier (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) with the description of three new species. Zoological Journal of the Linnean Society, 140 (1): 103-135.

Zarske, A. & J. Géry (1999). *Astyanax villwocki* sp. nov.- a new characid fish from the upper Amazon basin of Peru and Bolivia (Teleostei, Characiformes, Characidae). Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut, 96: 199-206.

Zarske, A. & J. Géry (2001). Beschreibung von drei neuen Arten der Gattung *Characidium* Reinhardt, 1866 aus Bolivien und Paraguay (Teleostei: Characiformes: Characidiidae). Zoologische Abhandlungen; Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden, 51 (1): 229-246.

Zarske, A. & J. Géry (2002a). *Hemigrammus neptunus* sp.n. – eine neue Salmler-Art (Teleostei, Characiformes, Characidae) aus dem Einzugsgebiet des Río Manuripi in Bolivien (Departamento Pando). Zoologische Abhandlungen; Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden, 52: 23-34.

Zarske, A. & J. Géry (2002b). *Moenkhausia dorsinuda* sp.n. – ein neuer interessanter Salmler (Teleostei, Characiformes, Characidae) aus dem Einzugsgebiet des Río Iténez in Bolivien.Zoologische Abhandlungen; Staatliches Museum für Tierkunden in Dresden, 52: 11-21.

ANEXOS

ANEXO 7.1. Lista cronológica de referencias que contienen descripciones taxonómicas, revisiones y/o registros de capturas especies de peces en la Amazonía boliviana

Autor (año)	Taxa de referencia
Heckel (1840)	Cichlidae
Castelnau (1855)	*Brochis*, *Hoplosternum*, *Anadoras*
Kner (1855)	*Amblydoras*
Kner (1858 a, b)	*Auchenipterichthys*, *Curimata, Hemiodopsis*
Gill (1878)	*Anodus*
Steindachner (1892)	*Crenicichla*
Eigenmann (1911)	*Astyanax*
Haseman (1911 a, b)	*Pterobunocephalus*, *Aequiden, Mikrogeophagus*
Ellis (1912)	*Gymnorhamphichthys*
Eigenmann (1914)	*Agoniates*
Eigenmann (1915 a, b)	*Cheirodon, Microschemobrycon*
Fowler (1915)	*Callichthys*, *Auchenipterus*, *Cichlasoma*
Eigenmann (1916)	*Stetaprion*
Eigenmann (1917 a, b)	*Pimelodella*, *Entomocorus*
Fisher (1917)	*Ageneiosus*
Ahl (1923)	*Metynnis*
Pearson (1924)	Varias especies
Eigenmann (1925)	Doradidae
Myers (1925, 1927)	*Tridentopsis*, *Rivulus*
Fowler (1940)	Varias especies
Collette (1966)	*Belonion*
Meinken (1969)	*Pterolebias*
Rosen & Rumney (1972)	*Synbranchus*
Géry (1973)	*Aphyochracidium*
Isbrücker (1975)	*Pseudohemiodon*
Bailey & Baskin (1976)	*Scoloplax*
Kullander (1976)	*Apistogramma*
Vari (1977)	*Piabucus*
Vari (1978)	*Leptagoniates*
Collette (1982)	*Potamorraphis*
Vari (1982)	*Curimatopsis*
Kullander (1983 a, b)	*Apistogramma*, *Cichlasoma*
Menezes & Géry (1983)	*Oligosarcus*
Nijssen & Isbrücker (1983)	*Corydoras*
Koslowski (1985)	*Apistogramma*
Stewart & Pavlik (1985)	*Cheirocerus*
Kullander (1986)	*Cichla*, *Satanoperca*
Géry (1987)	*Rhytiodus*
Vari & Williams (1987)	*Abramites*
Weitzman (1987)	*Xenurobrycon*
Costa (1988)	*Neofundulus*
Mahnert & Géry (1988)	*Creagrutus*
Lundberg *et al*. (1989)	*Sorubimichthys*
Mees (1989)	Aspredinidae
Reis (1989)	Stethaprioninae
Schaefer *et al*. (1989)	*Scoloplax*
Vari (1989)	*Psectrogaster*
de Pinna & Starnes (1990)	*Stenolicmus*
Jegú *et al*. (1991)	*Serrasalmus*

Autor (año)	Taxa de referencia
Loubens *et al*. (1991)	*Prochilodus*
Ploeg (1991)	*Crenicichla*
Vari (1991)	*Steindachnerina*
Menezes (1992)	*Acestrorhynchus*
Vari (1992 a, b)	*Curimatella, Cyphocharax*
Weber (1992)	*Pterigoplichthys*
Mago-Leccia (1994)	*Gymnorhamphichthys*
Costa *et al*. (1996)	*Aphyolebias*
Langeani (1996)	Hemiodontidae
Toledo-Piza & Menezes (1996)	*Acestrorhynchus*
Costa *et al*. (1997)	*Simpsonichthys*
Reis (1997)	*Hoplosternum*
Schaefer (1997)	*Otocinclus*
Vari & Ortega (1997)	*Chilodus*
Vari & Ferraris Jr. (1998)	*Epapterus*
Ferraris (1999)	*Auchenipterus*
Géry (1999)	*Leporinus*
Toledo-Piza *et al*. (1999)	*Hydrolycus*
Zarske & Géry (1999)	*Astyanax*
Toledo-Piza (2000)	Cynodontidae
Casatti (2001)	*Pachyurus*
Fink & Machado-Allison (2001)	*Serrasalmus*
Lucena (2001)	Roeboides
Vari & Harold (2001)	*Creagrutus*
Zarske & Géry (2001)	*Characidium*
Casatti (2002)	*Pachypops*
Hein *et al*. (2002)	*Apistogramma*
Knaack (2002)	*Corydoras*
Zarske & Géry (2002a,b)	*Hemigrammus, Moenkhausia*
Lucena (2003)	Roeboides
Armbruster (2003)	*Hypostomus*
Costa (2003)	*Moema*
Kullander (2003)	Cichlidae
Knaack (2004)	*Corydoras*
Castro & Vari (2004)	*Prochilodus*
Malabarba (2004)	*Triportheus*
Zanata & Toledo-Piza (2004)	*Chalceus*
Costa (2005)	*Pterolebias*
Fernandes *et al.* (2005)	*Gymnotus*
Vari *et al*. (2005)	*Cetopsis*
Armbruster & Page (2006)	*Pterigoplichthys*
Bührnheim & Malabarba (2006)	*Odontostilbe*
Cardona & Osinaga (2006)	*Monocirrhus*
Kullander & Ferreira (2006)	*Cichla*
Vari & Ferraris Jr. (2006)	*Tetranematichthys*
Buitrago-Suarez & Burr (2007)	*Pseudoplatystoma*
Férnandez *et al*. (2007)	*Phreatobius*
Leite *et al*. (2007)	Pimelodidae
Littman *et al.* (2007)	*Sorubim*
Lundberg & Dahdul (2008)	*Megalonema*
Staeck & Schindler (2008)	*Apistogramma*

ANEXO 7. 2. Lista de especies de peces presentes en las tierras bajas de la Amazonía boliviana y sus sistemas principales. La información fue obtenida en su mayoría de datos disponibles en la literatura.
(MD: Madre de Dios, BN: Beni, MM: Mamoré, IT: Iténez, MR: Madera, AMZ: Amazonía)

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
MYLIOBATIFORMES										
	Potamotrygonidae									
		Potamotrygon								
			hystrix	(Müller & Henle, 1841)	1	1	1	1		1
			motoro gr.		1	1	1	1	1	1
			sp.		1	1	1	1	1	1
CLUPEIFORMES										
	Engraulidae									
		Anchoviella								
			carrikeri	(Fowler,1941)		1	1	1		1
			brevirostris	(Günther, 1868)			1			1
		Lycengraulis								
			sp.			1				1
	Pristigasteridae									
		Pellona								
			castelnaeana	Cope, 1872	1	1	1	1		1
			flavipinnis	(Valenciennes, 1847)	1	1	1	1		1
CHARACIFORMES										
	Parodontidae									
		Parodon								
			gestri cf.				1			1
			suborbitalis	Valenciennes, 1850			1			1
			sp.			1				1
	Curimatidae									
		Curimata								
			roseni	Vari, 1989			1	1		1
			vittata	Kner, 1858				1		1
			sp.			1				1
		Curimatella								
			alburna	(Müller & Troschel, 1844)	1	1	1	1		1
			dorsalis	Eigenmann & Eigenmann, 1889	1	1	1	1		1
			immaculata	(Fernández-Yépez, 1948)	1	1	1	1		1
			meyeri	(Steindachner, 1882)	1	1	1	1		1
		Curimatopsis								
			crypticus	Vari, 1982				1		1
			macrolepis	Steindachner, 1876		1	1	1		1
			microlepis			1				1
		Cyphocharax								
			mestomyllon	Vari, 1992				1		1
			notatus	Steindacher, 1908			1	1		1
			plumbeus	Eigenmann & Eigenmann, 1889		1		1		1
			spiluropsis	Eigenmann & Eigenmann, 1889	1	1	1	1		1
			spilurus	(Günther, 1864)	1		1	1		1
		Potamorhina								
			altamazonica	(Cope, 1878)	1	1	1	1		1
			latior	(Spix, 1829)	1	1	1	1		1
		Psectrogaster								
			amazonica	Eigenmann & Eigenmann, 1889			1	1		1
			ciliata	Müller & Troschel 1844				1		1
			curviventris	Eigenmann & Kennedy, 1903		1	1	1		1
			essequibensis	(Günther, 1864)				1		1
			rutiloides	(Kner, 1859a)		1	1	1	1	1
		Steindachnerina								
			argentea	(Gill, 1858)		1	1			1
			bimaculata	(Steindachner, 1876)		1	1			1
			binotata	(Pearson, 1924)		1	1			1
			dobula	(Günther, 1868)	1	1	1			1
			guentheri	(Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1	1	1			1
			hypostoma	(Boulenger, 1887)	1	1				1
			leucisca	(Günther, 1868)	1		1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			planiventris	Vari & Williams, 1989			1			1
	Prochilodontidae									
		Prochilodus								
			nigricans	Agassiz, 1829	1	1	1	1	1	1
	Anostomidae									
		Abramites								
			hypselonotus	(Günther, 1868)	1	1	1	1		1
		Anostomoides								
			sp.					1		1
		Anostomus								
			plicatus cf.				1	1		1
		Laemolyta								
			fasciata	Pearson, 1924			1			1
			proximus	Garman, 1890				1		1
			taeniata	(Kner, 1858)				1		1
		Leporinus								
			arcus	Eigenmann, 1912		1				1
			bleheri	Géry, 1999				1		1
			cylindriformis cf.					1		1
			fasciatus	(Bloch, 1794)	1	1		1		1
			friderici	(Bloch, 1794)	1	1	1	1	1	1
			nattereri cf.			1				1
			pearsoni	Fowler, 1940	1	1	1	1		1
			striatus	Kner, 1859		1	1			1
			trifasciatus	Steindachner, 1876	1	1	1	1		1
			y-ophorus	Eigenmann, 1922		1				1
			sp.			1				1
		Pseudanos								
			gracilis cf.					1		1
			trimaculatus	(Kner, 1859)				1		1
		Rhytiodus								
			argenteofuscus	Kner, 1859	1		1	1		1
			elongatus cf.					1		1
			lauzannei	Gery, 1987			1			1
			microlepis	Kner, 1859		1	1	1		1
		Schizodon								
			dissimilis	(Garman, 1890)		1				1
			fasciatus	Spix, 1829	1	1	1	1	1	1
	Chilodontidae									
		Caenotropus								
			labyrinthicus	(Kner, 1858)				1		1
		Chilodus								
			punctatus	Müller & Troschel 1844			1	1		1
	Crenuchidae									
		Ammocryptocharax								
			lateralis	(Eigenmann, 1909)				1		1
		Characidium								
			bolivianum	Pearson, 1924		1	1	1		1
			fasciatum	Reinhardt, 1867		1	1	1		1
			heinianum	Zarske & Géry, 2001				1		1
			sp.			1		1		1
		Microcharacidium								
			weitzmani	Buckup, 1993				1		1
	Hemiodontidae									
		Anodus								
			elongatus	Spix & Agassiz, 1829	1	1	1	1		1
			sp.		1					1
		Hemiodopsis								
			microlepis	(Kner, 1859)				1		1
		Hemiodus								
			argenteus	Pellegrin, 1909		1				1
			semitaeniatus	Kner, 1858				1		1
			unimaculatus	(Bloch, 1794)	1			1		1
	Gasteropelecidae									
		Carnegiella								

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			marthae	Myers, 1927				1		1
			myersi	Fernandez-Yepez, 1950	1	1	1			1
			strigata	(Günther, 1864)	1	1		1		1
		Gasteropelecus								
			maculatus	Steindachner, 1879				1		1
			sternicla	(Linnaeus, 1758)	1	1	1	1		1
			levis	(Eigenmann, 1909)			1			1
			sp.			1				1
		Thoracocharax								
			securis	(Filippi, 1853)			1			1
			stellatus	(Kner, 1860)	1	1	1			1
	Characidae									
		Acrobrycon								
			sp.			1		1		1
		Agoniates								
			anchovia	Eigenmann, 1914		1	1		1	1
		Aphyocharacidium								
			bolivianum	Gery, 1973			1			1
		Aphyocharax								
			agasizii	(Steindachner, 1882)				1		1
			alburnus	(Günther, 1869)	1	1	1	1		1
			anisitsi	Eigenmann & Kennedy, 1903			1			1
			dentatus	Eigenmann & Kennedy, 1903	1	1				1
			paraguayensis	Eigenmann, 1915		1	1	1		1
			pusillus	Günther, 1868	1	1				1
			rathbuni	Eigenmann, 1907				1		1
		Aphyocheirodon								
			hemigrammus	Eigenmann, 1915				1		1
		Aphyodite								
			grammica cf.	Eigenmann, 1912	1					1
		Astyanacinus								
			multidens	Pearson, 1924		1	1			1
			moori cf.			1	1			1
			sp.					1		1
		Astyanax								
			abramis	(Jenyns, 1842)		1	1	1		1
			bimaculatus	(Linnaeus, 1758)		1	1	1	1	1
			chaparae	Fowler, 1943			1			1
			daguae gr.					1		1
			fasciatus	(Cuvier, 1819)		1	1			1
			guaporensis	Eigenmann, 1911			1	1		1
			lineatus	Perugia, 1891		1	1			1
			longior	(Cope, 1878)				1		1
			multidens	Eigenmann, 1908				1		1
			paranahybae cf.					1		1
			paucidens	(Ulrey, 1894)				1		1
			villwocki	Zarske & Géry, 1999			1			1
		Bario								
			steindachneri	(Eigenmann, 1893)		1				1
		Brachychalcinus								
			copei	(Steindachner, 1882)	1	1	1	1		1
			nummus	Böhlke, 1958			1			1
		Brycon								
			amazonicus cf.			1		1	1	1
			cephalus	(Günther, 1869)	1	1	1	1		1
			erythropterum	(Cope, 1871)			1			1
			falcatus	Müller & Troschel 1844				1		1
			melanopterus	(Cope, 1872)		1				1
			pesu	(Müller & Troschel 1845)				1		1
			sp.		1			1		1
		Bryconamericus								
			bolivianus	Pearson, 1924			1			1
			caucanus cf.		1					1
			pachacuti cf.	Eigenmann, 1927	1					1
			peruanus cf.		1		1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			sp.			1	1			1
		Bryconella								
			sp.			1				1
		Bryconops								
			alburnoides	Kner, 1858			1	1		1
			caudomaculatus	(Günther, 1864)				1		1
			melanurus	(Bloch, 1794)		1		1		1
			sp.					1		1
		Ceratobranchia								
			sp.				1			1
		Chalceus								
			macrolepidotus	Cuvier, 1817				1		1
			guaporensis	Zanata & Toledo-Piza, 2004	1	1	1	1		1
		Charax								
			gibbosus		1	1	1	1		1
			pauciradiatus	(Günther, 1864)		1		1		1
		Cheirodon								
			madeirae	Eigenmann, 1915				1		1
			piaba	Lutken, 1874	1	1	1			1
			sp.			1		1		1
		Clupeacharax								
			anchoveoides	Pearson, 1924	1	1				1
		Creagrutus								
			beni	Eigenmann, 1911		1	1		1	1
			maxillaris	(Myers, 1927)				1		1
			pearsoni	Mahnert & Gery, 1988		1	1		1	1
		Ctenobrycon								
			spilurus	(Valenciennes In Cuvier & Valenciennes, 1849)	1	1	1	1		1
		Cynopotamus								
			amazonum	(Günther, 1868)		1	1			1
			gouldingi	Menezes, 1987	1					1
			humeralis	Inquerendum in Characidae		1				1
			sp.			1				1
		Deuterodon								
			sp.					1		1
		Engraulisoma								
			taeniatum	Castro, 1981	1	1				1
		Eucynopotamus								
			biserialis	(Garman, 1890)	1					1
			sp.					1		1
		Galeocharax								
			gulo	(Cope, 1870)	1	1	1			1
			humeralis	(Valenciennes, 1834)			1			1
		Gephyrocharax								
			chapare	Fowler, 1940		1	1			1
			major	Myers, 1929		1				1
		Gnathocharax								
			steindachneri	Fowler, 1913		1		1		1
		Gymnocorymbus								
			thayeri	Eigenmann, 1908		1	1	1		1
			ternetzi	(Boulenger, 1895)			1	1		1
			sp.			1				1
		Hemibrycon								
			beni	Pearson, 1924		1				1
			huambonicus cf.			1				1
			sp.				1	1		1
		Hemigrammus								
			bellottii	(Steindachner, 1882)				1		1
			gracilis	(Reinhardt in Lutken, 1874)				1		1
			lunatus	Durbin in Eigenmann, 1818	1	1	1	1		1
			marginatus cf.				1			1
			megaceps cf.		1					1
			neptunus	Zarske & Géry,2002	1					1
			ocellifer	(Steindachner, 1882)	1	1	1	1		1
			pretoensis cf.		1					1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			schmardae	(Steindachner, 1882)				1		1
			rhodostomus	Ahl, 1924				1		1
			tridens cf.					1		1
			unilineatus	(Gill, 1858)	1	1	1	1		1
			vorderwinkleri	Géry, 1963				1		1
			sp.				1	1		1
		Hyphessobrycon								
			agulha	Fowler, 1913	1					1
			bentosi	Durbin in Eigenmann, 1908			1	1		1
			callistus	(Boulenger, 1900)			1	1		1
			eques	(Steindachner, 1882)	1	1	1			1
			herbertaxelrodi cf.					1		1
			iheringi	Fowler, 1941		1				1
			megalopterus	(Eigenmann, 1915)			1	1		1
			paranensis cf.			1				1
			rosaceus	Durbin 1909				1		1
			tenuis	Géry, 1964				1		1
			tukunai	Géry, 1965	1			1		1
		Iguanodectes								
			spilurus	(Günther, 1864)	1			1		1
			purusii	(Steindachner, 1908)				1		1
			sp.			1				1
		Jupiaba								
			acanthogaster	(Eigenmann, 1991)				1		1
			mucronata cf.				1			1
		Knodus								
			caquetae cf.		1					1
			breviceps	(Eigenmann, 1908)		1		1		1
			chapadae	(Fowler, 1906)				1		1
			gamma cf.		1		1			1
			heteresthes cf.		1					1
			moenkhausii	(Eigenmann & Kennedy, 1903)				1		1
			savannensis	Géry, 1961				1		1
			victoriae	(Steindachner, 1907)	1			1		1
			sp.		1	1	1	1		1
		Leptagoniates								
			pi	Vari, 1978			1			1
		Markiana								
			nigripinnis	(Perugia, 1891)			1	1		1
		Megalomphodus								
			megalopterus	Eigenmann, 1915				1		1
			sp.		1		1	1		1
		Microschemobryson								
			casiquiare	Böhlke, 1953				1		1
			geisleri	Gery, 1973	1					1
			guaporensis	Eigenmann, 1915				1		1
			hasemani	(Fowler, 1914)	1		1			1
			sp.		1	1				1
		Moenkhausia								
			affinis cf.					1		1
			chrysargyrea gr.		1	1				1
			collettii	(Steindachner, 1882)	1	1	1	1		1
			comma cf.		1					1
			cotinho	Eigenmann, 1908		1	1	1		1
			dichroura	(Kner, 1858)	1	1	1	1	1	1
			dorsinuda	Zarske & Géry, 2002				1		1
			grandisquamis	(Müller & Troschel, 1845)				1		1
			jamesi	Eigenmann, 1908	1		1	1		1
			intermedia	Eigenmann, 1908		1	1	1		1
			lepidura	(Kner, 1858)	1			1		1
			megalops cf.		1					1
			oligolepis	(Günther, 1864)		1	1	1	1	1
			sanctaefilomenae	(Steindachner, 1907)	1	1	1	1		1
		Monotocheirodon								
			pearsoni	Eigenmann, 1924		1				1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Odontostilbe								
			dierythrura	Fowler, 1940	1	1	1			1
			fugitiva	Cope, 1870	1			1		1
			microcephala	Eigenmann in Eigenmann & Ogle, 1907			1			1
			nareuda	Bührnheim & Malabarba, 2006	1					1
			paraguayensis	Eigenmann & Kennedi, 1903	1					1
			stenodon	Eigenmann, 1815	1					1
			sp.				1			1
		Oligosarcus								
			schindleri	Menezes & Gery, 1983			1			1
		Othonocheirodus								
			sp.			1				1
		Paragoniates								
			alburnus	Steindachner, 1876	1	1	1			1
		Parecbasis								
			cyclolepis	Eigenmann, 1915	1	1	1	1		1
		Phenacogaster								
			beni	Eigenmann, 1911		1	1		1	1
			microstictus cf.		1					1
			pectinatus	(Cope, 1870)	1	1	1	1		1
			sp.			1	1	1		1
		Piabucus								
			caudomaculatus	Vari, 1977			1			1
			melanostoma	Holmberg, 1891	1	1	1	1		1
		Poptella								
			compressa	(Günther, 1864)	1	1	1	1		1
		Prionobrama								
			filigera	(Cope, 1870)	1	1	1			1
		Prodontocharax								
			howesi	(Fowler, 1940)			1			1
			melanotus	Pearson, 1924		1				1
		Pseudocheirodon								
			sp.					1		1
		Roeboides								
			affinis	(Günther, 1868)	1	1	1	1	1	1
			dispar	Lucena, 2001			1			1
			microlepis	(Reinhardt, 1851)			1			1
			myersii	Gill, 1870	1	1	1	1		1
			prognathus cf.			1				1
		Roestes								
			molossus	(Kner, 1860)		1	1	1		1
		Salminus								
			affinis	Steindachner, 1879			1			1
			brasiliensis	(Cuvier, 1817)		1	1			1
			sp.			1				1
		Serrapinnus								
			calliurus	(Boulenger, 1900)				1		1
			micropterus	Eigenmann, 1915			1			1
		Stethaprion								
			crenatum	Eigenmann, 1916	1	1	1	1		1
		Tetragonopterus								
			argenteus	Cuvier, 1818	1	1	1	1		1
			chalceus	Spix & Agassiz, 1829				1		1
		Thayeria								
			boehlkei	Weitzman 1957				1		1
			obliqua	Eigenmann, 1908				1		1
		Triportheus								
			angulatus	(Spix in Agassiz, 1829)	1	1	1	1	1	1
			albus	Cope, 1872	1	1	1	1		1
			culter	Cope, 1871			1	1		1
			rotundatus	(Jardine, 1841)			1			1
			sp.		1	1				1
		Tyttobrycon								
			dorsimaculatus	Gery, 1973			1			1
			spinosus	Gery, 1973			1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Tyttocharax								
			madeirae	Fowler, 1913	1			1		1
			tambopatensis	Weitzman y Ortega, 1995	1	1				1
			sp.		1					1
		Xenurobrycon								
			polyancistrus	Weitzman, 1987			1			1
	Serrasalmidae									
		Catoprion								
			mento	(Cuvier, 1819)			1	1		1
		Colossoma								
			macropomum	(Cuvier, 1817)	1	1	1	1	1	1
		Metynnis								
			argenteus	Ahl, 1923			1	1		1
			guaporensis	Eigenmann, 1915				1		1
			hypsauchen	(Müller & Troschel 1844)		1	1	1	1	1
			lippincottianus	(Cope, 1870)		1	1			1
			luna	(Cope, 1878)	1	1		1		1
			maculatus	(Kner, 1960)			1	1		1
		Myleus								
			pacu	(Schomburgk in Jardine, 1841)					1	1
			setiger	Müller & Troschel 1844					1	1
			tiete	(Eigenmann & Norris, 1900)			1	1		1
			sp.		1					1
		Myloplus								
			rubripinnis	(Müller & Troschel 1844)			1	1		1
		Mylossoma								
			aureum	(Spix & Agassiz, 1829)		1	1	1	1	1
			duriventre	(Cuvier, 1817)	1	1	1	1	1	1
			sp.			1				1
		Piaractus								
			brachypomus	(Cuvier, 1818)	1	1	1	1	1	1
		Pristobrycon								
			sp.		1					1
		Pygocentrus								
			nattereri	(Kner, 1860)	1	1	1	1	1	1
		Serrasalmus								
			compressus	Jegu, 1991	1	1	1	1		1
			eigenmanni	Norman, 1929	1		1	1		1
			elongatus	Kner, 1860			1	1		1
			hollandi	Eigenmann, 1915	1		1	1		1
			humeralis aff.	Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1849			1	1		1
			maculatus	Kner, 1858	1	1	1	1		1
			marginatus	Valenciennes in D'Orbigny, 1847	1		1	1		1
			rhombeus	(Linnaeus, 1766)	1	1	1	1	1	1
			spilopleura	Kner, 1860	1	1	1	1		1
			sp.		1	1	1	1		1
	Acestrorhynchidae									
		Acestrorhynchus								
			altus	Menezes, 1969		1	1	1		1
			falcatus	(Bloch, 1794)	1	1	1	1		1
			falcirostris	(Cuvier, 1819)				1		1
			grandoculis	Menezes & Gery, 1983		1				1
			heterolepis	(Cope, 1878)		1		1		1
			lacustris	(Lütken, 1875)			1	1		1
			microlepis	(Schomburgk, 1841)		1	1	1		1
			minimus	Menezes, 1969				1		1
			pantaneiro	Menezes, 1992			1			1
			sp.		1					1
	Cynodontidae									
		Cynodon								
			gibbus	(Agassiz, 1829)	1	1	1	1	1	1
		Hydrolycus								
			armatus	(Jardine, 1841)	1	1		1	1	1
			scomberoides	(Cuvier, 1817)	1	1	1	1	1	1
		Raphiodon								

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			vulpinus	Spix, 1829	1	1	1	1		1
	Erythrinidae									
		Erythrinus								
			erythrinus	(Schneider, 1801)		1	1			1
		Hoplerythrinus								
			unitaeniatus	(Spix, 1829)		1	1	1	1	1
		Hoplias								
			malabaricus gr.	(Bloch, 1794)	1	1	1	1	1	1
			lacerdae gr.					1		1
	Lebiasinidae									
		Nannostomus								
			digrammus	Fowler, 1913				1		1
			harrisoni	(Eigenmann, 1909)				1		1
			trifasciatus	Steindachner, 1876	1	1		1		1
			unifasciatus	Steindachner, 1876				1		1
		Pyrrhulina								
			australis	Eigenmann & Kennedy, 1903	1	1	1	1		1
			beni	Pearson, 1924		1				1
			brevis	Steindachner, 1876		1		1		1
			macrolepis	Ahl & Schindler, 1937				1		1
			vittata	Regan, 1912	1	1	1	1		1
SILURIFORMES										
	Cetopsidae									
		Cetopsis								
			candiru	(Spix, 1829)	1	1	1		1	1
			coecutiens	(Lichtenstein, 1819)	1	1	1		1	1
			gobioides cf.			1				1
			oliveirai	(Lundberg & Rapp Py-Daniel, 1994)	1					1
			pearsoni	Vari, Ferraris & de Pinna, 2005	1	1	1			1
			plumbea	(Steindachner, 1882)	1	1				1
		Helogenes								
			marmoratus	Günther, 1863		1		1		1
	Aspredinidae									
		Amaralia								
			sp.				1			1
		Bunocephalus								
			albifasciatus	Fowler, 1943			1			1
			aleuropsis	Cope, 1870	1	1	1			1
			coracoideus	Eigenmann, 1912	1			1		1
			sp.				1	1		1
		Pseudobunocephalus								
			amazonicus	Mess. 1989	1		1			1
			bifidus	Eigenmann, 1942	1		1	1		1
			iheringii	(Boulenger, 1891)				1		1
		Pterobunocephalus								
			depressus	Haseman, 1911	1	1	1	1		1
		Hoplomyzon								
			papillatus gr.				1			1
		Xiliphius								
			melanopterus cf.		1					1
	Trichomycteridae						1			1
		Apomatoceros								
			sp.				1			1
		Brachioca								
			sp.			1				1
		Henonemus								
			sp.			1		1		1
		Homodiaetus								
			maculatus	(Steindachner, 1879)			1			1
			sp.		1	1	1			1
		Megalocentor								
			echthrus	Pinna & Britski, 1991				1		1
		Ochmacanthus								
			alternus cf.		1	1				1
			batrachostomus	(Miranda-Ribeiro, 1912)			1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			reinhardtii	(Steindachner, 1882)				1		1
			sp.				1	1		1
		Paracanthopoma								
			sp.		1					1
		Plectrochilus								
			machadoi	Miranda-Ribeir, 1917			1	1		1
			sp.		1					1
		Pseudostegophilus								
			nemurus	(Günther, 1869)	1	1	1		1	1
		Schultzichthys								
			bondi cf.		1					1
		Stegophilus								
			sp.			1				1
		Stenolicmus								
			sarmientoi	Pinna y Starnes, 1990			1			1
		Trichomycterus								
			barbouri	(Eigenmann, 1910)				1		1
			sp.			1		1		1
		Tridentopsis								
			pearsoni	Myers, 1925	1	1	1			1
		Vandellia								
			cirrhosa	Valenciennes, 1846	1	1	1			1
	Callichthyidae									
		Brochis								
			britskii	Nijssen & Isbrücker, 1983			1			1
			multiradiatus	(Orcés, 1960)			1			1
			splendens	(Castelnau, 1855)	1	1	1			1
		Callichthys								
			callichthys	(Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1
		Corydoras								
			acutus	Cope, 1872	1	1	1	1		1
			aeneus	(Gill, 1858)	1	1		1		1
			albolineatus	Knaack, 2004				1		1
			armatus	(Günther, 1868)		1	1	1		1
			bilineatus	Knaack, 2002			1			1
			geryi	Nijssen & Isbrüker, 1983			1			1
			cruziensis	Knaack, 2002			1			1
			guapore	Knaack, 1961				1		1
			haraldschultzi	Knaack, 1962				1		1
			hastatus	Eigenmann & Eigenmann, 1888	1	1	1	1		1
			isbrueckeri	Knaack, 2004				1		1
			latus	Pearson, 1924			1			1
			loretoensis cf.		1					1
			napoensis cf.		1					1
			nattereri	Steindachner, 1876				1		1
			noelkempffi	Knaack, 2004				1		1
			sterbai	Knaack, 1962				1		1
			negro	Knaack, 2004				1		1
			stenocephalus	Eigenmann & Allen, 1942		1				1
			trilineatus	Cope, 1872	1			1		1
			pantanalensis	Knaack, 2001			1			1
			paucerna	Knaack, 2004				1		1
			paragua	Knaack, 2004				1		1
			polystictus	Regan, 1912				1		1
			punctatus cf.				1			1
			xinguensis	Nijssen, 1972				1		1
			sp.		1			1		1
		Dianema								
			longibarbis	Cope, 1870	1	1	1	1		1
		Hoplosternum								
			littorale	(Hancock, 1828)	1	1	1	1		1
		Lepthoplosternum								
			beni	Reis, 1997			1		1	1
		Megalechis								
			thoracata	Valenciennes, in Cuvier & Valenciennes, 1840	1	1	1	1		1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
	Scoloplacidae									
		Scoloplax								
			dicra	Bailey & Baskin, 1976	1	1	1	1		1
			empousa	Schaefer, Weitzman & Britski, 1989				1		1
	Loricariidae									
		Ancistrus								
			cirrhosus	(Valenciennes, 1840)			1			1
			hoplogenys	(Günther, 1864)			1			1
			temminckii	(Valenciennes, 1840)			1	1		1
			sp.		1	1	1	1		1
		Aphanotorulus								
			unicolor	(Steindachner, 1908)	1	1	1	1		1
		Crossoloricaria								
			bahuaja	Chang & Castro, 1999		1	1			1
			sp.		1					1
		Farlowella								
			nattereri	Steindachner, 1910		1		1		1
			oxyrryncha	(Kner, 1854)	1			1		1
			smithi	Fowler, 1913		1	1		1	1
			sp.				1	1		1
		Hemiodontichthys								
			acipenserinus	(Kner, 1853)	1	1	1	1		1
		Hypoptopoma								
			gulare	Cope, 1878				1		1
			joberti	(Vaillant, 1880)	1	1	1	1		1
			thoracatum	(Günther, 1868)			1	1		1
			sp.		1			1		1
		Hypostomus								
			bolivianus	(Pearson, 1924)			1			1
			carinatus	(Steindachner, 1881)	1					1
			cochliodon cf.		1					1
			pyrineusi	(Miranda-Ribeiro, 1920)			1	1		1
			sp.		1	1	1	1		1
		Lamontichthys								
			filamentosus	(La Monte, 1935)	1	1				1
		Loricaria								
			carinata	Castelnau, 1855			1			1
			simillima cf.				1	1		1
			sp.		1	1		1		1
		Loricariichthys								
			maculatus	(Bloch, 1794)	1	1	1	1		1
			microdon cf.					1		1
			sp.		1		1	1		1
		Otocinclus								
			caxarari	Schaefer, 1997				1		1
			mariae	Fowler, 1940	1		1	1		1
			vestitus	Cope, 1872		1	1			1
			vittatus	Regan, 1904		1	1	1		1
		Panaque								
			sp.		1		1			1
		Paratocinclus								
			sp.		1	1				1
		Peckoltia								
			arenaria	(Eigenmann & Allen, 1942)	1		1			1
			sp.					1		1
		Planiloricaria								
			cryptodon	(Isbrücker, 1971)	1		1			1
		Pseudohemiodon								
			lamina cf.		1					1
			thorectes	Isbrücker, 1975			1			1
		Pterygoplichthys								
			anisitsi	Eigenmann & Kenedy, 1903				1		1
			disjunctivus	Weber, 1991	1	1	1	1	1	1
			gibbiceps	(Kner, 1854)				1		1
			lituratus	(Kner, 1854)	1	1	1	1		1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			punctatus	(Kner, 1854)		1				1
		Pterosturisoma								
			microps	(Eigenmann & Allen 1942)			1			1
		Rineloricaria								
			castroi	Isbrücker & Nijssen, 1984				1		1
			beni	(Pearson, 1924)			1	1		1
			hasemani	Isbrücker & Nijssen, 1979				1		1
			lanceolata	(Günther, 1868)	1	1	1	1		1
			lima	(Kner, 1853)				1		1
			parva	(Boulenger, 1895)				1		1
			sp.		1		1	1		1
		Spatuloricaria								
			evansii cf.			1				1
		Squaliforma								
			emarginata	Valenciennes, 1840	1		1	1		1
		Sturisoma								
			nigrirostrum	Fowler, 1940	1		1	1		1
			robustum	(Regan, 1904)			1			1
			sp.			1				1
	Pseudopimelodidae									
		Pseudopimelodus								
			sp.				1	1		1
		Microglanis								
			iheringi cf.			1				1
			sp.		1		1			1
	Heptapteridae									
		Brachyrhamdia								
			marthae	Sands & Black, 1985	1	1				1
		Cetopsorhamdia								
			phantasia	Stewart, 1985	1					1
			sp.			1				1
		Chasmocranus								
			longior	Eigenmann, 1912	1					1
		Heptapterus								
			sp.		1			1		1
		Imparfinis								
			cochabambae	(Fowler,1940)			1			1
			sp.		1					1
		Maculirhamdia								
			stictonota	(Fowler,1940)	1	1	1	1		1
		Phenacorhamdia								
			boliviana	(Pearson, 1924)		1				1
		Pimelodella								
			boliviana	Eigenmann, 1917	1		1			1
			buckleyi	(Boulenger, 1887)		1				1
			chaparae	Fowler, 1940			1			1
			cristata	(Müller & Troschel, 1849)	1	1	1			1
			gracilis	Valenciennes, 1835	1	1	1	1		1
			griffini	Eigenmann, 1917		1				1
			hasemani	Eigenmann, 1917	1					1
			howesi	Fowler, 1940			1			1
			itapicuruensis cf.		1					1
			mucosa	Eigenmann & Ward, in Eigenmann, McAtte & Ward, 1907			1			1
			serrata	Eigenmann, 1917	1		1	1		1
			taenioptera cf.				1			1
			sp.			1		1		1
		Rhamdia								
			quelen	(Quoy & Gaimard, 1824)		1	1	1	1	1
			sp.		1			1		1
		Phreatobius								
			sanguijuela	Fernández, Saucedo, Carvajal-Vallejos & Schaefer, 2007				1		1
	Pimelodidae									
		Aguarunichthys								
			torosus	Stewart, 1986	1	1				1
			sp.		1					1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Brachyplatystoma								
			filamentosum	(Lichtenstein, 1819)	1	1	1	1	1	1
			platynemum	Boulenger, 1898	1	1	1	1	1	1
			rousseauxii	(Castelnau, 1855)	1	1	1	1	1	1
			tigrinum	(Britski, 1981)	1	1		1	1	1
			vaillantii	(Valenciennes, 1840)	1					1
		Calophysus								
			macropterus	(Lichtenstein, 1819)	1	1	1	1	1	1
		Cheirocerus								
			eques	Eigenmann, 1917	1	1	1	1	1	1
		Hemisorubim								
			platyrhynchos	(Valenciennes, 1840)	1	1	1	1	1	1
		Hypophthalmus								
			edentatus	Spix & Agassiz, 1829	1	1	1	1	1	1
			marginatus	Valenciennes, 1879			1	1		1
		Leiarius								
			longibarbis	(Castelnau, 1855)	1					1
			marmoratus	Gill, 1870	1	1	1	1	1	1
			pictus	(Müller & Troschel, 1849)	1					1
			sp.		1					1
		Megalonema								
			amaxanthum	Lundberg & Dahdul, 2008	1					1
			platanum	(Günther, 1880)			1			1
			platycephalum	Eigenmann, 1912	1					1
			sp.		1					1
		Phractocephalus								
			hemioliopterus	(Bloch & Schneider, 1801)	1	1	1	1	1	1
		Pimelodina								
			flavipinnis	Steindachner, 1876	1		1	1		1
		Pimelodus								
			altipinnis	Steindachner, 1864	1	1		1		1
			altissimus	Eigenmann & Pearson, in Eigenmann & Allen, 1942	1					1
			argenteus	Perugia, 1891			1			1
			blochii	Valenciennes, 1840	1	1	1	1	1	1
			clarias	(Bloch, 1782)				1		1
			ornatus	Kner, 1857		1	1	1		1
			pantherinus cf.		1	1				1
			pictus	Steindachner, 1876		1				1
		Pinirampus								
			pirinampu	(Spix, 1829)	1	1	1	1	1	1
		Platynematichthys								
			notatus	(Jardine, 1841)	1	1		1	1	1
		Platysilurus								
			mucosus	(Vaillant, 1880)	1	1	1		1	1
		Platystomatichthys								
			sturio	(Kner, 1857)		1	1			1
		Pseudoplatystoma								
			fasciatum	(Linnaeus, 1766)	1	1	1	1	1	1
			tigrinum	(Valenciennes, 1840)	1	1	1	1	1	1
		Sorubim								
			elongatus	Littman, Burr, Schimdt & Isern, 2001			1	1		1
			lima	(Schneider, 1801)	1	1	1	1	1	1
			maniradii	Littman, Burr & Buitrago-Suárez, 2001	1		1	1		1
		Sorubimichthys								
			planiceps	(Spix & Agassiz, 1829)	1	1	1	1	1	1
		Zungaro								
			zungaro	(Humboldt, in Humboldt & Valenciennes, 1821)	1	1	1	1	1	1
	Doradidae									
		Acanthodoras								
			cataphractus	(Linnaeus, 1758)	1	1		1		1
			spinosissimus	(Eigenmann & Eigenmann, 1888)				1		1
		Agamyxis								
			pectinifrons	(Cope, 1870)	1	1	1			1
		Amblydoras								
			affinis	(Kner, 1855)	1	1	1	1		1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Anadoras								
			grypus cf.		1	1				1
			weddellii	(Castelnau, 1855)			1	1		1
			sp.					1		1
		Astrodoras								
			asterifrons	(Hekel MS in Kner, 1853)	1	1	1	1		1
		Doras								
			carinatus cf.		1	1				1
			eigenmanni	(Boulenger, 1895)	1	1	1	1		1
			fimbriatus	(Kner, 1855)			1	1		1
			punctatus	(Kner, 1855)			1	1		1
			sp.				1			1
		Hassar								
			affinis	(Steindachner, 1881)				1		1
		Hemidoras								
			stenopeltis	(Kner, 1855)				1		1
		Leptodoras								
			linnelli	Eigenmann, 1912				1		1
			sp.			1				1
		Megalodoras								
			uranoscopus	Eigenmann, 1888		1	1	1	1	1
		Nemadoras								
			humeralis	(Kner, 1855)	1	1	1	1		1
		Opsodoras								
			stuebelii	(Steindachner, 1882)	1	1	1	1		1
			sp.				1	1		1
		Oxydoras								
			niger	(Valenciennes, 1821)	1	1	1	1	1	1
		Platydoras								
			costatus	(Linnaeus, 1758)	1	1	1	1		1
		Pterodoras								
			granulosus	(Valenciennes, 1821)	1	1	1	1	1	1
		Physopyxis								
			lyra	Cope, 1872				1		1
		Rhinodoras								
			dorbignyi	(Kner, 1855)			1			1
		Trachydoras								
			microstomus	(Eigenmann, 1912)	1	1				1
			nattereri	(Steindachner, 1881)				1		1
			paraguayensis	(Eigenmann & Ward, 1907)	1	1	1	1		1
			steindachneri	(Perugia, 1897)	1	1	1	1		1
		Wertheimeria								
			sp.					1		1
	Auchenipteridae									
		Ageneiosus								
			brevifilis	Valenciennes, 1840	1	1	1	1		1
			brevis	Steindachner, 1881			1	1		1
			dentatus	Kner, 1857	1	1	1			1
			inermis	(Linnaeus, 1766)	1		1	1		1
			militaris	Valenciennes, 1835			1			1
			pardalis cf.		1					1
			ucayalensis	Castelnau, 1855			1	1		1
			sp.			1	1	1		1
		Auchenipterichthys								
			thoracatus	(Kner, 1858)	1		1	1		1
		Auchenipterus								
			ambyiacus	Fowler, 1915	1	1	1	1		1
			brachyurus	(Cope, 1878)			1			1
			nigripinnis	(Boulenger, 1895)	1		1	1		1
			nuchalis cf.		1	1	1			1
		Centromochlus								
			heckelii	(Filippi, 1853)	1		1	1		1
			perugiae cf.			1				1
			sp.			1	1			1
		Entomocorus								
			benjamini	Eigenmann, 1917	1	1	1	1		1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Epapterus								
			dispilurus	Cope, 1878			1	1		1
		Tatia								
			altae	Fowler, 1945	1					1
			aulopygia	(Kner, 1858)	1	1	1	1		1
			intermedia	(Steindachner, 1877)				1		1
		Tetranematichthys								
			quadrifilis	(Kner, 1858)			1			1
		Trachelyopterus								
			coriaceus	Valenciennes, 1840			1	1		1
			galeatus	(Linnaeus, 1766)	1	1	1	1		1
			striatulus	(Steindachner, 1877)			1			1
		Trachycorystes								
			porosus	Eigenmann & Eigenmann, 1888				1		1
GYMNOTIFORMES										
	Gymnotidae									
		Electrophorus								
			electricus	(Linnaeus,1766)		1		1		1
		Gymnotus								
			anguillaris cf.	Hoedeman, 1962a	1		1			1
			carapo gr.	Linnaeus,1758	1	1	1	1		1
			coatesi cf.		1					1
			pantanal	Fernandez, Alber, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005			1	1		1
	Sternopygidae									
		Distocyclus								
			conirostris	(Eigenmann & Allen 1942)	1	1	1			1
		Eigenmannia								
			humboldtii	(Steindachner, 1878)	1	1	1			1
			macrops	(Boulenger, 1897)	1					1
			trilineata	López & Castello, 1966	1		1	1		1
			virescens	(Valenciennes In D'Orbigny, 1847)	1	1	1	1	1	1
		Rhabdolichops								
			caviceps	(Fernández-Yépez, 1968)		1				1
			troscheli	(Kaup, 1856)			1	1		1
		Sternopygus								
			macrurus	(Bloch & Schneider, 1801)	1	1	1	1	1	1
	Rhamphichthyidae									
		Gymnorhamphichthys								
			hypostomus	Ellis, 1912			1	1		1
		Rhamphichthys								
			rostratus	(Linnaeus, 1766)	1	1	1	1		1
			sp.				1			1
	Hypopomidae									
		Brachyhypopomus								
			brevirostris	(Steindachner, 1868)	1	1	1	1		1
			pinnicaudatus	(Hopkins, 1991)	1					1
			sp.		1					1
		Hypopomus								
			artedi	(Kaup, 1856)			1	1		1
			sp.			1		1		1
		Hypopygus								
			lepturus	Hoedeman, 1962b	1	1		1		1
		Microsternarchus								
			sp.					1		1
	Apteronotidae									
		Apteronotus								
			albifrons	(Linnaeus, 1766)	1	1	1			1
			bonapartii	(Castelnau, 1855)	1	1	1	1		1
			sp.				1	1		1
		Adontosternarchus								
			clarkae	Mago-Leccia, Lundberg & Baskin, 1985	1	1				1
			sachsi	(Peters, 1877)			1	1		1
		Porotergus								
			gimbeli cf.				1			1
			gymnotus cf.				1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
		Sternarchorhyncus								
			sp.		1	1	1	1		1
CYPRINIFORMES										
	Rivulidae									
		Cynolebias								
			sp.					1		1
		Aphyolebias								
			obliquus	(Costa, Sarmiento & Barrera, 1996)			1			1
		Moema								
			pepotei	Costa, 1992			1	1		1
		Neofundulus								
			guaporensis	Costa, 1988				1		1
		Pterolebias								
			longipinnis	Garman, 1895			1	1		1
			sp.				1			1
		Rivulus								
			beniensis	Myers, 1927		1	1			1
			strigatus	Regan, 1912		1	1			1
			sp.		1	1	1	1		1
		Simpsonichthys								
			filamentosus	Costa, Barrera & Sarmiento, 1997			1			1
		Trigonectes								
			rogoaguae	Pearson & Myers in Pearson, 1924			1			1
BELONIFORMES										
	Belonidae									
		Belonion								
			apodion	Collette, 1966				1		1
		Potamorrhaphis								
			eigenmanni	A. de Miranda Ribeiro, 1915		1	1	1		1
			guianensis	(Jardine, 1843)		1	1	1		1
			sp.		1	1	1	1		1
		Strongylura								
			sp.				1			1
SYNBRANCHIFORMES										
	Synbranchidae									
		Synbranchus								
			madeirae	Rosen & Rumney, 1972		1	1	1		1
			marmoratus	Bloch, 1795	1		1	1		1
PERCIFORMES										
	Scianidae									
		Pachypops								
			trifilis	(Müller & Troschel, 1849)			1			1
			sp.				1			1
		Pachyurus								
			schomburgkii	Günther, 1860	1					1
			sp.		1	1				1
		Plagioscion								
			squamosissimus	(Heckel, 1840)	1	1	1	1	1	1
	Polycentridae									
		Monocirrhus								
			polyacanthus		1		1		1	1
	Cichlidae									
		Acaronia								
			nassa	Heckel, 1840			1	1		1
		Aequidens								
			paraguayensis	Eigenmann & Kennedy, 1903	1			1		1
			tetramerus	(Heckel, 1840)	1		1	1		1
			viridis	(Heckel, 1840)				1		1
			sp.			1				1
		Apistogramma								
			agassizii cf.			1				1
			erythrura	Staeck & Schindler, 2008			1	1		1
			trifasciata	(Eigenmann & kennedy, 1903)				1		1
			inconspicua	Kullander, 1983				1		1
			linkei	Koslowski,1985	1	1	1			1

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			luelingi	Kullander, 1976	1	1	1			1
			rubrolineata	Hein, Zarske & Zapata, 2002	1					1
			staecki	Koslowski,1985			1	1		1
			taeniata	(Günther, 1862)		1	1	1		1
			sp.					1		1
		Astronotus								
			crassipinnis	(Heckel, 1840)	1	1	1	1		1
		Biotodoma								
			cupido	(Heckel, 1840)				1	1	1
		Bujurquina								
			vittata	(Heckel, 1840)			1			1
			sp.			1		1		1
		Chaetobranchopsis								
			orbicularis	(Steindachner, 1875)	1	1	1	1		1
		Chaetobranchus								
			flavescens	Heckel, 1840	1	1	1	1		1
		Cichla								
			pleiozona	Spix in Spix & Agassiz, 1831	1	1	1	1	1	1
		Cichlasoma								
			amazonarum	Kullander, 1983				1		1
			bimaculatum	(Linnaeus, 1758)				1		1
			boliviense	Kullander, 1983		1	1	1		1
			portalegrense	(Hensel, 1870)		1	1	1		1
			sanctifranciscense	Kullander, 1983				1		1
		Crenicara								
			maculatus	Steindachner, 1875				1		1
			punctulatum	(Günther, 1863)	1	1		1		1
			sp.					1		1
		Crenicichla								
			cyanonotus	Cope, 1870				1		1
			heckeli cf.		1					1
			johanna	Heckel, 1840			1	1		1
			jupiaensis cf.					1		1
			lepidota	Heckel, 1840			1	1		1
			macrophthalma	Heckel, 1840					1	1
			regani	Ploeg, 1989				1		1
			reticulata	Heckel, 1840					1	1
			santosi	Ploeg, 1991				1		1
			saxatilis	(Linnaeus, 1758)		1	1	1		1
			semicincta	Steindachner, 1892			1			1
			semifasciata	(Heckel, 1840)				1		1
			simoni	Haseman, 1911		1				1
			vittata	Heckel, 1840				1		1
			sp.		1	1	1	1		1
		Geophagus								
			megasema	Heckel, 1840				1		1
		Heros								
			efasciatus	Heckel, 1840				1		1
			severus	Heckel, 1840	1	1	1	1		1
			spurius	Heckel, 1840				1		1
			sp.		1		1	1		1
		Laetacara								
			dorsigera	(Heckel, 1840)		1	1	1		1
		Mesonauta								
			festivus	(Heckel, 1840)	1	1	1	1		1
			insignis	(Heckel, 1840)	1			1		1
		Mikrogeophagus								
			altispinosus	(Haseman, 1911)	1	1	1	1		1
		Satanoperca								
			acuticeps cf.		1					1
			jurupari	(Heckel, 1840)	1	1	1	1	1	1
			pappaterra	(Heckel, 1840)				1		1
			sp.		1					1
	Gobiidae									
		Gobiidae								

Orden	Familia	Género	Especie	Autor, año	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
			sp.				1			1
		Microphilyphnus								
			sp.					1		1
PLEURONECTIFORMES										
	Achiridae									
		Achiropsis								
			nattereri	Steindachner, 1866		1				1
		Hypoclinemus								
			sp.	(Linnaeus,1758)		1	1	1		1
LEPIDOSIRENIFORMES										
	Lepidosirenidae									
		Lepidosiren								
			paradoxa	Fitzinger,1837		1	1	1		1
11	42	281	714		303	323	394	430	69	714

ANEXO 7.3. Número de especies por género en la Amazonía boliviana y sus sistemas principales (MD: Madre de Dios, BN: Beni, MM: Mamoré, IT: Iténez, MR: Madera, AMZ: Amazonía)

	MD	**BN**	**MM**	**IT**	MR	AMZ
Potamotrygon	3	3	3	3	2	3
Anchoviella	0	1	2	1	0	2
Lycengraulis	0	1	0	0	0	1
Pellona	2	2	2	2	0	2
Parodon	0	1	2	0	0	3
Curimata	0	1	1	2	0	3
Curimatella	4	4	4	4	0	4
Curimatopsis	0	2	1	2	0	3
Cyphocharax	2	2	3	5	0	5
Potamorhina	2	2	2	2	0	2
Psectrogaster	0	2	3	5	1	5
Steindachnerina	4	6	7	0	0	8
Prochilodus	1	1	1	1	1	1
Abramites	1	1	1	1	0	1
Anostomoides	0	0	0	1	0	1
Anostomus	0	0	1	3	0	3
Laemolyta	0	0	1	1	0	2
Leporinus	4	9	4	6	1	11
Pseudanos	0	0	0	1	0	1
Rhytiodus	1	1	3	3	0	4
Schizodon	1	2	1	1	1	2
Caenotropus	0	0	0	1	0	1
Chilodus	0	0	1	1	0	1
Ammocryptocharax	0	0	0	1	0	1
Characidium	0	3	2	4	0	4
Microcharacidium	0	0	0	1	0	1
Anodus	2	1	1	1	0	2
Hemiodopsis	0	0	0	2	0	2
Hemiodus	1	1	0	1	0	2
Carnegiella	2	2	1	2	0	3
Gasteropelecus	1	2	2	2	0	4
Thoracocharax	1	1	2	0	0	2
Acrobrycon	0	1	0	1	0	1
Agoniates	0	1	1	0	1	1
Aphyocharacidium	0	0	1	0	0	1
Aphyocharax	3	4	3	4	0	7
Aphiocheirodon	0	0	0	1	0	1
Aphyodite	1	0	0	0	0	1
Astyanacinus	0	2	2	1	0	3
Astyanax	0	4	8	8	1	13
Bario	0	1	0	0	0	1
Brachychalcinus	1	1	2	1	0	2
Brycon	2	3	2	5	1	7
Bryconamericus	3	1	3	0	0	5
Bryconella	0	1	0	0	0	1
Bryconops	0	1	1	4	0	4
Ceratobranchia	0	0	1	0	0	1

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
Chalceus	1	1	1	2	0	2
Charax	1	2	1	2	0	2
Cheirodon	2	2	1	2	0	4
Clupeacharax	1	1	0	0	0	1
Creagrutus	0	2	2	1	2	3
Ctenobrycon	1	1	1	1	0	1
Cynopotamus	1	3	1	0	0	4
Deuterodon	0	0	0	1	0	1
Engraulisoma	1	1	0	0	0	1
Eucynopotamus	1	0	0	1	0	2
Galeocharax	1	1	2	0	0	2
Gephyrocharax	0	2	1	0	0	2
Gnatocharax	0	1	0	1	0	1
Gymnocorhymbus	0	2	2	2	0	3
Hemibrycon	0	2	1	1	0	3
Hemigrammus	6	3	5	10	0	14
Hyphessobrycon	3	3	4	7	0	11
Iguanodectes	1	1	0	2	0	3
Jupiaba	0	0	0	1	0	1
Knodus	5	2	2	6	0	9
Leptagoniates	0	0	1	0	0	1
Markiana	0	0	1	1	0	1
Megalomphodus	1	0	1	2	0	2
Microschemobryson	3	1	1	2	0	5
Moenkhausia	8	7	7	11	2	14
Monotocheirodon	0	1	0	0	0	1
Odontostilbe	4	1	3	1	0	6
Oligosarcus	0	0	1	0	0	1
Othonocheirodus	0	1	0	0	0	1
Paragoniates	1	1	1	0	0	1
Parecbasis	1	1	1	1	0	1
Phenacogaster	2	3	3	2	1	4
Piabucus	1	1	2	1	0	2
Poptella	1	1	1	1	0	1
Prionobrama	1	1	1	0	0	1
Prodontocharax	0	1	1	0	0	2
Pseudocheirodon	0	0	0	1	0	1
Roeboides	2	3	4	2	1	5
Roestes	0	1	1	1	0	1
Salminus	0	2	2	0	0	3
Serrapinus	0	0	1	1	0	2
Stethaprion	1	1	1	1	0	1
Tetragonopterus	1	1	1	2	0	2
Thayeria	0	0	0	2	0	2
Triportheus	3	3	4	3	1	5
Tyttobrycon	0	0	2	0	0	2
Tyttocharax	3	1	0	1	0	3
Xenurobrycon	0	0	1	0	0	1
Catoprion	0	0	1	1	0	1

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
Colossoma	1	1	1	1	1	1
Metynnis	1	3	4	5	1	6
Myleus	1	0	1	1	2	4
Myloplus	0	0	1	1	0	1
Mylossoma	1	3	2	2	2	3
Piaractus	1	1	1	1	1	1
Pristobrycon	1	0	0	0	0	1
Pygocentrus	1	1	1	1	1	1
Serrasalmus	8	5	10	10	1	10
Acestrorhynchus	2	5	5	7	0	10
Cynodon	1	1	1	1	1	1
Hydrolycus	2	2	1	2	2	2
Raphiodon	1	1	1	1	0	1
Erythrinus	0	1	1	0	0	1
Hoplerythrinus	0	1	1	1	1	1
Hoplias	1	1	1	2	1	2
Nannostomus	1	1	0	4	0	4
Pyrrulina	2	4	2	4		5
Cetopsis	5	5	3	0	2	6
Helogenes	0	1	0	1	0	1
Amaralia	0	0	1	0	0	1
Bunocephalus	2	1	3	2	0	4
Pseudobunocephalus	2	0	2	2	0	3
Pterobunocephalus	1	1	1	1	0	1
Hoplomyzon	0	0	1	0	0	1
Xiliphius	1	0	0	0	0	1
Apomatoceros	0	0	1	0	0	1
Brachioca	0	1	0	0	0	1
Henonemus	0	1	0	1	0	1
Homodiaetus	1	1	2	0	0	2
Megalocentor	0	0	0	1	0	1
Ochmacanthus	1	1	2	2	0	4
Paracanthopoma	1	0	0	0	0	1
Plectrochilus	1	0	1	1	0	2
Pseudostegophilus	1	1	1	0	1	1
Schultzichtys	1	0	0	0	0	1
Stegophilus	0	1	0	0	0	1
Stenolicmus	0	0	1	0	0	1
Trichomycterus	0	1	0	2	0	2
Tridentopsis	1	1	1	0	0	1
Vandellia	1	1	1	0	0	1
Brochis	1	1	3	0	0	3
Callichthys	1	1	1	1	1	1
Corydoras	7	5	9	18	0	27
Dianema	1	1	1	1	0	1
Hoplosternum	1	1	1	1	0	1
Lepthoplosternum	0	0	1	0	1	1
Megalechis	1	1	1	1	0	1
Scoloplax	1	1	1	2	0	2

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
Ancistrus	1	1	4	2	0	4
Aphanatorulus	1	1	1	1	0	1
Crossoloricaria	1	1	1	0	0	2
Farlowella	1	2	2	3	1	4
Hemiodontichthys	1	1	1	1	0	1
Hypoptopoma	2	1	2	4	0	4
Hypostomus	3	1	3	2	0	5
Lamontichthys	1	1	0	0	0	1
Loricaria	1	1	2	2	0	3
Loricariichthys	2	1	2	3	0	3
Otocinclus	1	2	3	3	0	4
Panaque	1	0	1	0	0	1
Paratocinclus	1	1	0	0	0	1
Peckoltia	1	0	1	1	0	2
Planiloricaria	1	0	1	0	0	1
Pseudohemiodon	1	0	1	0	0	2
Pterigoplichthys	2	3	2	4	1	5
Pterosturisoma	0	0	1	0	0	1
Rineloricaria	2	1	3	7	0	7
Spatuloricaria	0	1	0	0	0	1
Squaliforma	1	0	1	1	0	1
Sturisoma	1	1	2	1	0	3
Pseudopimelodus	0	0	1	1	0	1
Microglanis	1	1	1	0	0	2
Brachyrhamdia	1	1	0	0	0	1
Cetopsorhamdia	1	1	0	0	0	2
Chasmocranus	1	0	0	0	0	1
Heptapterus	1	0	0	1	0	1
Imparfinis	1	0	1	0	0	2
Maculirhamdia	1	1	1	1	0	1
Phenacorhamdia	0	1	0	0	0	1
Pimelodella	6	5	8	3	0	13
Rhamdia	1	1	1	2	1	2
Phreatobius	0	0	0	1	0	1
Aguarunichthys	2	1	0	0	0	2
Brachyplatystoma	5	4	3	4	4	5
Calophysus	1	1	1	1	1	1
Cheirocerus	1	1	1	1	1	1
Hemisorubim	1	1	1	1	1	1
Hypophtalmus	1	1	2	2	1	2
Leiarius	4	1	1	1	1	4
Megalonema	3	0	1	0	0	4
Phractocephalus	1	1	1	1	1	1
Pimelodina	1	0	1	1	0	1
Pimelodus	4	5	3	4	1	8
Pinirampus	1	1	1	1	1	1
Platynematichthys	1	1	0	1	1	1
Platysilurus	1	1	1	0	1	1
Platystomatichthys	0	1	1	0	0	1

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
Pseudoplatystoma	2	2	2	2	2	2
Sorubim	2	1	3	3	1	3
Sorubimichthys	1	1	1	1	1	1
Zungaro	1	1	1	1	1	1
Acanthodoras	1	1	0	2	0	2
Agamyxis	1	1	1	0	0	1
Amblydoras	1	1	1	1	0	1
Anadoras	1	1	1	2	0	3
Astrodoras	1	1	1	1	0	1
Doras	2	2	4	3	0	5
Hassar	0	0	0	1	0	1
Hemidoras	0	0	0	1	0	1
Leptodoras	0	1	0	1	0	2
Megalodoras	0	1	1	1	1	1
Nemadoras	1	1	1	1	0	1
Opsodoras	1	1	2	2	0	2
Oxydoras	1	1	1	1	1	1
Platydoras	1	1	1	1	0	1
Pterodoras	1	1	1	1	1	1
Physopysis	0	0	0	1	0	1
Rhinodoras	0	0	1	0	0	1
Trachydoras	3	3	2	3	0	4
Wertheimeria	0	0	0	1	0	1
Ageneiosus	4	3	7	5	0	8
Auchenipterichthys	1	0	1	1	0	1
Auchenipterus	3	2	4	2	0	4
Centromochlus	1	2	2	1	0	3
Entomocorus	1	1	1	1	0	1
Epapterus	0	0	1	1	0	1
Tatia	2	1	1	2	0	3
Tetranematichthys	0	0	1	0	0	1
Trachelyopterus	1	1	3	2	0	3
Trachycorystes	0	0	0	1	0	1
Electrophorus	0	1	0	1	0	1
Gymnotus	3	1	3	2	0	4
Distocyclus	1	1	1	0	0	1
Eigenmannia	4	2	3	2	1	4
Rhabdolichops	0	1	1	1	0	2
Sternopygus	1	1	1	1	1	1
Gymnorhamphichthys	0	0	1	1	0	1
Rhamphichthys	1	1	2	1	0	2
Brachyhypopomus	3	1	1	1	0	3
Hypopomus	0	1	1	2	0	2
Hypopygus	1	1	0	1	0	1
Microsternarchus	0	0	0	1	0	1
Apteronotus	2	2	3	2	0	3
Adontosternarchus	1	1	1	1	0	2
Porotergus	0	0	2	0	0	2
Sternarchorhyncus	1	1	1	1	0	1

	MD	BN	MM	IT	MR	AMZ
Cynolebias	0	0	0	1	0	1
Aphyolebias	0	0	1	0	0	1
Moema	0	0	1	1	0	1
Neofundulus	0	0	0	1	0	1
Pterolebias	0	0	2	1	0	2
Rivulus	1	3	3	1	0	3
Simpsonichthys	0	0	1	0	0	1
Trigonectes	0	0	1	0	0	1
Belonion	0	0	0	1	0	1
Potamorraphis	1	3	3	3	0	3
Strongylura	0	0	1	0	0	1
Synbranchus	1	1	2	2	0	2
Pachypops	0	0	2	0	0	2
Pachyurus	2	1	0	0	0	2
Plagioscion	1	1	1	1	1	1
Monocirrhus	1	0	1	0	1	1
Acaronia	0	0	1	1	0	1
Aequidens	2	1	1	3	0	4
Apistogramma	3	4	5	6	0	10
Astronotus	1	1	1	1	0	1
Biotodoma	0	0	0	1	1	1
Bujurquina	0	1	1	1	0	2
Chaetobranchopsis	1	1	1	1	0	1
Chaetobranchus	1	1	1	1	0	1
Cichla	1	1	1	1	1	1
Cichlasoma	0	2	2	5	0	5
Crenicara	1	1	0	3	0	3
Crenicichla	2	3	5	10	2	15
Geophagus	0	0	0	1	0	1
Heros	2	1	2	4	0	4
Laetacara	0	1	1	1	0	1
Mesonauta	2	1	1	2	0	2
Mikrogeophagus	1	1	1	1	0	1
Satanoperca	3	1	1	2	1	4
Gobidae sp.	0	0	1	0	0	1
Microhilyphnus	0	0	0	1	0	1
Achiropsis	0	1	0	0	0	1
Hypoclinemus	0	1	1	1	0	1
Lepidosiren	0	1	1	1	0	1
Nº géneros	**178**	**201**	**216**	**206**	**57**	**281**
Nº especies	**303**	**323**	**394**	**430**	**69**	**714**

8

PECES MIGRATORIOS DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

MIGRATORY FISH SPECIES OF THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Jimena CAMACHO, Huascar MUÑOZ y Jorge CORONEL

RESUMEN

El presente capítulo describe de forma resumida las características de las especies migratorias de la Amazonía boliviana. Se estima que un 9.4% de las 714 especies amazónicas de las tierras bajas de Bolivia son migratorias. De este porcentaje, el 6.2% son migradores de mediano porte (adultos < 2 kg) y el 3.2% son migradores de porte grande (adultos > 2 kg). El 87% de todas las especies migratorias de porte grande pertenecen a la familia Pimelodidae (Orden Siluriformes), mientras que el 85% de todas las especies migratorias de pequeño porte pertenecen al Orden Characiformes (familias Curimatidae, Characidae, Serrasalmidae, Prochilodontidae, Anostomidae y Cynodontidae). Se presenta un resumen de la información disponible sobre dos especies relativamente bien estudiadas en Bolivia, el pacú (*Colossoma macropomum*) y el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*). Estas mismas están amenazadas por la sobrepesca en los países vecinos y, en menor grado, en Bolivia. La última especie también está amenazada por la construcción de represas hidroeléctricas en el río Madera.

SUMMARY

This chapter summarizes the characteristics of migratory fish from the Bolivian Amazon. An estimated 9.4% out of 714 species from the Bolivian Amazon lowlands are migratory. Of this percentage, 6.2% and 3.2% are small (adults < 2kg) and large-bodied (adults > 2 kg) species respectively. About 87% of all the larger migrants belong to the family Pimelodidae (Order Siluriformes), whereas 85% of the smaller migrants belong to the Order Characiformes (Families Curimatidae, Characidae, Serrasalmidae, Prochilodontidae, Anostomidae and Cynodontidae). A summary of information is presented of two relatively well studied species in Bolivia: pacú (*Colossoma macropomum*) and dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*). The two species are threatened by overfishing in neighboring countries and, to a lesser extent, in Bolivia. The latter species is also threatened by dam construction in the Madera watershed.

INTRODUCCIÓN: LA AMAZONÍA BOLIVIANA

Las características generales de la Amazonía boliviana y de sus subcuencas no sólo definen y condicionan la estructura de las comunidades de peces presentes (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011), sino también los patrones de movimiento de las especies migratorias. En los siguientes párrafos se presenta un resumen breve de la hidrografía, geología, hidrología y limnología de la cuenca amazónica boliviana, dando énfasis a aquellas características físicas que influyen en la dinámica de las poblaciones de peces migratorios.

La cuenca amazónica en Bolivia abarca una superficie de 718 137 km^2, representando el 65.4% del territorio nacional (SNHN, 2007; Crespo & Van Damme, 2011) entre las latitudes 69°30 W y 60°00 W y entre las longitudes 09°45 S y 20°20 S. Con excepción del río Acre, que forma parte de la cuenca del río Purús, todos los ríos amazónicos bolivianos confluyen al río Madera cuya parte alta de 98 km de longitud representa el límite internacional con la República de Brasil. En términos de caudal, los ríos principales de la cuenca amazónica son los ríos Mamoré, Beni e Iténez. El río Iténez confluye con el río Mamoré aproximadamente 80 km río arriba de Guayaramerín, y este último río confluye con el río Beni en la localidad de Villa Bella para formar el río Madera. Los ríos Beni, Madre de Dios y Mamoré nacen en la cordillera de los Andes a más de 4 500 msnm, mientras el río Iténez nace en el Escudo Precámbrico.

La distancia entre Puerto Manoa (límite internacional con el Brasil, donde el río Madera cambia de nombre a río Madeira) y Puerto Villarroel (a una altura de 258 msnm a orillas del río Ichilo, cabecera del río Mamoré) es de 1 443 km. La distancia entre Puerto Manoa y Rurrenabaque (a una altura de 274 msnm, a orillas del río Beni) es de 1 054 km (SNHN, 2007). Por otro lado, la distancia entre Puerto Manoa y el estuario del río Amazonas (Belém) es de aproximadamente 2 500 km.

Los tramos de los ríos de mayor importancia para los peces migratorios se encuentran abajo de los 500 msnm, aunque en algunos ríos que no tienen barreras geográficas como cachuelas o cascadas (por ejemplo el río Grande) algunas especies migratorias (por ejemplo, *Prochilodus nigricans*) pueden subir hasta los 1 700 msnm.

El régimen hidrológico de los ríos de la cuenca amazónica en Bolivia es monomodal, con una estación húmeda y una estación seca bien marcadas, siguiendo el régimen de las precipitaciones. Sin embargo, los regímenes de los distintos ríos muestran diferencias importantes. El río Beni tiene un hidrograma con varios picos (crecidas) anuales, mientras los ríos Iténez y Mamoré presentan un hidrograma más suavizado (Molina Carpio & Vauchel, 2011), con un solo máximo anual, lo que en el caso del último río se debe ante todo a la presencia de una gran llanura de inundación en su cuenca (ver Crespo & Van Damme, 2011). Según Molina Carpio & Vauchel (2011), los ríos Beni y Madre de Dios aportan 50% del caudal al alto Madera, y los ríos Mamoré e Iténez en conjunto el 44%. El restante (6%) es aportado por el río Abuná, que representa la frontera entre Bolivia y Brasil. Cabe destacar que el río Beni

transporta una carga de sedimentos mucho mayor que los otros ríos mencionados, cerca del 80% de todo el sedimento que llega al río Madera (Molina Carpio & Vauchel, 2011).

En Bolivia, la cuenca baja amazónica se compone principalmente de dos formaciones geológicas importantes. En el noreste de la cuenca domina el Escudo Precámbrico, con afloramientos rocosos que dan origen a la formación de cachuelas en los ríos Madera, Mamoré y Beni al borde de su extensión. El resto de la Amazonía consiste de llanuras aluviales que consisten de sedimentos del Terciario y del Pleistoceno de origen fluvial o lacustre. Esta distinción entre dos zonas es importante pues las características geológicas condicionan los rasgos limnológicos y la productividad primaria de los ríos. Siendo éstos, entre varios otros, los principales factores que influyen sobre la diversidad íctica, la producción pesquera y el funcionamiento ecológico de los ecosistemas acuáticos.

La distinción tradicional entre aguas claras, negras y blancas (Sioli, 1994) se aplica sólo parcialmente a la Amazonía boliviana (Navarro & Maldonado, 2002). La tasa de transporte de sedimentos varía enormemente de un río a otro, además en cada cuerpo de agua se presentan cambios estacionales. Por esta última razón, Navarro & Ferreira (2007) introdujeron el término "aguas mixtas" que caracteriza algunos ríos con variaciones estacionales bien marcadas: durante la época de aguas altas estos ríos se tornan turbios (aguas blancas) por la cantidad de sedimentos que transportan y durante la época seca se tornan más transparentes por la disminución del caudal y de la erosión del lecho. Navarro & Maldonado (2002) argumentaron que en la Amazonía boliviana no existen pruebas químicas contundentes para considerar la existencia de "aguas negras" en el sentido estricto de la definición, y prefieren categorizar los ríos en "blancos" (es decir los que transportan sedimentos provenientes de los Andes) y los "no blancos" (que generalmente nacen en la misma llanura). Dentro este último grupo se distingue los ríos que drenan la llanura aluvial (formando parte de la cuenca de los ríos Beni y Mamoré) y los que drenan el Escudo Precámbrico (cuenca media y alta del río Iténez).

LAS ESPECIES MIGRATORIAS

Las migraciones son movimientos sincronizados que exceden los límites de distribución normal y que ocurren en momentos específicos a lo largo del ciclo de vida (Lucas & Barras, 2001). Estos mismos autores definen la migración como una estrategia con valor adaptivo que involucra movimientos de parte o de toda la población de una especie entre sitios bien separados dentro el hipervolúmen de factores bióticos y abióticos, usualmente, pero no necesariamente, involucrando predictibilidad y sincronicidad en el tiempo. Northcote (1984) distinguió tres tipos de migración: migración reproductiva (de desove), migración con fines alimenticios y migración hacia refugios. En los sistemas río-planicie de inundación se reconocen generalmente dos patrones de migración: migraciones longitudinales a lo largo del río, y migraciones laterales entre el río principal y la planicie (Welcomme, 1985; Lowe-McConnell, 1987).

Las especies de peces amazónicos de Bolivia tienen ciclos de vida complejos que casi siempre involucran patrones de movimiento en espacio y en tiempo. Evidentemente, si se toma en cuenta la definición de Lucas & Barras (2001), muchas de las especies amazónicas deberían ser catalogadas como migratorias. Por ejemplo, varias especies de piraña (*Serrasalmus, Pygocentrus*) realizan migraciones laterales entre el río y las lagunas y planicies de inundación (Henderson & Hamilton, 1995), a pesar de ser generalmente consideradas como no-migratorias. Otras especies, como por ejemplo *Moenkhausia dichroura,* realizan movimientos más restringidos dentro las lagunas de várzea entre zonas pelágicas y litorales (Rejas, 2004). Incluso, especies amazónicas tradicionalmente consideradas como sedentarias, por ejemplo el pirarucu o paiche (*Arapaima gigas*) (Isaac *et al.,* 1993), realizan migraciones laterales entre el canal principal del río, planicies inundadas y lagunas, sincronizadas con el pulso de inundación (Castello, 2008). Estos movimientos representan una estrategia eficiente para optimizar la heterogeneidad espacial y temporal de los recursos en la várzea. Carvajal-Vallejos *et al*. (2011) demostraron que esta especie, gracias a sus hábitos migratorios, tiene una capacidad enorme de invadir y colonizar ríos donde fue introducida.

En la Amazonía boliviana, están presentes varias otras especies de peces que realizan desplazamientos laterales y longitudinales en ríos o lagunas o entre ambos. Sin embargo, no existe la información mínima necesaria que nos permita clasificarlas como migratorias o no migratorias. Para el presente capítulo, se consideró sólo a las especies de pequeño (adultos < 2 kg) y gran porte (adultos > 2 kg) para las cuales se cuenta con suficiente evidencia de que realizan desplazamientos de por lo menos 100 km entre lagunas, planicies de inundación y/o ríos o entre tramos de ríos geográficamente separados. Por otro lado, se consideró peces sedentarios a aquellas especies que no realizan desplazamientos mayores a 100 km durante su ciclo de vida.

Tomando este enfoque pragmático y conservador, aproximadamente 9.4% de las 714 especies mencionadas por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) para las tierras bajas de la Amazonía boliviana tienen hábitos migratorios. De este 9.4%, el 6.2% son migradores de porte pequeño y 3.2% son migradores de porte grande. Además, el 87% de todas las especies migratorias de porte grande pertenecen a la familia Pimelodidae (Orden Siluriformes), mientras que el 85% de todas las especies migratorias de porte pequeño pertenecen al Orden Characiformes (familias Curimatidae, Characidae, Serrasalmidae, Prochilodontidae, Anostomidae y Cynodontidae) (Cuadro 8.1). La familia con el mayor número de especies migratorias (26) es Pimelodidae, seguida por la familia Curimatidae (17).

HABITATS ACUÁTICOS UTILIZADOS POR ESPECIES MIGRATORIAS

Navarro & Maldonado (2002) describieron en detalle los macrohábitats acuáticos de la Amazonía boliviana (Cuadro 8.2). En total, 16 macrohábitats están siendo utilizados con diferente intensidad y frecuencia por peces migratorios. Cada macrohábitat se divide en

Cuadro 8.1. Lista de especies de peces migratorios en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (en base a Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011). G: porte grande (adultos > 2 kg); M: porte pequeño (adultos < 2 kg). * Especies introducidas; ** Especies que pueden pasar los rápidos del Alto Madera, Bajo Beni y Bajo Mamoré. MLO = Migración longitudinal; MLA = Migración lateral. +++ Importancia comercial muy alta; ++ Importancia comercial alta; + Importancia comercial baja; - Sin importancia comercial actual

Orden/Familia	Género	Especie	Tamaño	Distancia de migración (km)	Tipo de migración	Importancia comercial actual
CLUPEIFORMES						
Pristigasteridae	*Pellona*	*castelnaeana*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		flavipinnis	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
CHARACIFORMES						
Curimatidae	*Curimata*	sp.	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Curimatella	*alburna*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		dorsalis	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		inmaculata	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		meyeri	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Curimatopsis	*macrolepis*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		microlepis	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Cyphocharax	*plumbeus*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		spiluropsis	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Potamorhina	*altamazonica*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		latior	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Psectrogaster	*curviventris*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		rutiloides	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Steindachnerina	*argéntea*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		bimaculata	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		binotata	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		leucisca	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
Prochilodontidae	*Prochilodus*	*nigricans*	M	100 - 1 500**	MLO+MLA	++
	Semaprochilodus	*insignis**	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
Anostomidae	*Leporinus*	*fasciatus*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		friderici	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		trifasciatus	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
Characidae	*Astyanax*	*bimaculatus*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
	Brycon	*amazonicus* cf.	M	100 - 1 500**	MLO+MLA	+
		cephalus	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		erythropterus	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		melanopterus	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
		pesu	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-
Serrasalmidae	*Colossoma*	*macropomum*	G	100 - 1 500**	MLO+MLA	+++
	Metynnis	*argenteus*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
	Mylossoma	*aureum*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		duriventre	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		sp.	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
	Piaractus	*brachypomus*	G	100 - 1 500**	MLO+MLA	+++
	Pygocentrus	*nattereri*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	++
Cynodontidae	*Hydrolycus*	*armatus*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		scomberoides	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
SILURIFORMES						
Pimelodidae	*Brachyplatystoma*	*filamentosum*	G	100 - 1 500	MLO	+++
		platynemum	G	> 1 500**	MLO	+
		rousseauxii	G	> 1 500**	MLO	+++
		tigrinum	G	100 - 1 500	MLO	-
		vaillantii	G	> 1 500**	MLO	-
	Calophysus	*macropterus*	G	100 - 1 500	MLO	+
	Hemisorubim	*platyrhynchos*	G	100 - 1 500	MLO	+
	Hypophtalmus	*edentatus*	G	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		marginatus	G	100 - 1 500	MLO+MLA	+
	Leiarius	*longibarbis*	G	100 - 1 500	MLO	-
		marmoratus	G	100 - 1 500	MLO	+
		pictus	G	100 - 1 500	MLO	-
	Practocephalus	*hemioliopterus*	G	100 - 1 500	MLO+MLA	++
	Pimelodina	*flavipinnis*	M	100 - 1 500	MLO	-
	Pimelodus	*blochii*	M	100 - 1 500	MLO	-
	Pinirampus	*pirinampu*	G	100 - 1 500	MLO	+
	Platynematichthys	*notatus*	G	100 - 1 500	MLO	-
	Platysilurus	*mucosus*	M	100 - 1 500	MO	-
	Platystomatichthys	*sturio*	G	100 - 1 500	MLO	-
	Pseudoplatystoma	*fasciatum*	G	100 - 1 500**	MLO+MLA	+++
		tigrinum	G	100 - 1 500**	MLO+MLA	+++
	Sorubim	*elongatus*	M	100 - 1 500	MLO	-
		lima	M	100 - 1 500	MLO+MLA	+
		maniradii	M	100 - 1 500	MLO	-
	Sorubimichthys	*planiceps*	G	100 - 1 500	MLO	++
	Zungaro	*zungaro*	G	100 - 1 500	MLO	++
Doradidae	*Oxydoras*	*niger*	G	100 - 1 500	MLO	+
Auchenipteridae	*Ageneiosus*	*inermis*	M	100 - 1 500	MLO+MLA	-

un gran número de hábitats. En el cuadro, no se incluyeron los macrohábitats en los sistemas río-planicie de inundación de aguas negras y mixtas, puesto que existe confusión sobre la presencia de este tipo de sistemas en la Amazonía boliviana. Incluso al no incluir estos sistemas de aguas negras y mixtas, se puede apreciar la enorme diversidad y heterogeneidad de hábitats acuáticos dentro la Amazonía boliviana.

Cuadro 8.2: Macrohábitats y hábitats en la cuenca amazónica boliviana utilizados por peces migratorios (en base a Navarro & Maldonado, 2002). No se incluye en la lista macrohabitats de aguas negras y mixtas.

Sistemas ecológicos	Macrohabitat	Habitats
Sistema río-planicie de inundación de aguas blancas	Río de aguas blancas	Canal principal / Cachuelas o rápidos / Remansos
	Río de aguas claras	Canal principal / Cachuelas o rápidos / Remansos
	Lagunas fluviales	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Lagunas meandros viejos aislados	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Planicie inundada por aguas blancas (várzea)	Bosque inundado / Sabana inundada / Zonas ribereñas (complejos sucesionales)
	Planicie inundada por aguas claras	Bosque inundado / Sabana inundada / Zonas ribereñas (complejos sucesionales)
	Lagunas tectónicas	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Arroyos de aguas blancas	Rápidos / Planos / Remansos o pozas
	Pantanos de aguas blancas	Curiches (con vegetación acuática enraizada emergente) / Yomomos (con vegetación acuática flotante)
Sistemas río-planicie de inundación de aguas no blancas	Río de aguas claras	Canal principal / Cachuelas o rápidos / Remansos
	Lagunas meándricos viejos conectados al río	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Arroyos de aguas claras (no blancas)	Rabiones / Planos / Remansos o pozas
	Planicie inundada por aguas claras (no blancas)	Bosque inundado / Sabana inundada / Zonas ribereñas (complejos sucesionales)
	Lagunas tectónicas	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Lagunas fluviales	Zona litoral / Zona pelágica / Zona profunda
	Pantanos de aguas claras (no blancas)	Curiches (con vegetación acuática enraizada emergente) / Yomomos (con vegetación acuática flotante)

Peces migratorios de gran porte utilizan principalmente los canales principales de los ríos para su migración y alimentación. Sin embargo, existen diferencias importantes entre las distintas especies migratorias. Algunas especies utilizan durante su ciclo de vida también a las planicies inundadas y las lagunas de várzea. Van Damme *et al.* (2005), por ejemplo, presentaron la distribución de especies migratorias en el río Ichilo y su planicie de inundación, que es intersectada con lagunas meándricas, en base a datos de capturas comerciales (Cuadro 8.3). Los bagres de los géneros *Brachyplatystoma* y *Zungaro* fueron

capturados exclusivamente en los canales de los ríos principales, mientras los bagres pertenecientes al género *Pseudoplatystoma* y los serrasálmidos grandes (pacú, tambaquí) aparentemente entran a la planicie de inundación para alimentarse durante una parte de su ciclo de vida y pueden quedarse durante varios meses o años atrapados en las lagunas de várzea más aisladas, donde son capturadas con relativa facilidad por los pescadores comerciales.

Dentro cada macrohábitat, las distintas especies migratorias pueden ocupar hábitats o microhábitats muy distintos. Por ejemplo, en el canal principal de los ríos los adultos de pacú (*Colossoma macropomum*) se refugian en los remansos más profundos durante la época de aguas bajas. Especies como el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii)* ocasionalmente migran muy cerca de la superficie. Otras como el general (*Phractocephalus hemioliopterus)* generalmente migran por las zonas más profundas y laterales de los ríos. Las preferencias por algún hábitat en particular pueden variar a lo largo del ciclo de vida de las distintas especies.

Cuadro 8.3. Especies migratorias capturadas por pescadores comerciales de Puerto Villarroel (1999-2003) en el río Ichilo y las lagunas de su planicie de inundación (sobre un total de 83 toneladas y un esfuerzo de captura de aproximadamente 50% en el río y 50% en lagunas) (Van Damme *et al.,* 2005)

	% captura en lagunas	% captura en ríos
Especies migratorias predominantemente o exclusivamente de río (> 90%)		
Brachyplatystoma rousseauxii (dorado)	0.0	100.0
Brachyplatystoma filamentosum (bacalao)	0.0	100.0
Phractocephalus hemioliopterus (general)	2.3	97.7
Zungaro zungaro (muturo)	0.0	100.0
Sorubimichthys planiceps (paleta)	1.5	98.5
Prochilodus nigricans (sábalo)	6.9	93.1
Especies migratorias capturadas en laguna y río		
Pseudoplatystoma fasciatum (surubí)	49.7	50.3
Pseudoplatystoma tigrinum (chuncuina)	63.3	36.7
Piaractus brachypomus (tambaquí)	31.5	68.5
Colossoma macropomum (pacú)	17.0	83.0
Pellona sp. (sardinón)	65.5	34.5

Al igual que algunas especies de porte grande, los migradores de porte mediano, como los curimátidos y algunos carácidos, utilizan casi todos los hábitats acuáticos disponibles en el sistema río-planicie (Carvajal & Maldonado, 2005) y realizan migraciones laterales y longitudinales a lo largo de su ciclo de vida, similar a lo encontrado en la Amazonía central por Fernandes (1997). Cerca del 38% de las 56 especies encontradas por Carvajal & Maldonado (2005) en tres lagunas de várzea son consideradas como migratorias, además estas especies representaron el mayor volumen de las capturas experimentales.

Similares resultados fueron encontradas por Pouilly *et al.* (2004a,b) en lagunas de várzea del río Mamoré. El 30% de las 140 especies encontradas por estos últimos autores tienen hábitos migratorios, además estas especies migratorias representaron 22.8% de la abundancia total en las lagunas estudiadas. Ambos estudios demuestran que las especies migratorias representan una porción significativa de la comunidad de peces en lagunas y que utilizan estos ambientes durante una parte de su ciclo de vida, principalmente para alimentarse y refugiarse.

Un hábitat muy importante en el ciclo de vida de las especies migratorias son las zonas de desove. Generalmente son microhabitats con características muy específicas que coinciden con zonas de alta turbulencia como las cachuelas o la confluencia de ríos. Sin embargo, hasta la fecha no existen estudios que nos permitan establecer la localización precisa de estas zonas.

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS

Hábitos migratorios y ciclos de vida

Las especies migratorias de la Amazonía boliviana realizan migraciones de media a larga distancia. Sus patrones de migración son complejos y aún no muy bien entendidos. La mayoría de estas especies migran con fines reproductivos río arriba y desovan en agua corriente; generalmente en zonas de alta turbulencia y alta turbidez. La mayoría de las especies migratorias amazónicas no colocan sus huevos sobre sustratos como arena o piedras, situación que es muy diferente a los salmónidos en zonas templadas. Existen unas pocas excepciones; por ejemplo, el general (*Phractocephalus hemioliopterus*) deja sus huevos dentro de cavidades en las orillas de los ríos.

Por lo general, las especies migratorias en la Amazonía son iteróparas, es decir, tienen la capacidad de reproducirse más de una vez en el transcurso de su vida, de esta manera incrementando la probabilidad de aportar con sus genes a la población. Eso implica también que la migración de reproducción de los adultos hacia sus zonas de desove es seguida por un desplazamiento post-desove río abajo. Estas especies se liberan del cuidado parental, ya que los huevos fertilizados son arrastrados por la corriente río abajo. Después de la eclosión, las larvas siguen a la deriva entre cientos y miles de kilómetros, hasta zonas que ofrecen alimento en abundancia, como lagunas (por ejemplo en el caso de los serrasálmidos grandes), el estuario del mismo Amazonas (en el caso de varias especies de *Brachyplatystoma*), o ciertos tramos de los canales de los ríos. El zooplancton se constituye en el alimento principal para las primeras fases larvales de estos peces.

Aunque los adultos de las especies migratorias están especializados para nadar en corriente, varias de ellas también realizan migraciones laterales hacia la planicie

inundada para allí poder alimentarse de frutas, detritus o peces pequeños. En el caso de algunos serrasálmidos como el pacú (*C. macropomum*), el tambaquí (*P. brachypomus*) y la pacupeba (*Mylossoma* spp.), y en el caso de la yatorana (*Brycon* sp.), existe una dependencia excesiva de las frutas que son abundantes en los bosques inundados durante la época de aguas altas (Castellón, 2001).

Estrategias de reproducción

Winemiller (2005) distinguió tres estrategias de reproducción en los peces. La estrategia oportunista corresponde a una adaptación a los ambientes imprevisibles y variables. Los peces que pertenecen a esta categoría son generalmente pequeños, no tienen cuidado parental, presentan una madurez sexual precoz, ovocitos pequeños, alta fecundidad y alta tasa de mortandad en las primeras etapas de vida. Estas especies poseen una alta capacidad de colonización. Por otra parte, la estrategia equilibrada corresponde a una adaptación a medios previsibles y relativamente estables. Las especies equilibradas presentan cuidado parental, época de reproducción larga, baja fecundidad, ovocitos grandes, alta tasa de sobrevivencia de juveniles y madurez sexual tardía. Finalmente, la estrategia periódica corresponde a una adaptación a los medios cíclicos con alternancia de épocas variables y críticas. Las especies periódicas, que generalmente son de gran porte, no tienen protección parental de la cría, tienen alta fecundidad para compensar la alta mortalidad de los juveniles en la época crítica y ovocitos pequeños. La reproducción se realiza durante la época más favorable para asegurar la sobrevivencia de las crías.

Utilizando la terminología de Winemiller (2005), las especies migratorias de gran porte son “periódicas”, es decir, posponen su primera reproducción varios años. Además, el número de huevos que son liberados en las aguas turbulentas de los ríos amazónicos es elevado: en el caso del pacú (*C. macropomum*), por ejemplo, Duponchelle *et al*. (2005) mencionaron que una hembra de 14 kg tiene una fecundidad de hasta 1 700 000 ovocitos. Las otras especies de porte grande de la Amazonía boliviana, principalmente los bagres grandes, también son periódicas. La fecundidad máxima registrada por García Vásquez *et al.* (2009) para una hembra de *B. rousseauxii* en la Amazonía peruana fue de 1 045 284 ovocitos.

Leciak (1999) estudió las estrategias de reproducción de 15 especies de las lagunas del río Mamoré en base a seis parámetros: época de reproducción, fecundidad absoluta, fecundidad relativa, tamaño de los ovocitos, tamaño de los individuos en la primera reproducción y tamaño máximo de las especies. Entre las especies estudiadas se encuentran cuatro especies migratorias de mediano porte: *Pimelodus* gr. *maculatus-blochi, Psectrogaster rutiloides, Curimatella alburna* y P*otamorhina latior*. Pouilly *et al*. (2004a) realizaron una clasificación jerárquica de las especies estudiadas y mencionaron que las tres primeras tienden a la estrategia oportunista, mientras que la última especie (*P. latior)* fue clasificada como especie periódica. De forma general y preliminar, se puede asumir que las especies

Cuadro 8.4. Resumen de las características de las especies de peces migratorias de gran porte más importantes en la Amazonía boliviana

FAMILIA	ESPECIE	DIETA	DISTANCIA DE MIGRACIÓN REPRODUCTIVA	ZONAS DE REPRODUCCIÓN	ZONAS DE ALIMENTACIÓN LARVAS Y JUVENILES	ZONAS DE ALIMENTACIÓN SUBADULTOS Y ADULTOS
Serrasalmidae	*Colossoma macropomum*	Frugívoro	100 - 1 500 km	Confluencias río-río y río-tributario	Lagunas de várzea	Ríos, lagunas, planicies inundadas
	Piaractus brachypomus	Frugívoro	100 - 1 500 km	Confluencias río-río y río-tributario	Lagunas de várzea	Ríos, arroyos, lagunas, planicies inundadas
	Mylossoma duriventre	Frugívoro	100 - 1 500 km	Probablemente en zonas turbias en el río	Lagunas de várzea	Ríos, arroyos, lagunas, planicies inundadas
Prochilodontidae	*Prochilodus nigricans*	Detritívoro	100 - 1 500 km	Zonas de aguas turbulentas en tributarios de ríos subandinos y de piedemonte	Ríos y arroyos	Ríos, lagunas, planicies inundadas
Characidae	*Salminus brasiliensis*	Carnívoro (peces)	100 - 1 500 km	En ríos	Ríos	Rios con alta velocidad del agua
	Brycon amazonicus	Frugívoro-omnívoro	100 - 1 500 km	En rios	Ríos y arroyos	Ríos, arroyos y planicies inundadas
Pimelodidae	*Pseudoplatystoma fasciatum*	Carnívoro	100 - 1 500 km	En ríos, probablemente en zonas de alta turbulencia	Mayormente en lagunas de várzea	Ríos, lagunas y planicies inundadas
	Pseudoplatystoma tigrinum	Carnívoro (peces)	100 - 1 500 km	En ríos, probablemente en zonas de alta turbulencia	Mayormente en lagunas de várzea	Ríos, lagunas y planicies inundadas
	Brachyplatystoma rousseauxii	Carnívoro (peces)	> 1 500 km	En rios, probablemente en zonas de alta turbulencia debajo de la zona de piedemonte pero arriba los 280 msnm (arriba de la confluencia de los rios Grande-Ichilo en la cuenca del río Mamoré)	Estuario del río Amazonas (Brasil)	Canales principales de los ríos en la cuenca amazónica
	Brachyplatystoma filamentosum	Carnívoro (peces)	100 - 1 500 km	Desconocida. Probablemente desova en varios lugares del río.	No conocidas	Ríos
	Brachyplatystoma platynemum	Carnívoro (peces)	> 1 500 km	No conocidas. Probablemente similar a *B. rousseauxii.*	Probablemente similar a *B. rousseauxii*	Canales principales de los ríos en la cuenca amazónica
	Sorubimichthys planiceps	Carnívoro (peces)	100 - 1 500 km	En ríos, probablemente en zonas de alta turbulencia	Ríos y lagunas	
	Sorubim lima	Carnívoro (peces)	100 – 1 500 km	En ríos, probablemente en zonas de alta turbulencia	Ríos y lagunas	
	Phractocephalus hemioliopterus	Omnívoro	100 – 1 500 km	En rios	Ríos y lagunas	En ríos y lagunas
	Zungaro zungaro	Carnívoro (peces)	100 – 1 500 km	En ríos, probablemente desova en las cabeceras de rios amazónicos	Ríos grandes y cabeceras	En ríos
	Leiarius marmoratus	Carnívoro (peces)	100 – 1 500 km	En rios	Ríos	Ríos

migratorias de pequeño porte tienden a ser oportunistas o periódicas, mientras que las especies migratorias de gran porte generalmente son periódicas. Sin embargo, se necesitan mayores estudios antes de poder aplicar esta clasificación a todas las especies migratorias de manera generalizada.

Distancias de migración

Existen varios autores que dan pautas sobre las distancias recorridas por las especies migratorias. Sin embargo, existen muy pocos datos experimentales contundentes. Los métodos utilizados para el estudio de los patrones de migración, como marcación, genética, etc. (Lucas & Barras, 2001) no han sido utilizados en la Amazonía, con algunas excepciones.

En base a observación empírica, Barthem & Goulding (2007) distinguieron tres grupos de peces amazónicos, utilizando como criterio de distinción las distancias tentativas que recorrerían: las especies sedentarias que se desplazan menos de 100 km, las especies migratorias que recorren distancias entre 100 y 1 000 km, y las especies migratorias que realizan migraciones superiores a los 1 000 km. Para las especies de la Amazonía boliviana el criterio para distinguir entre el grupo II y III fue ajustada a 1 500 km puesto que es probable que existan especies del grupo II que migran estas distancias. En los cuadros 8.1 y 8.4, se indican las categorías a las que fueron clasificadas las diferentes especies.

El primer grupo, el de los peces sedentarios (migración < 100 km), consiste de la mayoría de las especies amazónicas presentes en las tierras bajas de Bolivia (> 90%).

El segundo grupo (100-1 500 km) es el más heterogéneo: engloba tanto especies grandes (*C. macropomum, P. brachypomus, B. filamentosum*) como especies de porte mediano, como las pertenecientes a las familias Anastomidae, Hemiodontidae, Curimatidae, Prochilodontidae y Characidae. Este grupo incluye tanto especies que utilizan preferentemente los canales principales de los ríos (mayormente especies pertenecientes a la familia Pimelodidae) como aquellas que utilizan la planicie de inundación (mayormente Characiformes) (Cuadro 8.4).

No existen estudios específicos sobre los patrones de migración de la mayor parte de las especies del segundo grupo. Para ninguna de estas especies se realizaron estudios experimentales mediante marcadores. La situación en Bolivia es particular puesto que algunas especies migratorias podrían tener problemas en pasar la serie de rápidos (cataratas) de gran tamaño que se sitúan sobre un tramo de aproximadamente 360 km de río entre Porto Velho (río Madera) y, respectivamente, Guayaramerín (río Mamoré) y Cachuela Esperanza (río Beni) (Molina Carpio & Vauchel, 2011). Estos rápidos (o algunos de ellos) parecen ser barreras geográficas infranqueables para algunas especies, como el yaraquí (*Semaprochilodus* spp.). Sin embargo, varias especies migratorias, incluyendo los bagres de porte grande como el surubí y la chuncuina (*Pseudoplatystoma* spp.) y algunas especies de carácidos,

como *Prochilodus nigricans* y *Brycon sp*., pueden pasar las aguas turbulentes en los rápidos durante sus migraciones anuales (Goulding, 1979). Recientemente, se demostró mediante estudios genéticos que especies típicas de las planicies de inundación como el pacú (*C. macropomum*) también pueden pasar estos rápidos en ambos sentidos (Farias *et al.*, 2010). Probablemente, el tambaquí (*P. brachypomus*), una especie con hábitos migratorios más notorios que el pacú, también logre pasar estas zonas de turbulencia. Para otras especies migratorias no existe evidencia sobre su capacidad de remontar rápidos, aunque se ha observado que cardúmenes de carácidos de menor porte puedan pasar sin mayor dificultad (por ejemplo *Triportheus, Astyanax*, entre otros).

El tercer grupo está conformado por peces que realizarían migraciones superiores a los 1 500 km, hasta probablemente 4 000 km, y que también son denominadas especies migratorias de larga distancia. Según Barthem & Goulding (2007), tres especies de *Brachyplatystoma* (*B. rousseauxii, B. platynemum, B. vaillanti*) realizan movimientos entre el estuario del río Amazonas (zona de crecimiento) y las estribaciones de los Andes (zona de reproducción), y pasan sin mayor dificultad los rápidos del alto Madera (Goulding, 1979). Sin embargo, hasta el momento no se cuenta con informaciones que respalden totalmente estas observaciones, principalmente para el caso de *B. platynemum* y *B. vaillanti*.

La definición de los tres grupos es preliminar y debe ser afinada posteriormente con estudios detallados por especie, utilizando marcadores o métodos genéticos, para evitar una sobre-estimación o sub-estimación de las distancias de desplazamiento. Este tipo de estudio es particularmente relevante a la luz de la construcción de represas hidroeléctricas en la cuenca del río Madera, las cuales podrían bloquear parcial o totalmente el paso de los peces migratorios.

IMPORTANCIA ECONÓMICA

Las especies migratorias de la Amazonía boliviana tienen una gran importancia económica (Van Damme *et al.,* 2011a) (Cuadro 8.1.). Hasta el año 1994, la mayoría de las especies amazónicas mencionadas en los registros pesqueros oficiales publicados por el Centro de Desarrollo Pesquero eran migratorias (CDP, 1995). Con excepción de algunos puntos de desembarque en el norte de la Amazonía boliviana, donde una especie invasora (*Arapaima gigas*, paiche) ha ganado importancia en la última década (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011), todas las pesquerías de la Amazonía boliviana siguen dependiendo mayormente de los recursos pesqueros migratorios. Van Damme *et al.* (2011a) estimaron que en la actualidad las especies migratorias representan el 90% de los desembarques en la Amazonía boliviana (Cuadro 8.5.). Según estos autores, dentro del grupo de las especies de porte grande las especies pertenecientes a los órdenes de los Siluriformes y Characiformes contribuyen aproximadamente con el mismo porcentaje a las capturas comerciales, pero en las estadísticas pesqueras del río Mamoré e Ichilo los Siluriformes siempre dominaron en los desembarques (CDP, 1995; Van Damme *et al*., 2005). Estas variaciones pueden

Cuadro 8.5. Contribución (en %) de las especies amazónicas a las capturas comerciales en la Amazonía boliviana los años 1992-1994 (CDP, 1995), en el río Mamoré los años 1985-1986 (Payne, 1987), en el río Ichilo los años 2001-2003 (Van Damme *et al*., 2005) y en la Amazonía boliviana el año 2008 (Van Damme *et al.,* 2011a)

Años de colecta		**1985-1986**	**1992-1994**	**2001-2003**	**2008**
Procedencia de los datos		Río Mamoré [1]	Mercados urbanos[2]	Río Ichilo [3] (Puerto Villarroel)	Amazonía boliviana [4]
Volúmen de pescado (Toneladas)		173	694	83	1 513
Nombre local	Nombre científico				
Blanquillo	*Pinirampus pirinampu*	4.4	-	-	2.6
General	*Phractocephalus hemioliopterus*	1.7	2.0	11.7	1.3
Muturo	*Zungaro zungaro*	1.1	0.5	3.4	4.3
Paleta	*Sorubimichthys planiceps*	0.7	1.2	0.8	0.3
Dorado/plateado	*Brachyplatystoma rousseauxii*	0.1	0.6	-	-
Piraiba	*Brachyplatystoma filamentosum*	-	-	15.1	0.2
Surubí/chuncuina	*Pseudoplatystoma* spp.	53.4	61.6	-	-
Surubí	*Pseudoplatystoma fasciatum*	-	-	15.8	19.3
Chuncuina	*Pseudoplatystoma tigrinum*	-	-	9.3	6.0
Tujuno	*Leiarius marmoratus*	-	-	-	0.5
Pacú/tambaquí	*Colossoma* sp./ *Piaractus* sp.	-	32.6	-	-
Pacú	*Colossoma macropomum*	29.5	-	7.2	25.9
Tambaquí	*Piaractus brachypomus*	0.4	-	13.3	8.9
Dorado	*Salminus brasiliensis*	2.9	-	-	-
Pacupeba	*Mylossoma spp.*	-		-	0.2
Sábalo	*Prochilodus nigricans*	5.6	0.9	13.2	4.5
Yatorana	*Brycon* spp.	-	-	-	10.5
Piraña	*Serrasalmus* spp./*Pygocentrus* spp.	-	-	-	1.1
Sardinon	*Pellona* spp.	-	-	0.1	-
Corvina	*Plagioscion squamosissimus*	0.1	0.3	2.7	0.4
Paiche	*Arapaima gigas*	-	-	-	11.3
Tucunaré	*Cichla pleiozona*	-	-	-	0.6
Otras especies		-	0.2	-	2.2
Especies migratorias de gran porte (> 2kg) (Siluriformes)		65.9	61.4	56.1	34.5
Especies migratorias de gran porte (0.5 - 2kg) (Characiformes)		32.6	29.9	20.5	34.8
Especies migratorias de pequeño porte (< 2kg)		0.9	8.5	13.3	14.9
Especies sedentarias		0.3	0.1	2.7	14.4
Otras especies (no cuantificadas)		0.2	0.0	0.0	2.2

[1] En base al registro de los desembarques en la ciudad de Trinidad
[2] En base a la oferta de pescado en los mercados de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz (1992-1994)
[3] En base al auto-monitoreo de las capturas comerciales en la localidad de Puerto Villarroel
[4] En base a entrevistas realizadas en 11 puntos de desembarque (Trinidad, Exaltación, Rurrenabaque, Riberalta, Cachuela Esperanza, Porvenir, Puerto Rico, Santa Ana de Yacuma).

deberse a los diferentes métodos de colecta de datos aplicados por los distintos autores. También puede deberse a la inclusión, en el estudio de Van Damme *et al.* (2011a), de especies como *Brycon* sp. (Characiformes), que en las estadísticas tradicionales disponibles para el período 1980-1994 (CDP, 1995) no fueron contabilizadas y que no son capturadas en cantidad en la cuenca media y alta de los ríos Mamoré y Beni.

Por otro lado, las pesquerías comerciales de Bolivia aprovechan sólo las especies migratorias de porte grande y de alto valor comercial. Las especies de porte pequeño (adultos < 2 kg) están subexplotadas. Sin embargo, la contribución de estas especies en los últimos 20 años muestra una leve tendencia a incrementarse (Cuadro 8.5). Esto sobresale cuando comparamos las estimaciones para Bolivia con los datos provenientes del norte de la Amazonía peruana (García *et al.,* 2008), una región amazónica que es comparable a la Amazonia boliviana. Estos autores estimaron que el 82% de los desembarques en la región de Iquitos provenientes de los ríos Amazonas, Ucayalí y otros ríos más pequeños, consiste de especies migratorias de tamaño medio, principalmente pertenecientes a los géneros *Potamorhina, Psectrogaster* y *Prochilodus.* Estas mismas especies representan menos del 17% de las capturas en Bolivia (Fig. 8.1).

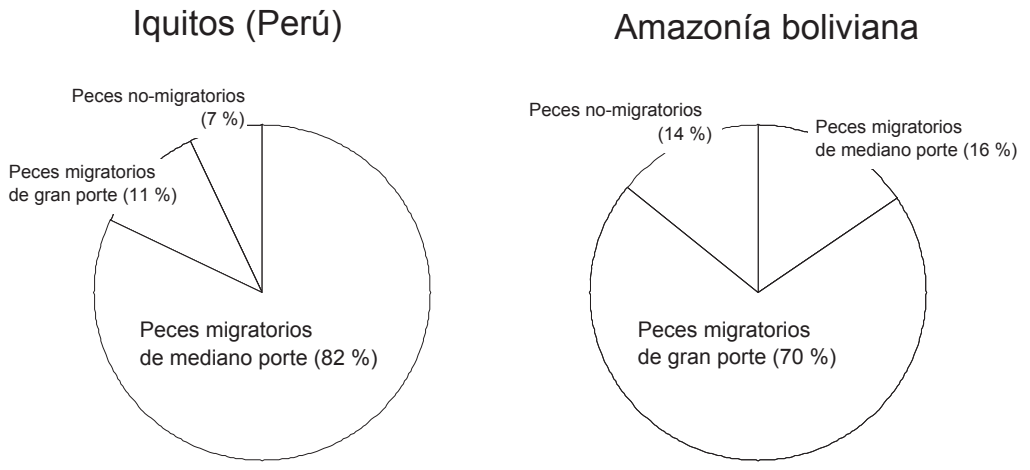


Figura 8.1. Comparación de las capturas de especies migratorias de mediano y gran porte y de especies no-migratorias en las pesquerías de Iquitos (sobre un total de 11 735 t) (Garcia *et al.,* 2008) y la Amazonía boliviana (sobre un total estimado de 3 309 t) (en base a Van Damme *et al.*, 2011a). Especies "no-migratorias" son las que se desplazan menos de 100 km.

ESPECIES MIGRATORIAS AMENAZADAS

El Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009) enlistó tres especies de la cuenca baja amazónica como Vulnerables a la extinción (Van Damme *et al.,* 2009): *Phreatobius sanguijuela, Brachyplatytoma rousseauxii* (dorado) y *Colossoma*

macropomum (pacú). Las dos últimas especies son migratorias. Ninguna de las cinco especies amazónicas asignadas a la categoría Casi Amenazada es considerada como migratoria.

Cabe mencionar que las dos especies migratorias mencionadas en la lista de las especies vulnerables no corren el peligro de extinguirse como especie, sino que sus poblaciones enfrentan un riesgo de extinción comercial (Van Damme *et al.,* 2009). Ambas especies están amenazadas principalmente por sobrepesca en los países vecinos (Cuadro 8.6). Los autores mencionados no incluyeron a la contaminación acuática en la lista de amenazas, aunque existe la posibilidad de que hidrocarburos y pesticidas derramados en los ríos amazónicos afecten a los estados larvales (Van Damme*,* 2003; Van Damme *et al.,* 2011b). *Colossoma macropomum* está también afectada por la introducción de individuos de otras cuencas mediante programas de acuicultura y por la deforestación de bosques ribereños. En los próximos párrafos entraremos en más detalle sobre estas dos especies.

Cuadro 8.6: Amenazas para las especies categorizadas bajo algún grado de riesgo de extinción (+++: amenaza severa; ++: amenaza intermedia; +: amenaza leve; -: sin amenaza) (en base a Van Damme *et al.,* 2009)

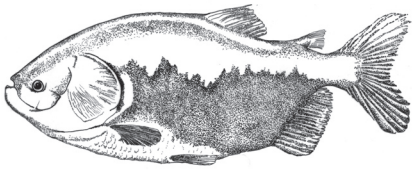
Nombre local	Nombre científico	Modificación física del hábitat	Contaminación acuática	Especies introducidas	Sobrepesca
Pacú	*Colossoma macropomum*	+	-	++	+++
Plateado	*Brachyplatystoma rousseauxii*	+	-	-	+++

ESTUDIOS DE CASO

En este capítulo se presenta una reseña de dos especies que estan entre las más estudiadas hasta la fecha en Bolivia. Estos estudios de caso reflejan distintos rasgos de vida. El pacú (*C. macropomum*) es una especie frugívora que utiliza de forma intensiva el bosque inundado para alimentarse de frutas y semillas y que migra distancias intermedias (se estima que su migración de reproducción es de 100 a 1 500 km). Por otra parte, *B. rousseauxii* (dorado) es la especie migratoria "por excelencia": para llegar a sus zonas de desove en los tributarios amazónicos subandinos migra más de 3 500 km siguiendo el canal de los ríos principales (Barthem & Goulding, 1997). Como mencionado anteriormente, ambas especies son vulnerables, lo cual significa un estímulo para futuras investigaciones sobre su biología y su estado de conservación.

La descripción de estas especies se basa mayormente en información obtenida en el propio país. Sin embargo, cabe destacar que en comparación con otros países amazónicos (Perú, Colombia y Brasil), el conocimiento sobre estas especies en Bolivia es aún incipiente.

Colossoma macropomum (Cuvier, 1816)



Colossoma macropomum pertenece al Orden Characiformes y a la Familia Serrasalmidae. En Bolivia, se la conoce como pacú, en algunas zonas del norte amazónico también como pacú negro. En la cuenca alta del río Beni la llaman tambaquí. En los países vecinos se la conoce como tambaquí (Brasil) y gamitana (Perú).

El pacú tiene el cuerpo alargado y comprimido, es de color verde olivo en el dorso y verde oscuro a negro en el vientre. Los dientes, de tipo molariforme, están organizados en dos filas sobre el maxilar superior y una fila, más un diente posterior, sobre la maxila inferior. La aleta adiposa es radiada.

El conocimiento sobre la biología y ecología de *C. macropomum* proviene mayormente de estudios realizados en los países vecinos (Goulding & Carvalho, 1982; Roubach & Saint-Paul, 1994; Araujo-Lima & Goulding, 1997). En Bolivia, los estudios están enfocados en las poblaciones de los ríos Mamoré e Iténez. Es una de las especies más estudiadas de la Amazonía boliviana.

C. macropomum se encuentra en las subcuencas de los ríos Beni-Madre de Dios (Lauzanne *et al.,* 1991; Chernoff *et al.,* 1999), Iténez (Winter 1993; Sarmiento, 1998; Van Damme, 2001; Duponchelle *et al.,* 2005; Fuentes-Rojas & Rumiz, 2008) y Mamoré (Loubens & Panfili, 1997; Muñoz & Van Damme, 1998; Pouilly *et al.,* 2004a; Nuñez *et al.,* 2005; Maldonado & Carvajal, 2005). La amplia distribución que posee resalta por su presencia en todos los puntos de desembarque más importantes de la Amazonía boliviana. Van Damme *et al.* (2005; 2011a) la registraron en las siguientes localidades: Trinidad, Exaltación, Santa Ana de Yacuma, Guayaramerín, Puerto Villarroel (subcuenca Mamoré), Riberalta, Cachuela Esperanza, Rurrenabaque, Villa Bella, Puerto Rico, Porvenir y El Sena (subcuencas Beni y Madre de Dios). También forma parte de las capturas de las pesquerías comerciales de Pimenteiras y Costa Marques en el río Iténez (Doria & Brasil De Souza, en prep.) y de Bella Vista en el río Blanco (Duponchelle *et al.,* 2005; Cordova *et al.,* en prep.). De todas estas referencias podemos inferir que la especie se encuentra ampliamente distribuida en la cuenca amazónica, generalmente por debajo de los 280 msnm. Aparentemente, sube a menor altura por las cabeceras andinas que el tambaquí (*Piaractus brachypomus*), que es considerada como una especie con hábitos migratorios más pronunciados (Loubens & Panfili, 1997; Muñoz *et al.,* 2005).

Dentro de su amplia distribución, el pacú habita casi todos los ambientes que forman parte del sistema río-planicie de inundación. Fue registrado en lagunas de várzea del río Mamoré y sus tributarios (Pouilly *et al.,* 2004a; Carvajal & Maldonado, 2005), en los canales principales de ríos de aguas blancas que nacen en los Andes (Muñoz & Van Dam-

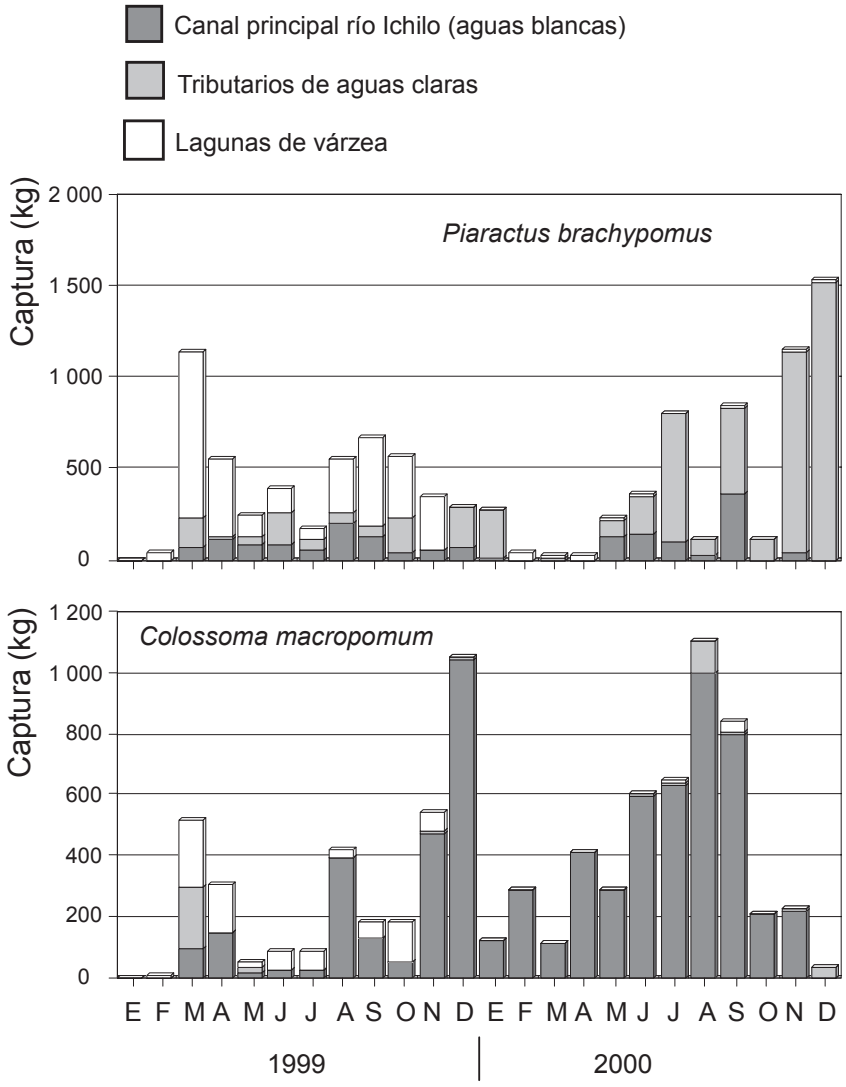


Figura 8.2. Captura de *Piaractus brachypomus* (tambaquí) y *Colossoma macropomum* (pacú) en tres hábitats en la cuenca del río Ichilo por la pesquería comercial de Puerto Villarroel en los años 1999 y 2000 (Van Damme, datos no publicados)

me, 1998; Nuñez *et al.,* 2005), en ríos de aguas claras que nacen en los llanos (Chernoff *et al.,* 1999) y en ríos de aguas claras que drenan el Escudo Precámbrico (Sarmiento, 1998; Winter, 1993; Reinert & Winter, 2002; Duponchelle *et al*., 2005; Nuñez *et al.*, 2005). Puede desarrollar temporalmente una extensión del labio inferior, el cual le permite extraer mayor cantidad de oxígeno de la superficie del agua. De esta manera, puede soportar niveles muy bajos de oxígeno en las aguas de los bosques inundados, donde ingresan para alimentarse (Sarmiento, 1998; Duponchelle *et al*., 2005). Pouilly *et al.* (2004a,b)

encontraron una baja densidad de ésta especie en seis de ocho lagunas de várzea en la cuenca del río Mamoré. Algunas de estas lagunas estaban ubicadas dentro de la planicie del río, próximas al canal principal, otras lagunas se encontraban dentro la savana, alejadas y aisladas del río principal. Van Damme *et al.* (datos no publicados) indicaron que en el río Ichilo, cabecera del río Mamoré, el pacú es casi exclusivamente capturado por pescadores comerciales en las aguas blancas del canal principal del río y no así en los tributarios de aguas claras y lagunas de várzea, donde es más común la captura de *P. brachypomus* (Fig. 8.2). Esto sugiere que la especie no utiliza intensivamente las planicies de inundación de esta cabecera para alimentarse. Por otro lado, los bosques inundables de las cuencas de los ríos Mamoré e Iténez, en sus porciones medias y bajas, son hábitats importantes para esta especie.

El ciclo de vida del pacú ha sido descrito originalmente por Goulding (1980) y Araujo-Lima & Goulding (1997) en la Amazonía brasileña y, a grandes rasgos, fue confirmado luego en la Amazonía boliviana (Loubens & Panfilli, 1997; Duponchelle *et al.,* 2005) (Fig. 8.3). En los siguientes párrafos se presenta un resumen de su ciclo, basado en referencias nacionales e internacionales.

Cuando las aguas comienzan a subir con las primeras lluvias (en la cuenca amazónica boliviana eso ocurre en octubre-noviembre), los peces adultos salen de sus refugios en las zonas profundas de los ríos y lagunas, y se desplazan río arriba para reproducirse. No se conocen las distancias de migración pero se asume que pueden desplazarse hasta 1000 km (Barthem & Goulding, 2007). Se reproduce principalmente en la confluencia de los ríos principales y sus tributarios, es decir, en zonas de alta turbulencia (Fig. 8.3). La reproducción se lleva a cabo durante las primeras crecidas (Fig. 8.4.), las cuales en la cuenca del río Mamoré se presentan en octubre-enero (Loubens & Panfili, 1997; Muñoz & Van Damme, 1998; Maldonado, 2004; Nuñez *et al.,* 2005), con un pico de desove en noviembre-diciembre.

Duponchelle *et al*. (2005) indicaron que en los ríos San Martin y Blanco (tributario del río Iténez) se forman grandes cardúmenes que se desplazan 300-500 km río arriba para desovar. En estos ríos, el desove tiene lugar aproximadamente un mes más tarde que en el río Mamoré, es decir, entre noviembre y febrero (Maldonado, 2004; Nuñez *et al.,* 2005). La reproducción parece altamente relacionada con la crecida de las aguas, ya que se observa el mismo desfase de la crecida de un mes entre el Mamoré y el Iténez. Según comunarios locales, el pacú desova en las aguas más correntosas y turbias del río Blanco, y después se mueve para alimentarse hacia el río San Martín, un río de aguas transparentes y con bosques ribereños abundantes.

Es interesante notar que la especie aparentemente no se reproduce en el río Paraguá, otro tributario del río Iténez, en su cuenca alta (Van Damme, 2001). Este río se caracteriza por presentar deforestación de los bosques ribereños, lo cual puede haber repercutido negativamente en las poblaciones de pacú.

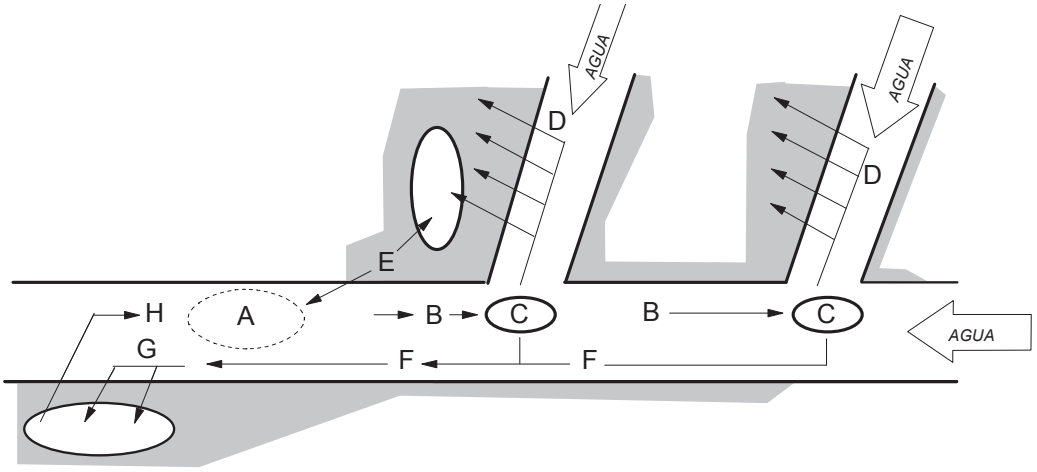


Figura 8.3. Diagrama del ciclo de vida y las migraciones de *Colossoma macropomum* en sistemas ríos – planicie de inundación en la Amazonía boliviana (en base a Goulding, 1980; Loubens & Panfili, 1997; Duponchelle *et al.,* 2005). A = Zonas de descanso en remansos (zonas profundas) durante la época de estiaje; B = migración de desove hacia río arriba; C = Desove, hipotéticamente en la confluencia de ríos y sus tributarios; D = Migración a la planicie de inundación y zonas con abundante vegetación ribereña para la alimentación durante la época de aguas altas; E = Salida de la planicie inundada y retorno a remansos profundos en los ríos o, en algunos casos, a lagunas, donde adultos pueden quedarse 1 o más años; F = Desplazamiento río abajo de huevos y larvas; G = Entrada con la corriente de larvas o juveniles durante la época de aguas altas a lagunas ubicadas río abajo (zonas de cría); H = Subadultos salen de lagunas dentro la planicie para juntarse con la población de adultos en los ríos.

La fecundidad de esta especie es elevada. Una hembra de pacú desova una sola vez al año y el número de huevos producidos es proporcional a su tamaño. Por ejemplo, una hembra de 14 kg produce aproximadamente 750 000 ovocitos en el río Iténez y 1 700 000 ovocitos en el río Mamoré (Duponchelle *et al.,* 2005). Según estos autores, esta diferencia de fecundidad puede ser atribuida a las mejores condiciones de alimentación encontradas en la cuenca del río Mamoré, donde la superficie de bosques inundados es mucho más grande que en la cuenca del río Iténez. Nuñez *et al.* (2005) observaron una fecundidad absoluta máxima en el río Mamoré de 2 271 280 ovocitos para una hembra de 13.3 kg, y en el río Iténez de 1 407 812 ovocitos para una hembra de 16.4 kg.

Al igual como fue descrito para la Amazonía Central (Araujo-Lima & Goulding, 1997; Lucas, 2008), después del desove y una vez que las aguas de los ríos llegan a inundar sus orillas, los adultos post-desove ingresan a las zonas inundadas para alimentarse de distintos items, pero en especial de frutas silvestres y semillas que caen de los árboles en el agua (Castellón, 2001; Duponchelle *et al*., 2005). Según Ayala *et al*. (2000) y Pouilly *et al.* (2004b), el pacú encontrado en lagunas de várzea en la cuenca del río Mamoré se alimenta mayormente de material vegetal, frutas y semillas. En la cuenca del río Iténez, se ha encontrado que el pacú consume las semillas y frutos de aproximadamente 20 especies de árboles y arbustos que crecen en las zonas inundadas (Duponchelle *et al*.,

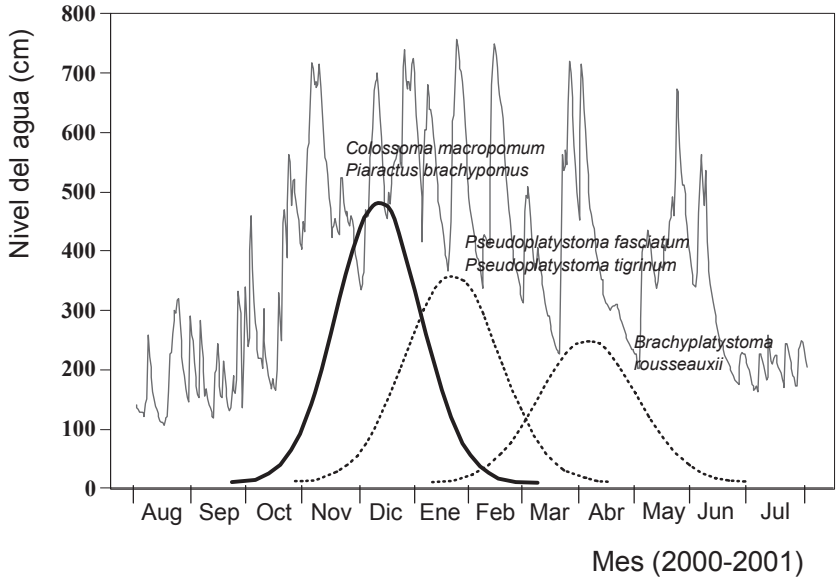


Figura 8.4. Esquema que muestra la probable época de desove de *Colossoma macropomum* (pacú) en el río Ichilo (en base a Muñoz & Van Damme, 1998, y observaciones personales), comparación con las épocas de desove de otras cuatro especies migratorias, y sobreposición con datos diarios del nivel del agua del río Ichilo en la localidad de Puerto Villarroel (1999-2000). Se puede observar que el hidrograma en esta cabecera tiene varios picos durante el año.

2005). Castellón (2001) encontró una alta diversidad de ítems en los estomagos de 63 individuos adultos capturados en el río Ichilo entre octubre 1999 y abril 2010, con mayor frecuencia de frutas de *Cecropia*, *Euterpe precatoria*, *Psidium* aff. *guineense*, *Ficus* spp*., Hura crepitans,* entre otras. Sin embargo, el índice de llenado de los estómagos fue muy bajo (<0.5%) a lo largo del período de estudio, razón por la cual Muñoz *et al.* (2005) asumieron que el pacú utiliza esta cabecera del río Mamoré, provista con una planicie de inundación relativamente estrecha, mayormente para la reproducción y no para la alimentación. Esto explicaría también porque el pacú se encuentra principalmente en el canal principal del río Ichilo y es capturado relativamente poco en sus lagunas de várzea y sus tributarios (Fig. 8.2).

Varios autores afirman que la especie juega un rol importante en la ecología de los bosques inundados como agente dispersor de semillas (Goulding, 1980; Duponchelle *et al.,* 2005; Correa *et al*., 2007; Lucas, 2008). Durante el período de alimentación y descanso sexual el pacú crece y almacena el alimento en forma de grasa, que será utilizada durante la próxima fase de reproducción (Loubens & Panfili, 1997; Muñoz & Van Damme, 1998; Villacorta-Correa & Saint-Paul, 1999). A la llegada de la época seca, cuando el nivel del agua disminuye, los individuos abandonan las zonas inundadas y se retiran a lagunas permanentes en la várzea o se refugian otra vez en los remansos (lugares profundos) de los ríos (Fig. 8.3). Durante esta época, las frutas se tornan escasas y los adultos se alimentan muy poco, generalmente de invertebrados y peces pequeños, y plantas.

Una vez fertilizados, los huevos eclosionan en aproximadamente un día. Las larvas resultantes son llevadas por la corriente río abajo para finalmente llegar a las zonas inundadas o lagunas de várzea donde se alimentan y desarrollan. Se asume que la época de desove coincidente con las primeras crecidas de los ríos permite a los huevos y larvas llegar con mayor facilidad a las lagunas de várzea, que en esta época se llenan con agua de río. Las zonas de cría pueden encontrarse cerca a las zonas de desove (Loubens & Panfili, 1997), pero algunos autores estiman que los huevos y larvas puedan viajar largas distancias, llegando incluso a territorio brasileño. De esta manera, las poblaciones de pacú en Bolivia representarían una fuente importante para el reclutamiento de las poblaciones sobreexplotadas de la Amazonía central (Araujo-Lima & Goulding, 1997; Reinert & Winter, 2002; Farias *et al.,* 2010). Una vez que las larvas llegan a las zonas de cría, se alimentan principalmente de zooplancton. Más tarde los juveniles se alimentan continuamente de pequeños invertebrados, hojas, frutas y semillas (Goulding & Carvalho, 1982; Ayala *et al.,* 2000).

Cuadro 8.7: Relaciones morfométricas en *Colossoma macropomum* según distintos autores. LE = Longitud Estándar (cm); LT = Longitud Total (cm); P = Peso (kg); H = Hembra; M = Macho

Sexo	Lugar	Formula regresión lineal	N	r	Rango (LE)	Fuente
H & M	Río Mamoré	LT = 1.15 + 1.209 LE	660	0.998	7.1 - 82.5	Loubens & Panfili (1997)
H & M	Río Blanco	LT = 0.01 + 1.163 LE [1]	11	0.999	-	Reinert & Winter (2002)
M	Río Mamoré	Log P = -3.827 + 2.789 log LE	78	0.993	23.0 – 78.0	Le Guennec (1985)
H	Río Mamoré	Log P = -3.977 + 2.847 log LE	74	0.995	23.0 – 82.5	Le Guennec (1985)
H & M	Río Mamoré	Log P = -3.910 + 2.821 log LE	152	0.004	23.0 – 82.5	Le Guennec (1985)
H & M	Río Mamoré	Log P = -4.285 + 2.903 log LE	864	0.997	6.3 – 82.5	Loubens & Panfili (1997)
H	Río Mamoré	Log P = -4.136 + 2.835 log LE	439	0.988	24.0 – 82.5	Loubens & Panfili (1997)
M	Río Mamoré	Log P = -4.224 + 2.881 log LE	363	0.990	17.2 – 79.5	Loubens & Panfili (1997)
H & M	Río Blanco	Log P = -3.000 + 3.720 log LT [1]	22	0.903	-	Reinert & Winter (2002)
H & M	Río Mamoré	Log P = -4.301 + 2.962 log LE	140	0.980	27.0 – 74.0	Maldonado (2004)
H & M	Río Blanco	Log P = -4.097 + 2.884 log LE	140	0.980	27.0 – 74.0	Maldonado (2004)
H	Río Blanco	Log P = - 3.674 + 2.510 log LT	394	0.634	17.3 – 87.6	Cordova *et al.* (en prep.)
M	Río Blanco	Log P = - 3.540 + 2.419 log LT	311	0.731	17.3 – 87.6	Cordova *et al.* (en prep.)
H & M	Río Blanco	Log P = -3.539 + 2.429 log LT	1667	0.782	17.3 – 87.6	Cordova *et al.* (en prep.)

[1] Relación no confiable debido al bajo número de individuos considerados

El pacú se caracteriza por un crecimiento alométrico levemente negativo (Cuadro 8.7). En los siguientes párrafos se describen los tamaños como longitud estándar (LE) (medida

desde la extremidad de la boca hasta la articulación de la aleta caudal), utilizando la relación presentada por Loubens & Panfili (1997) para transformar longitudes totales (LT) a esta medida.

Cuadro 8.8. Longitudes estándar y pesos alcanzadas (en cm) a diferentes edades de *Colossoma macropomum,* calculadas en base a la ecuación de Von Bertalanffy en el río Mamoré (Loubens & Panfili, 1997) y en los ríos Mamoré e Iténez el año 2004 (Maldonado, 2004). LE = Longitud Estándar (cm); P = Peso (kg) según curva de crecimiento de Von Bertalanffy $LE = LE_{\infty}(1\text{-}e^{-K(t-t_0)})$. Todas las longitudes están dadas para hembras y machos en conjunto.

Edad (años)	Mamoré 1983-86 LE	Mamoré 1983-86 P	Iténez 2001-02 LE	Mamoré 2001-02 LE
1	20.4	0.36	14.3	15.9
2	30.2	1.15	26.2	28.4
3	38.1	2.25	36.2	38.3
4	44.6	3.56	44.5	46.0
5	49.8	4.90	51.5	52.1
6	54.0	6.20	57.3	56.9
7	57.5	7.44	62.1	60.7
8	60.3	8.54	66.2	63.7
9	62.5	9.48	69.6	66.0
10	64.4	10.34	72.4	67.8
20	71.3	13.90	84.4	74.0
30	72.2	14.41	86.4	74.6
40	72.3	14.46	86.7	74.6
∞	72.3	-	86.8	74.6
K	0.209	-	0.180	0.240

C. macropomum tiene un crecimiento bastante rápido. Alcanza a medir unos 25 cm en su primer año de vida, y longitudes estándar mayores a 70 cm, con pesos aproximados de 10 kg a los 13 años de edad (Loubens & Panfili, 1997). Desde que llegan a la madurez sexual, los machos tienen un crecimiento más lento que las hembras (Loubens & Panfili, 1997), además los individuos más grandes que se capturan son siempre hembras (Nuñez *et al.,* 2005). Las hembras más grandes reportadas por Loubens & Panfili (1997) en el río Mamoré tenían tamaños (LE) de 82.5 cm y pesos de 23.5 kg, y los machos más grandes tamaños de 79.5 cm y pesos de 20 kg. Nuñez *et al.* (2005) modelaron el crecimiento del pacú para las cuencas del Mamoré e Iténez y determinaron un mejor crecimiento inicial en la cuenca del Mamoré que en la cuenca del Iténez. Sin embargo, la longitud máxima registrada en el Iténez (86.7 cm) fue superior a la del Mamoré (74.6 cm) (Cuadro 8.8). El individuo más grande capturado por los pescadores comerciales en la comunidad de Bella Vista (río Blanco) durante el período 2005-2008 tenía 88.4 cm de longitud estándar (Cordova *et al.*, en prep.). El pacú puede llegar a vivir 60 años según Reinert & Winter (2002), y 65 años según Loubens & Panfili (1997).

Cuadro 8.9: Tamaños (longitud estándar) de primera madurez sexual (cm) y edades de primera madurez sexual (años) de *Colossoma macropomum* en el río Blanco (cuenca del río Iténez) en los años 2001-02 (Nuñez *et al*., 2005) y en el río Mamoré en los años 84-86 (Loubens & Panfili, 1997) y en los años 2001-02 (Nuñez *et al*., 2005) respectivamente.

Río	Mamoré	Mamoré	Mamoré	Iténez	Iténez
Años de colecta	1984-86	2001-03	2001-02	2001-02	2001-02
Sexo	Hembras	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Talla de primera madurez sexual (L_{50})	62.0	45.5	42.7	58.2	55.1
Edad de primera madurez sexual (A_{50})	8.9	3.4	3.4	6.1	5.5

La talla de primera madurez sexual (TPM) registrada para las hembras del río Iténez fue de 58.2 cm (Nuñez *et al.,* 2005) (Cuadro 8.9). Estos datos son comparables a los reportados para otras cuencas. Por ejemplo, Villacorta-Correo & Saint Paul (1999) mencionaron para la Amazonía central una TPM de 60.7 cm. En el río Mamoré, Loubens & Panfili (1997) mencionaron una TPM para hembras de 62 cm y para machos de 60 cm. La hembra más pequeña con huevos tenía una longitud de 58 cm.

Comparado con la situación descrita por Loubens & Panfili para el río Mamore en los años 1983- 1986, hubo una disminución paulatina de la TPM en el río Mamoré a lo largo de los últimos 20 años: Nuñez *et al.* (2005) registraron una TPM de sólo 45.5 cm para hembras, además, significativamente menor que la TPM registrada en el río Iténez (Cuadro 8.9). Según estos autores, esta diferencia se debe principalmente a la presión producida por la pesca comercial, la cual captura cada vez peces más pequeños, que responden a esta amenaza reproduciéndose a una edad menor. Esto quiere decir que la cantidad total de huevos que producen cada año todas las hembras de pacú en esta cuenca va disminuyendo debido a la reducción del tamaño de las mismas al momento de la primera reproducción. Esta situación, similar a la observada en algunos ríos del Brasil donde sus poblaciones han sido notablemente disminuidas (Barthem, 1999), pone en riesgo a la especie en la cuenca del río Mamoré (Duponchelle *et al.,* 2005; Nuñez *et al.,* 2005).

En los ultimos años, los estudios de genética de las poblaciones de *C. macropomum* han permitido un mayor conocimiento de la biología de esta especie. La variabilidad genética y el grado de intercambio entre poblaciones de *C. macropomum* distantes geográficamente en la cuenca amazonica fueron evaluadas mediante el uso de marcadores mitocondriales y nucleares. Santos *et al.* (2007) analizaron la región de control (DNA mitocondrial) de *C. macropomum* (48 individuos) a la largo del río Solimões-Amazonas (cinco localidades) y encontraron una variabilidad genética elevada en cada muestra geográfica (47 haplotipos). Estos autores indicaron que existe un intercambio genético importante entre las distintas localidades estudiadas y concluyeron que, en conjunto, todas ellas forman parte de una sola unidad reproductiva, concordante con el comportamiento de una especie migratoria. Posteriormente, Farias *et al*. (2010) encontraron resultados similares para la misma zona de estudio en base a un mayor número de muestras y localidades analizadas.

Los movimientos estacionales (reproductivos y/o alimenticios) y el transporte pasivo de huevos y larvas de esta especie pueden favorecer los flujos genéticos entre poblaciones geográficas distantes o separadas parcialmente por algún tipo de barrera. Farias *et al.* (2010) mostraron que existen intercambios de material genético (región de control) entre las poblaciones de pacú que se encuentran en el eje principal del Solimões-Amazonas (Peru-Brasil) y la cuenca alta del río Madera (Bolivia). Los resultados de este estudio sugieren la existencia de un flujo bidireccional, en el cual al menos una parte de los individuos que se encuentran en la cuenca media y baja de los ríos Madera y Solimões-Amazonas pueden atravesar las cachuelas del Alto Madera y viceversa.

A la escala de la Amazonía boliviana (cuenca alta del río Madera), los análisis de las secuencias de la región de control de *C. macropomum* mostraron que existe una sola población con una historia demográfica distinta a la que se encuentra en la Amazonía brasileña (Torrico *et al*., 2009; Farias *et al*., 2010). Por otro lado, un estudio basado en marcadores nucleares (intrones) reveló que en Bolivia la especie estaría constituida por tres poblaciones panmícticas repartidas en dos grandes unidades geográficas. Una unidad estaría compuesta por dos poblaciones provenientes del Mamoré Medio y el sistema Iténez-Yata-Bajo Beni, respectivamente, y la otra por una población del sistema Orthon-Beni Alto (Aliaga, 2003). Esta estructura poblacional preliminar coincidente con la procedencia geográfica de las muestras puede ser explicada en parte por la presencia de cachuelas en las porciones bajas de la Amazonía boliviana: principalmente por la que se encuentra en la porcíon baja del sistema Beni-Madre de Dios (Cachuela Esperanza). Sin embargo, Farias *et al.* (2010) sugirieron que *C. macropomum* puede atravesar las cachuelas más pronunciadas del río Madera y que existe un flujo entre las poblaciones de Brasil y Bolivia. Por lo tanto, es posible que dentro la Amazonía boliviana existan otros factores (por ejemplo, ecológicos) que estén influyendo sobre la diferenciación de las poblaciones, además de la conectividad y proximidad de los sistemas donde se encuentra esta especie. Es importante mencionar que los marcadores nucleares nos proveen informaciones distintas (por ejemplo, flujos recientes) pero complementarias a las que se obtiene con los marcadores mitocondriales (por ejemplo, flujos históricos). Por lo tanto, se deben evaluar las poblaciones de Brasil y Bolivia conjuntamente a este nivel para determinar si las poblaciones de ambos paises están conformadas por varias unidades o forman una sola unidad panmíctica.

El pacú es una de las especies más apetecidas en la Amazonía. En los años 70, el pacú representaba aproximadamente el 40% de todos los peces consumidos en Manaus, Brasil (Petrere, 1983). En Porto Velho, Brasil, el 40-50% de las capturas comerciales estaban compuestos de frugívoros como el pacú (Goulding *et al.,* 1996). Sin embargo, los desembarques en esta ciudad han disminuido de 15 000 t año^{-1} en los años 70 a 800 t el año 1996 (Araujo-Lima & Ruffino, 2003). En los mercados de Iquitos, la contribución de pacú a las capturas comerciales cayó de 11.2% en 1971 a 1.8% en 1980 (García *et al.,* 2008). Estos datos sugieren una disminución general de los stocks de pacú en la Amazonía (Da Costa *et al.,* 2001). En las capturas, existe una tendencia hacia la ocurrencia de pacús

más pequeños y clases de edad menores, como consecuencia de la sobre-explotación de los stocks (Isaac & Ruffino, 1996; Araujo-Lima & Goulding, 1997; Barthem, 1999). Su alto valor comercial en los mercados y el tamaño grande que alcanza lo hacen muy vulnerable a la extinción (Araujo-Lima & Goulding, 1997). En la actualidad, es una de las especies con mayor grado de sobreexplotación en Brasil (Petrere, 1983; Mérona & Bittencourt, 1988; Araujo-Lima & Goulding, 1997; Barthem, 1999; Araujo-Lima & Ruffino, 2000) y en Perú (García *et al*., 2008).

En contraste con los países vecinos, donde acutualmente el pacú representa un porcentaje marginal en las capturas comerciales (da Costa *et al.,* 2001), en Bolivia la especie sigue siendo muy prominente en los desembarques. En las pesquerías de Trinidad los años 1986 y 87, la especie representaba 22.1% de los desembarques (sobre un total de 182 t) (Payne, 1987). La especie constituyó el 29.5% del pescado consumido en los mercados de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz durante los años 1992-1994 (CDP 1995) (Fig. 8.6; Cuadro 8.10). No obstante, cabe mencionar que un porcentaje del pescado reportado por ambos autores posiblemente correspondía al tambaquí (*Piaractus brachypomus*), una especie morfológicamente parecida a *Colossoma*. El pacú representaba el 7% y 14% del volumen de las capturas anuales en la localidad de Puerto Villarroel los años 1999-2000 (Muñoz *et al.,* 2005) y los años 2001-2003 (Van Damme *et al*., 2005), respectivamente. Representa el 12% de las capturas de los Takanas en la cuenca alta del río Beni (Miranda-Chumacero *et al*., 2011). En el río Blanco (cuenca del río Iténez), sigue siendo la principal especie en las capturas comerciales (Winter, 1993; Reinert & Winter, 2002; Cordova *et al.,* en prep.). En toda la Amazonía Boliviana (Van Damme *et al*., 2011b), contribuye con el 12% a las capturas estimadas, lo cual es equivalente a 380 toneladas por año aproximadamente. La especie es capturada mayormente con mallas de apertura grande (20-24 cm, doble nudo), pero también se pueden atrapar individuos pequeños con mallas de apertura intermedia (16-20 cm, doble nudo).

Como se mencionó anteriormente, existen también señales de sobre-explotación en algunas regiones de la Amazonía boliviana. Loubens & Panfili (1997), basándose en capturas experimentales realizadas entre 1983 y 1986, concluyeron que el pacú estaba subexplotado en el río Mamoré. Los pacús capturados en la ciudad de Trinidad los años 1997 tenían longitudes estándar de 37 a 85 cm (Payne, 1987), lo cual sugiere el uso de mallas con rombo relativamente pequeño en esta localidad (Fig. 8.5). La mayor parte de estos pacús probablemente fueron capturados con mallas de rombos entre 17 y 20 cm, localmente denominados “surubiceras”, utilizadas para la captura de bagres, mayormente *Pseudoplatystoma*. Este hecho tentativamente es responsable de la sobre-explotación observada durante los últimos años en este río (Nuñez *et al*., 2005). Observaciones directas de la pesca y de los datos pesqueros de los últimos años sugieren que las tallas de captura y los volúmenes totales de desembarque han sufrido una reducción considerable en la cuenca media del río Mamoré (Trinidad) (Maldonado, 2004). En esta cuenca, las poblaciones que se concentran en los remansos profundos durante la época de aguas bajas son vulnerables y susceptibles a sufrir un colapso ocasionado por la pesca intensiva.

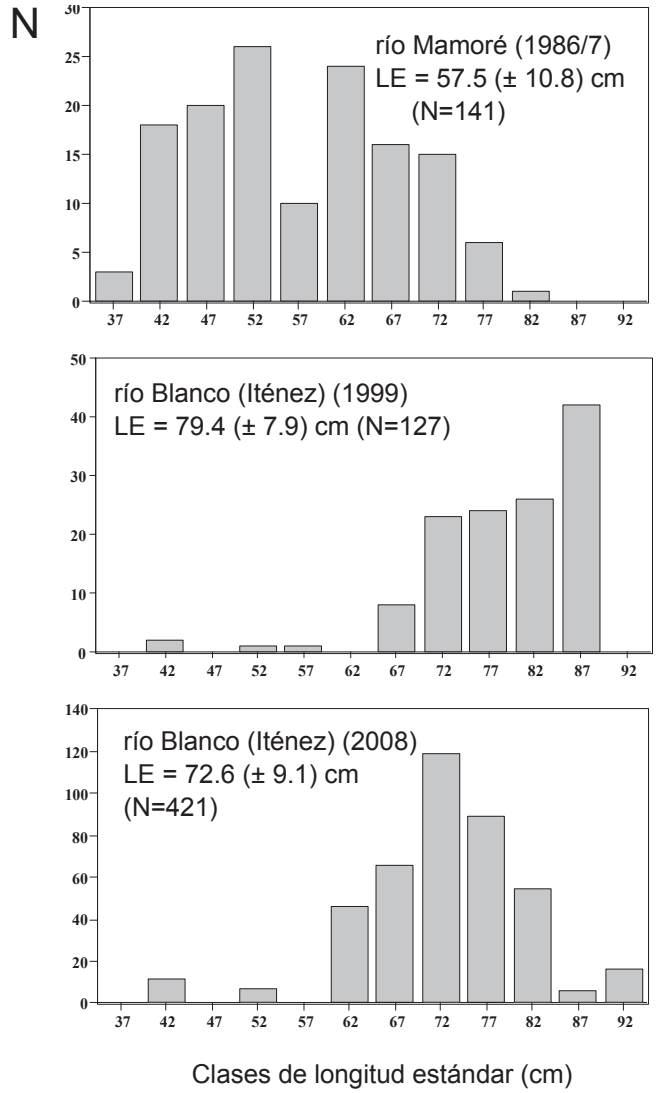


Figura 8.5. Longitud estándar de pacú (*Colossoma macropomum*) capturado en el río Mamoré por pescadores de Trinidad los años 1986 y 1987 (Payne, 1997) y en el río Blanco por pescadores de la comunidad de Bella Vista los años 1999 (Reinert & Winter (2002) y 2008 (Cordova *et al.,* en prep.). Los datos de 1999 fueron obtenidos a partir de las edades de 118 individuos utilizando las curvas de crecimiento proporcionadas por Nuñez *et al. (*2005)

Las poblaciones amazónicas mejor conservadas parecen encontrarse en el río Blanco, tributario del río Iténez en el Parque Departamental y Área Natural de Manejo Integrado (PD ANMI) Iténez. El año 2000, las poblaciones de este río se encontraban estables y ligeramente explotadas (Reinert & Winter, 2002). Los individuos medidos por estos autores el año 1999 variaron entre 45 y 90 cm (promedio 79.4 cm), pesaban entre tres y 30 kg, y tenían edades entre cuatro y 60 años. Se encontró que el 34% de los 128 individuos capturados en el río Blanco por los pescadores de Bella Vista poseeían edades mayores a 23 años y se

concluyó que no estaba sobre-explotada. La mayoría de los individuos tenían edades de 11 años o más, que según Nuñez *et al*. (2005) son individuos que han alcanzado la madurez sexual y que ya tuvieron la oportunidad de desovar por lo menos una vez. La pesquería de pacú en esta zona es esencialmente mono-específica, lo cual explica el uso de mallas con apertura de 20 a 24 cm, que sólo permiten la captura de individuos grandes. El tamaño de los peces capturados en el mismo río el año 2008 (Cordova *et al.,* en prep.) fue levemente más bajo (72.6 cm) que lo reportado 10 años antes por Reinert & Winter (2002) (Fig. 8.5). Cordova *et al.* (en prep.) demostraron que el 70% de los individuos capturados en el río Blanco presentaban tamaños por encima de la talla de primera madurez reportada por Nuñez *et al*. (2005).

En el río Iténez, probablemente existe sobre-explotación de pacú por la flota pesquera Brasilera (Pimenteiras, Costa Marqués, Guajara-Mirím) en el canal principal (Doria & Brasil De Souza, en prep.).

En la cuenca Madera del Brasil, se espera una recuperación de las poblaciones después de la promulgación de la Instrucción Normativa IBAMA Nr. 106, que estableció una veda por tres años (hasta el primero de agosto 2009) para la especie en el Estado de Rondonia, con excepción del río Guaporé donde se la pudo capturar anualmente entre el 1 de abril y el 31 de julio. Estas regulaciones en el país vecino probablemente influirán positivamente en las poblaciones bolivianas a mediano plazo.

Aparte de la posible sobre-pesca existen otras amenazas para la especie. Como se mencionó antes, el pacú es muy vulnerable a la degradación de los distintos hábitats acuáticos que ocupa en su ciclo de vida. La destrucción progresiva de estos hábitats vitales representa una amenaza seria para la especie. Especificamente, todas las actividades que dificultan o imposibilitan el intercambio de las poblaciones a través de los canales principales afectarán a la especie a mediano y largo plazo.

La construcción de represas hidroeléctricas está planificada o proyectada en los ríos Madera (Brasil) y Beni (Bolivia). Estas represas pueden bloquear el reclutamiento desde aguas abajo o el flujo genético entre poblaciones (Carvajal-Vallejos *et al*., 2009; Farias *et al.,* 2010; Van Damme *et al.,* 2011b). La reciente afirmación mediante análisis IMa que existe intercambio genético entre poblaciones de la Amazonía central y la Amazonía boliviana (Farias *et al.,* 2010) señala que las represas del Alto Madera generan un riesgo de disrupción en la dinámica de las poblaciones de esta especie. Es poco probable que los sistemas diseñados para el traspaso de los adultos y de los estados inmaduros (huevos y larvas) (FURNAS-ODEBRECHT, 2005), y que están actualmente ajustados tomando en cuenta los requerimientos de las especies migratorias, funcionen eficientemente (Baigún *et al.,* 2011; Molina Carpio, 2011; Van Damme *et al.,* 2011b).

Otra amenaza para el pacú es la destrucción del bosque ribereño y/o inundable por actividades agrícolas y ganaderas. Estas actividades pueden afectar su fuente alimenticia

principal que consiste de material alóctono, en particular frutas. Como anteriormente mencionado, se supone que es una de las causas para la escasez de la especie en el río Paraguá, río que representa el límite entre la TCO Bajo Paraguá y el Parque Nacional Noel Kempff Mercado (Van Damme, 2001), y cuyos bosques ribereños aparentemente han sido afectados en el pasado. Al respecto, Lucas (2008) mencionó que el pacú depende de una variedad de frutas para tener un crecimiento sostenido, lo cual solo sería garantizado en el caso de que los bosques ribereños e inundables estén conservados y saludables.

Una última amenaza es la introducción al medio natural de ejemplares provenientes de otras poblaciones o sistemas amazónicos por actividades de piscicultura, principalmente en la provincia Chapare (departamento de Cochabamba) y los departamentos de Beni y Santa Cruz. En el Chapare, alevinos de pacú (*Colossoma macropomum*), tambaquí (*Piaractus brachypomus*) e híbridos de las dos especies han sido introducidos desde Colombia y Brasil, y un porcentaje de estos ha podido escapar al medio natural (Brün, comm. pers.). Esta introducción no voluntaria en los sistemas naturales ppdría provocar cambios en la ecología y estructura genética de las poblaciones locales, y por lo tanto afectar negativamente su adaptación a los hábitats de la zona.

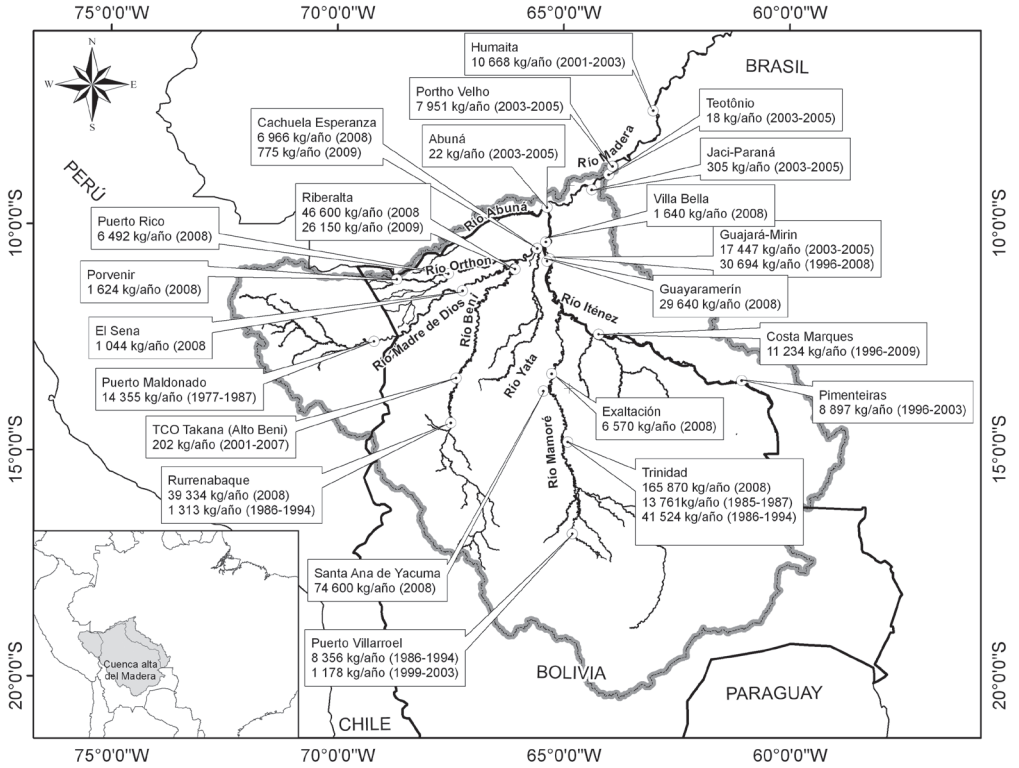


Figura 8.6: Volúmenes de captura o desembarque estimados de *Colossoma macropomum* en la cuenca media y alta del río Madera, según distintos autores. La mayor parte de los datos son estimaciones incompletas y los autores utilizaron distintas metodologías. En varios casos, los desembarques de pacú registrados también incluyen a *Piaractus brachypomus*. Para mayor explicación ver cuadro 8.10.

Cuadro 8.10. Volúmenes de captura o desembarque estimados de *Colossoma macropomum* en la cuenca media y alta del río Madera según distintos autores

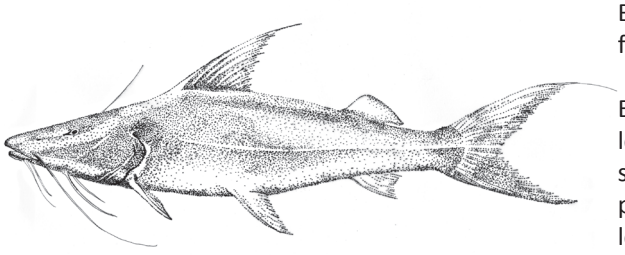
Localidad	Kg año^{-1}	Años	Referencia	Comentarios
Humaitá	10 668	01-03	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque
Porto Velho	7 951	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*en base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005 *40% del volumen de desembarque posiblemente proviene del río Amazonas
Teotônio	18	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *en base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005
Jaci-Paraná	305	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *en base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005
Pimenteiras	8 897	96-03	Doria & Brasil de Souza (en prep.)	*Monitoreo en punto de desembarque
Costa Marques	11 234	96-09	Doria & Brasil de Souza (en prep.)	*Monitoreo en punto de desembarque
Guajará-Mirim	17 447	03-05	FURNAS-ODEBRECHT(2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *40% del volumen de desembarque posiblemente proviene de la cuenca del río Iténez *en base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005
Guajará-Mirim	30 694	96-08	Doria & Brasil de Souza (en prep.)	*Monitoreo en punto de desembarque
Puerto Maldonado	14 355	77-87	Montreuil *et al.* (88)	*Monitoreo en puntos de desembarque
Rurrenabaque	39 334	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Exaltación	6 570	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Santa Ana Yacuma	74 976	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Riberalta	47 600	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Porvenir	1 624	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Puerto Rico	6 492	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Guayaramerín	29 640	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
El Sena	1 044	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Villa Bella	1 640	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Cachuela Esperanza	6 966	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Trinidad	165 870	08	Van Damme *et al*. (2011b)	*En base a entrevistas con personas claves
Trinidad	13 761	85-87	Payne (1987)	*Monitoreo en punto de desembarque *De septiembre 1985 a julio 1987 *Incluye probablemente hasta 11% *Piaractus brachypomus*
Trinidad	41 524	86-94	CDP (1995)	*Monitoreo en punto de desembarque *Incluye probablemente hasta 30% *Piaractus brachypomus*
Trinidad	30 000	2005	Wiefels (2006)	*En base a estudios de mercado (Trinidad, La Paz, Cochabamba, Santa Cruz)
Puerto Villarroel	8 356	86-94	CDP (1995)	*Monitoreo en puntos de desembarque *Incluye probablemente hasta 30% *Piaractus brachypomus*
Rurrenabaque	1 313	86-94	CDP (1995)	*Monitoreo en puntos de desembarque *Incluye probablemente hasta 30% *Piaractus brachypomus*
Puerto Villarroel	1 178	99-03	Van Damme *et al.* (2005)	*Auto-monitoreo por parte de los pescadores
Takana (Alto Beni)	202	01-07	Miranda-Chumacero *et al.* (2011)	*Auto-monitoreo por parte de los pescadores

Reconociendo el grado de amenaza que enfrenta, la especie fue categorizada recientemente en el Libro Rojo de los Vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009) como Vulnerable (VU) (Carvajal *et al.,* 2009)**.** En previos libros rojos de Bolivia no fue evaluada (Sarmiento & Barrera, 1996; Sarmiento & Barrera, 2003). En Perú, la especie fue categorizada como Casi Amenazada (NT) (Anónimo, 2004). En el Brasil no fue considerada en el libro rojo de fauna amenazada (Rosa & Lima, 2008), sin embargo la especie sí fue incluida en Instrução Normativa 05/04 del Ministerio de Medio Ambiente como especie amenazada por la sobre-explotación. En Venezuela es una especie Casi Amenazada (NT) (Lasso, 2008) y en Colombia fue categorizada como en Riesgo Menor (ca) (Mojica *et al.,* 2002). A nivel global, la especie no fue considerada como amenazada (IUCN, 2010).

Conscientes del estado de conservación en que se encuentra la especie y adoptando el criterio de precaución, en las dos últimas décadas se introdujeron mecanismos generales de ordenamiento pesquero (vedas y sanciones, entre otros). A nivel nacional mediante el Reglamento de Pesca y Acuicultura (DS 22581) del año 1990 y, a nivel regional, mediante el Reglamento para la Pesca y Comercialización de especies piscícolas del Departamento del Beni. Este último prohíbe la captura de individuos menores a 62 cm longitud total, equivalente a una longitud estándar de 50 cm. El reglamento para la pesca del Parque Departamental ANMI Iténez adoptó una talla mínima de captura más estricta (longitud total de 65 cm, equivalente a una longitud estándar de 53 cm) (Cordova *et al.,* en prep.). Además de estas medidas, se implementa una veda en algunas zonas en las cuencas de los ríos Madre de Dios, Mamoré e Ichilo (departamentos de Pando, Beni y Cochabamba), durante la época de aguas altas (generalmente noviembre-febrero). De esta manera se protege a los individuos en etapa de reproducción. En los ríos Blanco y San Martín (departamento del Beni), los pescadores de Bella Vista realizan un auto-control de la pesca comercial (Van Damme & Carvajal, 2005; Cordova *et al.,* en prep.). Futuros estudios poblacionales deberían indicar si estas medidas son necesarias y/o suficientes.

Brachyplatystoma rousseauxii (Castelnau, 1855)

Brachyplatystoma rousseauxii pertenece a la familia Pimelodidae (Orden Siluriformes). Durante mucho tiempo, ha existido confusión sobre su nombre científico. En 1918, Miranda-Ribeiro comenzó a utilizar erróneamente *B. flavicans* como el nombre para la especie (Lundberg & Akama, 2005). Esta práctica errónea fue común hasta el 2003 (Lundberg & Littmann, 2003). En Bolivia, el nombre científico *B. flavicans* fue utilizado hasta el año 2004.



Existe variación regional en los nombres locales utilizados. En el norte amazónico se lo llama dorado o dorado de cuero, pero en ciertas regiones, su nombre local es saltador (Trinidad) o plateado (Puerto Villarroel). En el Perú y en el

Brasil, su nombre común es dorado y dourada, respectivamente. En inglés su nombre es Gilded Catfish.

El cuerpo del dorado está adaptado a nadar en ríos correntosos. Tiene el cuerpo alargado cubierto por una piel lisa. Se ha reportado en Colombia y Perú que las hembras adultas pueden medir hasta 148 cm de longitud estándar, equivalente a 175 cm de longitud total. Generalmente, las hembras son de mayor tamaño que los machos.

Los primeros estudios en Bolivia fueron realizados por Loubens & Aquim (1986) en el río Mamoré, región de Trinidad. Información más reciente sobre la especie proviene de un estudio preliminar sobre la genética de sus poblaciones en los ríos Ichilo y Beni (Coronel *et al*., 2004), sobre la base de 43 individuos capturados en el río Ichilo durante la época de reproducción del año 2000. Existen también algunos datos sobre la presencia de la especie en los desembarques comerciales. Carvajal-Vallejos & Van Damme (2009) resumieron el conocimiento actual en la Amazonía boliviana.

B. rousseauxii está presente en los ríos principales de la cuenca amazónica boliviana (Mamoré, Iténez, Beni y Madre de Dios) por debajo de los 320 msnm, en los departamentos de Beni, Santa Cruz, Pando, La Paz y Cochabamba (Fig. 8.7). Su distribución detallada no es conocida porque muchos investigadores no utilizaron artes de pesca apropiados para capturar esta especie. Por la misma razón, mucho de nuestro conocimiento sobre la especie proviene de estadísticas pesqueras. Fue observado por los autores en los desembarques de pescado en Rurrenabaque, Cachuela Esperanza, Riberalta, Trinidad y Puerto Villarroel (ver también Van Damme *et al*., 2005). Doria & Brasil de Souza (en prep.) reportaron la especie en el Medio Iténez (a la altura de Costa Marques/Buena Vista). Tomando en cuenta todas las observaciones realizadas hasta la fecha, se puede afirmar que la especie tiene una distribución amplia, pero parece tener una preferencia por los canales principales de los ríos de aguas blancas (turbias) con elevado caudal (Carvajal-Vallejos & Van Damme, 2009).

La especie parece más abundante en el río Beni, un río con elevada carga de sedimentos suspendidos en el agua (Molina Carpio & Vauchel, 2011), que en el río Mamoré, que es un río con carga sedimentaria y turbidez más baja. Sin embargo, en ambos ríos los adultos suben hasta las cabeceras. La especie es relativamente poco común en el río Iténez, donde Doria & Brasil de Souza (en prensa) lo reportaron en los desembarques de Costa Marques (cuenca media), pero no en los de Pimenteiras (cuenca alta) (Fig. 8.7). Este patrón espacial a nivel de la Amazonía boliviana, ya observado por Goulding (1979), coincide con la preferencia generalizada de la especie por ríos de aguas turbias y de alto caudal. Este mismo autor supone que la preferencia por el río Beni está relacionada con la supuesta mayor productividad primaria y la mejor oferta alimenticia para las larvas y juveniles, pero este hipótesis no ha sido comprobada.

El dorado atrajo la atención de investigadores nacionales y extranjeros a raíz de la publicación del libro titulado “The catfish connection” de Barthem & Goulding (1997). Estos autores lanzaron la hipótesis de que esta especie migra desde el estuario del río Amazonas

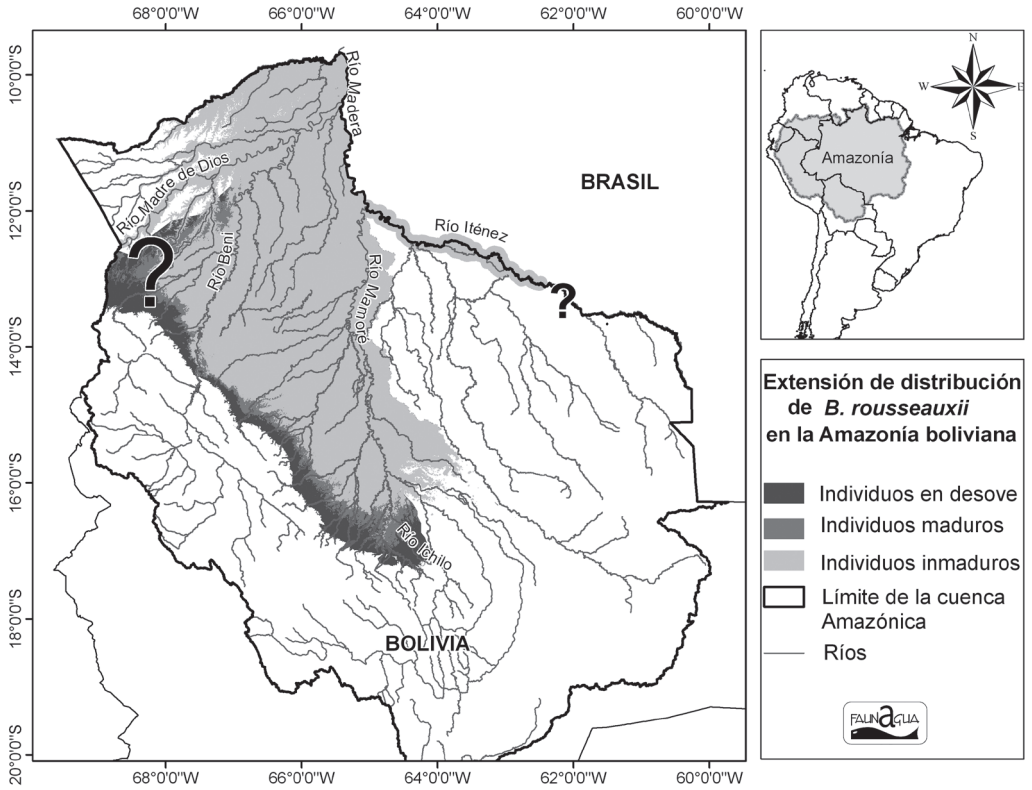


Figura 8.7. Área de distribución de *Brachyplatystoma rousseauxii* en la Amazonia boliviana. Se indica una franja debajo de la zona de piedemonte que posiblemente coincide con la zona de desove de la especie y una franja donde se encontraron individuos maduros. Los signos de interrogación están explicados en el texto.

hasta los tributarios amazónicos en los Andes de Colombia, Bolivia y Perú para reproducirse. Esto la convirtió en la especie que migra las distancias más largas en aguas continentales a nivel mundial (mayor a 3 500 km). Los argumentos más contundentes en favor de esta hipótesis se basan en los tamaños de individuos desembarcados a lo largo del río Amazonas, en Bélem, Santarem, Manaus, Téfé, Leticia e Iquitos. Barthem & Goulding (1997). Después de ellos varios otros autores (por ejemplo Alonso & Fabré, 2005; Alonso & Mergulhão Pirker, 2005), demostraron que los tamaños de captura se incrementan en función a la distancia del estuario (Cuadro 8.12). Además, ejemplares maduros fueron encontrados sólo en las cabeceras amazónicas, cerca a las primeras estribaciones andinas (Barthem & Goulding, 1997; Alonso & Mergulhão Pirker, 2005).

Una comparación similar de los tamaños de los individuos se realizó a lo largo del río Madera, entre Porto Velho y las cabeceras del mismo en la Amazonía boliviana (Cuadro 8.12). Los datos disponibles son pocos, pero suficientes para explorar patrones en el tamaño de los individuos encontrados. Los diversos autores de las publicaciones disponibles utilizaron diferentes métodos de medición del tamaño de la especie, razón por lo cual

Cuadro 8.11: Relaciones morfométricas de individuos de *Brachyplatystoma rousseauxii* capturados en la Amazonía boliviana, comparados con individuos desembarcados en Iquitos (Perú). LE = Longitud Estándar (cm); LT = Longitud Total (cm); LH = Longitud Horquilla (cm); P = Peso (kg); H = Hembra; M = Macho

Sexo	Lugar	Formula regresión lineal	N	r	Rango (LE)	Fuente
H & M	Río Mamoré	Log P = -5.033 + 3.068 log LE	29	0.917	75.0 – 96.0	Le Guennec (1985)
H & M	Río Ichilo	Log P = -6.630 + 3.770 log LT [1]	24	0.946	75.4 – 98.3	Coronel *et al.* (2004)
H & M	Río Ichilo	Log P = -6.560 + 3.900 log LE [1]	24	0.953	75.4 – 98.3	Coronel *et al.* (2004)
H & M	Río Ichilo	LT = 2.88 + 1.180 LE	25	0.964	75.4 – 98.3	Coronel *et al.* (2004)
H	Iquitos [2]	Log P = -5.046 + 3.098 log LE	2 244	0.969	62.0 – 148.0	García Vásquez *et al.* (2009)
M	Iquitos [2]	Log P = -5.046 + 3.101 log LE	2 528	0.899	61.0 – 134.0	García Vásquez *et al.* (2009)
H & M	Iquitos [2]	LT = 5.064 + 1.100 LH	10 375	0.989	61.0 – 148.0	García Vásquez *et al.* (2009)
H & M	Iquitos [2]	LT = 6.885 + 1.138 LE	10 375	0.989	61.0 – 148.0	García Vásquez *et al.* (2009)
H & M	Iquitos [2]	LH = 1.869 + 1.033 LE	15 121	0.999	61.0 – 148.0	García Vásquez *et al.* (2009)

[1] Relación no confiable debido al bajo número de muestras
[2] Ríos Solimões (nombre local río Amazonas), Ucayali, Marañon (Peru)

se transformaron todos los datos a longitud estándar (LE), utilizando las formulas presentadas en el cuadro 8.11. Cabe notar que las hembras siempre son más grandes que los machos. Por ejemplo, las 18 hembras maduras capturadas por Coronel *et al.* (2004) en los alrededores de Puerto Villarroel (río Ichilo), cerca a sus zonas de desove, tenían una longitud total (LT) promedio de 92.5 (± 4.4) cm, significativamente mayor a la longitud de los 12 machos capturados (80.2 ± 2.7 cm) (Kruskal-Wallis; H=212; p<0.0001) (Cuadro 8.12). Loubens & Aquim (1986) y García Vásquez *et al.* (2009) encontraron diferencias similares entre hembras y machos en el río Mamoré, y en la región de Iquitos (Amazonía peruana), respectivamente.

Goulding (1979) observó dorados que tenían en promedio 75.9 cm de longitud estándar a la altura de la cachuela de Teotônio (río arriba de Porto Velho). La mayoría de los individuos pesaban entre 3 y 9 kg, pero ocasionalmente individuos mayores a los 15 kg fueron observados. En la Amazonía boliviana, los individuos capturados con redes experimentales o desembarcados en los puertos pesqueros resultaron levemente más grandes (Cuadro 8.12). Loubens & Aquim (1986) registraron tamaños entre los 75 y 95 cm de longitud estándar en el río Mamoré debajo la confluencia con el río Isiboro y en el Isiboro Bajo (ver Cuadro 8.12). Por otro lado, Le Guennec (1985) presentó datos de longitud de 30 individuos capturados en el río Mamoré en los alrededores de Trinidad. El tamaño promedio (LE) de todos los individuos (hembras y machos juntos) capturados por este último autor fue de 84.8 cm, nueve cm más grande que los individuos encontrados en Teotônio (Cuadro 8.12). Cabe mencionar que Le Guennec (1985), Loubens & Aquim (1986) y Loubens *et al.* (1984) no encontraron juveniles en la zona: el individuo más pequeño registrado por estos autores fue un macho de 75 cm de longitud estándar.

Cuadro 8.12. Comparación de las longitudes estándar (LE) de los dorados (*Brachyplatystoma rousseauxii)* capturados en la Amazonía boliviana, peruana y brasilera. DE = Desviación estándar

Sexo	Año de colecta	Lugar	N	Rango LE (min.-max.) (cm)	LE promedio ± DE (cm)	Rango Peso (min-max) (kg)	Peso promedio ± DE (kg)	Referencia
Amazonía brasilera								
H&M	1983	Estuario	8 507	-	56.8	-	-	Barthem & Goulding (1997)
H&M	1983	Bajo Amazonas	1 262	-	65.1	-	-	Barthem & Goulding (1997)
H&M	1980	Manaus	763	-	82,7	-	-	Barthem & Goulding (1997)
H&M	1977	Medio río Madera	65	66.0 -116.0 [1]	79.5 [1]	-	-	Goulding (1979)
H&M	1977-78	Madera	2 267	-	79	-	-	Barthem & Goulding (1997)
H&M	1977	Madera (Teotônio)	398	59.7 - 135.2 [1]	75.9 [1]	1.0 - 22.0	6.4	Goulding (1979)
Amazonía boliviana								
H&M	1981-84	Mamoré	30	75.0 - 95.0	84.8 ± 4.8	6.1 - 14.8	9.0 ± 1.5	LeGuennec (1985)
H	1983-86	Mamoré	14	80.0 - 95.0	-	-	-	Loubens & Aquim (1986)
M	1983-86	Mamoré	17	75.0 - 88.0	-	-	-	Loubens & Aquim (1986)
H&M	1983-86	Mamoré	31	75.0 - 95.0	-	-	-	Loubens & Aquim (1986)
H	2000	Ichilo (Puerto Villarroel)	12	86.9 - 98.9	92.5 ± 4.4	9.0 - 17.5	13.1 ± 2.6	Coronel *et al.* (2004)
M	2000	Ichilo (Puerto Villarroel)	12	75.4 - 83.7	80.2 ± 2.7	6.0 - 9.0	7.3 ± 1.0	Coronel *et al.* (2004)
H&M	2000	Ichilo (Puerto Villarroel)	24	75.4 - 98.9	86.6 ± 7.2	6.0 - 17.5	10.4 ± 3.5	Coronel *et al.* (2004)
H&M	2001-03	Ichilo (Puerto Villarroel)	162	76.0 - 105.8	86.7 ± 8.1	6.0 - 17.0	9.4 ± 2.7	Van Damme (datos no publicados)
H	2000	AltoBeni (Rurrenabaque)	3	101.0 - 120.5	108.3	14.0 - 26.0	19.5	Coronel (datos no publicados)
Amazonía peruana								
H	1998	Iquitos [3]	1 693	63 - 148	91 ± 13	3.3 - 44.0	11 ± 5	García Vásquez *et al.* (2009)
H	1999	Iquitos [3]	749	62 - 138	93 ± 13	3.5 - 38.0	11 ± 5	García Vásquez *et al.* (2009)
M	1998	Iquitos [3]	1 507	61 - 134	82 ± 9	2.7 - 22.0	8 ± 3	García Vásquez *et al.* (2009)
M	1999	Iquitos [3]	565	64 - 115	82 ± 13	3.0 - 18.0	8 ± 5	García Vásquez *et al.* (2009)
H&M	1998	Iquitos	4 835	60 - 148	87 ± 13	2.5 - 44.0	10 ± 5	García Vásquez *et al.* (2009)
H&M	1999	Iquitos	1 957	62 - 138	89 ± 13	2.7 - 38.0	10 ± 5	García Vásquez *et al.* (2009)

[1] Estimado en base a la frecuencia dedistribución de longitudes horcales presentada por los autores. El rango indica los mínimos y máximos de la primera y de la última clase de longitud respectivamente. Las longitudes horcales fueron transformadas a longitudes totales utilizando la formula LH = 1.869 + 1.033 LE

[2] Calculado en base a la relación entre LH y LE proporcionada por García Vásquez *et al.* (2009): LH= 1.869 + 1.033 LE

[3] Ríos Solimões (nombre local río Amazonas), Ucayali, Marañon (Perú)

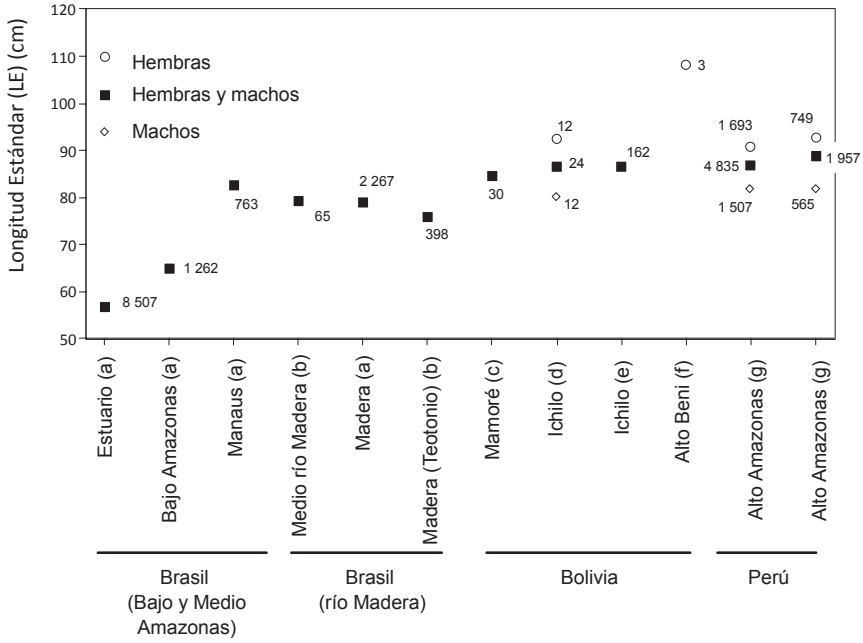


Figura 8.8.Promedios de las longitudes estándar (LE) de los dorados (*Brachyplatystoma rousseauxii*) capturados en la Amazonía brasilera, peruana y boliviana. Se indica el número de individuos. Se presentan las desviaciones estándar en el cuadro 8.12. Las referencias son: (a) Barthem & Goulding (1997); (b) Goulding (1979); (c) Le Guennec (1985); (d) Coronel *et al*. (2004); (e) Van Damme (datos no publicados); (f) Coronel (datos no publicados); (g) García Vásquez *et al*. (2009)

Cuadro 8.13. Longitudes estándar alcanzadas (en cm) de *Brachyplatystoma rousseauxii* a diferentes edades, calculadas en base a la ecuación de Von Bertalanffy en la región de Iquitos (Amazonía peruana) (García Vásquez *et al.,* 2009).

	Longitud estándar	
Edad (años)	**Hembras**	**Machos**
1	50.2	47.6
2	76.1	72.1
3	95.6	90.2
4	110.1	103.6
5	121.0	113.6
6	129.1	120.9
7	135.2	126.4
8	139.8	130.4
9	143.2	133.4
10	145.7	135.7
11	147.6	137.3
12	149.1	-
13	150.1	-
∞	153.3	142.0
K	0.29	0.30

Más arriba en la cuenca, en el río Ichilo, los peces presentaron un tamaño promedio ligeramente mayor que en el río Mamoré. El tamaño promedio de todos los individuos encontrados por Coronel *et al.* (2004) y por Van Damme (datos no publicados) fue aproximadamente de dos cm mayor a lo reportado por Le Guennec (1985) para el río Mamoré (Cuadro 8.12; Fig. 8.8). Es interesante notar que los individuos más grandes encontrados en el eje Mamoré-Ichilo en los últimos 10 años alcanzaron 17.5 kg y 105.8 cm. Aunque se trata de una muestra pequeña (N=247), los pescadores de las localidades de Puerto Villarroel y Trinidad afirman que no hay individuos más grandes en la zona. Los tamaños promedios de los individuos reportados para los ríos Ichilo y Mamoré son muy similares a los reportados por García Vásquez *et al.* (2009) en la región de Iquitos, Perú (Cuadro 8.12). Sin embargo, el individuo más grande registrado hasta la fecha en el río Ichilo (longitud estándar 105.8 cm) (Van Damme, datos no publicados) es bastante pequeño en comparación con los individuos más grandes reportados por García Vásquez *et al*. (2009) en el Perú (148 cm), por Barthem & Goulding (1997) en Brasil (163 cm) y por Muñoz-Sosa (1996)

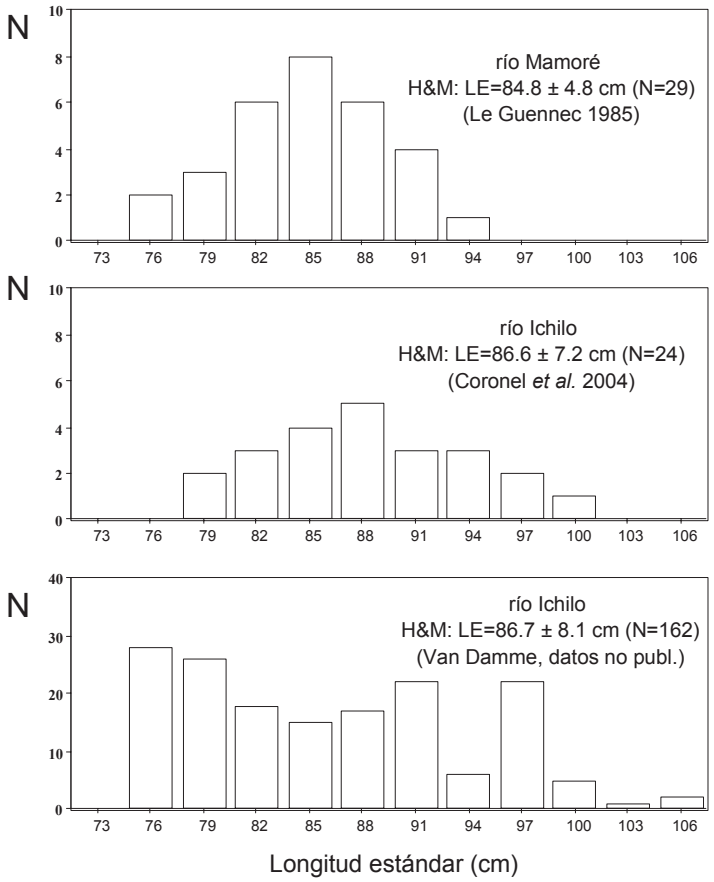


Figura 8.9. Distribución de frecuencias de la longitud estándar (LE) de *Brachyplatystoma rousseauxii* capturado en el río Mamoré por Le Guennec, (1985) y en el río Ichilo en marzo y abril del año 2000 (en base a Coronel *et al*., 2004) y en 2001-03 (Van Damme, datos no publicados) H=Hembras; M=Machos.

en Colombia (167 cm). Estos datos sugieren que existe una variación importante de los tamaños máximos a lo largo de un gradiente latitudinal. La presencia de individuos más grandes en Manaus en comparación a los individuos del río Madera (Barthem & Goulding, 1997) podría ser el resultado de preferencias etarias, en la cual los individuos más grandes y viejos eligen o prefieren ríos de menor latitud y/o ríos más grandes. Mayores estudios deberían definir cuales factores históricos y/o ambientales (por ejemplo, tamaño del río, calidad de las aguas, temperatura del agua) son los que afectan los rasgos de vida de la especie, y como estos mismos influyen sobre las características particulares de las poblaciones de dorado en los distintos ríos. También, se necesitan estudios más profundos basados en muestras más grandes.

No se dispone de mucha información sobre las poblaciones de dorado en otras cuencas de la Amazonía boliviana. Llama la atención que tres hembras maduras capturadas en el río Beni (en proximidad de Rurrenabaque) en el mes de febrero 2000 tenían tamaños (LE) de 101, 104 y 121 cm, y pesos de 14, 19 y 26 kg respectivamente (Coronel, datos no publicados) (Cuadro 8.12; Fig. 8.8). Estos tamaños y pesos fueron mayores a los de casi todos los individuos reportados hasta la fecha en el río Ichilo. No existen más registros de la especie en el río Beni, pero los pescadores locales afirman que individuos de este tamaño son comúnes.

Además de lo mencionado, es interesante notar que los tamaños máximos registrados en el río Ichilo son sólo un poco mayores a los tamaños de primera madurez sexual (TME) proporcionados por García Vásquez *et al.* (2009) para la región de Iquitos, Perú (88.0 - 95.0 cm para hembras y 81.0 – 86.2 cm para machos). Las trece hembras estudiadas por Coronel *et al.* (datos no publicados), que se encontraban dentro un rango de tamaños de 87.5 a 98.9 cm, tenían gonadas maduras y valores de IGS (Indíce Gonado Somático) entre 3.8 y 11.8 (promedio 7.8 ± 2.7) (Cuadro 8.14).

Si aplicamos la curva de crecimiento en base a la ecuación de Von Bertalanffy que publicaron García Vásquez *et al.* (2009) para la región de Iquitos (Cuadro 8.13) a las hembras del río Ichilo, éstas tendrían en promedio una edad de 2.5 años, y un máximo de 3.5 años, y los machos del mismo río tendrían en promedio una edad de 2.5 años y una edad máxima de 3 años. Posiblemente, los tamaños pequeños y la ausencia de peces con edades entre cinco y 13 años, se debe a la alta presión pesquera a la que están sujetos en toda la cuenca del río Madera. Como indicado anteriormente una explicación

Cuadro 8.14: Indice Gonadosomático (IGS) de 43 individuos maduros de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el río Ichilo capturados el año 2000 (Coronel *et al.*, 2004)

	N	IGS
Hembras	18	7.8 (± 2.7)
Machos	25	1.1 (± 0.6)

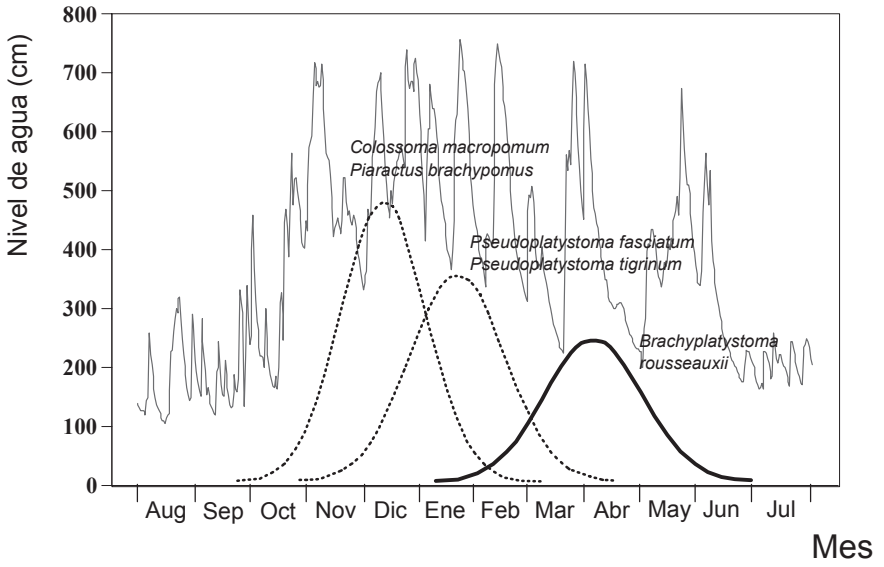


Figura 8.10. Probable época de desove de *Brachyplatystoma rousseauxii* (dorado) en el río Ichilo (en base a Muñoz y Van Damme, 1998, Coronel *et al.,* 2004 y observaciones personales), comparación con las época de desove de 4 otras especies migratorias, y sobreposición con datos de nivel de agua en la localidad de Puerto Villarroel (1999-2000)

alternativa es que factores ambientales influyen en las diferencias observadas entre las poblaciones de distintas cuencas.

Varios autores han especulado acerca de las posibles zonas de desove del dorado. Goulding (1979) y Barthem & Goulding (1997) afirman que el dorado no se reproduce en el río Madera. Por otro lado, Lauzanne *et al*. (1990) tampoco encontraron individuos maduros en el río Mamoré, debajo de la confluencia de los ríos Grande e Ichilo (a una altura aproximada de 250 msnm). Estos últimos autores sugieren que los individuos capturados en la zona fueron preadultos, y asumen que la especie se reproduce más arriba en la cuenca, específicamente en las cabeceras del río Mamoré. Coronel (datos no publicados) confirmó la hipótesis de Lauzanne *et al.* (1990), demostrando que todos los individuos capturados en el río Ichilo (entre la confluencia de los ríos Ichilo/Chapare y Puerto Grether) en los meses de marzo y abril 2001 se encontraban maduros y listos para desovar (Cuadro 8.14). Por otra parte, muestreos realizados directamente río abajo del abanico del río Alto Ichilo realizados el año 2004 (Muñoz, datos no publicados) sugieren que la especie en esta cuenca no arriba más de los 300 msnm para desovar, lo cual podría indicar que las zonas de desove se encuentran entre los 250 y los 300 msnm, a la altura de Puerto Villarroel y Puerto Grether en la cuenca alta del río Ichilo, cabecera del río Mamoré.

No existen observaciones similares para la cuenca del río Beni, pero de testimonios de pescadores se puede deducir que en esta cuenca la zona de desove se encuentra un poco

más arriba, entre los 280 y los 330 msnm (Carvajal, datos no publicados). En la figura 8.7, se presentan las posibles zonas de desove en Bolivia. Este mapa coincide relativamente bien con el mapa publicado por Barthem & Goulding (2007), con la diferencia que según estos últimos autores la zona de desove en la Amazonía boliviana se sitúa entre aproximadamente 300 y 2 000 msnm, mientras que suponemos que en Bolivia la franja que coincide con la zona de desove se encuentre más abajo y es más angosta. No existe ningun indicio que los dorados puedan migrar arriba de los 300 msnm, en contraste con especies como el sábalo, el surubí y el muturo, que regularmente se encuentran hasta los 1 000 msnm (obs. personales). Se asume que la confluencia de las cabeceras directamente por debajo de la zona de piedemonte ofrece las mejores condiciones para el desove del dorado: confluencia de cabeceras mayores, facilidad de acceso y alta turbulencia.

García Vásquez *et al.* (2009) demostraron que la época de reproducción en la región de Iquitos se da entre el inicio del retroceso de las aguas y las aguas más bajas, que en esta región coincide con los meses de mayo a septiembre. Existen muy pocos datos para evaluar si este patrón se repite en la Amazonía boliviana. En el río Ichilo, cabecera del río Mamoré, hay algunos indicios que el desove ocurre al final de la época de crecidas (marzo-junio) (Coronel *et al.,* 2004), que coincide con el final de la época de aguas altas (Fig. 8.10), y no durante aguas bajas, como es el caso del norte del Perú. Estas observaciones coinciden con las estadísticas pesqueras de Puerto Villarroel, donde los pescadores afirman que la especie aparece en el mes de noviembre y desaparece de forma abrupta de las capturas en el mes de mayo de cada año, para otra vez aparecer en noviembre del mismo año. Estas observaciones sugieren que la especie no está presente en el área durante la época de aguas bajas (junio-septiembre) y ya inició su migración post-desove río abajo. Por lo tanto, es posible que los dorados desoven en el río Ichilo más temprano en comparación a otras cabeceras amazónicas, como una adaptación de la especie a las condiciones hidrológicas, limnológicas y biológicas específicas de este río. Evidentemente, se necesitan mayores estudios para verificar estas hipótesis.

Una vez fertilizados, los huevos son arrastrados por la corriente río abajo y se estima que eclosionan después de 24 hrs. Las larvas emergentes continuarían su desplazamiento río abajo por varios días. Asumiendo una velocidad promedio del agua de 1 m s^{-1} (Molina *et al*., 2011a) y una distancia aproximada de 1 443 km entre las zonas de desove (cerca a Puerto Villarroel) y la frontera (SNHN, 2007), se estima que lleguen a los límites entre Bolivia y Brasil en aproximadamente 17 días, dependiendo de su viscosidad, peso y volumen en las diferentes etapas de su crecimiento. Luego de pasar la frontera con Brasil, las larvas, que se tornan en juveniles, siguen bajando por el río Madera y el río Amazonas hasta el estuario. Recorrerían en total unos 3 945 km aproximadamente (de las cuales 2 502 se encuentran en territorio brasilero). Estimando una velocidad de movimiento de 1 m s^{-1}, el viaje entre las zonas de desove en Bolivia y el estuario les tomaría en total 46 días. Leite *et al.* (2007) colectaron larvas en desarrollo temprano de *B. rousseauxii* y *B. platynemum* en el río Madre de Dios y el alto Madera, lo cual es una evidencia adiconal

que la reproducción de estas especies ocurre en las zonas más altas de esta cuenca. Estudios similares no han sido realizados en Bolivia.

Se supone que las larvas que descienden por el río encontrarán las condiciones hidrológicas óptimas durante su viaje, no solo en territorio boliviano, sino a lo largo de su trayecto de 3 500 km. Es poco probable que el agua de las últimas crecidas ingrese a las lagunas de várzea, puesto que la planicie de inundación al final de la época de lluvias ya se encuentra saturada con agua y por el contrario empieza a escurrir al canal principal. Según García Vásquez *et al*. (2009), las larvas encontrarían las condiciones biológicas óptimas durante su descenso al estuario del río Amazonas en el período de aguas bajas. Durante este periodo el río principal recibiría aguas provenientes de las lagunas, enriquecidas con nutrientes, fitoplancton y zooplancton, que representan las presas de las larvas y juveniles de dorado durante su descenso por los ríos Mamoré, Madera y Amazonas.

Los juveniles, ayudados por la corriente, alcanzan el estuario del Amazonas, donde se refugian y se alimentan por 1-2 años. García Vásquez *et al.* (2009) indican que el crecimiento en el primer año es muy rápido, llegando a 50 cm de longitud estándar. Posteriormente, inician un nuevo desplazamiento progresivo río arriba hacia sus zonas de desove, que en parte podrían ser las mismas zonas donde nacieron (ver para una discusión Barthem & Goulding, 1997; Batista *et al.,* 2005a,b; Bastista & Alves Gomes, 2006). García Vásquez *et al.* (2009) sugieren que una pequeña porción de las larvas entran en lagunas de várzea a lo largo del río Amazonas, por lo tanto según estos autores no existiría una dependencia 100% del estuario durante la primera etapa de su vida.

No se dispone de mucha información acerca de la dieta del dorado en la Amazonía boliviana. Esta especie es carnívora y se alimenta mayormente de peces que pertenecen a las familias Characidae, Hemiodontidae y Curimatidae (Barthem & Goulding, 1997). Estas especies presa son intensivamente explotadas por las pesquerías industriales en los países vecinos (Perú, Brasil), en cambio en Bolivia no forman parte de los desembarques. Barbarino Duque & Winemiller (2003) encontraron que *B. flavicans* (ahora *B. rousseauxii*) en la cuenca del Orinoco consume predominantemente especies del orden Gymnotiformes. Sin embargo, en la Amazonía boliviana raras veces se encuentran individuos con estómagos llenos, lo cual se debe probablemente a que los individuos capturados en Bolivia se encuentran en fase de reproducción principalmente.

En los ultimos años, los estudios genéticos han permitido aumentar el conocimiento de la biología de esta especie. Coronel *et al.* (2004) evaluaron la diversidad genética de *B. rousseauxii* en los ríos Ichilo y Beni mediante el uso de aloenzimas y enzimas de restricción aplicadas sobre la región de control del DNA mitocondrial (RFLP-PCR). Su estudio reveló una baja variabilidad en los ríos estudiados. Sin embargo, los individuos del canal principal del río Beni (3) tuvieron una heterogeneidad y un nivel de polimorfismo ligeramente mayor en comparación a los individuos provenientes del río Ichilo (46). La diversidad nucleotidica fue superior para los individuos del río Beni. Los autores sugieren que los bajos valores

observados en el río Ichilo podrían ser el resultado de una reducción histórica en el tamaño poblacional de esta especie. Por su parte, Batista (2009) concluyó que *B. rousseauxii* se compone de una sola población panmíctica distribuida desde el estuario del Amazonas hasta las cabeceras de sus tributarios, al igual que fue sugerido por Barthem & Goulding (1997), mediante el análisis de 483 individuos provenientes de 13 localidades repartidas en la Amazonía brasilera y peruana utilizando marcadores nucleares (microsatelites). Adicionalmente, este autor encontró ciertas tendencias de estructuración a nivel de la distribución de los haplotipos de la región de control, obtenidos de 652 individuos provenientes de 15 localidades (Brasil y Perú), y sugirió que no se puede descartar totalmente el supuesto de un comportamiento reproductivo filopátrico (homing) como fue planteado por Batista & Alves Gomes (2006). Los mayores niveles de variabilidad genética identificados para la región de control dentro de este estudio fueron observados en el estuario del Amazonas. Esta variabilidad espacial podría ser explicada por la llegada anual y la residencia temporal de los estados inmaduros (juveniles) que nacen en las partes altas de la cuenca y viajan a la deriva de las aguas hasta alcanzar ambientes idóneos para su desarrollo. Observaciones similares sobre la variabilidad geográfica de esta especie fueron realizadas anteriormente por Batista (2001) y Batista & Alves Gomez (2006).

Mucha de la información disponible sobre la especie proviene de la cuantificación de los volúmenes de desembarque (Cuadro 8.15; Fig.8.11). En los ríos Beni y Madre de Dios, su captura es anual, mientras en la cuenca del Río Mamoré su captura es estacional: durante la época de aguas bajas sólo se la encuentra en la porción media-baja (a alturas de Trinidad-Guayaramerín), mientras que durante las aguas altas es frecuente en las cabeceras (hasta la altura de Puerto Grether) (Van Damme, datos no publicados). En el río Iténez, no existe información sobre la estacionalidad en los desembarques. La especie es explotada comercialmente en toda la cuenca de la Amazonía boliviana, pero representa un muy bajo porcentaje (probablemente < 1%) del volumen de los desembarques (Van Damme *et al*., 2011). Sin embargo, es probable que estos últimos autores subestimaran la contribución de esta especie a las capturas totales como consecuencia del método utilizado (entrevistas con personas claves). Por ejemplo, la especie no figura entre sus datos reportados para Cachuela Esperanza, aunque su captura y comercialización fue observada en diversas oportunidades (Rey Ortiz, datos no publicados). En Puerto Villarroel, donde Muñoz *et al*. (2005) y Van Damme *et al*. (2005) colectaron estadísticas pesqueras, la captura anual promedio fue estimada en 1.2 t año^{-1} en el período 1999-2003 (5.1% del total reportado). Payne (1987) estimó el volumen de desembarque de la especie en 883 kg el año 1986. Los datos del consumo en los mercados de La Paz, Santa Cruz y Cochabamba (CDP, 1995) muestran que los años 1990, 1991 y 1992 en Cochabamba se consumió respectivamente 1 160, 215 y 880 kg de dorado proveniente de Puerto Villarroel. Las estadísticas pesqueras contienen además datos de consumo de "dorado" pero no se aclara si se trata en este caso de "dorado" *(Salminus brasiliensis)* proveniente de la cuenca del Pilcomayo, "dorado de escama" (*Pellona* spp.) proveniente de la cuenca amazónica o "dorado de cuero" (*Brachyplatystoma rousseauxii*) de la cuenca amazónica. En las comunidades Takana, en la cuenca alta del río Beni, la especie ocupa el quinto lugar en las capturas, representando

Cuadro 8.15. Volúmenes de captura o desembarque estimados de *Brachyplatystoma rousseauxii* en la cuenca media y alta del río Madera

Localidad	kg/año	Años	Referencia	Comentarios
Humaitá	10 000	01-03	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque
Porto Velho	39 942	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *En base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005 *40% del volumen de desembarque posiblemente proviene del río Amazonas
Alto río Madera	75 200	77	Goulding (1979)	*Captura estimada entre la boca del río Machado y la primera cachuela, río abajo de Porto Velho
Medio río Madera	77 800	77	Goulding (1979)	*Captura estimada entre la boca del río Machado y la boca del río Aripuaña, además se incluye capturas en la boca de los ríos Jamari y Machado y en la cachuela del río Machado
Teotônio	127 800	77	Goulding (1979)	*Monitoreo en punto de desembarque
Teotônio	1 955	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *En base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005
Abuná	22	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque *En base a 15 meses de muestreo entre diciembre 2003 y febrero 2005
Nova Mamoré	216	03-05	FURNAS-ODEBRECHT (2005)	*Monitoreo en punto de desembarque
Costa Marques	730	96-09	Doria & Brasil de Souza (en prep.)	*Monitoreo en punto de desembarque
Guajará-Mirim	1 100	96-08	Doria & Brasil de Souza (en prep.)	*Monitoreo en punto de desembarque
Puerto Maldonado	22 000	77-87	Montreuil *et al.* (1988)	*Monitoreo en punto de desembarque
Trinidad	883	85-87	Payne (1987)	*Monitoreo en punto de desembarque *Monitoreo de septiembre 1985 a julio 1987
Puerto Villarroel	321	86-94	CDP (1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995)	*En base a datos de mercado de Cochabamba
Puerto Villarroel	1 220	99-03	Van Damme *et al.* (2005)	*En base a auto-monitoreo por parte de los pescadores
Takana (Alto Beni)	3 981	01-07	Miranda-Chumacero *et al.* (2011)	*En base a auto-monitoreo por parte de los pescadores

el 9.4% de los desembarques (Miranda-Chumacero *et al*., 2011). En el río Iténez no es una especie muy común en los desembarques. Doria & Brasil De Souza (en prep.) estimaron una captura anual de 0.73 t año^{-1} (promedio de 6 años entre 1996 y 2009) en Costa Marques y de 1.10 t año^{-1} (promedio de 7 años entre 1996 y 2008) en Guajará-Mirím. En la cuenca alta de este mismo río (punto de desembarque Pimenteiras), la especie no forma parte de las capturas comerciales y está reemplazada por individuos subadultos y adultos de *Brachyplatystoma filamentosum* (localmente "filhote") (Doria & Brasil De Souza, en prep.).

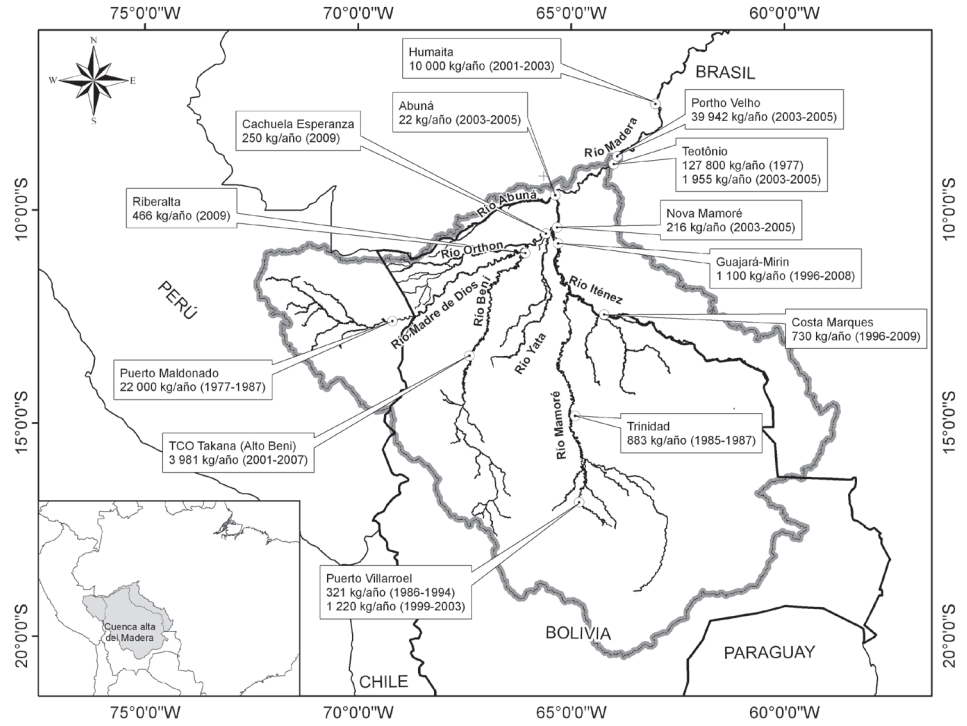


Figura 8.11. Volúmenes de captura o desembarque estimados de *Brachyplatystoma rousseauxii* en la cuenca media y alta del río Madera. Mara mayor explicación ver cuadro 8.15.

Se estima que la captura total en la Amazonía boliviana (excluyendo las capturas realizadas en ríos transfronterizos como el río Iténez) no excede los 15 t año^{-1}, dato que contrasta con las capturas en los países vecinos: Goulding (1979) registró una captura de 280.9 t en el Alto y Medio río Madera el año 1977. FURNAS-ODEBRECHT (2005) reportaron una captura promedio de 10 t año^{-1} (promedio de 3 años: 2001-2003) en Humaitá (río Madera) y de 39.9 t el año 2004 en Porto Velho (río Madera). Montreuil *et al*. (1988) indican que el volumen promedio de desembarque de dorado en la cuenca alta del río Madre de Dios (Puerto Maldonado) entre 1977 y 1987 fue de 22 t año^{-1}. Sin embargo, Tello (2002) indicó que en esta localidad las capturas de esta especie y de otros bagres disminuyeron drásticamente entre 1994 y 2001.

Se estima que en la actualidad los desembarques totales en la cuenca media y alta del Madera no sobrepasan las 100 t anuales. Comparada con otras cuencas amazónicas, este volumen es relativamente bajo. García *et al*. (2008), por ejemplo, estimaron que los pescadores de la región de Loreto (Amazonía peruana) desembarcan 203 t año^{-1} (promedio 1984-2006) provenientes de los ríos Amazonas, Uyacali y otros ríos más pequeños, aunque detectaron una tendencia de disminución de las capturas de esta especie de 336 t en 1984 a 67 t en 2006.

El dorado es una de las especies más amenazadas en la Amazonía. La mayor amenaza es la pesca descontrolada de individuos inmaduros en el estuario y en la cuenca baja y media del río Amazonas (Barthem & Goulding, 2007). También, la pesca desmesurada durante la época de migración reproductiva en las cabeceras de los ríos de aguas turbias del río Madera en Brasil, particularmente a la altura de las cachuelas, representa una amenaza importante. A eso se suma una extracción moderada de la especie durante la época reproductiva, particularmente en las partes altas de los ríos Ichilo y Beni. Sin embargo, se estima que la presión pesquera sobre la especie realizada en Bolivia es mínima en comparación con los países vecinos. Se recomienda evaluar el impacto de la pesca sobre la especie en época de reproducción en los alrededores de Puerto Villarroel (río Ichilo) y Rurrenabaque (río Beni).

En el Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009), la especie fue categorizada como Vulnerable (VU) (Carvajal-Vallejos & Van Damme, 2009). En previos libros rojos no fue evaluada (Sarmiento & Barrera, 1996; Sarmiento & Barrera, 2003). En el Perú fue categorizado como Vulnerable (VU) (Anónimo, 2004). En el Brasil no fue incluida en el Libro Rojo (Rosa & Lima, 2008). Sin embargo, fue incluida en la Instrução Normativa 05/04 del Ministerio de Medio Ambiente. Colombia consideró a la especies como En Peligro (EN) (Mojica *et al*., 2002).

La legislación pesquera boliviana no contempla medidas específicas para la conservación de esta especie. Se implementa una veda parcial durante la época de aguas altas en la cuenca alta del río Mamoré (río Ichilo). La especie está parcialmente protegida en algunos parques nacionales (Territorio Indígena Parque Nacional Isiboro Sécure, Parque Departamental ANMI Iténez, Parque Nacional Noel Kempff Mercado). No obstante, debido a sus hábitos migratorios, estas medidas son probablemente insuficientes para su protección a largo plazo. Actualmente se está elaborando un estudio sobre la genética de poblaciones para conocer los flujos genéticos en los ríos de aguas turbias del Alto Madera (Carvajal, datos no publicados)

Sin duda, la construcción de represas hidroeléctricas constituye la mayor amenaza para esta especie (Barthem *et al.,* 1991). Las represas en construcción sobre el río Madera (Brasil) y las proyectadas sobre los ríos Beni y Mamoré podrían ocasionar obstrucción del ciclo de vida de la especie y afectar la sobrevivencia de las poblaciones en esta cuenca. Es evidente que estas represas deben disponer de sistemas eficientes de traspaso de adultos, huevos y larvas, para evitar el colapso de las poblaciones del dorado y de las pesquerías comerciales en toda la Amazonía boliviana.

AGRADECIMIENTOS

A Catie Bursch por la elaboración de las ilustraciones de Chuncuina, surubí y tambaquí. A Monica Pacorricona por la elaboración de las otras ilustraciones. A Pilar Beccera por la asistencia en la

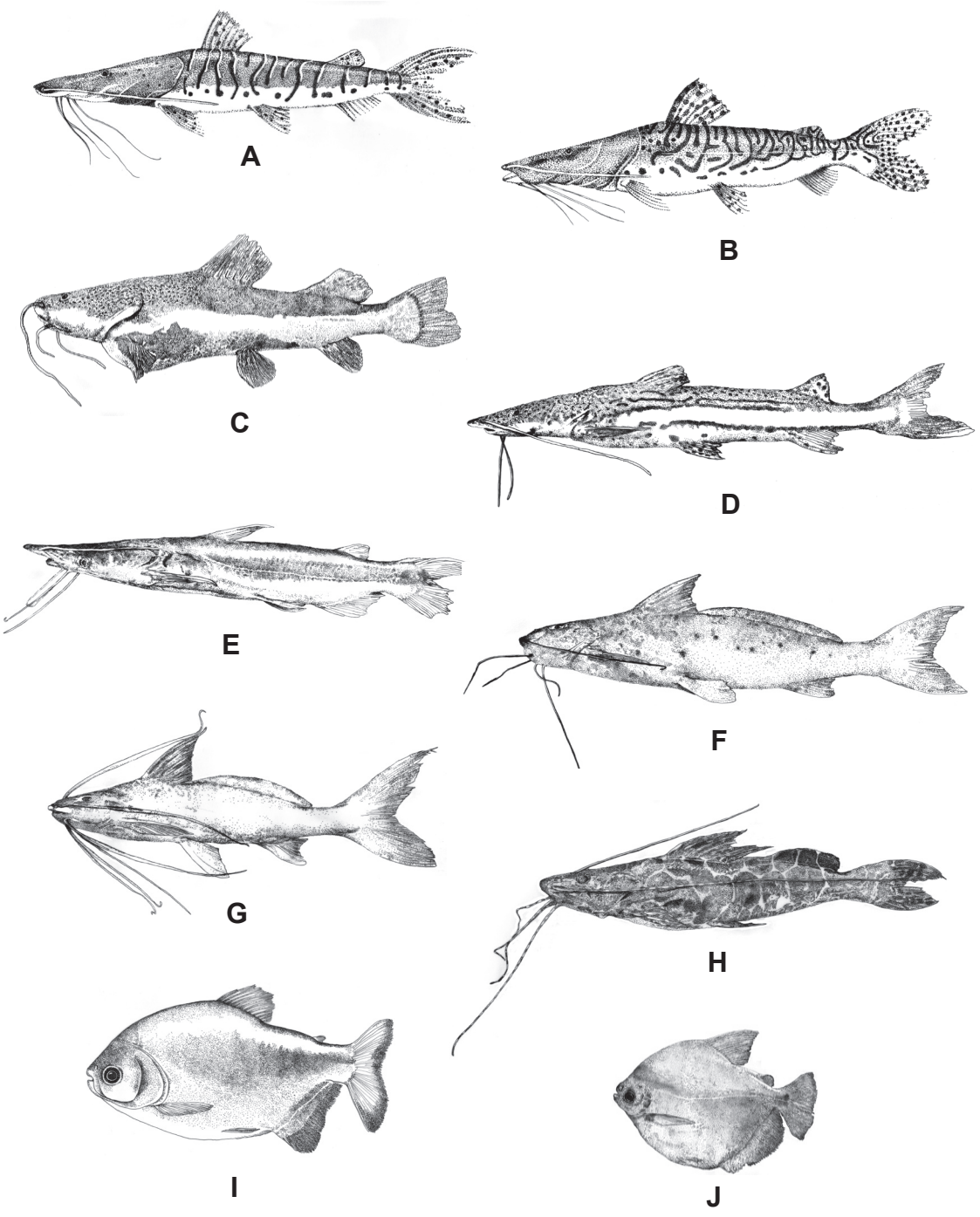


Figura 8.12: Peces migratorios de la Amazonía boliviana. (A) Surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*); (B) Chuncuina (*Pseudoplatystoma tigrinum*); (C) General (*Phractocephalus hemioliopterus*); (D) Paleta (*Sorubimichthys planiceps*); (E) Paleta (*Sorubim lima*); (F) Blanquillo (*Calophysus macropterus*); (G) Blanquillo (*Pinirampus pirinampu*); (H) *Leiarius marmoratus*; (I) Tambaquí (*Piaractus brachypomus*); (J) Pacupeba (*Mylossoma* sp.). (Ilustraciones A, B, I y J: Catie Bursch; ilustraciones C, D, E, F, G y H: Mónica Pacorricona)



A



B

Figura 8.13: Peces migratorios de la Amazonía boliviana. (A) Dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*); (B) Pacú (*Colossoma macropomum*). (Fotos: F. Carvajal-Vallejos)

elaboración de figuras. Agradecemos a Jorge Molina por proporcionar datos de nivel de agua de Puerto Villarroel.

REFERENCIAS

Aliaga, C. (2003). Variabilidad genética de *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus* en la región del Alto Madera (Amazonía Boliviana) para el análisis del polimorfismo de la longitud de secuencias intrónicas (EPIC-PCR). Tesis de grado para optar el título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 103 p.

Alonso, J.C. & N. Fabré (2005). Definición del stock pesquero del dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*) en la cuenca Amazónica a través de su estructura por edades. p. 36-41. En: Renno, J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez. (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonia y Piscicultura. Comunicaciones del Primer colóquio de la Red de Investigación sobre la ictiofauna Amazónica, Iquitos, Peru.

Alonso, J.C. & L.E. Mergulhão Pirker (2005). Dinâmica populacional e estado actual da exploração de piramutaba e de dourada. p. 21-28. En: Fabre, N.N. & R.B. Barthem (Eds.). O manejo da pesca dos grandes bagres migradores. Piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas. ProVárzea, IBAMA, Manaus, Brasil.

Anónimo (2004). Categorización de Especies amenazadas de Fauna Silvestre. Decreto Supremo Nr. 034-2004-AG 17 de Septiembre del 2004

Araujo-Lima, C. & M. Goulding (1997). So fruitful a fish: Ecology, conservation and aquaculture of the Amazon's tambaquí. Columbia University Press, New York. 190 p.

Araujo-Lima, C.A.R.M. & M.L. Ruffino (2003). Migratory fishes of the Brazilian Amazon: Biology. p. 235-301. En: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds). Migratory fishes of South America. Biology, fisheries and conservation status. Victoria BC: The World Bank-IDRC-World Fisheries Trust. 372 p.

Ayala, G., K. Zambrana & M. Maldonado (2000). Estructura trófica de la ictiocenosis en lagunas de la llanura inundable de los ríos Ichilo y Chapare (Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 7: 3-24.

Baigún, C., N. Oldani & P.A. Van Damme (2011). Represas hidroeléctricas en America Latina y su impacto sobre la ictiofauna: lecciones aprendidas. p. 397-416. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Barbarino Duque, A. & K.O. Winemiller (2003). Dietary segretation among large catfishes of the Apure and Arauca Rivers, Venezuela. Journal of Fish Biology, 63: 410-427.

Barthem, R.B., M.C. Lambert de Brito Ribeiro & M. Petrere Jr. (1991). Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. Biological Conservation, 55: 339-345.

Barthem, R.B. & M. Goulding (1997). The catfish connection: Ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, New York.

Barthem, R. (1999). Várzea fisheries in the Middle Rio Solimoes. p. 7-28. En : Padoch C., M. Ayers, M. Pinedo-Vasquez & A. Henderson (Eds.). Várzea: diversity, development and conservation of Amazonia's Whitewater floodplains. Advances in economic botany. Vol. 13. New York Botanical Garden Press, New York.

Barthem, R.B. & M. Goulding (2007). Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca.ACCA-ACA. 243 p.

Batista, J. S. (2001). Estimativa da variabilidade genética intra-específica da dourada *Brachyplatystoma flavicans,* Castelnau, 1855 (Pimelodidae - Siluriformes) no Sistema Estuário-Amazonas - Solimões. Universidade do Amazonas. Programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/FUA. Teses de Mestredo em Ciências Biológicas Área de Concentração Biologia de Água Doce e Pesca Interior. Manaos, Brasil. 113 p.

Batista, J., C. Garcia-Dávila, T. Marão-Siqueira, D. Ruiz, W. Chota, K. Formiga-Aquino & J.A. Alves-Gomes (2005a). Genética populacional da dourada *Brachyplatystoma rousseauxii* (Pimelodidae – Siluriformes) na Amazônia Brasileira e Peruana. p. 123-128. En: Renno, J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez

(Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonia y Piscicultura. Comunicaciones del Primer colóquio de la Red de Investigación sobre la ictiofauna Amazónica, Iquitos, Peru.

Batista, J.S., K. Formiga-Aquino, I.P. Farias & J.A. Alves-Gomes (2005b). Variabilidades genética da dourada e da piramutaba na bacia Amazônica. p. 15-19. Em: Fabré, N.N. & Barthem, R.B. (Eds.). O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: Piramutaba e dourada no Eixo Solimões-Amazonas. Manaus: Edições ProVárzea/Ibama.

Batista, J.S. & J.A. Alves-Gomes (2006). Phylogeography of *Brachyplatystoma rousseauxii* (Siluriformes – Pimelodidae) in the Amazon basin offers preliminary evidence for the first case of "homing" for an Amazonian migratory catfish. Genetics and Molecular Research, 5 (4): 723-740.

Batista, J. S. (2009). Caracterização genética da dourada *Brachyplatystoma rousseauxii*, Castelnau, 1855 (Siluriformes: Pimelodidae) na Amazônia por meio de marcadores moleculares mitocondriais e microssatélites: subsídios para conservação e manejo. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Programa de Pós-Graduação do INPA em Genética, Conservação e Biologia Evolutiva. Teses de Doutorado, 127 p.

Carvajal, F. & M. Maldonado (2005). Influencia de la conexión río-laguna sobre la ictiocenosis lacustre en la várzea del río Ichilo, Cochabamba, Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 33-48.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, M. Jégu & J.P. Torrico (2009). *Colossoma macropomum*. p. 69-70. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) (Eds.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 571 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & P.A. Van Damme (2009). *Brachyplatyostoma rousseauxii*. p. 73-74. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) (Eds.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 571 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana. Habitats, potencialiades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, L. Cordoba & C. Coca (2011). La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana. p. 367-395. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana. Habitats, potencialiades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Castello, L. (2008). Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. Ecology of Freshwater Fish, 17: 38-46.

Castellón, J. (2001). Importancia de la vegetación de la várzea del río Ichilo en la alimentación de dos especies de peces frugívoros (*Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*). Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, UMSS, Cochabamba, Bolivia. 71 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP). (1995). Estadística e información pesquera de Bolivia, 1994. MDE-SNAG-CDP, La Paz, Bolivia. 52 p.

Chernoff, B., P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, A. Machado-Allison, N. Menezes & H. Ortega (1999). Fishes of the Rios Tahuamanu, Manuripi and Nareuda, Depto. Pando, Bolivia: Diversity, Distribution, Critical Habitats and Economic Value. p. 39-46 En: Chernoff, B. & P. Willink (Eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystem of the Upper Río Orthon basin, Pando, Bolivia. Bulletion of Biological Assessment 15. Conservation International, Washington, DC.

Cordova, L., H. Muñoz, G. Rey Ortiz, R. Ayala, J.C. Hector Muñoz & P.A. Van Damme (en prep.). Pesca y manejo participativo del pacú (*Colossoma macropomum*) en el área protegida Iténez (Amazonía boliviana). En: Aguas del Iténez-Guaporé. Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binancional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Coronel, J.S., G.E. Maes, S. Claus, P.A. Van Damme & F.A.M. Volckaert (2004). Differential population history in the migratory catfishes *Brachyplatystoma flavicans* and *Pseudoplatystoma fasciatum* (Pimelodidae) from the Bolivian Amazon assessed with nuclear and mitochondrial DNA markers. Journal of Fish Biology, 65: 859-868.

Correa, S.B., K.O. Winemiller, H. López-Fernández & M. Galetti (2007). Evolutionary perspectivas on seed consumption and dispersal by fishes. BioScience, 57 (9): 748-756.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la

Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Da Costa, L.R.F., R.B. Barthem & M.M. Bittencourt (2001). A pesca do tambaquí (*Colossoma macropomum)*, com enfoque na área do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. Acta Amazônica, 31 (3): 449-468.

Doria, C.R.C. & S.T. Brasil de Souza (en prep.). A pesca nas bacias dos ríos Guaporé e baixo Mamoré, Amazônia Brasileira. En: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: Recuros hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Duponchelle, F., J. Nuñez, J.F. Renno, E. Maldonado & T. Suarez (2005). El pacú, especie de alto valor comercial p. 10-12. En: Van Damme, P.A. & F.M. Carvajal-Vallejos (Eds.). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín (cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia). 31 p.

Farias, I.P., J.P. Torrico, C. García-Dávila, M.da C. Freitas Santos, T. Hrbek & J.F. Renno (2010). Are rapids a barrier for floodplain fishes of the Amazon basin? A demographic study of the keystone floodplain species *Colossoma macropomum* (Teleostei: Characiformes). Molecular Phylogenetics and Evolution. In Press.

Fernandes, C.C. (1997). Lateral migrations of fishes in Amazon floodplains. Ecology of Freshwater Fish, 6: 36-44.

Fuentes-Rojas, V. & D.I. Rumiz (2008). Estudio preliminar de la ictiofauna y los hábitats acuáticos del rio Bajo Paraguá, Santa Cruz, Bolivia. Biota Neotropical, 8 (1): 73-81.

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudos de Impacto Ambiental, Río Madera – Rondônia, Tomo B. vol. 5.

García Vásquez, A., J. Nuñez, J.F. Renno, J.F. & F. Duponchelle (2005). Aspectos reproductivos de dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en la Amazonía peruana. p. 30-35. En: Renno, J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y Piscicultura. Comunicaciones del Primer colóquio de la Red de Investigación sobre la ictiofauna Amazónica, Iquitos, Peru.

García, A., S. Tello, G. Vargas & F. Duponchelle (2008). Patterns of comercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. Fish Physiology and Biochemistry, 35 (1): 53-67.

García Vásquez A., J.C. Alonso, F. Carvajal, J. Moreau, J. Nuñez, J.F. Renno, S. Tello, V. Montreuil & F. Duponchelle (2009). Life-history characteristics of the large Amazonian migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Iquitos región, Peru. Journal of Fish Biology, 75: 2527-2551.

Goulding, M. (1979). Ecologia da pesca do rio Madeira. INPA. Manaus, Brasil. 172 p.

Goulding, M. (1980). The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Univ. of California Press, Berkeley, 280 p.

Goulding M. & M.L. Carvalho M.L. (1982). Life history and management of the tambaquí (*Colossoma macropomum*, Characidae): an important Amazonian food fish. Revista Brasileira de Zoologia, 1 (2): 107-133.

Goulding, M., N.J.H. Smith & D. Mahar (1996). Floods of Fortune: Ecology and economy along the Amazon. Columbia University Press, New York.

Henderson, P.A. & H.F. Hamilton (1995). Standing crop and distribution of fish in drifting and attached floating meadow within an upper Amazonia varzea lake. Journal of Fish Biology, 47: 266-276.

Isaac, V.J., V.L.C. Rocha & S. Mota (1993). Considerações sobre a legislação de "piracema" e outras restrições da pesca da região do Médio Amazonas. p. 188-211. In: Furtado, L.G., Leitão, W. & Melo, A.F. (Eds.). Povos das Águas, Realidade e Perspectivas na Amazõnia Belém (Brasil): Ministério de Ciência e Tecnologia, Conselho Nacional de Pesquisa, Museu Paraense Emilio Goeldi.

Isaac, V.J. & M.L. Ruffino (1996). Population dynamics of tambaquí, *Colossoma macropomum* Cuvier 1818, in the Lower Amazon, Brazil. Fisheries Management and Ecology, 3: 315-333.

IUCN (2010). IUCN Red List of threatened species. Version 2010.1. www.iucnredlist.org. Downloaded on 14 March 2010.

Lasso, C. (Ed.) (2008). Peces. p. 220-263. En: Rodriguez, J.P. & F. Rojas-Suárez (Eds.). Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Tercera Edición. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1990). Pesca y biología pesquera en el Mamoré Medio (Región de Trinidad, Bolivia). Interciencia, 15 (6): 452-460.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1991). Liste commentée des poisons de l' Amazonie bolivienne. Revue Hydrobiologie Tropicale, 24 (1): 61-76.

Leciak, E. (1999). Stratégie de reproduction de 15 poissons Téléostéens du río Mamoré (Beni, Bolivie). Informe de Maestría, Université de Tours - IRD, France. 35 p.

Le Guennec, B. (1985). Claves longitud-peso de 38 especies de peces de la región de Trinidad, Bolivia. ORSTOM-CORDEBENI-UTB. Inf. Científico N° 2. Trinidad, Bolivia.

Leite, R., C. Cañas, B. Forsberg, R. Barthem & M. Goulding (2007). Larvas de los grandes bagres migradores. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA). Gráfica Biblios S.A., Lima, Perú. 127 p.

Loubens G., J.L. Aquim & E. Robles (1984). Primeras observaciones sobre la sexualidad y la reproducción de las principales especies de peces de la región de Trinidad-Beni-Bolivia. ORSTOM. 34 p.

Loubens, G. & J.L. Aquim (1986). Sexualidad y reproducción de los principales peces de la cuenca del río Mamoré, Beni, Bolivia. ORSTOM-CORDEBENI-UTB. Trinidad, Bolivia.

Loubens, G. & J. Panfili (1997). Biologie de *Colossoma macropomum* (Teleostei: Serrasalmidae) dans le basin du Mamoré (Amazonie bolivienne). Ichthyological Exploration Freshwaters, 8 (1): 1-22.

Lowe-McConnell, R.H. (1987). Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press. 383 p.

Lundberg, J.G. & A. Akama (2005). *Brachyplatystoma capapretum*: a new species of Goliath Catfish from the Amazon basin, with a reclassification of allied catfishes (Siluriformes: Pimelodidae). Copeia 3: 492-516.

Lundberg, J.G. & M.W. Littmann (2003). Family Pimelodidae (Long-whiskered catfishes). P. 443. In: Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (Eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Lucas, C.M. (2008). Within flood season variation in fruit consumption and seed dispersal by two characin fishes of the Amazon. Biotropica, 40 (5): 581-589.

Lucas, M. & E. Barras (2001). Migration of freshwater fish. Blackwell Science Publ.

Maldonado, E. (2004). Biología de la reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomun* en la Amazonía Boliviana. Tesis de grado para optar al título de Magister Scientiarum, Mención Ecología Acuática. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 82 p.

Maldonado, M. & F. Carvajal (2005). La ictiofauna lacustre de la llanura de inundación del río Ichilo (Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 15-32.

Mérona, B. & M.M. Bittencourt (1988). A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus: resultados preliminares. Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salla, XLVIII: 433-453.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) (2009). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia. 571 p.

Miranda-Chumacero, G., A. Terrazas & R. Wallace (2011). Importancia económica de la ictiofauna para comunidades indígenas Takanas del río Beni. p. 235-245. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Mojica, J.I., C. Castellanos, J.S. Usma & R. Álvarez (Eds.) (2002). Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia. ICN/IAH/Minambiente

Molina Carpio, J. & T. Vauchel (2011). Régimen hidrológico del río Madera y de sus tributarios. p. 3-14. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Molina Carpio, J. (2011). Funcionamiento de componentes de las represas del río Madera relacionadas en relación al paso de peces: vertederos, turbinas y sistemas de transposición de peces. p. 417-441. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Montreuil, V.H., L. Campos & Y. Avalos (1988). Diagnóstico de la pesquería en Madre de Dios. Convenio IIAP-CORDEMAD.

Muñoz H. & P.A. Van Damme (1998). Parámetros de reproducción de 4 especies de peces comerciales (*Pseudoplatystoma fasciatum*, *P. tigrinum*, *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*) en la cuenca del Río Ichilo (Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 4: 39-54.

Muñoz H., J. Castellón & P.A. Van Damme (2005). Biología de peces comerciales en el río Ichilo (Bolivia). p. 84-88. En: Renno J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces en la Amazonía y piscultura. Comunicaciones del primer coloquio de la Red de investigación sobre la ictiofauna amazónica, Iquitos, Perú. 258 p.

Muñoz-Sosa, D.L. (1996). Age estructure and exploitation of giant catfish populations (*Brachyplatystoma* spp.) in the Lower Caqueta River, Colombia. Masters Thesis, New York State University, 102 p.

Navarro, G. & M. Maldonado (2002). Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y ambientes acuáticos. Editorial: Centro de Ecología Simón Patiño-Departamento de difusión. Cochabamba, Bolivia. 500 p.

Navarro, G. & W.J. Ferreira (2007). Mapa de vegetación de Bolivia. TNC, Bolivia.

Northcote, T.G. (1984). Mechanisms of fish migration in rivers. p. 326-359. In: McCleave, J.D., J.J. Dodson & W.H. Neill (Eds.). Mechanisms of migration in fishes. Plenum, New York.

Nuñez J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R. Rivera & J.F. Renno (2005). Reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Amazonía boliviana). p. 52-57. En: Renno J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y piscicultura. Comunicaciones del Primer coloquio de la Red de Investigación sobre la ictiofauna Amazónica, Iquitos, Perú.

Payne, A.I. (1987). A preliminary stock assessment survey of the fishery at Trinidad on the río Mamoré. ODA-BS. La Paz, Bolivia.

Petrere Jr., M. (1983). Yield per recruit of the tambaquí, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. Journal of Fish Biology, 22: 133-144.

Pouilly, M., F. Lino & T. Yunoki (2004a). Peces de las lagunas. p. 321-358. En: Pouilly M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez. (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Pouilly, M., T. Yunoki, C. Rosales, L. Torres (2004b). Trophic structure of fish assemblages from Mamoré river floodplain lakes (Bolivia). Ecology of Freshwater Fish, 13: 245-257.

Reinert, T.R. & K.A. Winter (2002). Sustainability of harvested Pacú (*Colossoma macropomum*) populations in the Northeastern Bolivian Amazon. Conservation Biology, 16 (5): 1344-1351.

Rejas, D. (2004). Trophic relations and nutrient recycling in a tropical floodplain lake. Tesis doctoral. Catholic University Leuven, Belgium. 150 p.

Rivera Mancilla, R.V. (2003). Variabilidad genética de *Pseudoplatystoma tigrinum* y *Pseudoplatystoma fasciatum* en la cuenca amazónica boliviana. Tesis de Grado, UMSA, La Paz, Bolivia. 57 p.

Rosa, R.S. & F.C.T. Lima (2008). Os Peixes Brasileieros ameaçados de Extinção. p. 9-275. En: Monteiro Machado, A.B., G. Moreira Drummond & A. Pereira Paglia (Eds.). Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Vol. II. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Roubach R. & U. Saint-Paul (1994). Use of fruit and seeds from Amazonian inundated forests in feeding trials with *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) (Pisces, Characidae). Journal of Applied Ichthyology, 10: 134-140.

Santos, M.C.F., M.L. Ruffino & I.P. Farias (2007). High levels of genetic variability and panmixia of the tambaquí *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) in the main cannel of the Amazon river. Journal of Fish Biology, 71 (Suppl. A): 33-44.

Sarmiento, J. (1998). Ictiología del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. p. 174-180. En: Killeen, T.J. & T.S. Schulenberg (Eds.). A biological assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. RAP Working Papers 10, Conservation International, Washington D.C.

Sarmiento, J. & S. Barrera (1996). Peces. p. 33-65. En: Ergueta, P. & C. de Morales (Eds.). Libro Rojo de los vertebrados de Bolivia. Centro de Datos para la Conservación. La Paz, Bolivia.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2003). Lista de especies de peces amenazados de Bolivia. p. 14-16. En: Flores, E. & C. Miranda (Eds.). Fauna amenazada de Bolivia ¿Animales sin futuro? Ministerio de Desarrollo Sostenible, La Paz.

SNHN (2007). Hidrografía de Bolivia. La Paz, Bolivia. 402 p.

Sioli, H. (Ed.) (1994). The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. Junk Publishers, Dordrecht. 763 p.

Tello, S. (2002). Situación actual de la pesca y la acuicultura en Madre de Dios (Reporte de viaje). IIAP-PEA. 22 pp.

Torrico, J.P., N. Hubert, E. Desmarais, F. Duponchelle, J. Nuñez, J. Montoya-Burgos, C. Garcia-Davila, F.M. Carvajal-Vallejos, A.A. Grajales, F. Bonhome & J.F. Renno (2009). Molecular phylogeny of the genus *Pseu-*

doplatystoma (Bleeker, 1862): Biogegraphic and Evolutionary implications. Molecular Phylogenetics and Evolution, 51: 588-594.

Van Damme, P.A. (2001). Pautas para un plan de manejo pesquero en el río Paraguá (cuenca del río Iténez). FAN-Municipio Santiago Velasco. 61 p.

Van Damme, P.A. (2003). Cambios de la calidad del hábitat de especies silvestres debido a la contaminación inorgánica y orgánica. p. 233-238. En: Ibisch, P.I. & G. Mérida (Eds.). Biodiversidad: la riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ed. FAN, Santa Cruz, Bolivia.

Van Damme, P. & F.M. Carvajal (2005). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. 31 p.

Van Damme, P.A., F. Vargas & H. Muñoz (2005). Los peces comerciales en la llanura de inundación del río Ichilo (Cochabamba-Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 97-104

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento, S. Barrera Maure, K. Osinaga, G. Miranda-Chumacero (2009). Peces. p. 29-90. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Córdova & P. Becerra (2011a). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos, M. Pouilly, T. Pérez & j. Molina Carpio (2011b). Amenazas para los peces y pesquerías de la Amazonía boliviana. p. 327-365. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Villacorta-Correa, M.A. & U. Saint-Paul (1999). Structural indexes and sexual maturity of tambaquí *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) (Characiformes: Characidae) in Central Amazon, Brazil. Revista Brasileira de Biologia. 59 (4): 637-652.

Wiefels, R. (2006). El Mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia. Hoyam-Mojos. 80 p.

Winemiller, K.O. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. Canadian Journal for Fisheries and Aquatic Sciences, 62: 872-885.

Winter, K.A. (1993). Subsistence use of terrestrial and aquatic animal resources in the Tierra Comunitaria de Origen Itonama of lowland Bolivia. Ph.D. Thesis, University of Georgia, USA. 174 p.

9

COMPOSICIÓN DE LAS CAPTURAS COMERCIALES Y DE SUBSISTENCIA EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

COMPOSITION OF LANDINGS OF COMERCIAL AND SUBSISTENCE FISHERIES IN THE BOLIVIAN AMAZON

Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Paul .A. VAN DAMME y Huascar MUÑOZ

RESUMEN

Existe muy poca información sobre el estado de la pesca en la Amazonía boliviana. En el presente trabajo se provee una descripción general de la composición taxonómica de las capturas comerciales y subsistencia en los principales puertos de esta cuenca, además de datos sobre la distribución e historia natural de las principales especies comerciales. Los resultados presentados fueron obtenidos a partir de observaciones de campo y entrevistas a pescadores y comerciantes de pescado en las comunidades de Puerto Villarroel, Rurrenabaque-San Buenaventura, Trinidad, Piso Firme, Bella Vista, Riberalta, Guayaramerín, Cachuela Esperanza y Villa Bella entre los años 2002-2009. La lista de especies explotadas por la pesca fue completada con trabajos publicados. Se ha identificado que las pesquerías en la Amazonía boliviana explotan, al menos, 135 especies pertenecientes a 94 géneros, 25 familias y ocho órdenes. Los órdenes más representativos fueron los Characiformes, Siluriformes y Perciformes con 58, 55 y 10 especies, respectivamente. Se identificaron 76 especies de peces explotadas por las pesquerías comerciales en la Amazonía boliviana, y los pescadores de subsistencia aprovechan por lo menos 128 especies. El número total de especies aprovechadas por las pesquerías en las tierras bajas de la Amazonía boliviana representa el 18.9% del total de especies registrada para esta región. Se ha identificado que las características de las aguas y la procedencia geográfica parecen ser dos factores influyentes sobre la composición de las pesquerías en la Amazonía boliviana.

SUMMARY

Little information is available on the fisheries of the Bolivian Amazon. This chapter provides a general taxonomic description of the composition of commercial and subsistence fisheries landings in the principle ports of the Bolivian Amazon, as well as information on the distribution and natural history of the most important commercial species. The results presented were obtained through field observations and interviews with fishermen and fish vendors in Puerto Villarroel, Rurrenabaque - San Buenaventura, Trinidad, Piso Firme, Bella Vista, Riberalta, Guayaramerín, Ca-

chuela Esperanza and Villa Bella between 2002 and 2009. The list of utilized fisheries species was compiled additionally using published works. At least 135 species belonging to 94 genus, 25 families and eight orders have been identified in landings of the Bolivian Amazon fisheries. The orders best represented were Characiformes, Siluriformes and Perciformes with 58, 55 and 10 species, respectively. In the commercial fisheries of the Bolivian Amazon were identified 76 species, whereas subsistence fishermen use at least 128 species. The total number of fish species targeted by the Bolivian Amazon lowland fisheries represents 18.9% of the total number of fish species recorded in this region. Water type and geographical features have been identified as seeming to be two important factors influencing the composition of the Bolivian Amazon fisheries.

INTRODUCCIÓN

Los peces han sido una fuente importante de proteína para las sociedades de la amazonía boliviana desde tiempos prehistóricos (Erickson, 2001). Se ha encontrado evidencia de que las culturas originarias de las pampas del Beni lograron modificar y domesticar el paisaje para proveerse de pescado fresco y otros alimentos (por ejemplo, caracoles, camarones) durante el retroceso de las aguas y las estaciones secas (Mann 2000a; Erickson, 2000), mostrando uno de los avances pasados más sobresalientes del continente. Los remanentes de construcciones artificiales en las pampas (canales, terraplenes, pozas) sugieren que la pesca, entre otras costumbres productivas, era una actividad común y que sostenía a comunidades numerosas (Mann, 2000a,b; Erickson, 2000; Erickson, 2001), posiblemente mayores a las presentes. Desafortunadamente, estas culturas y su conocimiento desaparecieron paulatinamente en no más de 100 años, después de la llegada destructiva de la colonización (Erickson, 2001), y los pobladores actuales no han adquirido el conocimiento sobre las prácticas ancestrales de piscicultura y pesca que se desarrollaron en la zona.

Hasta la fecha no se realizaron estudios exhaustivos sobre la pesca contemporánea. Los primeros registros pesqueros en la Amazonía boliviana se realizaron hace algunas décadas atrás. El avance en los estudios pesqueros de esta zona estuvo limitado principalmente por los procesos prolongados, inversiones importantes y recursos humanos capacitados que se requieren. Los trabajos pioneros sobre la pesca en la Amazonía boliviana fueron llevados a cabo por la Misión Británica en la década de los ochenta y estuvieron focalizados en la descripción de los métodos e infraestructura empleada para el transporte y comercialización de pescado hacia el interior del país. Además de estas descripciones, también se generaron datos estadísticos sobre la comercialización de pescado en algunas ciudades del país (Coutts & Rojas, 1982; Salas & Coutts, 1983; Rojas, 1983; Rojas, 1984). Dentro del marco de un convenio entre la Misión Británica y el Centro de Desarrollo Pesquero, se colectaron estadísticas pesqueras, que siguen siendo la referencia principal sobre la pesca comercial en el período 1980-1994 (CDP, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995). Casi simultáneamente, la cooperación francesa (ORSTOM) comenzó los primeros estudios sobre rendimientos (Lauzanne *et al*., 1990), composición (Lauzanne *et al*., 1985; Lauzanne & Robles, 1986) y rasgos biológicos básicos (Loubens *et al.,*

1984; Le Guennec, 1985; Loubens & Aquim, 1986) de las principales especies de peces comerciales del Mamoré Medio (Trinidad, Beni). Durante éste período también se elaboró la primera descripción general del estado actual de los recursos pesqueros de la Amazonía boliviana (Lorini *et al*., 1989; Lauzanne *et al.,* 1990), con conclusiones favorables y promisorias sobre el estado de conservación de las poblaciones explotadas.

Después de la década de los ochenta y principios de los noventa, hubo un vacío de información de aproximadamente 15 años sobre la pesca en la Amazonía boliviana. A finales del siglo pasado y principios del presente, el tema volvió a tomar importancia y se dieron a conocer algunas estadísticas (Van Damme *et al.,* 2005), propuestas de reglamentación (ver un resumen por Paz & Van Damme, 2008), evaluaciones de poblaciones de peces comerciales (Reinert & Winter, 2002), estrategias de desarrollo (Van Damme, 2006; Matzusaki *et al.,* 2005) y herramientas para el manejo pesquero (Van Damme, 2001) en algunos puntos de la Amazonía. El resurgimiento del interés sobre los temas pesqueros en las tierras bajas posiblemente estuvo relacionado a los conflictos de acceso al recurso, incremento en la demanda de carne de pescado (Wiefels, 2006), intervención del recurso en la economía local, y síntomas de sobreexplotación de algunas poblaciones naturales (Nuñez *et al*., 2005).

Al margen del esfuerzo parcial y discontinuo que recibió la pesca comercial, la pesca de subsistencia recibió aún menor atención y la información correspondiente a esta actividad es casi inexistente. La información limitada disponible sobre este tipo de pesca proviene, principalmente, de trabajos antropológicos realizados en algunas comunidades de la Amazonía boliviana (Townsend, 1996; Erickson, 2000; Chicchón, 2000; Bamonte & Kociancich, 2007). La pesca de subsistencia ocurre en todos los asentamientos humanos de la Amazonía boliviana, explota una variedad importante de especies y se estima que los volúmenes de pescado que se extraen de los ríos, arroyos y lagos son similares o superiores a los de la pesca comercial que opera en las principales ciudades amazónicas y aprovecha pocas especies. Al igual que la pesca comercial en sus inicios, este campo permanece poco explorado y recibe poca atención por parte de los gobiernos departamentales que en la actualidad se responsabilizan de su administración de manera irregular. Sin embargo, se espera que en los próximos años se entienda cabalmente la importancia y el rol que juega la pesca en la sostenibilidad de las comunidades locales, con ayuda de los gobiernos de turno, organizaciones no gubernamentales e instituciones académicas que comienzan tomar interés en el tema.

Con el objeto de mejorar el conocimiento básico de un grupo faunístico tan diverso (aproximadamente 714 especies en las tierras bajas de la Amazonía boliviana; Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011) y resaltar su importancia en las pesquerías de la mayor cuenca de Bolivia (722 137 km^2; IGM, 1997), en el presente trabajo se provee una descripción general de la composición taxonómica de las capturas comerciales y subsistencia en los principales puertos de la Amazonía boliviana, además de datos sobre la distribución e historia natural de las principales especies comerciales. Esperamos, tam-

bién, que con esta sencilla presentación se pueda despertar la inquietud y el interés de investigadores jóvenes por las pesquerías en una zona tan poco conocida, tan particular y con mucha historia cultural como la Amazonía boliviana.

MÉTODOS

Dentro el contexto del trabajo, se denominó como pesca comercial a la extracción de peces del medio natural para obtener beneficios monetarios a partir de su venta a terceros, y como pesca de subsistencia a la explotación de peces del medio natural para cubrir las necesidades alimenticias familiares.

Los resultados presentados fueron obtenidos a partir de observaciones de campo y entrevistas a pescadores y comerciantes de pescado en las comunidades de Puerto Villarroel (río Ichilo), Rurrenabaque-San Buenaventura (río Beni), Trinidad (río Mamoré Medio), Piso Firme (río Paraguá, Iténez Alto), Bella Vista (río Blanco, Iténez Medio), Riberalta (ríos Beni y Madre de Dios Bajo), Guayaramerín (río Mamoré Bajo), Cachuela Esperanza (río Beni Bajo) y Villa Bella (río Madera) entre los años 2002-2009 (Fig. 9.1). Entre los mismos años se realizaron prospecciones parciales de los ríos Ichilo, Mamoré Bajo, Beni, Iténez, Madre de Dios, Manuripi y Madera en su porción más alta, con pescadores comerciales y/o de subsistencia que operaban en estas zonas.

La lista de especies explotadas por la pesca fue completada con los trabajos de Lauzanne *et al.* (1985), Pérez (2001), García & Calderón (2006), y Muñoz (informe no publicado) llevados a cabo en las ciudades de Trinidad (río Mamoré), San Borja (río Maniquí), Cobija (ríos Manuripi, Tahuamanu y Orthon) y Puerto Rico (ríos Manuripi, Tahuamanu y Orthon), respectivamente.

Para cada localidad considerada se compiló una lista de los nombres comunes en español de las especies de peces explotadas en las zonas de influencia de las flotas pesqueras. Para el río Maniquí, Pérez (2001) presenta una lista de nombres en Tsimane para las especies de peces consumidos por dos comunidades cercanas a la ciudad de San Borja en el departamento del Beni.

Las categorías taxonómicas de orden y familia siguen la secuencia jerárquica propuesta por Reis *et al*. (2003); en cuanto que los géneros y especies, un orden alfabético. Las identificaciones fueron realizadas hasta el nivel taxonómico más bajo posible (especie), incluyendo las incertidumbres por confirmar (cf.). Ocasionalmente se incluyeron identificaciones hasta el nivel de género, debido a que la diferenciación hasta este nivel no es demasiado problemática en la mayoría de los grupos encontrados. Las especies identificadas a nivel de un mismo género en los distintos trabajos revisados y las identificaciones realizadas fueron consideradas como las mismas para evitar una sobrestimación del número de especies pero podría tratarse, ciertamente, de especies distintas. La única

excepción fueron dos especies posiblemente no descritas y diferenciadas del género *Serrasalmus* en las cuencas de los ríos Ichilo e Iténez.

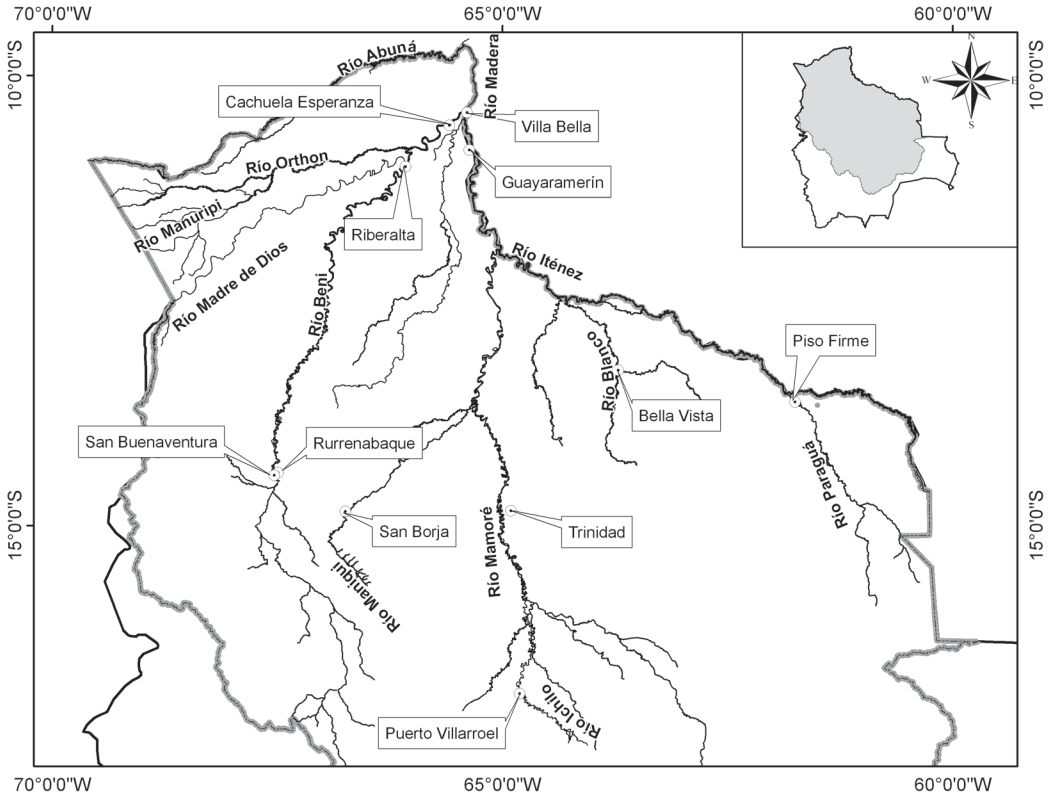


Figura 9.1. Mapa de la Amazonía boliviana. Se indican los puntos de colecta de informaciones, avistamientos de especies y los ríos principales mencionados en el texto.

Debido a que se han dado cambios importantes en la taxonomía y clasificación de los peces neotropicales en los últimos 20 años, se consideró importante presentar una breve explicación de las fuentes y cambios más sobresalientes que fueron tomados en cuenta en el inventario. El grupo de las pirañas y pacús fue separado de los Characidae (Jegú, 2003) y denominado como la familia Serrasalmidae, al igual que lo presenta Ortí *et al.* (2008). Dentro la familia Pimelodidae (Siluriformes), para el género *Brachyplatystoma* se siguió el cambio propuesto por Lundberg & Littman (2003) para *B. flavicans* por *B. rousseauxii*, y la reclasificación de Lundberg & Akama (2005) que incluye a *Goslinea platynema* y *Merodontotus tigrinus* dentro del género con los nombres *B. platynemum* y *B. tigrinum*, respectivamente. En el género *Pseudoplatystoma,* la especie identificada como *P. fasciatum,* denominada como *P. punctifer* por Buitrago-Suárez & Burr (2007), fue mantenida

como tal siguiendo la propuesta de Torrico *et al*. (2009). Sin embargo, se espera cambios taxonómicos para esta especie debido a la discordancia encontrada entre los análisis morfológicos y moleculares. El reemplazo del nombre *Paulicea lutkeni* por *Zungaro zungaro* fue realizado en base a las justificaciones propuestas por Silfvergrip (1992). Los géneros *Liposarcus* y *Glyptoperichthys* (Loricariidae) fueron denominados como *Pterygoplichthys* siguiendo la revisión de Armbruster & Page (2006). El tucunaré, denominado por mucho tiempo como *Cichla oscellaris* (Pearson, 1924; Lauzanne & Loubens, 1985) y posteriormente como *C. monoculus* (Kullander, 1986), fue incluido como *C. pleiozona* siguiendo las caracterizaciones y descripciones de Renno *et al*. (2006) y Kullander & Ferreira (2007). Otras modificaciones a nivel de la composición de familias y cambios de nombres se encuentran en el trabajo editado por Reis *et al.* (2003). Varios de los grupos que figuran en este trabajo actualmente están en procesos de revisión (por ejemplo Anostomidae, Characidae) y seguramente serán sujeto de nuevos cambios en el futuro.

Para evaluar una posible correspondencia entre la composición taxonómica de las pesquerías y las características de los sistemas acuáticos donde estas operan, se realizó un agrupamiento de las 12 localidades consideradas de la Amazonía boliviana en base a la composición taxonómica de los peces que se explotan en cada una de ellas. Si las localidades de pesca se asocian de manera aleatoria sin seguir la tendencia de algún factor (por ejemplo la transparencia de las aguas, la posición geográfica u otros), entonces la naturaleza de la composición puede ser el reflejo de las preferencias de captura por algunas especies (o grupos taxonómicos) y/o la distribución aleatoria entre las localidades del área de estudio. Por otro lado, si el dendrograma refleja algún tipo de estructura relacionada a factores ambientales o geográficos entre otros, se puede concluir preliminarmente que la composición de las pesquerías en la Amazonía boliviana está condicionada principalmente por las características del ambiente donde operan. Bajo estas consideraciones, el análisis de agrupamiento realizado consistió en la obtención de las distancias euclideanas resultantes de las diferencias a nivel de la composición entre las 12 localidades consideradas y el aglutinamiento de las mismas según el método de agrupamiento de Ward. Los cálculos respectivos y la visualización del dendrograma fueron obtenidos mediante el programa STATISTICA.

RESULTADOS

Composición taxonómica de las capturas en la Amazonía boliviana

Se ha identificado que las pesquerías en la Amazonía boliviana explotan, al menos, 135 especies pertenecientes a 94 géneros, 25 familias y ocho órdenes (Cuadro 9.1). Los órdenes más representativos fueron los Characiformes, Siluriformes y Perciformes con 58, 55 y 10 especies, respectivamente. Los órdenes Gymnotiformes, Myliobatiformes y Clupeiformes estuvieron representados por cinco, tres y dos especies respectivamente, mientras que los

Synbranchiformes y Osteoglossiformes únicamente por una sola. La familia más importante fue la de los grandes bagres (Pimelodidae) con 30 especies. Le siguieron en orden de importancia Characidae (15 especies), Serrasalmidae (13 especies), Loricariidae (10 especies) y Cichlidae (nueve especies). Los géneros *Brachyplatystoma* y *Serrasalmus* fueron los más importantes para la pesca con cinco especies cada uno. Otros géneros importantes fueron *Leporinus* (Anostomidae) y *Acestrorhynchus* (Acestrorhynchidae), cada uno con cuatro especies.

Se identificaron 76 especies de peces explotadas por la pesca comercial en la Amazonía boliviana, que estuvieron incluidas en siete órdenes, 21 familias y 52 géneros. Los órdenes más importantes fueron los Siluriformes (36 especies) y los Characiformes (28 especies). Las familias más explotadas fueron Pimelodidae y Serrasalmidae, con 25 y nueve especies, respectivamente. Dentro de estas dos familias se encuentran los grandes bagres y carácidos que son conocidos en todos los mercados de pescado de la Amazonía boliviana. El género más sobresaliente fue *Brachyplatystoma*, del cual se explotan cinco especies por los tamaños considerables que alcanzan (>2 kg).

La pesca de subsistencia en la Amazonía boliviana explota 128 especies, repartidas en ocho órdenes, 25 familias y 94 géneros. Los órdenes más representativos fueron los Characiformes, Siluriformes y Perciformes, con 57, 49 y 10 especies respectivamente. Las familias con mayor importancia fueron Pimelodidae (25 especies), Characidae (15 especies), Serrasalmidae (13 especies), Loricariidae (nueve especies) y Cichlidae (nueve especies). Los géneros *Serrasalmus*, *Leporinus*, *Acestrorhynchus* y *Brachyplatystoma* fueron los más importantes en número de especies para esta actividad, con cinco especies identificadas en el primero y cuatro en los dos restantes, respectivamente.

Geografía de la pesca en la Amazonía boliviana

Se identificaron 51 especies de peces explotadas por las pesquerías en la cuenca del río Orthon (Cuadro 9.2). Estas especies están incluidas en seis órdenes, 18 familias y 39 géneros. Los órdenes más sobresalientes fueron los Siluriformes y Characiformes con 26 y 18 especies, respectivamente. Las familias de mayor importancia fueron Pimelodidae (21 especies) y Serrasalmidae (ocho especies). Los géneros explotados con mayor número de especies fueron *Brachyplatystoma* y *Leiarius*, cada uno con tres especies. Es importante hacer notar que algunas de las especies de estos géneros podrían haber sido capturadas en la cuenca del río Acre (sistema del río Purus) y asignadas a la cuenca del río Orthon, puesto que García & Calderon (2006) indican que parte de sus registros provienen de observaciones y/o colectas en el mercado de Cobija.

Las pesquerías comercial y de subsistencia aprovecharon 49 y 29 especies, respectivamente. En la pesca comercial dominaron los Siluriformes (25 especies) y Characiformes (17 especies). En tanto que en la pesca de subsistencia los Characiformes (14 especies) se mos-

traron más importantes que los Siluriformes (10 especies). A nivel de las familias, Pimelodidae dominó en ambos tipos de pesca con 20 y ocho especies, respectivamente. La familia Serrasalmidae fue la segunda en importancia, con siete especies registradas para cada tipo de pesca. El género *Brachyplatystoma* fue el más importante para la pesca comercial con tres especies, y no hubo un género sobresaliente en la pesca de subsistencia.

La pesca en este río estuvo compuesta por 66 especies repartidas en cinco órdenes, 17 familias y 51 especies (Cuadro 9.2). Los órdenes de mayor importancia fueron los Siluriformes, Characiformes y Perciformes con 30, 26 y siete especies, respectivamente. Las familias Pimelodidae (17), Serrasalmidae (9) y Cichlidae (6) fueron las más sobresalientes en número de especies. Los géneros *Brachyplatystoma* y *Pterigoplichthys* se mostraron como las más importantes con cuatro y tres especies respectivamente.

La pesca comercial y de subsistencia explota 45 y 63 especies, donde los Siluriformes dominaron levemente sobre los Characiformes con 27 vs. 26 y 21 vs. 18 especies, respectivamente. A nivel de las familias, Pimelodidae y Serrasalmidae dominaron las capturas con 13 y 6 especies en la pesca comercial, y 14 y nueve especies en la pesca de subsistencia, respectivamente. El género *Brachyplatystoma* (cuatro especies) se presentó como el más importante para la pesca comercial y *Pterigoplichthys* (tres especies) en la pesca de subsistencia.

La pesca en la zona de acción de los pescadores de la cuenca alta del río Beni se compuso de 62 especies, incluidas en seis órdenes, 19 familias y 48 géneros (Cuadro 9.2). Los Siluriformes (28 especies) y Characiformes (26 especies) fueron los más explotados. Las familias Pimelodidae y Serrasalmidae fueron las de mayor importancia con 20 y nueve especies explotadas, respectivamente. *Brachyplatystoma* (4) y *Pimelodus* (3) fueron los géneros con el mayor número de especies capturadas.

Las capturas comerciales y de subsistencia estuvieron conformadas por 29 y 57 especies cada una. La pesca comercial fue dominada por los Siluriformes (14 especies) y Characiformes (13 especies). Para la pesca de subsistencia, los Characiformes (26 especies) se tornaron un poco más importantes que los Siluriformes (23 especies). Las familias con mayor número de especies en las capturas comerciales y de subsistencia fueron Pimelodidae (13 y 15, respectivamente) y Serrasalmidae (seis y nueve, respectivamente). El género *Brachyplatystoma* (cuatro especies) fue el más importante para la pesca comercial y *Pimelodus* (tres especies) para la pesca de subsistencia.

La pesca en esta porción de la Amazonía boliviana estuvo compuesta por 66 especies, correspondientes a siete órdenes, 20 familias y 50 especies (Cuadro 9.2). Los órdenes de los Siluriformes y Characiformes fueron representados por el mayor número de especies, 28 y 27 respectivamente. Los Pimelodidae (15) y Serrasalmidae (nueve) presentaron el mayor número de especies en las capturas. Los géneros con mayor número de especies en las capturas fueron *Brachyplatystoma* (cuatro) y *Pterigoplichthys* (tres).

Tanto en la pesca comercial (46 especies) como en la de subsistencia (62 especies) los Characiformes (20 y 27 especies, respectivamente) y Siluriformes (19 y 24 especies, respectivamente) fueron los más característicos de las capturas. Las familias Pimelodidae y Serrasalmidae estuvieron representadas por el mayor número de especies en la pesca comercial (12 y siete, respectivamente) y de subsistencia (11 y nueve, respectivamente). Las especies del género *Brachyplatystoma* (cuatro) fueron las más representativas para la pesca comercial y las de *Pterigoplichthys* (tres) para la pesca de subsistencia.

La pesca de Cachuela Esperanza estuvo compuesta por 52 especies, las cuales pertenecieron a seis órdenes, 18 familias y 39 géneros (Cuadro 9.2). Los Characiformes y Siluriformes fueron los órdenes dominantes con 24 y 23 especies, respectivamente. Las familias Pimelodidae y Serrasalmidae fueron las más importantes numéricamente y estuvieron representadas por 17 y ocho especies, respectivamente. El único género que estuvo representado por cuatro especies fue *Brachyplatystoma*.

La pesca comercial (21 especies) se compuso principalmente por los Siluriformes (12 especies) y los Characiformes (ocho especies). La pesca de subsistencia (49 especies) fue dominada por los mismos órdenes con ocho especies cada uno. La familia más importante para la pesca comercial y de subsistencia fue Pimelodidae, ya que se capturaron 12 y 16 especies en cada una de ellas. La familia Serrasalmidae también fue importante en las capturas, se capturaron cinco especies por la pesca comercial y seis por la de subsistencia. El género *Brachyplatystoma* fue el más importante para ambos tipos de pesca.

Sesenta y cinco especies fueron registradas para la pesca de la cuenca del río Ichilo, que tiene como centro de operaciones la comunidad de Puerto Villarroel (Cuadro 9.2). Estas especies estuvieron repartidas en cinco órdenes, 17 familias y 52 géneros. Cincuenta y seis de las especies pescadas pertenecieron a los Characiformes (29) y Siluriformes (27 especies). Las familias con mejor número de representantes en las capturas fueron Pimelodidae (18 especies) y Serrasalmidae (11 especies). Los géneros que aparecieron en las capturas con los mayores números de especies fueron *Serrasalmidae* (cuatro especies) y *Brachyplatystoma* (tres especies).

La pesca comercial y la de subsistencia explotaron 29 y 63 especies, respectivamente. Los órdenes más importantes para la pesca comercial fueron los Siluriformes (14 especes) y los Characiformes (11 especies). Ambos órdenes también sobresalieron en la pesca de subsistencia con 27 especies cada uno. Las familias con mayor número de representantes en la pesca comercial y de subsistencia fueron Pimelodidae (14 y 16 especies, respectivamente) y Serrasalmidae (seis y 11 especies, respectivamente). El género *Brachyplatystoma* estuvo representado por tres especies en la pesca comercial y *Serrasalmus* por cuatro en la pesca de subsistencia.

Se determinó que las pesquerías explotan a 55 especies de peces, pertenecientes a cinco órdenes, 16 familias y 44 géneros (Cuadro 9.3). Los órdenes más importantes fueron los

Siluriformes y Characiformes; se identificó a 25 y 22 especies capturadas para cada uno de estos órdenes, respectivamente. Las familias registradas con el mayor número de especies fueron Pimelodidae (16) y Serrasalmidae (nueve). El género *Brachyplatystoma* fue el único que fue registrado con tres especies en las capturas.

La pesca comercial se compuso de 26 especies repartidas en cuatro órdenes, nueve familias y 22 géneros. Por su lado, la pesca de subsistencia estuvo un poco más diversificada y se registraron 52 especies, pertenecientes a cinco órdenes, 16 familias y 43 géneros. El orden Siluriformes fue más importante que los Characiformes en la pesca comercial (15 y 7 especies, respectivamente), pero tuvieron la misma importancia para la pesca de subsistencia con 22 especies cada uno. Las familias Pimelodidae y Serrasalmidae fueron las más importantes tanto para la pesca comercial (11 y cuatro especies, respectivamente) como para la de subsistencia (13 y nueve especies, respectivamente). *Brachyplatystoma* fue el único género registrado con tres especies en las capturas comerciales.

Pérez (2001) reconoció un total de 72 especies de peces explotados por la pesca, pertenecientes a cinco órdenes, 20 familias y 62 géneros (Cuadro 9.3). El mayor número de especies correspondieron a los órdenes Characiformes (38) y Siluriformes (25). Las familias con los mayores registros específicos fueron Characidae (13), Pimelodidae (10) y Loricariidae (nueve). El género *Leporinus* fue el más representativo con cuatro especies.

Se identificó un total de 12 especies con potencial para ser comercializadas, pertenecientes a tres órdenes, cuatro familias y 11 géneros. Las 70 especies explotadas por la pesca de subsistencia se distribuyeron en cinco órdenes, 20 familias y 60 géneros. Los órdenes más importantes para la pesca comercial fueron los Siluriformes y Perciformes con ocho y tres especies, respectivamente. En la pesca comercial, los Characiformes y Siluriformes agruparon al mayor número de especies (38 y 25, respectivamente). Las familias Characidae, Pimelodidae y Loricariidae, compuestas por 13, 10 y siete especies, respectivamente, fueron las más importantes en la pesca de subsistencia. La familia Pimelodidae fue la más sobresaliente para la pesca comercial con ocho especies. Ningún género superó las dos especies en la pesca comercial. Los géneros *Leporinus* (cuatro especies) y *Pimelodella* (tres especies) fueron los más representativos en la pesca de subsistencia.

Se identificaron 64 especies de peces repartidas en cinco órdenes, 18 familias y 50 especies. Los órdenes más sobresalientes fueron los Characiformes y Siluriformes, compuestos por 29 y 26 especies, respectivamente (Cuadro 9.3). Las familias más importantes fueron Pimelodidae (15 especies) y Serrasalmidae (nueve especies), y ningún género estuvo representado por más de dos especies.

Las capturas comerciales y de subsistencia se conformaron por 37 y 62 especies, respectivamente. Los órdenes más importantes para ambos tipos de pesca fueron los Characiformes y Siluriformes. En la pesca comercial, ambos órdenes estuvieron compuestos por 16 especies, mientras que en la de subsistencia los primeros dominaron con 29 especies

sobre 24 de los segundos. Las familias de mayor importancia para los dos tipos de pesca fueron Pimelodidae y Serrasalmidae. La primera familia incluyó a 13 especies de cada una de las pesquerías, y la segunda a un número mayor de especies en la pesca de subsistencia (nueve) en comparación a la comercial (cuatro).

La pesca en esta zona se compuso por 41 especies pertenecientes a cuatro órdenes, 11 familias y 31 especies (Cuadro 9.3). Los órdenes más sobresalientes en las capturas fueron los Characiformes, Siluriformes y Perciformes con 21, 10 y ocho especies, respectivamente. Las familias más importantes en número de especies capturadas fueron Serrasalmidae (11), Pimelodidae (nueve) y Cichlidae (ocho). El género *Serrasalmus* fue el único representado por tres especies.

La composición específica de la pesca comercial y de subsistencia fue de 14 y 40, respectivamente. Los órdenes dominantes para la pesca comercial fueron los Characiformes (siete especies) y los Siluriformes (cinco especies). Los mismos órdenes (21 y 9 especies, respectivamente), además de los Perciformes (ocho especies), fueron los más importantes para la pesca de subsistencia. Las familias Pimelodidae (cinco especies) y Serrasalmidae (tres especies) fueron las de mayor número de especies en la pesca comercial. Estas mismas, incluyendo la familia Cichlidae, fueron las más representativas en las capturas de subsistencia con 11, ocho y siete especies, respectivamente. *Serrasalmus* fue el único género en la pesca de subsistencia que estuvo compuesto por tres especies, pero no se descarta que se exploten más especies de este último género.

La pesca se compuso de 37 especies repartidas en cuatro órdenes, 10 familias y 29 géneros. Los órdenes Characiformes y Siluriformes sobresalieron en las capturas debido a que estuvieron compuestos por 19 y 13 especies, respectivamente (Cuadro 9.3). Las familias Serrasalmidae (11) y Pimelodidae (10) fueron las más representativas en número de especies. Los géneros estuvieron representados por pocas especies, siendo *Serrasalmus* el único que incluyó a tres especies.

Las pesquerías comerciales y de subsistencia se conformaron por 10 y 35 especies, respectivamente. Los Siluriformes (seis especies) fueron más importantes que los Characiformes (tres especies) en la pesca comercial, pero estos últimos (19 especies) sobresalieron sobre los primeros (11 especies) en la pesca de subsistencia. La familia Pimelodidae dominó en la pesca comercial (seis especies) y fue la segunda más importante, después de Serrasalmidae (11 especies), en la de subsistencia (ocho especies). Ninguno de los géneros estuvo compuesto por más de dos especies en los dos tipos de pesca, excepto *Serrasalmus* que estuvo representado por tres especies en la pesca de subsistencia.

La pesquería en Villa Bella aprovecha 67 especies incluidas en seis órdenes, 18 familias y 53 géneros (Cuadro 9.3). Los órdenes de mayor representatividad fueron los Siluriformes (31 especies) seguidos de los Characiformes (26 especies). Las familias con mayor número de especies fueron Pimelodidae (20) y Serrasalmidae (8). El género con mayor número de

especies capturadas fue *Brachyplatystoma* (cuatro especies).

La pesca comercial se conformó apenas de 17 especies, mientras que la de subsistencia por 66. A nivel de órdenes, los Siluriformes fueron los más importantes tanto para la pesca comercial (10 especies), como para la de subsistencia (30 especies). Los Characiformes fueron el segundo grupo más importante para la pesca de subsistencia con 26 especies. Las familias más representativas fueron Pimelodidae y Serrasalmidae. La primera estuvo compuesta por 10 especies en la pesca comercial y 19 en la de subsistencia. Serrasalmidae sólo fue importante en la pesca de subsistencia (ocho especies). Las especies del género *Brachyplatystoma* fueron las más importantes en ambos tipos de pesca, cuatro especies en la comercial y tres en la de subsistencia.

Relación entre la composición de capturas y las características del hábitat

El análisis de agrupamiento mostró que las 12 localidades de la Amazonía boliviana poseen diferentes grados de afinidad entre ellas y se asocian en grupos distintos, estructurados en función a la composición de las pesquerías. El dendrograma muestra que hay dos grupos principales, uno de los cuales se conforma a su vez por otros dos subgrupos menores (Fig. 9.2). El primer grupo principal se conforma por las localidades que se ubican en las cuencas de los ríos Orthon (Puerto Rico), Iténez (Bella Vista y Piso Firme) y Maniqui (San Borja). El segundo grupo principal se compone por un primer subgrupo menor que incluye las localidades a lo largo de la cuenca del río Mamoré (Guayaramerín, Trinidad y Puerto Villarroel), y un segundo subgrupo menor donde se reúnen las localidades de las cuencas de los ríos Beni y Madre de Dios (Rurrenabaque, Riberalta, Cachuela Esperanza y Villa Bella).

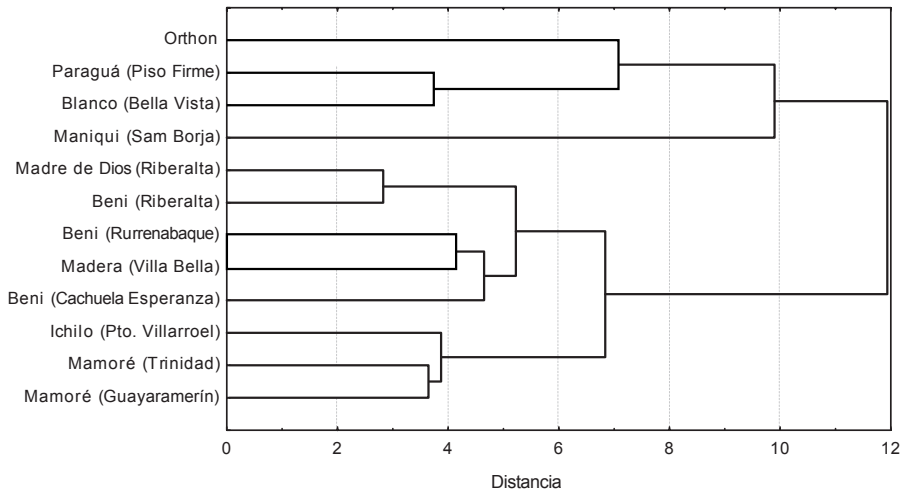


Figura 9.2. Dendrograma de similitud construido para 12 localidades de pesca en la Amazonía boliviana en base a distancias euclideanas calculadas a partir de la composición de especies en las capturas y agrupadas según el método de Ward.

Cuadro 9.1. Clasificación taxonómica de las especies de peces comerciales y de subsistencia de la Amazonía boliviana (*= Especies introducidas)

Orden	Familia	*Género*	*Especie*	Autor
MYLIOBATIFORMES				
	Potamotrygonidae	*Potamotrygon*	*hystrix* cf.	
		Potamotrygon	*motoro* gr.	
		Potamotrygon	*sp.*	
OSTEOGLOSSIFORMES				
	Arapaimatidae	*Arapaima*	*gigas**	(Schinz, 1822)
CLUPEIFORMES				
	Pristigasteridae	*Pellona*	*castelnaeana*	(Valenciennes, 1847)
		Pellona	*flavipinnis*	(Valenciennes, 1836)
CHARACIFORMES				
	Curimatidae	*Curimatella*	*meyeri*	(Steindachner, 1882)
		Cyphocharax	sp.	
		Potamorhina	*latior*	(Spix & Agassiz, 1829)
		Potamorhina	*altamazonica*	(Cope, 1878)
		Psectrogaster	*rutiloides*	(Kner, 1858)
		Psectrogaster	*curviventris*	Eigenmann & Kennedy, 1903
	Prochilodontidae	*Prochilodus*	*nigricans*	Agassiz, 1829
		Semaprochilodus	*insignis**	(Jardine & Schomburgk, 1841)
	Anostomidae	*Abramites*	*hypselonotus*	(Günther, 1868)
		Leporinus	*friderici* cf.	
		Leporinus	*striatus*	Kner, 1858
		Leporinus	*trifasciatus*	Steindachner, 1876
		Leporinus	*y-ophorus*	Eigenmann, 1922
		Schizodon	*fasciatus*	Spix & Agassiz, 1829
	Hemiodidae	*Anodus*	*elongatus*	Agassiz, 1829
		Anodus	sp.	
	Characidae	*Aphyocharax*	*dentatus*	Eigenmann & Kennedy, 1903
		Axtyanax	*bimaculatus* cf.	
		Brycon	*amazonicus* cf.	
		Brycon	sp.	
		Charax	*gibbosus*	(Linnaeus, 1758)
		Cheirodon	*piaba* cf.	(Lütken, 1875)
		Cynopotamus	*amazonus* cf.	
		Hemmigramus	*lunatus*	Durbin, 1918
		Paragoniates	*alburnus*	Steindachner, 1876
		Roeboides	sp.	
		Salminus	*brasiliensis*	(Cuvier, 1816)
		Tetragonopterus	*argenteus*	Cuvier, 1816
		Triportheus	*angulatus*	(Spix & Agassiz, 1829)
		Triportheus	*albus*	Cope, 1872
	Serrasalmidae	*Colossoma*	*macropomum*	(Cuvier, 1818)
		Metynnis	sp.	
		Myleus	sp.	
		Mylossoma	*aureum*	(Agassiz, 1829)
		Mylossoma	*duriventre*	(Cuvier, 1818)
		Piaractus	*brachypomus*	(Cuvier, 1818)
		Pristobrycon	sp.	

Orden	Familia	*Género*	*Especie*	Autor
		Pygocentrus	*nattereri*	Kner, 1858
		Serrasalmus	*elongatus*	Kner, 1858
		Serrasalmus	*maculatus*	Kner, 1858
		Serrasalmus	*rhombeus*	(Linnaeus, 1766)
		Serrasalmus	sp. 1	
		Serrasalmus	sp. 2	
	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus*	*altus*	Menezes, 1969
		Acestrorhynchus	*altus* cf.	
		Acestrorhynchus	*falcirostris*	(Cuvier, 1819)
		Acestrorhynchus	sp.	
	Cynodontidae	*Cynodon*	*gibbus*	(Agassiz, 1829)
		Hydrolycus	*armatus*	(Jardine & Schomburgk, 1841)
		Hydrolycus	*scomberoides*	(Cuvier, 1816)
		Raphyodon	*vulpinus*	Spix & Agassiz, 1829
	Erithrynidae	*Erythrinus*	*erythrinus*	(Bloch & Schneider, 1801)
		Hoplias	*malabaricus* gr.	
		Hoplias	*lacerdae* gr.	
		Hoplerithrinus	*unitaeniatus*	(Agassiz, 1829)
	Gasteropelecidae	*Carnegiella*	*myersi*	Fernández-Yépez, 1950
		Thoracocharax	*stellatus*	(Kner, 1858)
SILURIFORMES				
	Callichthyidae	*Callichthys*	*callichthys*	(Linnaeus, 1758)
		Dianema	*longibarbis*	Cope, 1872
		Hoplosternum	*littorale*	(Hancock, 1828)
		Megalechis	*thoracata*	(Valenciennes, 1840)
	Loricariidae	*Crossoloricaria*	sp.	
		Hypostomus	*carinatus*	(Steindachner, 1881)
		Hypostomus	sp.	
		Loricaria	sp.	
		Lamontichthys	sp.	
		Panaque	sp.	
		Pterigoplichthys	*disjunctivus*	Weber, 1991
		Pterigoplichthys	*lituratus*	(Kner, 1854)
		Pterigoplichthys	*punctatus*	Gunther, 1864
		Sturisoma	*nigrirostrum* cf.	
	Heptapteridae	*Pimelodella*	*hasemani*	Eigenmann, 1917
		Pimelodella	*gracilis* cf.	
		Pimelodella	sp.	
		Rhamdia	*quelen cf.*	
	Pimelodidae	*Aguarunichthys*	sp.	
		Aguarunichthys	*torosus*	Stewart, 1986
		Brachyplatystoma	*filamentosum*	(Lichtenstein, 1819)
		Brachyplatystoma	*platynemum*	Boulenger, 1898
		Brachyplatystoma	*rousseauxii*	(Castelnau, 1855)
		Brachyplatystoma	*tigrinum*	(Britski, 1981)
		Brachyplatystoma	*vaillantii*	(Valenciennes, 1840)
		Calophysus	*macropterus*	(Lichtenstein, 1819)
		Duopalatinus	*goeldii* cf.	

Orden	Familia	*Género*	*Especie*	Autor
		Hemisorubim	*platyrhynchos*	(Valenciennes, 1840)
		Hypophtalmus	*edentatus*	Spix & Agassiz, 1829
		Leiarius	*marmoratus* cf.	
		Leiarius	*longibarbis*	(Castelnau, 1855)
		Leiarius	*pictus*	(Müller & Troschel, 1849)
		Megalonema	*platycephalum*	Eigenmann, 1912
		Megalonema	sp.	
		Phractocephalus	*hemiliopterus*	(Bloch & Schneider, 1801)
		Pimelodus	*blochii* cf.	
		Pimelodus	*ornatus*	
		Pimelodus	sp.	
		Pimelodina	*flavipinnis*	Steindachner, 1876
		Pinirampus	*pirinampu*	(Spix & Agassiz, 1829)
		Platynematichthys	*notatus*	(Jardine, 1841)
		Platystomatichthys	*sturio*	(Kner, 1858)
		Pseudoplatystoma	*fasciatum*	(Linnaeus, 1766)
		Pseudoplatystoma	*tigrinum*	(Valenciennes, 1840)
		Sorubim	*lima*	(Bloch & Schneider, 1801)
		Sorubim	*maniradii*	Littmann, Burr & Buitrago-Suárez, 2001
		Sorubimichthys	*planiceps*	(Spix & Agassiz, 1829)
		Zungaro	*zungaro*	(Humboldt, 1821)
	Doradidae	*Megalodoras*	*uranoscopus*	(Eigenmann & Eigenmann, 1888)
		Oxydoras	*niger*	(Valenciennes, 1821)
		Pterodoras	*granulosus*	(Valenciennes, 1821)
	Auchenipteridae	*Ageneiosus*	*inermis*	(Linnaeus, 1766)
		Ageneiosus	sp.	
		Auchenipterus	*ambyacus*	Fowler, 1915
		Trachelyopterus	*galeatus* cf.	
GYMNOTIFORMES				
	Apteronotidae	*Apternotus*	*albifrons*	(Linnaeus, 1766)
		Sternarchorhynchus	sp.	
	Gymnotidae	*Gymnotus*	*carapo* cf.	
	Sternopygidae	*Eigenmannia*	*virescens*	(Valenciennes, 1836)
		Sternopygus	*macrurus*	(Bloch & Schneider, 1801)
SYNBRANCHIFORMES				
	Synbranchidae	*Synbranchus*	*marmoratus* cf.	
PERCIFORMES				
	Scianidae	*Plagioscion*	*squamossisimus*	(Heckel, 1840)
	Cichlidae	*Aequidens*	sp.	
		Astronotus	*crassipinis*	(Heckel, 1840)
		Chaetobranchiopsis	*orbicularis*	(Steindachner, 1875)
		Chaetobranchus	*flavescens*	Heckel, 1840
		Cichla	*pleiozona*	Kullander & Ferreira, 2007
		Cichlasoma	*boliviense*	Kullander, 1983
		Crenicichla	sp.	
		Satanoperca	*jurupari*	(Heckel, 1840)
		Satanoperca	*pappaterra*	(Heckel, 1840)

DISCUSIÓN

El número total de especies aprovechadas por las pesquerías en las tierras bajas de la Amazonía boliviana representa el 18.9% del total de especies registradas por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011). La descripción global de la pesca en la Amazonía boliviana muestra que la composición taxonómica de las capturas estuvo dominada por los Characiformes, Siluriformes y Perciformes; en conjunto estos tres órdenes abarcaron al 91% de las especies explotadas. En las localidades asentadas a orillas de los ríos de aguas turbias, como los ríos Madre de Dios, Beni, Mamoré e Ichilo, la pesca tuvo una ligera tendencia general a explotar mayor número de especies de Siluriformes que de Characiformes. Una excepción marcada sobre esta tendencia se pudo notar en el río Maniqui, posiblemente porque el tamaño del sistema condiciona la presencia de especies de portes grandes y la pesca en los alrededores de San Borja es básicamente de subsistencia (Pérez, 2001). Por otro lado, la pesca explotó una mayor variedad de Characiformes y Perciformes en los sistemas de aguas transparentes como los de la cuenca del río Iténez. Es conocido entre los pescadores que las aguas transparentes son buenas para la captura de especies depredadoras medianas a pequeñas como los peces de los géneros *Serrasalmus*, *Hoplias* y *Cichla*, entre otros. A pesar de que las aguas transparentes poseen una gran diversidad de especies de silúridos pequeños, sólo algunos peces medianos a grandes de los géneros *Pseudoplatystoma*, *Phractocephalus* y *Leiarius*, entre otros, están presentes en estas aguas. Otros como *Zungaro*, *Platynematichthys, Aguarunichthys* y algunas especies de *Brachyplatystoma* parecen ser poco comunes o estar ausentes.

Es importante mencionar que el grupo de las anguilas o cuchillas (Gymnotiformes) también estuvo presente en las capturas de la Amazonía boliviana. Tanto en Cachuela Esperanza (río Beni) como en los alrededores de San Borja (río Maniquí), la pesca de subsistencia aprovecha algunas especies de este orden. Se ha observado en Cachuela Esperanza que los pescadores armados de tarrafas pueden capturar ocasionalmente ejemplares medianos de este orden, que parecen vivir en la corriente de las aguas y posiblemente remontar los rápidos. El mayor número de especies consumidas de este grupo fue observado en el río Maniqui donde los lugares, técnicas y aparejos de pesca utilizados por las comunidades ribereñas parecen ser bastante propicios para su captura.

Uno de los órdenes registrados en el inventario no es nativo de la Amazonía boliviana a pesar de que si lo es para la cuenca amazónica. De manera natural el orden de los Osteoglossiformes no está presente en la cuenca alta del río Madera, posiblemente debido a la serie de cachuelas (nombre local de formaciones rocosas que producen cataratas o turbulencias en los ríos) presentes a lo largo de 200 km entre Porto Velho (Brasil) y Guayaramerín (Bolivia). Este orden, presentado por la especie *Arapaima gigas* (Arapaimateidae), llegó a la cuenca amazónica boliviana a partir de la transferencia de un número desconocido de individuos desde el sistema del río Ucayalí a las proximidades de Puerto Maldonado (Perú) en los años setenta (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011). La situación de las poblaciones de este pez en territorio boliviano, donde localmente es conocido como pai-

che o pirarucú (próximo al Brasil), permanece desconocida a pesar del impacto notorio que ha generado en las pesquerías. Se ha visto que la especie ha seguido un proceso de expansión y multiplicación exitosa, y en menos de 40 años ha logrado colonizar casi toda la cuenca baja de los ríos Madre de Dios, Beni y Yata. Esta especie merece una atención especial por parte de los gobiernos locales e instituciones de investigación, ya que podría estar provocando cambios negativos en la composición de las comunidades de peces locales aprovechadas por la pesca.

La pesca en los diferentes ríos mostró que 43% de las especies capturadas pertenecieron a las familias Pimelodidae, Characidae y Serrasalmidae, las cuales poseen a los peces más grandes de los ríos de la Amazonía boliviana. La familia Pimelodidae incluye a todos los peces de piel que son comúnmente conocidos con el denominativo de grandes bagres y dentro los cuales se encuentra el surubí (*P. fasciatum*), la pirahiba (*B. filamentosum*) y el plateado o dorado (*B. rousseauxii*), por mencionar algunas especies. Los Characidae no tienen representantes de portes muy grandes, pero algunas especies como las del género *Brycon* y *Salminus* tienen una gran demanda por el exquisito sabor de su carne. Esta familia tuvo un aporte importante a las capturas de subsistencia del río Maniqui, debido a que las comunidades estudiadas por Peréz (2001) aprovechan especies pequeñas (por ejemplo, *Moenkhausia*, *Astyanax*) que pueden ser capturadas con redes muy finas (mosquiteros) o ictiotóxicos (barbasco). La familia Serrasalmidae posee a dos de las especies de escama más apetecidas por la pesca comercial (*Colossoma* y *Piaractus*), y varias otras que son muy comunes en la pesca de subsistencia como las pirañas (por ejemplo, *Pygocentrus*, *Serrasalmus*) y las pacupebas (por ejemplo, *Mylossoma*, *Myleus*, *Metynnis*).

La composición de las capturas en las cuencas de los ríos Iténez, Mamoré Bajo y Madera en su porción más alta mostró que hay una segunda especie introducida en la Amazonía boliviana que es explotada, principalmente, por la pesca de subsistencia. Esta especie pertenece a la familia de los sábalos y ha sido identificada como *Semaprochilodus insignis* (Prochilodontidae, Characiformes). De manera natural, esta especie se distribuye a lo largo del río Amazonas incluyendo a varios de sus grandes tributarios como el río Madera (Castro & Vari, 2004). Según el relato de un pescador de la comunidad de Villa Bella, originario de la cuenca media del río Iténez, esta especie habría sido introducida en el sistema del río Iténez a la altura de la reserva Pedras Negras (Brasil), hace unos 20-25 años atrás. Los ejemplares que fueron liberados habrían sido transportados por avioneta desde algún punto de la Amazonía central con motivos desconocidos hasta el momento. Posiblemente, la introducción estuvo coordinada entre las autoridades locales de Brasil y Bolivia de aquel entonces pero no se cuenta con mayor información al respecto. Por el momento se desconoce los impactos que esta especie podría estar causando sobre la fauna nativa acuática del río Iténez, pero se sabe que ha tomado importancia para la pesca de subsistencia por el tamaño mediano que alcanza (200-250 g) y su gran abundancia aparente. Al tratarse de una especie no-nativa y ya establecida en algunas cuencas de la Amazonía boliviana, se debería tomar acciones rápidas para generar conocimiento básico sobre la ecología y biología de la especie en Bolivia y minimizar su dispersión a otros

ríos de la cuenca. Adicionalmente, no se descarta la posibilidad de que una segunda especie de este género haya sido introducida simultáneamente a la Amazonía boliviana.

El género *Brachyplatystoma* fue uno de los pocos grupos con varias especies explotadas en casi todos los puntos visitados de la Amazonía boliviana. El tamaño mediano (por ejemplo, *B. platynemum, B. tigrinum*) a grande (por ejemplo, *B. rousseauxii, B. filamentosum*) que pueden alcanzar estas especies, sumado al sabor de su carne, la ausencia de huesos intermusculares y su amplia distribución, son las razones principales de su importancia en las capturas. De las siete especies descritas en el género (Lundberg & Akama, 2005), cinco han sido registradas para la cuenca amazónica boliviana. Durante las prospecciones de campo realizadas, sólo se ha logrado obtener evidencia visual y fotográfica de las cuatro especies más comunes: *B. rousseauxii*, *B. filamentosum*, *B. platynemum* y *B. tigrinum*. El registro de *B. vaillantii* presentado en este estudio proviene del trabajo de Garcia & Calderon (2006), el cual se focalizó sobre especies comerciales del mercado de Cobija (cuenca alta del río Purus) que habrían sido capturadas en la cuenca alta del río Orthon. Según encuestas que se realizaron a pescadores y comerciantes de pescado en varios puntos de los ríos Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez, esta especie no ha sido observada en la mayor parte de la Amazonía boliviana. La presencia de esta especie podría estar restringida al sistema de los ríos Madera y Abuná al norte del país (no visitados durante la prospección), donde el sistema acuático aumenta de tamaño, existen varios rápidos por la presencia de cachuelas que atraviesan el canal principal y las comunidades de peces parecen estar diferenciadas a las de aguas arriba. Aunque la evidencia de adultos de esta especie en gran parte de la Amazonía boliviana es un caso cuestionable hasta que no se encuentre mayor evidencia, Leite *et al.* (2007) lograron identificar sus larvas en la porción peruana del río Madre de Dios mediante métodos morfológicos, sugiriendo que *B. vaillantii* llegaría hasta las partes altas de este sistema para reproducirse. A pesar de que algunos resultados parecen incoherentes y contradictorios con los encontrados en este trabajo, no se puede descartar la presencia de esta especie en Bolivia hasta no tener mayor información sobre el ictioplancton (por ejemplo, mediante identificación molecular) y una descripción de la composición de las capturas pesqueras en las porciones más bajas de los ríos Madera y Abuná en Bolivia (por ejemplo, la observación de adultos).

El análisis de agrupamiento realizado para las 12 localidades consideradas en la Amazonía boliviana mostró que las pesquerías no explotan las especies de manera aleatoria y que hay una estructura a nivel de la composición de las capturas. La primera jerarquía de agrupación observada de la composición de las capturas en las distintas localidades (grandes grupos) indica que los agrupamientos mayores parecen estar relacionados a las características generales que poseen los sistemas acuáticos donde se encuentran. Al comparar los dos grandes grupos del dendrograma (Fig. 9.2), se puede notar que las localidades en sistemas de aguas no-turbias (transparentes, variable que engloba otros factores como origen geológico, conductividad, entre otros) se separan de las localidades que operan en sistemas de aguas turbias. A pesar que los ríos Manuripi y Maniqui

son tributarios de ríos mayores de aguas turbias, su composición pesquera estuvo más próxima a las localidades que se encuentran sobre el río Iténez (un río de aguas no-turbias y con transparencia considerable). Una explicación para esta observación podría ser el origen de las aguas que tienen estos ríos. Ambos ríos nacen en las tierras bajas de la Amazonía boliviana y por lo tanto tienen un aporte limitado de sedimentos provenientes de los Andes y la erosión de su lecho es reducido. Preliminarmente, estos resultados sugieren que uno de los factores más influyentes sobre la composición de las pesquerías en la Amazonía boliviana es el tipo de las aguas, el cual podría estar relacionado con los niveles de productividad.

La segunda jerarquía de agrupación fue observada en los sistemas de aguas turbias. Dentro de estos sistemas se puede distinguir una correspondencia aparente con la posición geográfica de las localidades pero también podría existir, en parte, una influencia de las diferencias existentes entre la naturaleza de las aguas. Las localidades ubicadas sobre las cuencas Beni y Madre de Dios conformaron un grupo más homogéneo en comparación a las localidades de la cuenca del río Mamoré, el cual posee ciertas diferencias históricas y ecológicas en comparación con los primeros. Es interesante notar que a pesar de las características relativamente similares entre las cuencas Madre de Dios, Beni y Mamoré (por ejemplo origen andino, aguas turbias, volúmenes de descarga similares, entre otros) existe una diferencia a nivel de la composición de las especies presentes en estos sistemas (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011) y a nivel de las capturas realizadas por las pesquerías. Un análisis posterior, similar al realizado hasta aquí, además de otros con mayor resolución (por ejemplo ACP), incluyendo mayor número de variables (climaticas, ecológicos, espaciales, químicas), puede ayudar a identificar a un nivel más preciso cuales de los factores son las más influyentes sobre la composición de las pesquerías en la Amazonía boliviana.

CONCLUSIONES

En base a los resultados presentados podemos concluir que las pesquerías en Bolivia explotan un número considerable de especies, siendo la más diversificada la pesca de subsistencia en comparación a la comercial. Tanto para la pesca comercial como para la de subsistencia, los órdenes Siluriformes y Characiformes dominaron en la composición de las capturas. En algunas localidades que se encuentran asentadas sobre sistemas de aguas transparentes, varias especies de Perciformes fueron aprovechadas. Las familias Pimelodidae y Serrasalmidae, de manera generalizada, son las más importantes en término de número de especies para la pesca. Otras familias como Characidae, Cichlidae y Loricariidae también fueron importantes, sobre todo para la pesca comercial. Los géneros más emblemáticos para la pesca fueron *Brachyplatystoma* y *Serrasalmus* debido a que se encuentran ampliamente distribuidos en la Amazonía boliviana. *Brachyplatystoma* es uno de los grupos más importantes, en número de especies, para la pesca comercial al igual que *Serrasalmus* para la pesca de subsistencia. Dos de las especies que componen

Cuadro 9.2. Especies de peces comerciales y de subsistencia en las cuencas de los ríos Orthon, Madre de Dios, Beni e Ichilo.
NLocal = Nombre local; C = Pesca comercial; S = Pesca de subsistencia; * = Especies de peces introducidos

	Río Orthon (Puerto Rico y Cobija)			Río Madre de Dios (Riberalta)			Río Beni (Rurrenabaque)			Río Beni (Riberalta)			Rio Beni (Cachuela Esperanza)			Río Ichilo (Puerto Villarroel)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Potamotrygon hystrix cf.				Raya		x	raya		x	raya		x	raya		x	raya		x
Potamotrygon motoro gr.	raya	x	x	Raya		x	raya		x	raya		x	raya		x	raya		x
Potamotrygon sp.	raya	x	x															
*Arapaima gigas**	paiche	x		Paiche	x	x	paiche		x	paiche	x	x	paiche	x	x			
Pellona castelnaeana							dorado de escama		x	belea	x	x				sardinón	x	x
Pellona flavipinnis							dorado de escama		x	belea	x	x				sardinón	x	x
Curimatella meyeri																sabalina		x
Potamorhina latior				Llorona	x	x	llorona		x	llorona	x	x	llorona		x	sabalina		x
Potamorhina altamazonica	branquiña	x	x	Llorona	x	x	llorona		x	llorona	x	x	llorona		x	sabalina		x
Psectrogaster rutiloides				Llorona		x	llorona		x	llorona		x	llorona		x	sabalina		x
Psectrogaster curviventris				llorona		x	llorona		x	llorona		x	llorona		x	sabalina		x
Prochilodus nigricans	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x
Leporinus friderici cf.	lisa	x	x	lisa	x	x	lisa	x	x	lisa	x	x	piau		x	boga		x
Schizodon fasciatus	lisa	x	x	lisa	x	x	lisa	x	x	lisa	x	x	piau		x	uruchila		x
Anodus elongatus	Saona	x					salmón	x										x
Anodus sp.	Saona	x																
Astyanax bimaculatus cf.				sardina		x				sardina		x						
Brycon amazonicus cf.				yatorana, yatoarana	x	x	mamuri, yatorana	x	x	yatorana, yatoarana	x	x	yatorana, yatoarana	x	x	doradillo	x	x
Brycon sp.	yatorana, yatoarana	x	x	yatorana, yatoarana	x	x	mamuri, yatorana	x	x	yatorana, yatoarana	x	x	yatorana, yatoarana	x	x			
Salminus brasiliensis				dorado de escama	x	x	dorado de escama	x	x	salmón	x	x				dorado de escama	x	x
Triportheus angulatus				pechuga		x	pechuga		x	pechuga		x	sardina flor de agua		x	sardina		x
Triportheus albus													sardina flor de agua		x			
Colossoma macropomum	pacú	x		pacú, pacú negro	x	x	pacú	x	x	pacú, tambaquí	x	x	tambaquí	x		pacú	x	x
Metynnis sp.				pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba	x	x	pacupeba		x
Myleus sp.																		
Mylossoma aureum	pacupeba		x	pacupeba, plato	x	x	pacupeba, jatara	x	x	pacupeba, plato	x	x	pacupeba	x	x	pacupeba	x	x

	Río Orthon (Puerto Rico y Cobija)			Río Madre de Dios (Riberalta)			Río Beni (Rurrenabaque)			Río Beni (Riberalta)			Rio Beni (Cachuela Esperanza)			Río Ichilo (Puerto Villarroel)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Mylossoma duriventre	pacupeba	x	x	pacupeba, plato	x	x	pacupeba, jatara	x	x	pacupeba, plato	x	x	pacupeba	x	x	pacupeba	x	x
Piaractus brachypomus	tambaqui	x	x	tambaquí, pacú blanco	x	x	tambaquí	x	x	tambaquí, pacú blanco, pacusillo	x	x	pacú	x		tambaquí	x	x
Pristobrycon sp.	piraña	x	x	piraña		x	piraña		x	piraña		x				piraña		x
Pygocentrus nattereri	piraña colorada	x	x	piraña roja/ colorada	x	x	piraña colorada	x	x	piraña roja/ colorada	x	x	piraña colorada, palometa		x	palometa, piraña roja/colorada	x	x
Serrasalmus elongatus																piraña		x
Serrasalmus maculatus	piraña amarilla	x	x	piraña amarilla		x	piraña amarilla		x	piraña amarilla	x	x	piraña amarilla		x	piraña, piraña amarilla		x
Serrasalmus rhombeus	piraña	x	x	piraña blanca	x	x	piraña blanca	x	x	palometa, piraña blanca	x	x	piraña blanca		x	piraña, piraña blanca	x	x
Serrasalmus sp. 2																piraña		x
Acestrorhynchus altus										cachorro		x	cachorro	x				
Acestrorhynchus sp.	cachorra	x	x															
Hydrolycus armatus				cachorro	x	x	cachorro	x	x	cachorro	x	x	cachorro	x				
Hydrolycus scomberoides				cachorro	x	x	cachorro		x	cachorro	x	x	cachorro	x		cachorro	x	x
Raphyodon vulpinus	machete	x		cachorro	x	x	cachorro		x	cachorro	x	x				machete		x
Hoplias malabaricus gr.	bentón	x	x	bentón	x	x	bentón		x	bentón	x	x	bentón	x		bentón	x	x
Hoplerithrinus unitaeniatus				yayú		x	yayú		x	yayú	x	x	yayú	x		yayú		x
Callichthys callichthys				buchere		x				buchere		x				buchere, simbado		x
Dianema longibarbis																buchere, simbado		x
Hoplosternum littorale				buchere	x	x	buchere		x	buchere	x	x	buchere	x		buchere, simbado		x
Hypostomus carinatus	cascudo, zapato	x																
Hypostomus sp.				carrancho		x	carrancho	x	x	carrancho	x	x						x
Pterigoplichthys disjunctivus	cascudo, zapato	x	x	carrancho	x	x	carrancho		x	carrancho	x	x	carrancho	x		zapato		x
Pterigoplichthys lituratus				carrancho	x	x				carrancho	x	x						
Pterigoplichthys punctatus				carrancho		x				carrancho	x	x						
Rhamdia quelen cf.				chupa		x	griso		x	chupa		x	chupa	x				
Aguarunichthys sp.	chanana negro	x					tawalla	x	x				peshi ratón	x				
Aguarunichthys torosus	chanana negro	x		chanana negro		x												

	Río Orthon (Puerto Rico y Cobija)			Río Madre de Dios (Riberalta)			Río Beni (Rurrenabaque)			Río Beni (Riberalta)			Rio Beni (Cachuela Esperanza)			Río Ichilo (Puerto Villarroel)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Brachyplatystoma filamentosum	dorado de piel	x		pirahiba	x		pirahiba, azulejo	x		pirahiba, blanquillo	x		pirahiba	x		bacalao	x	
Brachyplatystoma platynemum				baboso	x	x	blanquillo baboso	x		baboso	x		blanquillo	x	x	blanquillo	x	x
Brachyplatystoma rousseauxii	dorado de piel	x		dorado	x		dorado, gringo	x		dorado	x		dorado	x	x	plateado	x	
Brachyplatystoma tigrinum				zebra	x		zebra	x		zebra	x		zebra	x	x			
Brachyplatystoma vaillantii	dorado de piel	x																
Calophysus macropterus				blanquillo	x	x	blanquillo		x	blanquillo	x	x	blanquillo		x	blanquillo	x	x
Duopalatinus goeldii cf.							tawalla	x										
Hemisorubim platyrhynchos	brazo de moza	x	x		x	x	seferino, estevan	x	x							conservero	x	x
Hypophtalmus edentatus	mapara	x														vela	x	x
Leiarius marmoratus cf.	tujuno		x	tujuno	x	x	tujuno	x	x	tujuno	x	x	tujuno	x	x	pira	x	x
Phractocephalus hemiliopterus	general	x		general	x	x	coronel, banzer	x	x	general, banzer	x	x	general, coronel	x	x	general	x	x
Pimelodus blochii cf.	mandín	x	x	chupa		x	griso		x	chupa		x	chupa		x	bagre chupa		x
Pimelodus ornatus							griso	x										
Pimelodus sp.	mandín	x	x	chupa		x	griso		x	chupa		x	chupa		x	bagre chupa		x
Pimelodina flavipinnis																blanquillo		x
Pinirampus pirinampu	piranambú, barba chata	x		blanquillo	x	x	blanquillo	x	x	blanquillo	x	x	blanquillo		x	blanquillo, blanquillo blanco	x	x
Platynematichthys notatus													peshi rey	x	x			
Platystomatichthys sturio							carachupa	x										x
Pseudoplatystoma fasciatum	pintado	x	x	pintado	x	x	pintando	x	x	surubí	x	x	pintado	x	x	surubí	x	x
Pseudoplatystoma tigrinum	caparari, chuncuina	x	x	surubí	x	x	surubí	x	x	pintado	x	x	surubí	x	x	semicuyo	x	x
Sorubim lima	pico de pato	x	x	paleta		x	tawalla		x	pico de pato		x	pico de pato	x	x	paleta	x	x
Sorubim maniradii	pico de pato	x																
Sorubimichthys planiceps	pez leña, pexi lenha, paleta	x		paleta	x	x	pantalon, surubí	x	x	paleta	x	x	paleta	x	x	paleta	x	x
Zungaro zungaro	chanana amarillo, chanana	x	x	chanana	x	x	bagre	x		chanana	x	x	yaú, chanana	x	x	muturo	x	x
Megalodoras uranoscopus				tachacá	x	x				tachacá	x					tachacá		x
Oxydoras niger	tachacá	x		cuyucuyú	x	x	tachacá		x	cuyucuyú, tachacá negro	x		tachacá		x	boni		x

	Río Orthon (Puerto Rico y Cobija)			Río Madre de Dios (Riberalta)			Río Beni (Rurrenabaque)			Río Beni (Riberalta)			Rio Beni (Cachuela Esperanza)			Río Ichilo (Puerto Villarroel)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Pterodoras granulosus	tachacá	x		tachacá	x	x	tachacá	x		tachacá	x		tachacá	x		tachacá	x	
Ageneiosus inermis	manduvé	x	x	boca de sapo	x	x	boca de farol	x		seferino, bocon	x	x	boca de sapo	x		boca de sapo	x	
Ageneiosus sp.				boca de sapo	x	x				seferino, bocon	x	x				boca de sapo	x	
Auchenipterus ambyacus																chupa	x	
Trachelyopterus galeatus cf.				torito		x	torito	x		torito	x							
Sternarchorhynchus sp.													cuchilla	x				
Synbranchus marmoratus cf.	musum	x								muqui	x							
Plagioscion squamossisimus	corvina	x	x	corvina, curuvina, curvina	x	x	corvina, curuvina, curvina	x	x	corvina, curuvina, curvina	x	x	curvina, curuvina	x		corvina	x	x
Astronotus crassipinis				palometa real	x	x	palometa real	x		palometa real	x	x				palometa real	x	
Chaetobranchiopsis orbicularis				serepapa		x				serepapa	x	x						
Chaetobranchus flavescens	cará, serepapa	x	x	serepapa	x	x										serepapa	x	
Cichla pleiozona	tucunaré	x	x	tucunaré	x	x	tucunaré	x	x	tucunaré	x	x				tucunaré	x	x
Crenicichla sp.				pez jabón		x												
Satanoperca jurupari				serepapa	x	x				serepapa	x					serepapa	x	
SUBTOTALES		49	29		45	63		29	57		46	62		21	49		29	63
TOTAL (S + C)		51			66			62			66			52			65	

Cuadro 9.3. Especies de peces comerciales y de subsistencia en las cuencas de los ríos Mamoré, Maniqui, Paraguá, Blanco y Madera. NLocal = Nombre local; C = Pesca comercial; S = Pesca de subsistencia; * = Especies de peces introducidos

	Río Mamoré (Trinidad)			Río Maniqui (San Borja) (Pérez, 2001)			Río Mamoré (Guayaramerín)			Río Paraguá (Piso Firme)			Río Blanco (Bella Vista)			Río Madera (Villa Bella)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Potamotrygon hystrix cf.	raya		x	raya		x	raya		x	raya		x	raya		x	raya		x
Potamotrygon motoro gr.	raya		x				raya		x	raya		x	raya		x	raya		x
*Arapaima gigas**																paiche, pirarucú	x	x
Pellona castelnaeana	sardinón, dorado de escama	x	x				sardinón	x	x							sardinón		x
Pellona flavipinnis	sardinón	x	x				sardinón	x	x							sardinón		x
Curimatella meyeri						x												
Cyphocharax sp.						x												
Potamorhina latior	sabalina		x				llorona		x							llorona		x
Potamorhina altamazonica	sabalina		x			x	llorona		x							llorona		x
Psectrogaster rutiloides						x	llorona		x							llorona		x
Psectrogaster curviventris						x	llorona		x							llorona		x
Prochilodus nigricans	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo	x	x	sábalo		x	sábalo	x	x
*Semaprochilodus insignis**							yaraquí	x	x				sabalín, yaraquí	x	x	yaraquí		x
Abramites hypselonotus						x												
Leporinus friderici cf.	boga		x	boga		x	piaba	x	x	piau, piaba		x	piau, piaba		x	piaba, piau		x
Leporinus trifasciatus	boga		x			x	piaba	x	x	piau, piaba		x	piau, piaba		x			
Leporinus y-ophorus						x												
Schizodon fasciatus	boga		x	pacusillo		x	piaba	x	x	piau, piaba		x	piau, piaba		x	piaba, piau		x
Aphyocharax dentatus						x												
Axtyanax bimaculatus cf.						x										sardina		x
Brycon amazonicus cf.	jatuarana	x	x				yatoarana, matrinchan	x	x							yatorana, yatoarana	x	x
Brycon sp.				jatuarana		x	yatoarana, matrinchan	x	x	matrinchan	x	x				yatorana, yatoarana		x
Salminus brasiliensis	dorado de escama	x	x	dorado	x	x	dorado de escama	x	x							dorado de escama		
Tetragonopterus argenteus						x												

	Río Mamoré (Trinidad)			Río Maniqui (San Borja) (Pérez, 2001)			Río Mamoré (Guayaramerín)			Río Paraguá (Piso Firme)			Río Blanco (Bella Vista)			Río Madera (Villa Bella)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Triportheus angulatus	sardina		x	sardina		x	pechuga		x							pechuga		x
Colossoma macropomum	pacú	x	x				pacú	x	x	pacú, tambaqui	x	x	pacú	x	x	pacú	x	x
Metynnis sp.	pacupeba		x				pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x
Myleus sp.						x				pacupeba		x	pacupeba		x			
Mylossoma aureum	pacupeba		x				pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x
Mylossoma duriventre	pacupeba		x	palometa		x	pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x	pacupeba		x
Piaractus brachypomus	tambaquí	x	x				tambaquí	x	x	pirapitinga, pacú	x	x	pirapitinga	x	x	tambaquí, pirapitinga	x	x
Pristobrycon sp.	piraña		x				piraña		x	piraña		x	piraña		x	piraña		
Pygocentrus nattereri	palometa, piraña roja/colorada	x	x	piraña		x	palometa, piraña roja/colorada	x	x	pirana roja/ colorada	x	x	piraña roja/ colorada		x	piraña roja/ colorada		x
Serrasalmus elongatus				piraña		x												
Serrasalmus maculatus	piraña, piraña amarilla		x	piraña		x	piraña, piraña amarilla		x	piraña curichera		x	piraña amarilla		x	piraña, piraña amarilla		x
Serrasalmus rhombeus	piraña, piraña blanca	x	x				piraña, piraña blanca	x	x	piraña blanca		x	piraña blanca		x	piraña, piraña blanca		x
Serrasalmus sp. x										piraña		x	piraña dulce		x			
Acestrorhynchus altus							cachorro de arroyo		x	peshi cachorro		x						
Acestrorhynchus altus cf.						x												
Acestrorhynchus falcirostris							cachorro de arroyo		x	peshi cachorro		x						
Acestrorhynchus sp.						x												
Cynodon gibbus																		x
Hydrolycus armatus																cachorro		x
Hydrolycus scomberoides	cachorro		x				cachorro	x	x							cachorro		x
Raphyodon vulpinus	machete		x			x	cachorro	x	x							cachorro		x
Erythrinus erythrinus				yayú		x												
Hoplias malabaricus gr.	bentón		x	bentón		x	bentón	x	x	bentón	x	x	bentón		x	bentón		x
Hoplias lacerdae gr.							bentón	x	x	bentón	x	x	bentón		x			

	Río Mamoré (Trinidad)			Río Maniqui (San Borja) (Pérez, 2001)			Río Mamoré (Guayaramerín)			Río Paraguá (Piso Firme)			Río Blanco (Bella Vista)			Río Madera (Villa Bella)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Hoplerithrinus unitaeniatus	yayú		x	yayú		x	yayú		x	yayú		x	yayú		x	yayú		x
Carnegiella myersi				sardina		x												
Thoracocharax stellatus						x												
Callichthys callichthys	buchere		x				buchere		x							buchere		x
Dianema longibarbis	buchere		x				buchere		x									
Hoplosternum littorale	buchere	x	x				buchere	x	x				buchere		x	buchere		x
Megalechis thoracata				simbao		x												
Crossoloricaria sp.						x												
Hypostomus sp.				carrancho		x	zapato		x									
Loricaria sp.						x												
Lamontichthys sp.						x												
Panaque sp.						x												
Pterigoplichthys disjunctivus				zapato		x	zapato		x							zapato		x
Rhamdia quelen cf.	chupa		x				bagre curichero		x	chupa						bagre curichero		x
Brachyplatystoma filamentosum	pirahiba	x					pirahiba	x		pirahiba, filote	x		pirahiba	x		pirahiba	x	x
Brachyplatystoma platynemum	pirahibita	x														dorado baboso, baboso	x	x
Brachyplatystoma rousseauxii	saltador, dorado de piel	x					dorado	x					dorado	x		dorado	x	
Brachyplatystoma tigrinum																zebra	x	x
Calophysus macropterus	blanquillo	x	x	blanquillo	x	x	blanquillo	x	x	blanquillo	x		blanquillo	x		blanquillo		x
Duopalatinus goeldii cf.																chupa		x
Hemisorubim platyrhynchos	brazo de moza	x	x		x	x	brazo de moza	x	x							seferino, brazo de moza		x
Hypophtalmus edentatus								x	x							mapara		x
Leiarius marmoratus cf.	bagre pintado		x		x	x	tujuno	x	x							tujuno		x
Megalonema sp.						x												
Phractocephalus hemiliopterus	general	x	x	general	x	x	general	x	x	general, pirarara	x	x	general	x	x	general	x	x

	Río Mamoré (Trinidad)			Río Maniqui (San Borja) (Pérez, 2001)			Río Mamoré (Guayaramerín)			Río Paraguá (Piso Firme)			Río Blanco (Bella Vista)			Río Madera (Villa Bella)		
	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S	NLocal	C	S
Pimelodus blochii cf.	bagre, bagre chupa		x	bagre		x	bagre		x	chupa		x	chupa		x	chupa		x
Pimelodus sp.	bagre, bagre chupa		x				bagre		x	chupa		x				chupa		x
Pimelodina flavipinnis	blanquillo		x															
Pinirampus pirinampu	blanquillo	x	x				blanquillo, barba chata	x	x	blanquillo, barba chata	x	x	blanquillo		x	blanquillo, barba chata		x
Platynematichthys notatus																pintadito, blanquillo, barba chata	x	x
Platystomatichthys sturio																pico de pato		x
Pseudoplatystoma fasciatum	surubí	x	x	surubí	x	x	surubí	x	x	surubí	x	x	surubí	x	x	surubí, pintado	x	x
Pseudoplatystoma tigrinum	chuncuina	x	x	chuncuina	x	x	pintado	x	x	caraparí	x	x	caraparí	x	x	caraparí	x	x
Sorubim lima	paleta, pico de pato		x	paleta	x	x	pico de pato	x	x	paleta		x	paleta, pico de pato		x	pico de pato, paleta		x
Sorubimichthys planiceps	paleta	x	x				paleta	x	x				paleta	x	x	paleta, pez leña	x	x
Zungaro zungaro	muturo	x	x	toro	x	x	yaú	x	x							yaú	x	x
Megalodoras uranoscopus	tachacá	x	x				tachacá		x				tachacá		x	tachacá		x
Oxydoras niger	cuyucuyú, giro	x	x	tachacá		x	cuyucuyú, cuyú		x							cuyucuyú		x
Pterodoras granulosus	tachacá	x	x	tachacá		x	tachacá		x	tachacá		x	tachacá		x	tachacá		x
Ageneiosus inermis	boca de sapo		x				boca de sapo	x	x							manduvé		x
Ageneiosus sp.	boca de sapo		x				boca de sapo	x	x							manduvé		x
Auchenipterus ambyacus						x										chupa		x
Trachelyopterus galeatus cf.						x										torito		x
Apternotus albifrons						x												
Gymnotus carapo cf.						x												
Eigenmannia virescens						x												
Sternopygus macrurus						x												
Plagioscion squamossisimus	curuvina, curvina, corvina	x	x				curuvina, curvina	x	x	corvina, curuvina, curvina	x	x	curvina, curuvina		x	corvina, curuvina	x	x

	Río Mamoré (Trinidad)			Río Maniqui (San Borja) (Pérez, 2001)			Río Mamoré (Guayaramerín)			Río Paraguá (Piso Firme)			Río Blanco (Bella Vista)			Río Madera (Villa Bella)		
	N Local	C	S	N Local	C	S	N Local	C	S	N Local	C	S	N Local	C	S	N Local	C	S
Aequidens sp.										cupacá	x							
Astronotus crassipinis	palometa real	x		palometa real	x		palometa real	x	x	palometa real	x		palometa real	x		palometa real	x	
Chaetobranchus flavescens								x		cupacá	x							
Cichla pleiozona	tucunaré	x	x	tucunaré	x		tucunaré	x	x	tucunaré, yacundá	x	x	tucunaré	x	x	tucunaré	x	x
Cichlasoma boliviense						x												
Crenicichla sp.						x				pez jabón	x					pez jabón	x	
Satanoperca jurupari	serepapa	x					serepapa	x		cupacá	x					serepapa	x	
Satanoperca pappaterra										cupacá	x							
SUBTOTALES		26	52		12	70		37	62		14	40		10	35		17	66
TOTAL (C + S)		55			72			64			41			37			67	

el conjunto de las pesquerías fueron identificadas como no-nativas y por lo tanto se deben llevar a cabo estudios inmediatos para conocer su interacción e influencia sobre los recursos pesqueros nativos. De manera preliminar, se observó que la calidad de las aguas y la posición geográfica son los factores más influyentes en la composición de las capturas por parte de las pesquerías en la Amazonía boliviana. En un futuro próximo se debe comenzar con estudios pesqueros más detallados y continuos en distintos puntos de la Amazonía boliviana para mejorar la información presentada, revalorizar algunos grupos que posiblemente fueron subestimados en este trabajo y comprender que factores determinan la composición de sus capturas.

AGRADECIMIENTOS

A WWF, al consorcio BP-Bird Life-Fauna&Flora International, a la cooperación de universidades flamencas IUC, a la Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), al Institute de Recherche pour le Development (IRD) y a la Asociación Faunagua, por el acceso a la bibliografía y la colecta ocasional de datos durante la participación en proyectos financiados por estas instituciones. A Pilar Becerra por la diagramación y edición del mapa de la Amazonía boliviana.

REFERENCIAS

Armbruster, J.W. & L.M. Page (2006). Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes : Loricariidae). Neotropical Ichthyology, 4 (4): 401-409.

Bamonte, G. & S. Kociancich (2007). Los Ese Ejja, el mundo de los hombres y el mundo de los espíritus entre los indio del río. Editorial Plural, La Paz, Bolivia. 82 p.

Buitrago-Suárez, U.A. & B.M. Burr (2007). Taxonomy of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. Zootaxa, 1512: 1-38.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.M. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de peces en la Amazonía boliviana. p. 101-148. En : Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: habitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, P.A. Van Damme, L. Cordova & C. Coca (2011). La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana. p. 367-395. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: Habitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Castro, R.M.C. & R.P. Vari (2004). Detritivores of the South American fish family Prochilodontidae (Teleostei : Ostariophysi : Characiformes) : A phylogenetic and revisionary study. Smithsonian Contributions to Zoology, 622: 189 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1990). Estadística e información pesquera de Bolivia 1980-1989. La Paz, Bolivia. 43 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1991). Estadística e información pesquera de Bolivia 1990. La Paz, Bolivia. 54 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1992). Estadística e información pesquera de Bolivia 1991. La Paz, Bolivia. 60 p.

Centro de Desarrrollo Pesquero (CDP) (1993). Estadística e información pesquera de Bolivia 1992. La Paz, Bolivia. 56 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1994). Estadística e información pesquera de Bolivia 1993. La Paz, Bolivia. 52 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1995). Estadísticas e información pesquera de Bolivia 1994. La Paz, Bolivia. 52 p.

Chicchón, A. (2000). Fauna en la subsistencia de los Tsimane, Reserva de la Biosfera Estación Biológica del Beni, Bolivia. p. 365-383. En: Herrera-MacBryde, O., F. Dallmeier, B. MacBryde, J.A. Comiskey & C. Miranda (Eds.). Biodiversidad, conservación y manejo en la región de la Reserva de la Biosfera, Estación Biológica del Beni, Bolivia. SI/MAB Series No. 4, Smithsonian Institution, Washington, D.C. 423 p.

Coutts, R.R. & M. Rojas (1982). Estadística de la comercialización de pescado en La Paz, Bolivia, período febrero de 1981- enero de 1982. Misión Británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia. 54 p.

Erickson, C. (2000). An aritificial landscape-scale fishery in the Bolivian Amazon. Nature, 408: 190-193.

Erickson, C. (2001). Precolumbian fish farming in the Amazon. Expeditions, 43 (1): 7-8.

Garcia, V.H. & H. Calderon (2006). Peces de Pando, Bolivia. Especies de importancia comercial en mercados de la ciudad de Cobija, especímenes capturados en ríos Tahuamanu, Manuripi y Orthon. Universidad Amazónica de Pando, Pando, Bolivia. 50 p.

IGM (1997). Atlas de Bolivia. Talleres Gráficos del Instituto Geográfico Militar, La Paz, Bolivia. 192 p.

Jegú, M. (2003). Serrasalminae. p. 182-196. In: Reis R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Kullander, S.O. (1986). Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Stockholm, Swedish Museum of Natural History.

Kullander, S.O. & E.J.G. Ferreira (2007). A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with description of nine new species (Teleostei: Cichlidae). Ichthyological Exploration Freshwaters, 17 (4): 289-398.

Lauzanne, L. & G. Loubens (1985). Peces del Río Mamoré. Editions de l'ORSTOM, Collection Travaux et Documents 192, Paris, Francia. 116 p.

Lauzanne, L., I. Cantrelle & E. Robles (1985). Algunos resultados de pesca de las redes experimentales empleadas por el Convenio Piscícola de Trinidad. ORSTOM-UTB-CORDEBENI, Trinidad, Bolivia, 3: 26 p.

Lauzanne, L. & E. Robles (1986). Resultados de pesca de las redes de mallas pequeñas del Convenio Piscícola de Trinidad, Bolivia. ORSTOM-UTB-CORDEBENI, Trinidad, Bolivia, 4: 25 p.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1990). Pesca y biología pesquera en el Mamoré Medio (Región de Trinidad, Bolivia). Interciencia, 15 (6): 452-460.

Le Guennec, B. (1985). Claves longitud-peso de 38 especies de peces de la región de Trinidad, Bolivia. ORSTOM-CORDEBENI-UTB, Trinidad, Bolivia, 2: 29 p.

Leite, R., C. Cañas, B. Forsberg, R. Barthem & M. Goulding (2007). Larvas de los grandes bagres migradores. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazônica (ACCA). Gráfica Biblios S.A., Lima, Perú. 127 p.

Lorini, J., J. Quintanilla, J. Peña, R. Marin & E. Salas (1989). Diagnóstico del estado actual de los recursos pesqueros de la cuenca Amazónica Boliviana. Centro de Estudios Ecológicos y de Desarrollo Integral. Proyecto Recursos Hidrobiológicos. La Paz, Bolivia. 148 p.

Loubens, G., J.L. Aquim & E. Robles (1984). Algunas observaciones observaciones sobre la sexualidad y la reproducción de las principales espécies de peces de la región de Trinidad, Beni, Bolívia. ORSTOM-UTB-CORDEBENI, Trinidad, Bolivia, 1: 34 p.

Loubens, G. & J.L. Aquim (1986). Sexualidad y reproducción de los principales peces de la cuenca del rio Mamoré, Beni, Bolívia. ORSTOM-UTB-CORDEBENI, Trinidad, Bolivia, 5: 45.

Lundberg, J.G. & A. Akama (2005). *Brachyplatystoma capapretum*: a new species of Goliath Catfish from the Amazon basin, with a reclassification of allied catfishes (Siluriformes: Pimelodidae). Copeia, 3: 492-516.

Lundberg, J.G. & M.W. Littmann (2003). Family Pimelodidae (Long-whiskered catfishes). p. 435. En: Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Mann, C.C. (2000a). The good earth: Did people improve the Amazon basin? Science, 287 (5454): 788.

Mann, C.C. (2000b). Earthmovers of the Amazon. Science, 287 (5454): 786.

Matzusaki, S., J.A. Suárez & D. Rojas (2005). Estudio de manejo de recursos pesqueros para su incorporación en el sistema de desarrollo económico integral sostenible del área de trabajo de CIPCA NORTE. Informe final de Consultoría, Centro de Investigación y Promoción al Campesinado (CIPCA). Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 57 p.

Nuñez, J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R. Rivera & J.F. Renno (2005). Reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Amazonía Boliviana). p. 52-57. En: Renno, J.F., C. García, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Primeras comunicaciones del coloquio internacional de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica (RIIA), Biología de las Poblaciones de Peces de la Amazonía y Piscicultura, Iquitos, Perú.

Ortí, G., A. Sivasundar, K. Dietz & M. Jégu (2008). Phylogeny of the Serrasalmidae (Characiformes) based on mitochondrial DNA sequences. Genetics and Molecular Biology, 31 (1): 343-351.

Paz, S. & P.A. Van Damme (2008). Caracterización de las pesquerías en la Amazonía boliviana. p. 205-234 En: Pinedo, D. & C. Soria (Eds.). El manejo de las pesquerías en ríos tropicales de Sudamérica. Mayor Ediciones/Instituto del Bien Común/IDRC, Bogotá, Colombia.

Pearson, N.E. (1924). The fishes of the Eastern slope of the Andes. I. The fishes of the Río Beni basin, Bolivia, collected by the Mulford Expedition. Indiana University Studies, 11 (64): 1-83.

Pérez, E. (2001). Uso de la ictiofauna por dos comunidades Tsimane': San Antonio y Yaranda (T.I. Tsimane', Depto. Beni) bajo diferente influencia del mercado. Tesis de grado para obtener el título de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 110 p.

Reinert, T. & K. Winter (2002). Sustainability of harvested pacú (*Colossoma macropomun*) populations in the northeastern Bolivian Amazon. Conservation Biology, 16: 1344-1358.

Reis, R.E., S.O. Kullander, & C.J. Ferraris Jr. (2003). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Brazil. 714 p.

Renno, J.F., N. Hubert, J.P. Torrico, F. Duponchelle, J. Nuñez Rodriguez, C. Garía Dávila, S. Willis & E. Desmarais (2006). Phylogeography of *Cichla* (Cichlidae) in the upper Madera basin (Bolivian Amazon). Molecular Phylogenetics and Evolution, 41: 503-510.

Rojas, M. (1983). Estadística de la comercialización de pescado en La Paz, Bolivia -1982-. Misión Británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia. 47 p.

Rojas, M. (1984). Estadística de la comercialización de pescado en La Paz, Bolivia. Período enero-diciembre de 1983. Misión Británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia. 36 p.

Salas, R. & Coutts, R.R. (1983). Estadísticas de la comercialización de pescado en Cochabamba, Bolivia: período marzo-octubre de 1982. Misión Británica (pesquerías), La Paz, Bolivia. 8 p.

Silfvergrip, A.M.C. (1992). *Zungaro*, a senior synonym of *Paulicea* (Teleostei: Pimelodidae). Ichthyological Explorations Freshwaters, 3 (4): 305-310.

Torrico, J.P., N. Hubert, E. Desmarais, F. Duponchelle, J. Nuñez, J. Montoya-Burgos, C. Garcia-Davila, F.M. Carvajal-Vallejos, A.A. Grajales, F. Bonhome & J.F. Renno (2009). Molecular phylogeny of the genus *Pseudoplatystoma* (Bleeker, 1862): Biogegraphic and evolutionary implications. Molecular Phylogenetics and Evolution, 51: 588-594.

Townsend, W.R. (1996). Nyao Itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, UMSA / FUND-ECO. La Paz, Bolivia. 130 p.

Van Damme, P.A. (2001). Pautas para un plan de manejo pesquero en el río Paraguá. FAN – Mun. San Ignacio de Velasco. 64 p.

Van Damme, P.A., F. Vargas & H. Muñoz. (2005). Los peces comerciales en la llanura de inundación del Río Ichilo (Cochabamba-Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 97-104.

Van Damme, P.A. (2006). Propuesta de estrategia y proyecto de manejo y desarrollo pesquero para el norte amazónico (Bolivia). Informe presentado a la FAO, Riberalta, Beni, Bolivia. 63 p.

Wiefels, R. (2006). El mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia. Hoyam-Mojos, Trinidad, Beni. 107 p.

10

IMPORTANCIA ECONÓMICA DE LA ICTIOFAUNA PARA COMUNIDADES INDÍGENAS TAKANAS DEL RÍO BENI

ECONOMICAL IMPORTANCE OF THE FISH FAUNA FOR INDIGENOUS COMMUNITIES TAKANA ALONG THE BENI RIVER

Guido MIRANDA-CHUMACERO, Aizar TERRAZAS & Robert WALLACE

RESUMEN

Una de las características más generales y representativas de la Amazonia es la intensa actividad pesquera. Pese a que se realizaron esfuerzos para conocer los desembarques en esta macrocuenca, la mayor parte de las estadísticas disponibles representan sobreestimaciones o subestimaciones de la cantidad de pescado extraído. Asimismo, muchas pesquerías no están adecuadamente monitoreadas, tal es el caso de las pesquerías semi-comerciales realizadas por comunidades locales. El presente trabajo muestra los resultados del auto-monitoreo de la pesca por parte de las comunidades Takana del río Beni, iniciado el año 2001. Esta actividad comunal ha arrojado una gran cantidad de información que sirve, entre otras cosas, para cuantificar el valor económico que representa la pesca para las comunidades locales. Los resultados de este análisis se relacionan con algunas amenazas emergentes en la zona que, sin un abordaje adecuado, podrían repercutir negativamente en la seguridad alimentaria y económica de las comunidades Takana del río Beni.

SUMMARY

One of the most important features of the Amazon is the intensive fisheries activity in its lowlands. Many studies and projects aimed at estimating landings, but most of these suffer of lack of precision and continuity. Moreover, many fisheries are not monitored at all and do not appear in official landing data, as is the case with the semi-commercial fisheries practiced by local communities. This chapter presents the results of a participative monitoring system set up by indigenous communities Takana in the Beni river, which was initiated in 2001. This communal activity generated a huge amount of information which can be used to estimate the economical value of the fish resource for the local communities. Threats that may affect food security and fisheries economy are discussed in the light of the results.

INTRODUCCIÓN

Las tierras bajas de la Amazonía se caracterizan por una intensa actividad pesquera. Es innegable que por detrás de esta actividad existe una actividad comercial-empresarial que mueve millones de dólares anualmente (Ruffino, 2002). A nivel macrocuenca, una gran proporción del pescado es comercializado en ciudades grandes como Manaus e Iquitos (Van Brakel, 2006; García Vasquez *et al.,* 2009). Numerosas etnias, pueblos, comunidades y sectores pesqueros en ciudades se dedican al aprovechamiento de los recursos pesqueros con fines comerciales o de subsistencia. En algunas localidades, la dependencia de los recursos pesqueros es de tal magnitud que gran parte de su población está empleada en este sector (Almeida *et al*., 2001; Almeida & Lorenzen, 2003). Pese a esta gran dependencia, y quizás debido a la magnitud de los volúmenes de pesca, el conocimiento real de la cantidad de pescado que se extrae de los ríos, arroyos, lagunas y reservorios generalmente es subestimado o simplemente errado.

En la Amazonía boliviana, existieron estadísticas pesqueras oficiales hasta el año 1994, colectadas y sistematizadas por el entonces Centro de Desarrollo Pesquero. Existen también algunos intentos recientes de cuantificación de las capturas (Van Damme *et al*., 2011), pero en muchos casos resultan en estimaciones y extrapolaciones que no representan las capturas reales. Además, el consumo en cada uno de los hogares de las comunidades de pescadores que viven a orillas de los ríos de la región representa una proporción de la pesca pocas veces medida y en muchos casos no tomada en cuenta en las estimaciones de la producción pesquera y del valor económico y social de la pesca.

Generalmente, se estiman los volúmenes de pesca en base a estadísticas de desembarque pesquero (Santos *et al*., 2006), informes de las capturas realizadas por los dueños de embarcaciones (Guerra Flores, 1995; Tello & Bayley, 2001) o diagnósticos participativos a cargo de técnicos (Queiroz & Champton, 1999). Sin embargo, no existe información de los volúmenes de pesca provenientes de la pesca comunal, es decir aquella pesca que es realizada por comunidades locales tanto para la comercialización como para el autoconsumo. Este conocimiento es clave a la hora de medir impactos potenciales por introducción de especies no-nativas, contaminación de hábitats u otras perturbaciones causadas por actividades humanas. Sin una línea base, poco o nada se puede decir de los impactos que conlleva la ejecución de obras que pueden alterar actividades tradicionales como la pesca artesanal y de subsistencia.

En el norte del departamento de La Paz, las comunidades Takana, representadas por el Consejo Indígena del Pueblo Takana (CIPTA), y en alianza con instituciones como el Museo Nacional de Historia Natural (MNHN), la Colección Boliviana de Fauna (CBF) y Wildlife Conservation Society (WCS), han establecido un sistema de monitoreo de sus propias actividades pesqueras por más de siete años. Si bien el monitoreo ha sufrido modificaciones en el proceso y tiene grandes vacíos de información (Miranda, 2007), la base de datos con la que actualmente se cuenta es una fuente de información valiosa y

una de las pocas disponibles a nivel nacional y quizás regional. En el presente documento se analizó esta información generada por los usuarios directos del recurso pesquero con el objetivo de mostrar la importancia de la actividad pesquera en la economía de las familias takanas del río Beni.

LA PESCA EN LAS COMUNIDADES TAKANAS

El sistema de monitoreo

En el marco de la "Estrategia de Desarrollo Sostenible de La TCO - Takana con Base en el Manejo de los Recursos Naturales" (CIPTA-WCS, 2001), el CIPTA estableció el año 2001 un sistema de automonitoreo (recolección de datos pesqueros por los mismos usuarios locales) de la pesca en algunas comunidades situadas en las orillas del río Beni. Inicialmente participaron sólo dos comunidades a las que se sumaron otras cuatro en los años subsiguientes.

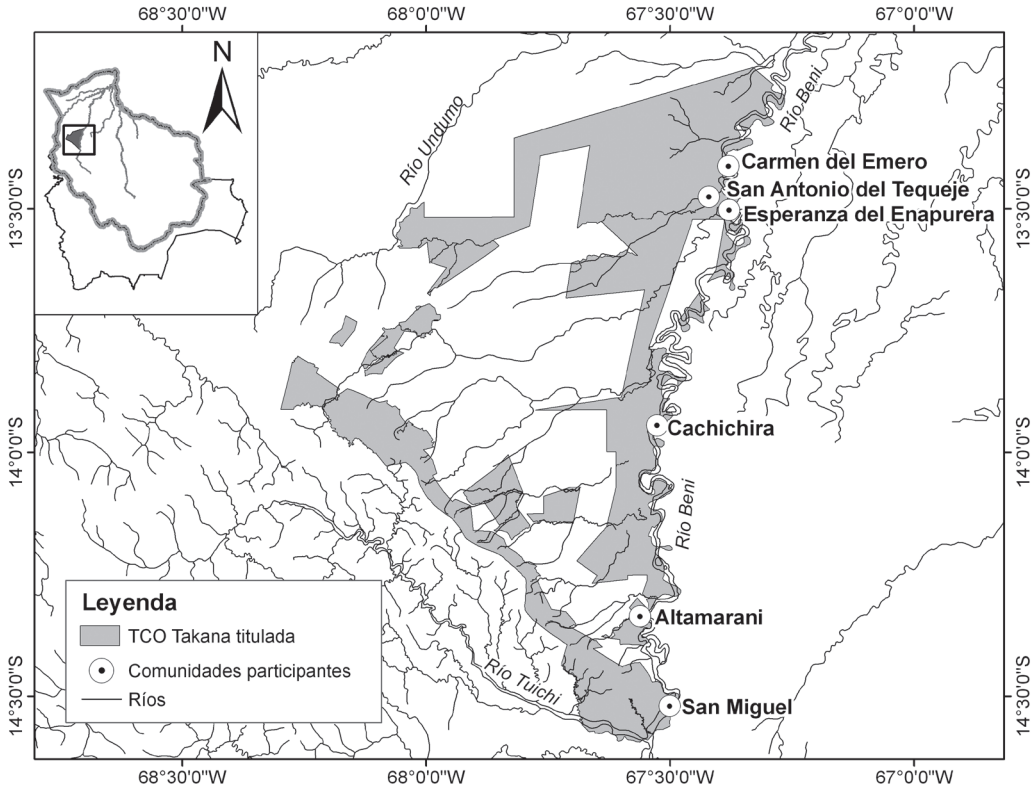


Figura 10.1. TCO Takana titulada ubicada en la provincia Abel Iturralde al norte del departamento de La Paz. Se indican las comunidades que participaron en el automonitoreo de la pesca.

El sistema estuvo basado en el llenado de unos cuadernos repartidos a los pescadores interesados en reportar su captura. En su inicio (entre 2001 y 2004), el seguimiento a este automonitoreo estuvo a cargo de técnicos de WCS. Posteriormente, este seguimiento pasó a cargo del MNHN de La Paz y CBF (2005 y 2006), con el inicio de un programa de pesca financiado por la Fundación MacArthur, pero lamentablemente este programa fue interrumpido. A raíz de esto, el monitoreo vuelve a ser apoyado por WCS. En julio de 2007, este seguimiento pasa a ser asumido directamente por el CIPTA gracias a la consolidación de un brazo técnico al interior de esta institución.

En todo este proceso, el sistema de automonitoreo sufrió varias modificaciones en cuanto al diseño del registro y por tanto la forma en la que la información fue reportada. Pese a estos cambios, la información básica (especie, pesos, tallas, sitios de pesca y sistema de comercialización) se mantuvo constante a lo largo de todos estos años.

Zonas de pesca

La TCO Takana es una Tierra Comunitaria de Origen compuesta por 20 comunidades del pueblo indígena Takana. Cada una de estas comunidades posee su microzonificación de áreas de uso de recursos y de protección (CIPTA, 2009). La TCO está drenada por arroyos que fluyen hacia el río Beni, el cual posee varias lagunas en su planicie de inundación. Todos estos cuerpos de agua son el área de pesca de las comunidades que se encuentran en sus orillas (Fig. 10.1).

Capturas

De acuerdo a los datos del automonitoreo, al menos 43 especies de peces son habitualmente capturadas por los habitantes de las comunidades ribereñas del río Beni (Cuadro 10.1). De estas especies, la mayor parte pertenece a las familias Pimelodidae (13) y Characidae (9). Dentro del grupo de las especies con mayor tamaño se encuentran *Brachyplatystoma filamentosum, Zungaro zungaro, Pseudoplatystoma fasciatum, P. tigrinum, Colossoma macropomun, Piaractus brachypomus* y *Salminus brasiliensis*.

Entre julio de 2001 y mayo de 2007 ha sido reportada la captura de un total de 42 513 kg (42,5 toneladas) de pescado. El 86% de la pesca total reportada está representada por tan sólo 11 especies, de las cuales 6 pertenecen a la familia Pimelodidae (Cuadro 10.1).

Como puede observarse en el cuadro 10.2, el número de meses y el número de pescadores que registraron su pesca fue muy variable de comunidad a comunidad. En la figura 10.2, se puede observar que las comunidades de Carmen del Emero, San Antonio del Tequeje y San Miguel son las que mayor volumen de pescado obtienen y registran mensualmente. Cada una de estas comunidades pesca, en promedio, 240 kg de pescado por

Cuadro 10.1. Volumen total de las principales especies de peces que son capturadas y registradas por pescadores de las comunidades takanas del Río Beni entre julio de 2001 y mayo 2007, presentadas en orden de importancia.

Familia	Especie (Taxa)	Nombre común local	Total (kg)	%
Pimelodidae	*Zungaro zungaro*	Bagre	8 761	20.6
Pimelodidae	*Pseudoplatystoma* spp.	Pintado	5 956	14.0
Doradidae	*Pterodoras granulosus*	Tachacá	4 750	11.2
Characidae	*Piaractus brachypomus*	Pacú	4 127	9.7
Pimelodidae	*Brachyplatystoma rousseauxii*	Dorado	3 981	9.4
Pimelodidae	*Brachyplatystoma filamentosum*	Piraiba	2 501	5.9
Pimelodidae	*Sorubimichthys planiceps*	Suribi Pantalón	2 081	4.9
Pimelodidae	*Phractocephalus hemioliopterus*	Coronel	1 231	2.9
Prochilodontidae	*Prochilodus nigricans*	Sábalo	1 226	2.9
Characidae	*Colossoma macropomum*	Tambaqui	1 211	2.8
Pimelodidae	*Leiarius marmoratus*	Tujuno Overo	727	1.7
Cynodontidae	*Hydrolycus scomberoides*	Cachorro grande	610	1.4
Pimelodidae	*Perrunichthys perruno*	Tujuno	588	1.4
Pimelodidae	Pimelodidae sp.	Bagre pequeño	568	1.3
Characidae	*Pygocentrus nattereri*	Palometa	468	1.1
Pimelodidae	*Calophysus macropterus*	Tujuno Ganso	407	1.0
Scianidae	*Plagioscion squamosissimus*	Corvina	399	0.9
Characidae	*Brycon* sp.	Mamuri, Yatorana	347	0.8
Callichthyiidae	*Hoplosternum littorale*	Buchere	329	0.8
Pimelodidae	*Sorubim lima*	Tahualla	226	0.5
Characidae	*Metynnis hypsauchen*	Jatara	187	0.4
Auchenipteridae	*Ageneiosus ucayalensis*	Seferino	152	0.4
Erythrinidae	*Hoplerythrinus unitaeniatus*	Yayu	144	0.3
Pimelodidae	*Pinirampus pirinampu*	Blanquillo	133	0.3
Characidae	*Mylossoma duriventre*	Pacupeba	132	0.3
Loricariidae	*Pterygophychthys multiradiatus*	Carancho	110	0.3
Erythrinidae	*Hoplias malabaricus*	Bentón	108	0.3
Characidae	*Serrasalmus* spp.	Piraña	101	0.2
Otras	Otras	Otras	954	2.2
Total			42 513	

Cuadro 10.2. Variación de las capturas reportadas, tiempo de registro y número de pescadores por comunidad que participaron del monitoreo de pesca.

Comunidad	Total (kg)	N Meses	Promedio de captura por mes (kg)	Número de pescadores	kg pescador^{-1} mes^{-1}
Altamarani	1 283	6	214	10	21.4
Cachichira	6 307	47	134	32	4.2
Carmen del Emero	3 104	10	310	34	9.1
Esperanza	1 101	9	122	4	30.6
San Miguel	7 156	28	256	57	4.5
San Antonio del Tequeje	18 920	47	403	17	23.7
Total general	37 872			154	15.6

Nota: La diferencia con el total (4.5 t) presentada en el cuadro 10.1 se debe a que para este análisis sólo se tomaron en cuenta los registros completos.

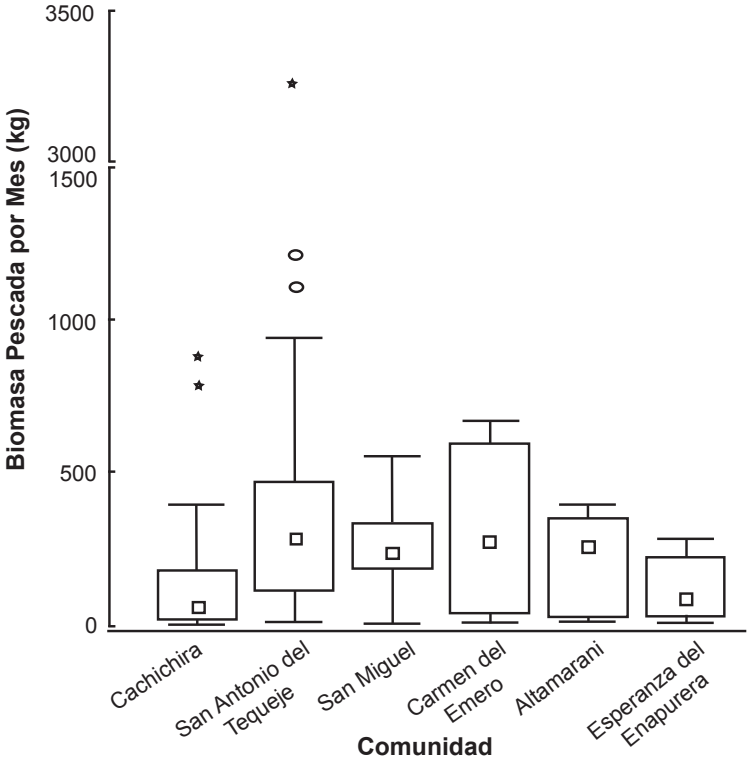


Figura 10.2. Volumen de pesca mensual de las comunidades que participaron en el automonitoreo de pesca en la TCO Takana entre los años 2001 y 2007.

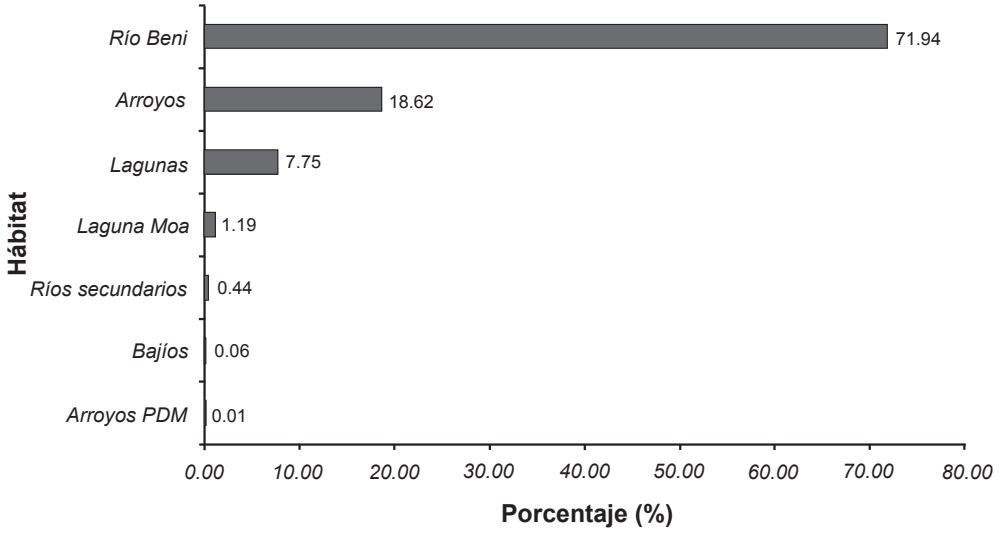


Figura 10.3. Importancia relativa de los distintos sitios de pesca usados por las comunidades takanas que registran su pesca.

mes, sin embargo en algunos casos el promedio mensual de pesca por comunidad llega a más de 400 kg. Existen casos especiales como el de San Antonio del Tequeje donde en un mes llegaron a reportar más de 3 600 kg de pescado (Fig. 10.2). Analizando el registro de pesca de forma global, esta misma comunidad ha pescado casi el 50 % del total de la biomasa reportada. Esta comunidad es una de las que participó en el programa de monitoreo de pesca desde el principio, por lo tanto el tiempo en el que reportó esta cantidad de pesca es mucho mayor que aquellas otras comunidades que iniciaron sus registros en años siguientes.

Áreas de pesca

Según los reportes de los mismos pescadores, en el río Beni se obtiene más del 70% de las capturas totales. Le siguen los arroyos de la planicie (18,6%), las lagunas de meandros abandonados (7,8%), la laguna Moa (1,2%) y los ríos secundarios, bajíos y arroyos de pie de monte (sumando menos del 1%) (Fig. 10.3). Esto demuestra la gran importancia del río Beni como fuente de proteínas e ingresos económicos para los pobladores locales; es importante notar que las capturas del río Beni son superiores a la suma total que se obtiene de arroyos y lagunas que se encuentran en la zona.

Valor económico del pescado

Si bien el pescado representa una fuente importante de proteína para las comunidades takanas, más del 65% de la biomasa obtenida es destinada a la comercialización. Esta comercialización se realiza a través de la venta directa en Rurrenabaque y San Buenaventura, o a intermediarios que recogen el pescado de las comunidades del río Beni. El restante 35% es usado como parte de la dieta al interior de las familias o es compartido con otros miembros de la comunidad.

El valor económico del pescado es considerado como la suma de los ingresos monetarios que provienen de la venta directa del pescado y, por otra parte, el subsidio que representa, para las comunidades y/o pescadores, la incorporación de un volumen determinado de proteína en la dieta diaria.

Se ha reportado una pesca mensual promedio de 240 kg por cada comunidad takana, que en promedio tiene 14 familias. En promedio, el 65% de esta cantidad fue destinada a la venta directa, por tanto mensualmente en las comunidades takanas unos 156 kg de pescado son comercializados (ya sea en la misma comunidad o trasladados a una ciudad cercana) y un poco más de 84 kg son consumidos en la comunidad. El precio del kilogramo de pescado varía según dónde haya sido vendido: en las comunidades el precio pagado por los intermediarios oscila entre 8 y 10 Bs., mientras que puesto en Rurrenabaque y San Buenaventura el precio oscila entre 14 y 25 Bs., dependiendo de la especie y la época

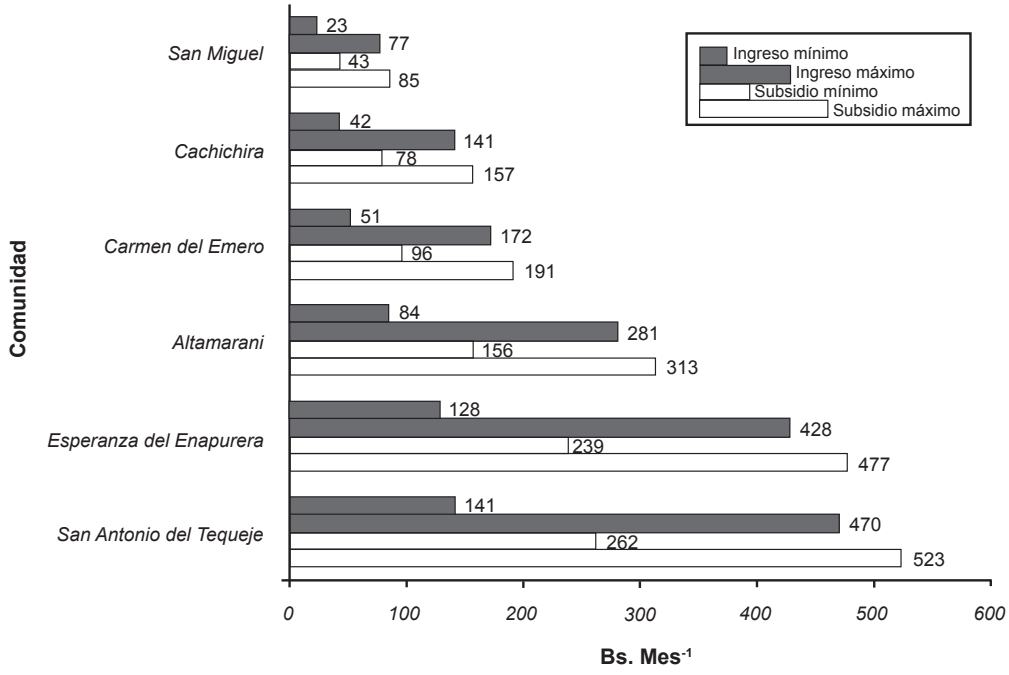


Figura 10.4. Ingresos mínimos y máximos (barras negras) y subsidios mínimos y máximos por familia (barras blancas), provenientes de la pesca en las comunidades takanas que registraron sus capturas entre 2001 y 2007.

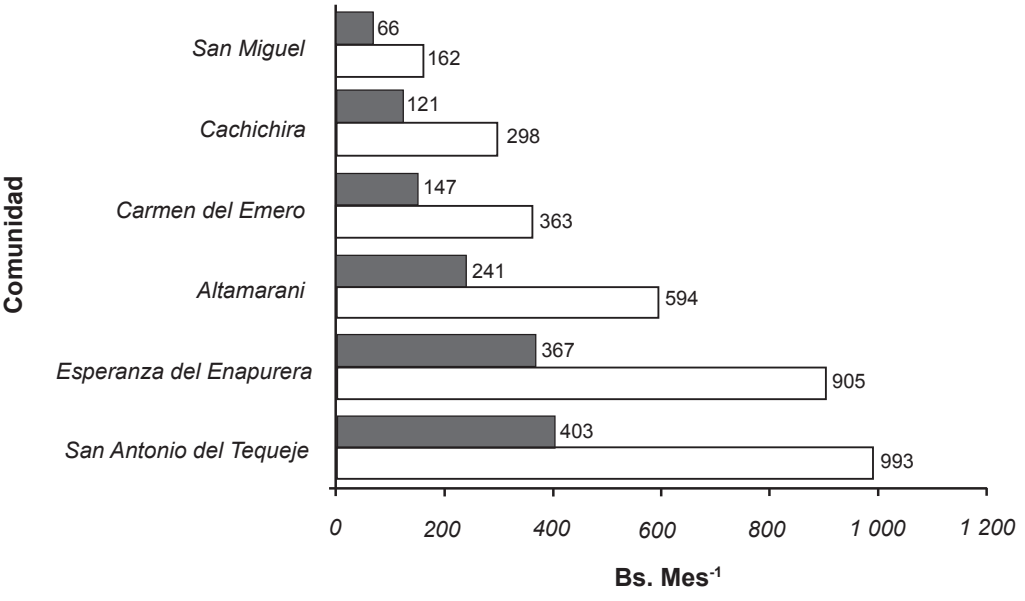


Figura 10.5. Ganancias económicas mensuales totales mínimas (barras negras) y máximas (barras blancas) por familia estimadas en base al promedio de pesca mensual en comunidades takanas que registraron su pesca entre 2001 y 2007.

del año. Como referencia se tomó un valor promedio de 9 Bs. (~1.3 $US) para la venta en las mismas comunidades y de 18 Bs. (2.5 $US) para la venta en ciudades cercanas.

En base a los reportes de consumo y venta de pescado por las comunidades takanas, se puede estimar que, en promedio, cada familia pesca mensualmente ~25 kg de pescado; de esta cantidad alrededor de 16 kg son destinados a la venta en la misma comunidad (ya sea a otros miembros de la comunidad o a intermediarios), por lo que se estima un ingreso mensual promedio de 218 Bs. Algunas comunidades reportan una mayor cantidad de pescado comercializado, llegando incluso a ganancias a nivel familiar de más de 523 Bs. mensuales.

El subsidio, para los fines del presente análisis, es entendido como el aporte de proteínas (carne de pescado o de vaca) en la dieta de las comunidades takanas, expresado monetariamente. En este sentido, si los comunarios tendrían que adquirir la misma cantidad de pescado que consumen mensualmente, deberían pagar como mínimo 9 Bs. por cada kilogramo. Si el pescado está reemplazando el consumo de carne de vaca, tendrían que invertir alrededor de 30 Bs. por cada kilogramo de carne.

Mensualmente la biomasa de pescado consumida al interior de la familia representa un subsidio promedio de 170 Bs., el cual puede llegar en algunas comunidades hasta 470 Bs. por mes y familia (Fig. 10.4). Sumando los ingresos generados por la venta directa de peces y el subsidio que provienen de la pesca, en algunas comunidades el valor económico de la pesca, calculado como la suma de los ingresos mensuales por ventas y los subsidios, representa hasta 993 Bs.

Amenazas

La introducción accidental del paiche en los ríos del norte de Bolivia es sin duda una de las mayores amenazas para las especies nativas. De acuerdo a los datos de Miranda *et al.* (en prep.), la distribución de esta especie abarca a muchos ríos incluyendo el Beni y arroyos próximos a la TCO Takana. Las poblaciones del paiche posiblemente cambiarán la composición de las comunidades de peces y por lo tanto afectarán las abundancias de las especies comerciales nativas, lo cual repercutirá también en la economía de las familias.

Si bien no se ha realizado un análisis a profundidad para establecer si los niveles de pesca actuales en el río están poniendo en peligro algunas especies, la percepción de los pescadores es que algunas de ellas (como *Colossoma macropomun* y *Brachyplatystoma filamentosum*) están disminuyendo en las capturas. Sin embargo, se debe destacar que la pesca practicada por las comunidades ribereñas representa sólo una pequeña fracción de los desembarques totales en la zona. A la vez, estas comunidades son parte de un escenario complejo en el que otros actores juegan roles quizás más determinantes en re-

lación al uso de los recursos pesqueros. Las especies mencionadas arriba son migratorias y se desplazan por largas distancias, por lo que es probable que la disminución observada localmente resulte de la sobrepesca en toda la cuenca, que abarca a los países vecinos de Brasil y Perú. Sin embargo, el monitoreo realizado por las comunidades takanas puede servir como línea base para el establecimiento de sistemas de monitoreo de la pesca más completos que ayuden a la sostenibilidad de la pesca en el río Beni y generen información para comprender mejor las pesquerías a nivel regional.

Sumando a esto, el complejo de represas del Madera es una de las obras de infraestructura que mayores efectos tendrá sobre la dinámica hídrica y ecológica de varios ríos grandes de Bolivia, entre ellos el río Beni (IHH/IRD/WWF, 2009). Muchas comunidades dependen directamente de los recursos pesqueros y han evolucionado cultural y socialmente en torno al uso de este recurso. Cambios radicales en la oferta del recurso sin duda cambiarán la economía de estas poblaciones, afectando a una fuente importante de ingresos y de proteínas. Como se ha mostrado en los análisis presentados, para las comunidades takanas seis de las diez especies que representan más del 85 % de los desembarques en la zona son migradoras (*B. filamentosum*, *Z. zungaro*, *P. fasciatum, P. tigrinum, S. brasiliensis* y *P. nigricans*) (Barthem & Goulding, 1997). Estas especies se verían afectadas en sus ciclos anuales de migración aguas arriba. Si bien el diseño de las represas generalmente incluye sistemas de traspaso para especies migradoras, el periodo de construcción de las represas alterará el comportamiento natural de estas especies haciendo que busquen rutas alternativas de migración (Antonio *et al.*, 2007) e interrumpiendo sus desplazamientos habituales que han realizado por miles o millones de años. Algunos consideran estas obras de infraestructura como una solución para el desarrollo regional, pero el costo real de los impactos negativos es incalculable. Este análisis muestra cómo algunas comunidades dependen de la pesca cotidianamente, por lo tanto una obra de esta magnitud en el norte amazónico boliviano puede cambiar de forma quizás irreversible un medio de sustento económico y alimenticio para las comunidades indígenas ribereñas.

AGRADECIMIENTOS

Todo este análisis hubiera sido imposible sin el compromiso, responsabilidad y ejemplo mostrados por las comunidades Carmen del Emero, San Antonio del Tequeje, Esperanza del Enapurara, Cachichira, Altamarani y San Miguel; todo este trabajo es realizado por ellos y para ellos. El apoyo del CIPTA a sus comunidades ha sido vital para garantizar la continuidad de los sistemas de monitoreo; a sus dirigentes el agradecimiento más sincero. Mucha gente, entre técnicos (María Copa, Neyda Coca, Alfonso Llobet, Humberto Gómez, Paola Gismodi, Jaime Sarmiento y Aizar Terrazas) y dirigentes (Jesús Leal, Neide Cartagena, Felzi González, Celin Quenevo, Antonio Fessy) han participado de este monitoreo, a ellos el reconocimiento por su empeño y compromiso.

REFERENCIAS

Almeida, O.T., D.G. McGrath & M.L. Ruffino (2001). The commercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. Fisheries Management and Ecology, 8: 253-269.

Almeida, O.T. & K. Lorenzen (2003). Commercial fishing in the Brazilian Amazon: regional differentiation in fleet characteristics and efficiency. Fisheries Management and Ecology, 10: 109-115.

Antonio, R., A. Agostinho, F. Pelicice, D. Bailly, E. Okada & J. Dias (2007). Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? Neotropical Ichthyology, 5 (2): 177-184.

Barthem, R. & M. Goulding (1997). The Catfish Connection - Ecology, Migration and Conservation of Amazon Predators. Columbia University Press, New York.

CIPTA-WCS (2001). Estrategia de desarrollo Sostenible de la TCO Tacana con base en el manejo de Recursos Naturales. 408 p.

CIPTA (2009). Plan de Ordenamiento Predial. C.I.P. Takana (Ed.).

García Vásquez A., J.C. Alonso, F. Carvajal, J. Moreau, J. Nuñez, J.F. Renno, S. Tello, V. Montreuil & F. Duponchelle (2009). Life-history characteristics of the large Amazonian migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Iquitos región, Peru. Journal of Fish Biology, 75: 2527-2551.

Guerra Flores, H. (1995). Estado actual del conocimiento de la pesquería en la Amazonía Peruana. Page 53. IIAP Documento Técnico Nº 11.

IHH-IRD-WWF (2009). Memorias del Simposio Internacional “Evaluación de Impactos Ambientales de grandes hidroeléctricas en regiones tropicales: El caso del Rïo Madera” La Paz, 19 y 20 de mayo de 2009.

Miranda, G. (2007). Análisis de los resultados del sistema de automonitoreo de la pesca en comunidades takanas. Informe técnico WCS. 10 p.

Queiroz, H.L. & W.G. Crampton (1999). Estrategias para el manejo de recursos pesqueros en Mamirauá (en portugués), Brasília, Brasil.

Ruffino, M. L. (2002). Proceedings of the International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries.

Santos, G., E. Ferreira & J. Zuanon (2006). Peixes comerciais de Manaus. IBAMA, Pro-Várzea. UICN 2008. 127 p.

Tello, S. & P. Bayley (2001). La pesquería comercial de Loreto con énfasis en el análisis de la relación entre captura y esfuerzo pesquero de la flota comercial de Iquitos, cuenca del Amazonas (Perú). IIAP.

Van Brakel, M. (2006). Desarrollo sostenible de la acuicultura: ¿Una alternativa para el manejo de recursos pesqueros en la Amazonía? Oficina regional de la FAO para América latina y el Caribe. FAO.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Cordova & P. Becerra (2011). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

11 PESCA COMERCIAL EN LA CUENCA AMAZÓNICA BOLIVIANA

COMMERCIAL FISHERIES IN THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Adam RUA, Leslie CORDOVA y Pilar BECERRA

RESUMEN

Las pesquerías comerciales en las tierras bajas de la Amazonía boliviana tradicionalmente son caracterizadas como artesanal y de pequeña escala. Sin embargo, no se conoce la situación actual del sector pesquero en esta región. El presente trabajo, que pretende llenar parcialmente este vacío, se divide en tres partes. En la primera parte, se presenta una breve compilación de datos históricos (1980-1994) sobre la pesca comercial en la Amazonía boliviana. En la segunda parte, se presenta una cuantificación de los desembarques actuales de las pesquerías comerciales utilizando cuatro fuentes principales: (a) entrevistas con personas claves en once puertos pesqueros (Porvenir, Puerto Rico, El Sena, Riberalta, Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella, Santa Ana de Yacuma, Trinidad, Exaltación y Rurrenabaque); (b) la utilización de hielo por pescadores en algunas localidades; (c) estudios de la procedencia del pescado ofertado en los mercados de las ciudades grandes; (d) resultados de auto-monitoreo realizado en cooperación con los pescadores de la TCO Takana, Puerto Villarroel y Bella Vista. En base a esta evaluación, se estima que el volumen anual de captura en la Amazonía boliviana es de aproximadamente 3 080 toneladas, una cifra levemente mas alta que los desembarques anuales registrados el año 1994. En la tercera parte, se presentan algunas conclusiones de los datos presentados. Las pesquerías comerciales siguen dependiendo de relativamente pocas especies de gran porte y de alto valor comercial (*Piaractus brachypomus, Colossoma macropomum, Pseudoplatystoma fasciatum, P. tigrinum*). Sin embargo, en comparación con el período 1980-1994, los desembarques se caracterizan por un leve incremento en el porcentaje de peces de porte mediano y la apariencia en los desembarques del paiche (*Arapaima gigas*), especie introducida en los ríos Beni y Madre de Dios en la década de los años 80. Interpretando los datos disponibles, se presenta una descripción general de la geografía de la pesca en la Amazonía boliviana, además se realiza una comparación de los desembarques en Perú y Bolivia, la cual permite estimar de forma preliminar el potencial pesquero en la Amazonía boliviana. Se concluye que el recurso pesquero en la Amazonía boliviana es sub-explotado y existe potencial para aumentar la producción pesquera a 12 000 t año^{-1} aproximadamente. De forma preliminar, el valor comercial actual del recurso pesquero en la Amazonía boliviana fue estimado en 7 270 000 $US a nivel productor y en 10 100 000 $US a nivel del primer eslabón comercial.

SUMMARY

Commercial fisheries in the Bolivian Lowlands are generally characterized as artisanal and small-scale. However, recent information which might provide us with a current view of the fisheries status does not exist. This chapter, which pretends to fill partly this information gap, is divided in three parts. In the first part, we present a short compilation of commercial fisheries data collected by the government in the Bolivian Amazon during 1980-1994. In the second part, we present an estimation of landing data on the basis of four sources: (a) interviews conducted in eleven main fishery ports (Porvenir, Puerto Rico, Riberalta, Cachuela Esperanza, Santa Ana de Yacuma, Trinidad, Exaltación, Villa Bella, El Sena); (b) ice consumption by fishermen; (c) available market data; and (d) data obtained from auto-monitoring by fisheries organizations (Puerto Villarroel, TCO Takana, Bella Vista). A comparison with fish yields in the Peruvian Amazon was carried out. An overall annual extraction of approximately 3 080 tons is estimated, which is sligthly higer than the fisheries production estimated in 1994. Commercial catches still depend on a small number of large species with a high commercial value (*Piaractus brachypomus, Colossoma macropomum, Pseudoplatystoma fasciatum, Pseudoplatystoma tigrinum*). However, in comparison with 1980-1994, the landings are also characterized by a higher percentage of medium-sized fish, and the presence of paiche (*Arapaima gigas*), which was introduced in the northern Bolivian Amazon (Beni and Madre de Dios rivers) in the eighties. Comparing landing data of Bolivian and Peru, it is assumed that the fisheries resource in Bolivia is sub-exploited and there exists a potential for a total fisheries production of 12 000 t year^{-1}. A preliminary estimation of the present economical value of the commercial fisheries is approximately 7 270 000 $US on production level, and 10 100 000 $US on market level.

INTRODUCCIÓN

El recurso pesquero en Bolivia representa una fuente de proteínas e ingresos económicos para miles de habitantes en todas las regiones del país. Recientemente se estimó que la producción pesquera anual en Bolivia es de 6 568 t año^{-1} (FAO, 2009). Según la misma fuente, la cuenca amazónica representa 52% de la producción pesquera nacional, la cuenca del Plata 10% y las cuencas endorreicas 38%. Aproximadamente, sólo el 45% del pescado consumido en Bolivia proviene de producción nacional, mientras que el volumen restante es producto de importaciones, principalmente de sábalo (Argentina), enlatados (Canadá, Perú, Ecuador), pescado marino congelado (Perú, Chile, Ecuador) y trucha (*Onchorhychus mykiss*) (Perú). Se estima la oferta de pescado al consumidor en 16 000 t año^{-1} (FAO, 2009), significando un consumo per cápita de sólo 1.8 kg/persona/año. Esta cifra de consumo está muy por debajo del promedio recomendado por la Organización Mundial para la Salud (OMS), y es uno de los más bajos en la región (Valbo-Jørgensen *et al.,* 2008).

En la Amazonía boliviana, la pesca comercial se constituye en un sector productivo que recibe muy poca atención del aparato estatal así como por las agencias de cooperación. Esta situación contrasta con la importante contribución que brinda este sector a la se-

guridad alimentaria en zonas rurales, al empleo y, por ende, a la economía, tanto a nivel familiar, local y regional. Además, gran parte del pescado consumido en las ciudades grandes (Santa Cruz, Cochabamba, La Paz) proviene de lagunas y ríos amazónicos (Wiefels, 2006).

Las estrategias nacionales de la biodiversidad en Bolivia vagamente mencionan el potencial que tiene el recurso pesquero y, hasta hoy, los planes nacionales de desarrollo dieron poca atención a la contribución del sector pesquero al bienestar de la sociedad. Sin duda alguna, esta negligencia del aparato estatal y de las agencias de cooperación se debe a la invisibilidad del sector y la dispersión de la actividad pesquera entre una multitud de actores, la mayor parte de ellos privados que trabajan de manera individual o en grupos pequeños con fines personales. Otro de los factores es que las organizaciones de pescadores aún no tienen una relevancia organizativa o de toma de decisiones a nivel departamental o nacional, porque carecen de experiencia y de voluntad para incidir en políticas que favorecen al sector al cual pertenecen. La mediterraneidad de Bolivia, y la consecuente falta de acceso a recursos pesqueros marinos, no ha significado una suficiente motivación para valorar a pleno el potencial que representan los recursos pesqueros de agua dulce.

La poca atención del Estado al sector pesquero se refleja también en la obsoleta legislación que regula esta actividad. La Ley de Aguas del 28 de noviembre de 1906 y la Ley de Vida Silvestre, Parques Nacionales, Caza y Pesca del 14 de Mayo de 1975 dedican muy pocos artículos a la pesca. La legislación nacional en curso actual es el Reglamento de Pesca y Acuicultura (DS 22581 del 14 de septiembre de 1990), que ha perdido vigencia con la desaparición del Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) cuando se promulga la Ley de Descentralización Administrativa en el año 1995. A partir de 1995, se delega la responsabilidad de promover el desarrollo pesquero a las prefecturas, que han avanzado de cierta manera en el desarrollo de un marco normativo (ver un resumen en Paz & Van Damme, 2008) pero que no han podido consolidar programas o mecanismos de sistematización de información pesquera, ni procedimientos sólidos de monitoreo o control.

En los años 1989-1994 (cuando funcionaba el CDP), el Estado disponía de una red amplia de oficinas regionales para la colecta de estadísticas pesqueras, además los mercados de pescado en las ciudades eran adecuadamente monitoreados. Sin embargo, este sistema fue desmantelado y no surgió ninguna propuesta alternativa que nos permitiera saber en qué estado se encuentra el recurso. Al margen de la debilidad estatal en políticas de desarrollo pesquero, el vasto territorio y la gran cantidad de puntos de desembarque no controlados dificultan una adecuada cuantificación de los volúmenes de aprovechamiento pesquero. Esta situación es preocupante, porque para planificar el desarrollo del sector pesquero es imprescindible disponer de información actualizada que provea de una imagen actual del impacto del rol del sector en la sociedad. Esta debilidad también contribuye significativamente a otros dos fenómenos: la estigmatización del sector pesquero y la subestimación de la contribución del sector en la economía nacional.

En este sentido, en el presente documento se provee informaciones que llenarán parcialmente el vacío de información existente en el sector pesquero, a partir de datos históricos y recientes sobre la pesca comercial en la Amazonía boliviana. Complementariamente, se discute el estado de conservación de los stocks pesqueros a la luz de la poca información disponible.

PESCA COMERCIAL EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA 1978 - 1994

Información pesquera entre los años 1978 y 1982

Existen algunos estudios parciales sobre la situación de la pesca comercial en los años setenta y ochenta (Vergara, 1980; Coutts, 1981; Coutts & Rojas Portillo, 1982; Rojas Portillo,1983; Salas & Coutts, 1983). La mayoría de estos autores se basaron en datos de mercado. Según estas fuentes, la producción pesquera amazónica estimada durante este período fue de 1 535 t año^{-1}. El pescado amazónico comercializado en los centros urbanos de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz provenía de unas pocas localidades en la cuenca amazónica, principalmente Puerto Villarroel y Puerto Grether (río Ichilo) y Trinidad (río Mamoré). El pescado con procedencia de Riberalta, Cachuela Esperanza y Guayaramerín fue llevado principalmente hacia Brasil. En general, las pesquerías explotaron casi únicamente especies de gran tamaño, como la chuncuina (*Pseudoplatystoma tigrinum*), el surubí (*P. fasciatum*), el pacú (*Colossoma macropomum*) y el tambaquí (*Piaractus brachypomus*).

Los volúmenes de captura reportados para algunas localidades por estos autores son menores (Riberalta 145 t año^{-1}, Trinidad 250 t año^{-1}) o iguales (Guayaramerín 115 t año^{-1}) a los actuales. Por otro lado, los datos de mercado de aquella época sugieren volúmenes de captura muy elevadas en otras localidades. Por ejemplo, para Cachuela Esperanza se mencionó una captura anual de 240 t año^{-1}, más elevada que los desembarques actuales. También, se mencionaron capturas muy elevadas para localidades situadas en las cabeceras amazónicas: Puerto Villarroel 630 t año^{-1} y Puerto Grether 160 t año^{-1}. En ésta última localidad en la actualidad ya no existe una pesquería comercial de importancia. En Puerto Villarroel, los desembarques anuales en la actualidad son 10 veces menores que los indicados para los años ochenta. Posiblemente, los datos históricos representan una sobre-estimación de las capturas, aunque no se puede descartar que la abundancia del recurso pesquero sufrió una disminución significativa desde entonces.

Estadísticas pesqueras oficiales del Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1980-1994)

Las estadísticas pesqueras publicadas anualmente entre 1980 y 1994 por el Centro de Desarrollo Pesquero indican que la producción bruta anual de pescado amazónico en

los departamentos del Beni y Cochabamba subió de 1 075 toneladas el año 1980 a 2 345 toneladas el año 1994 (CDP, 1990-1995) (Fig. 11.1), como resultado de la creciente demanda de carne de pescado en los mercados rurales y urbanos y el consecuente incremento de la inversión en embarcaciones y materiales de pesca realizada por los pescadores.

En las estadísticas publicadas por el entonces CDP no hubo desglose de los datos por región, por esa razón no se dispone de registros cuantitativos ni de informaciones específicas sobre la composición de las capturas por punto de desembarque. Datos de consumo por especie sólo están disponibles para las ciudades de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz. Información sobre la procedencia de las especies consumidas en estas ciudades permite inferir algunas tendencias de la pesca comercial durante aquella época.

Trinidad fue el principal punto de procedencia de pescado amazónico para los mercados de La Paz en los años 1986 a 1994. El volumen de pescado consumido en esta ciudad procedente de Trinidad fluctuó entre 23 a 76 t año^{-1}, aunque no se puede descartar la llegada de pescado desde Rurrenabaque y San Buenaventura, dos localidades situadas en orillas del río Beni. En cambio, Cochabamba se abasteció principalmente de Puerto Villarroel, aunque un pequeño porcentaje del pescado (10%) provino de Trinidad, y posiblemente también de otros puntos de desembarque en el Chapare, por ejemplo Puerto San Francisco, Puerto Aurora, Puerto Namatomojos y Puerto Grether. Por otro

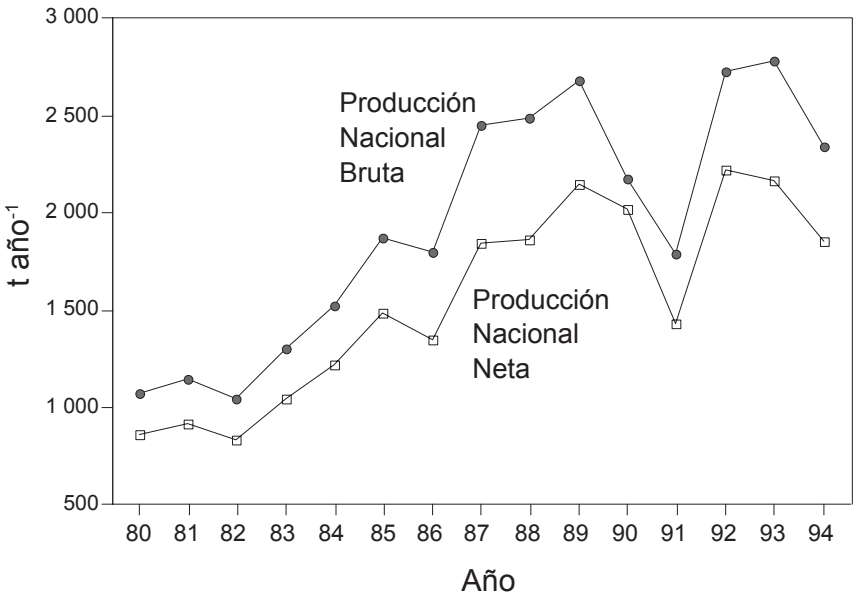


Figura 11.1. Producción nacional bruta y neta de pescado en la Amazonia boliviana entre 1980 y 1994 (en base a datos de CDP, 1991-1995). La producción neta excluye las pérdidas – estimadas en un 20% - por manipuleo inadecuado, conservación, evisceración, transporte y falta de higiene desde el lugar de captura hasta su llegada a los centros de consumo

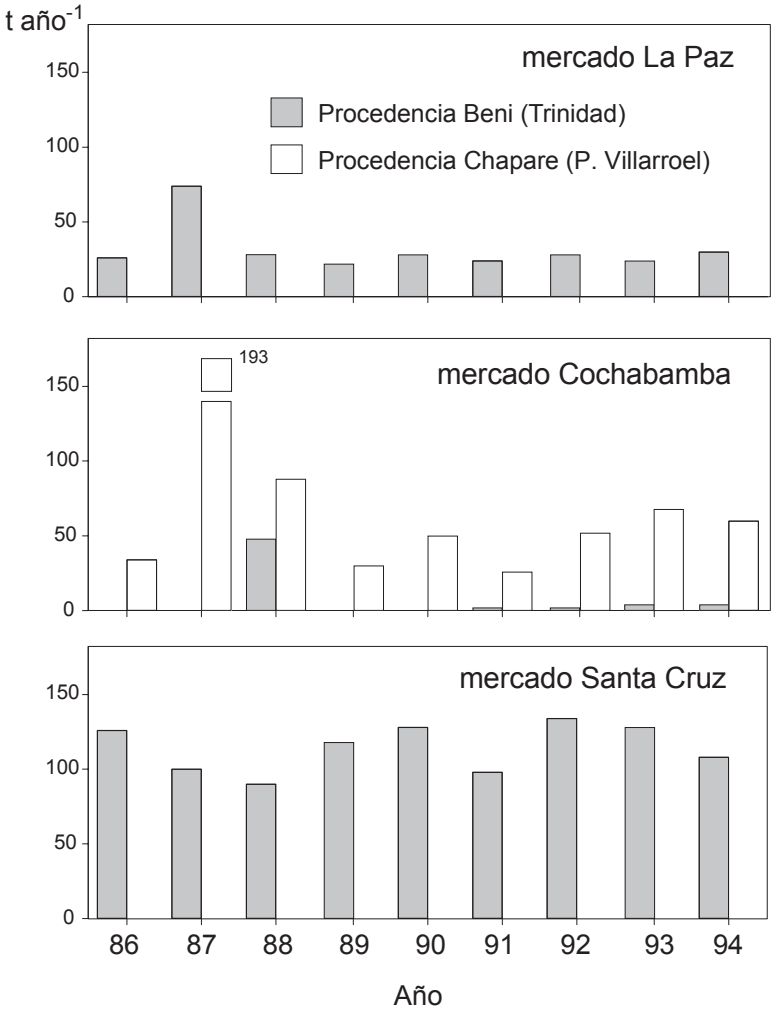


Figura 11.2. Venta de pescado según procedencia en los mercados de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz entre los años 1986 y 1994 (CDP, 1990-1995)

lado, todo el pescado consumido en la ciudad de Santa Cruz (entre 1986 y 1994) procedió de Trinidad (con excepción de 935 kg con procedencia de Puerto Villarroel el año 1988) (Fig. 11.2). Los desembarques en Riberalta y Guayaramerín tenían como destino final al vecino país del Brasil, principalmente. Se debe destacar que un porcentaje apreciable del pescado que fue asignado al departamento del Beni según las estadísticas, en realidad provino del departamento de Pando, ya que las pesquerías que operan en la ciudad de Riberalta en su mayoría explotan los recursos disponibles en cuerpos de agua que se encuentran en la circunscripción de Pando. Sólo en 1993 y 1994 se mencionan capturas en Pando, de 65 y 75 t, evidentemente también estos registran representan una subestimación, ya que más de 80% del pescado que se comercializa en Riberalta proviene del departamento de Pando (Van Damme, 2006).

Cuadro 11.1. Consumo de pescado en la ciudad de La Paz, procedente principalmente de Trinidad, entre 1986 y 1994 (CDP, 1990-1995). Dentro de cada orden, las especies están organizadas según su importancia comercial.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	Total	%
SILURIFORMES											
Surubí/Chuncuina [1]	28 184	74 190	28 407	27 133	27 377	22 352	28 128	22 475	30 012	**288 258**	**95.84**
General [2]	-	-	-	-	-	-	-	-	601	**601**	**0.20**
Blanquillo [3]	-	-	27	-	-	-	-	-	-	**27**	**0.01**
CHARACIFORMES											
Pacú/Tambaquí [4]	383	364	1 545	165	1 752	2 482	1 003	3 369	753	**11 816**	**3.93**
Sábalo [5]	-	-	-	-	(9 752)	(34 505)	-	(25)	-	**(44 282)**	**-**
PERCIFORMES											
Corvina [6]	-	-	-	-	-	-	18	-	31	**49**	**0.01**
TOTAL	28 567	74 554	29 979	27 298	29 129	24 834	29 149	25 844	31 397	**300 776**	**100.00**

[1] *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum.* Probablemente existe una sobre-estimación debido a que el dato posiblemente incorpora una pequeña fracción de surubí proveniente de la cuenca del Plata *(P. corruscans)*
[2] *Phractocephalus hemioliopterus*
[3] Posiblemente se trata de *Pinirampus pirinampu* y/o *Calophysus macropterus*
[4] *Colossoma macropomum* y, en menor cantidad, *Piaractus brachypomus.*
[5] La fuente menciona *Prochilodus nigricans,* pero posiblemente se trata de sábalo proveniente de la cuenca del Plata *(P. lineatus).* El dato no fue tomado en cuenta para el cálculo de la suma.
[6] *Plagioscion squamossissimus*

En los cuadros 11.1 hasta 11.3, se presentan datos de consumo de pescado en las ciudades de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz, respectivamente. Cabe mencionar que estos datos representan sólo una fracción (12% aproximadamente) del volumen de pescado desembarcado en la Amazonía boliviana. No existen datos de venta de pescado en los mercados regionales. Algunos nombres locales (por ejemplo, piraña, blanquillo, pacupeba) incluyen probablemente a más de una especie. En total, aproximadamente veinte especies fueron comercializadas en los mercados del eje central, equivalente a 2.8% del número total de especies presentes en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011). Se puede observar que en los mercados de Santa Cruz y Cochabamba se comercializó un mayor número de especies que en la ciudad de La Paz.

Existen algunas inconsistencias en los datos del CDP (1990-1995), además es confuso el uso de un mismo nombre común para especies que provienen de distintos lugares. Por ejemplo, el "surubí" puede tener su procedencia tanto de la Amazonía (surubí *P. fasciatum* y chuncuina *P. tigrinum*) como de la cuenca del Plata (*P. corruscans*). Otra confusión surge con el nombre "sábalo"; en las estadísticas se menciona a la especie procedente principalmente de Villamontes (*Prochilodus lineatus*), sin embargo una parte del sábalo proviene aparentemente del río Grande y por lo tanto se trataría de *P. nigricans*. La mayor confusión surge con el nombre "dorado", el cual puede tratarse de *Pellona* sp., procedente de la Amazonía, *Brachyplatystoma rousseauxii* (antes *B. flavicans*) de la cuenca amazónica (también denominado como "dorado de piel") y/o *Salminus brasiliensis (*antes *S. maxillosus)* de la cuenca del Plata (CDP, 1990). Según Raúl Salas (comm. pers.) se trataría mayormente de esta última especie. En los mercados, no siempre se realizó la distinción entre especies muy relacionadas o parecidas, y en la mayoría de los casos, fue muy difícil

Cuadro 11.2. Consumo de pescado en la ciudad de Cochabamba (mayormente proveniente de Puerto Villarroel y, en menor grado, de Puerto Aurora, Puerto San Francisco y Trinidad) entre 1986 y 1994 (CDP, 1989-1995). Dentro cada orden, las especies están organizadas según su importancia comercial.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	Total	%
SILURIFORMES											
Surubí/Chunchuina [1]	21 321	27 620	77 139	17 989	24 184	19 112	15 049	28 221	18 564	**249 199**	**50.10**
Blanquillo [2]	7 760	8 230	5 430	970	1 130	540	2 551	9 105	18 508	**54 224**	**10.96**
General [3]	980	7 165	5 365	1 040	5 260	1 118	6 126	4 934	-	**31 988**	**6.46**
Muturo [4]	2 280	2 117	2 278	540	3 050	1 650	4 439	1 306	1 946	**19 606**	**3.96**
Paleta [5]	180	1 110	5 350	230		150	80	910	3 377	**11 387**	**2.30**
Plateado [6]	35	600	-	-	1 160	215	880	-	-	**2 890**	**0.58**
Bagre [7]	-	40	-	-	-	-	-	-	-	**40**	**0.01**
CHARACIFORMES											
Pacú/Tambaqui [8]	2 869	2 115	10 523	9 390	10 512	5 339	9 977	13 089	14 288	**78 102**	**15.79**
Sábalo [9]	1 523	80	98	130	-	1 400	20 950	12 430	2 395	**39 006**	**7.88**
Pacupeba [10]	-	-	66	-	-	-	-	-	-	**66**	**0.01**
Sardina [11]	4	-	-	-	-	-	-	-	-	**4**	**0.00**
PERCIFORMES											
Corvina [12]	300	357	313	10	6 460	-	835	-	16	**8 291**	**1.68**
CLUPEIFORMES											
Sardinón [13]	-	15	-	-	-	-	-	-	-	**15**	**0.00**
TOTAL	37 252	49 449	106 562	30 299	51 756	29 524	60 887	69 995	59 094	**494 818**	**100.00**

[1] *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*. Posiblemente una pequeña fracción (<20%) de surubí (pintado) registrado proviene del río Pilcomayo (*P. corruscans*)
[2] Posiblemente se trata de *Pinirampus pirinampu* y/o *Calophysus macropterus*
[3] *Phractocephalus hemioliopterus*
[4] *Zungaro zungaro;* posiblemente incluye una pequeña fracción de *Z. jahu* de la cuenca La Plata
[5] *Sorubimichthys planiceps*
[6] *Brachyplatystoma rousseauxii* (antes *B. flavicans*)
[7] Posiblemente se trata de *Leiarius marmoratus* (CDP, 1990)
[8] *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus.* Possiblemente una pequeña fracción de pacú proviene de la cuenca del Plata *(P. mesopotamicus)*
[9] *Prochilodus nigricans;* posiblemente un porcentaje del sábalo registrado es *P. lineatus*
[10] Probablemente se trata en su mayoría de *Mylossoma* spp.
[11] Especie no especificada
[12] *Plagioscion squamosissimus*
[13] *Pellona* sp.

trazar su procedencia. Por la misma razón, los datos de consumo total anual presentados en los cuadros 11.1 a 11.3 exceden los datos de consumo en función a la procedencia presentados en la figura 11.1.

A pesar de estas dificultades de interpretación y el margen de error elevado, las tendencias durante aquella época se manifiestan claramente (cuadro 11.4 y fig. 11.3). Se observa que cuatro especies (pacú, tambaqui, surubi, chuncuina) representaron el mayor porcen-

Cuadro 11.3. Consumo de pescado en la ciudad de Santa Cruz (mayormente proveniente de Trinidad) entre 1986 y 1994 (CDP, 1989; CDP, 1995). Dentro cada orden, las especies están organizadas según su importancia comercial.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	Total	%
SILURIFORMES											
Surubí/Chuncuina [1]	48 997	67 744	63 901	108 029	111 205	70 467	83 792	78 697	65 871	**698 703**	**60.46**
Blanquillo [2]	1 340	24	-	50	1 135	158	-	-	37	**2 744**	**0.24**
Muturo [3]	208	-	-	200	126	68	240	-	-	**842**	**0.07**
Bagre [4]	-	-	-	-	49	13	-	126	40	**228**	**0.02**
Paleta [5]	-	-	-	-	-	-	-	540	-	**540**	**0.05**
General [6]	-	-	-	-	55	-	-	-	-	**55**	**0.00**
CHARACIFORMES											
Pacú/Tambaquí [7]	30 160	26 048	25 839	37 556	57 773	32 127	65 579	56 843	42 202	**374 127**	**32.38**
Sábalo [8]	45 437	14 467	388	6 918	1 243	3 449	930	-	2 399	**75 331**	**6.51**
Piraña [9]	-	-	-	28	39	394	-	-	507	**968**	**0.08**
Sardina [10]	26	-	-	-	-	-	-	-	-	**26**	**0.00**
PERCIFORMES											
Corvina [11]	393	81	506	166	20	345	67	15	-	**1 593**	**0.14**
Tucunaré [12]	529	-	26	-	-	44	-	-	-	**599**	**0.05**
TOTAL	127 090	108 364	90 660	152 947	171 645	107 065	150 608	136 221	111 056	**1 155 656**	

[1] *Pseudoplatystom fasciatum* y *P. tigrinum*.
[2] Posiblemente se trata de *Pinirampus pirinampu* y/o *Calophysus macropterus*
[3] *Zungaro zungaro*
[4] Posiblemente se trata de *Leiarius marmoratus* (CDP, 1990)
[5] *Sorubimichthys planiceps*
[6] *Phractocephalus hemioliopterus*
[7] *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus* en proporciones no conocidas
[8] *Prochilodus nigricans.* Posiblemente incluye *P. lineatus* de la cuenca de La Plata
[9] *Serrasalmus* spp. o *Pygocentrus nattereri*
[10] Especie no especificada
[11] *Plagioscion squamosissimus*
[12] *Cichla pleiozona,* antes *C. monoculus*

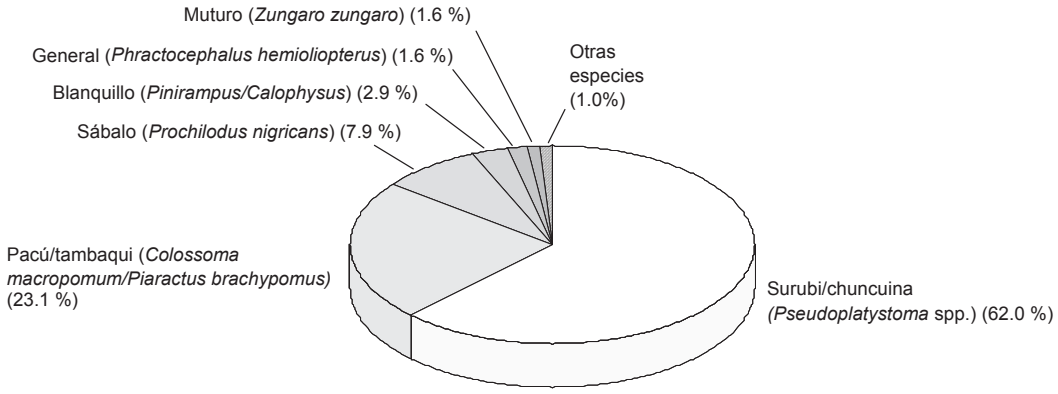


Figura 11.3. Contribución de las especies de peces a la oferta en los mercados urbanos de las ciudades de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz entre 1986 y 1994 según CDP (1990-1995).

Cuadro 11.4. Consumo total de pescado en las ciudades de La Paz (procedencia Trinidad), Cochabamba (procedencia Puerto Villarroel) y Santa Cruz (mayormente con procedencia de Trinidad) entre 1986 y 1994 (CDP, 1989-1995). Dentro de cada orden, las especies están organizadas según su importancia comercial. Para mayores detalles ver cuadros 11.1-11.3.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	Total	%
SILURIFORMES											
Surubí/Chuncuina	98 502	169 554	169 447	153 151	162 766	111 931	126 969	129 393	114 447	**1 236 160**	**61.95**
Blanquillo	9 100	8 254	5 457	1 020	2 265	698	2 551	9 105	18 545	**56 995**	**2.86**
General	980	7 165	5 365	1 040	5 315	1 118	6 126	4 934	601	**32 644**	**1.64**
Muturo	2 488	2 117	2 278	740	3 176	1 718	4 679	1 306	1 946	**20 448**	**1.02**
Paleta	180	1 110	5 350	230	0	150	80	1 450	3 377	**11 927**	**0.60**
Plateado	35	600	0	0	1 160	215	880	0	0	**2 890**	**0.14**
Bagre	0	40	0	0	49	13	0	126	40	**268**	**0.01**
CHARACIFORMES											
Pacú/Tambaquí	33 352	28 527	37 380	46 991	70 022	39 854	76 259	73 247	57 121	**460 734**	**23.09**
Sábalo	46 960	14 367	486	7 048	10 995	39 354	21 880	12 455	4 794	**158 519**	**7.94**
Piraña	0	0	0	28	39	394	0	0	507	**968**	**0.05**
Pacupeba	0	0	66	0	0	0	0	0	0	**66**	**0.00**
Sardina	30	0	0	0	0	0	0	0	0	**30**	**0.00**
PERCIFORMES											
Corvina	693	438	819	176	6 480	345	920	15	47	**9 933**	**0.50**
Tucunaré	529	0	26	0	0	44	0	0	0	**599**	**0.03**
CLUPEIFORMES											
Sardinón	0	15	0	0	0	0	0	0	0	**15**	**0.00**
	192 909	**232 367**	**227 201**	**210 544**	**262 282**	**195 928**	**240 644**	**232 085**	**201 547**	**1 995 507**	**100.00**

taje en los mercados de las ciudades grandes (> 85%), aunque se puede ver también que la contribución relativa de las dos primeras especies en los mercados disminuyó en función a la distancia entre los mismos y las zonas de procedencia (menor porcentaje comercializado en La Paz, mayor porcentaje en Santa Cruz). Otras especies como el muturo, *Zungaro zungaro* (antes *Paulicea lutkeni*) (Cochabamba), el general, *Phractocephalus hemioliopterus* (en Cochabamba), y el sábalo (La Paz, Cochabamba y Santa Cruz) contribuyeron regionalmente en porcentajes apreciables. Estos mercados evidentemente son muy selectivos y los datos podrían reflejar una preferencia del consumidor por especies grandes y de alto valor comercial, y no así por la oferta en los puntos de desembarque. Al mismo tiempo, varias especies grandes de cuero pueden ser comerializadas bajo el mismo nombre de surubí por la demanda y preferencia que esta especie tiene en los mercados urbanos.

Otras fuentes de información

Payne & Fallows (1987) presentaron estadísticas pesqueras de Trinidad para el período 1985-1987 (Cuadro 11.5). En aquella época, estos autores estimaron que la captura to-

Cuadro 11.5. Composición de las capturas comerciales en Trinidad en el período 1985-1987 (Payne & Fallows, 1987). Las especies están ordenadas en función a su importancia relativa en los desembarques.

Nombre local	Nombre científico	Toneladas	%
Surubí/Chuncuina	*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*	84.38	61.6
Pacú /Tambaquí	*Piaractus brachypomus* y *Colossoma macropomum*	44.72	32.6
General/Coronel	*Phractocephalus hemioliopterus*	2.73	2.0
Paleta	*Sorubimichthys planiceps*	1.65	1.2
Sabalo	*Prochilodus nigricans*	1.26	0.9
Saltador	*Brachyplatystoma rousseauxii*	0.88	0.6
Muturo	*Zungaro zungaro*	0.62	0.5
Corvina	*Plagioscion squamosissimus*	0.43	0.3
Otras		0.31	0.2
TOTAL		**136.98**	**100.0**

tal anual en Trinidad era de 340 t aproximadamente. Identificaron, además, que el 91% de las capturas consistieron de sólo cuatro especies: pacú (*Colossoma macropomum),* tambaqui *(Piaractus brachypomus),* surubí *(Pseudoplatystoma fasciatum*) y chuncuina (*P. tigrinum)*. Similar a los datos de CDP (1990-1995), las especies de *Pseudoplatystoma* contribuyeron en 62% a las capturas totales. Cuatro especies de bagres adicionales representaron 7.8% de las capturas: dorado (localmente denominado saltador), el general, el muturo y la paleta (*Sorubimichthys planiceps*). Es interesante notar que la chuncuina (*P. tigrinum*) fue más común (51.7% de las capturas totales) que el surubí *P. fasciatum* (9.9% de las capturas totales). El tamaño promedio de *P. tigrinum* (longitud estándar 103 ± 11 cm) fue significativamente mayor que el de *P. fasciatum* (86 ± 10 cm). Se destacó la ausencia de especies de porte mediano en las capturas, con excepción del sábalo (*Prochilodus nigricans)*, conformando 0.9%, y la corvina (*Plagioscion squamosissimus*), con 0.2% de los desembarques. En concordancia con los datos de CDP (1990-1995), las pesquerías de Trinidad explotaban, en la década de los 80, especies de alto valor comercial y con alta demanda en los mercados.

PESCA COMERCIAL EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA 1998 - 2010

Estado del conocimiento actual

Con la desarticulación del Centro de Desarrollo Pesquero en el año 1995, se interrumpió también la colecta de estadísticas pesqueras realizada previamente por esta institución entre 1980 y 1994. Razón por lo cual no se dispone de información pesquera oficial desde 1995 y hasta la fecha. FAO (2010) publica anualmente una estimación de los volúmenes de capturas en el país, sin embargo, estas estimaciones representan extrapolaciones de los datos originales de CDP (1990-1995) y carecen de una base técnica. El último diagnóstico nacional pesquero (MACA, 2005) menciona que los desembarques totales en la Amazonía boliviana se sitúan entre 2 000 y 2 600 t año^{-1} pero este dato no fue basado

Cuadro 11.6. Métodos utilizados para estimar la cantidad de pescado desembarcado anualmente y la composición de las capturas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. Se indica también la confiabilidad de los datos obtenidos (*** muy confiable; ** medianamente confiable; *no muy confiable)

	Entrevistas personas clave 2008	Auto-monitoreo de la pesca	Estimaciones en base a la producción local de hielo	Estimaciones en base a estudios de mercado	Estimaciones en base a estudios de la cadena productiva	Confiabilidad de las estimaciones
Guayaramerín	X					*
Sena	X					*
Porvenir	X		X			*
Puerto Rico	X					*
Santa Ana	X		X			*
Exaltación	X		X			*
Villa Bella	X					*
Cachuela Esperanza	X					**
Riberalta	X		X	X	X	**
Puerto Villarroel		X				***
Rurrenabaque	X			X		*
Trinidad	X		X	X		**
Bella Vista		X				***
TCO Takana (6 comm.)		X				***
Piso Firme					X	**

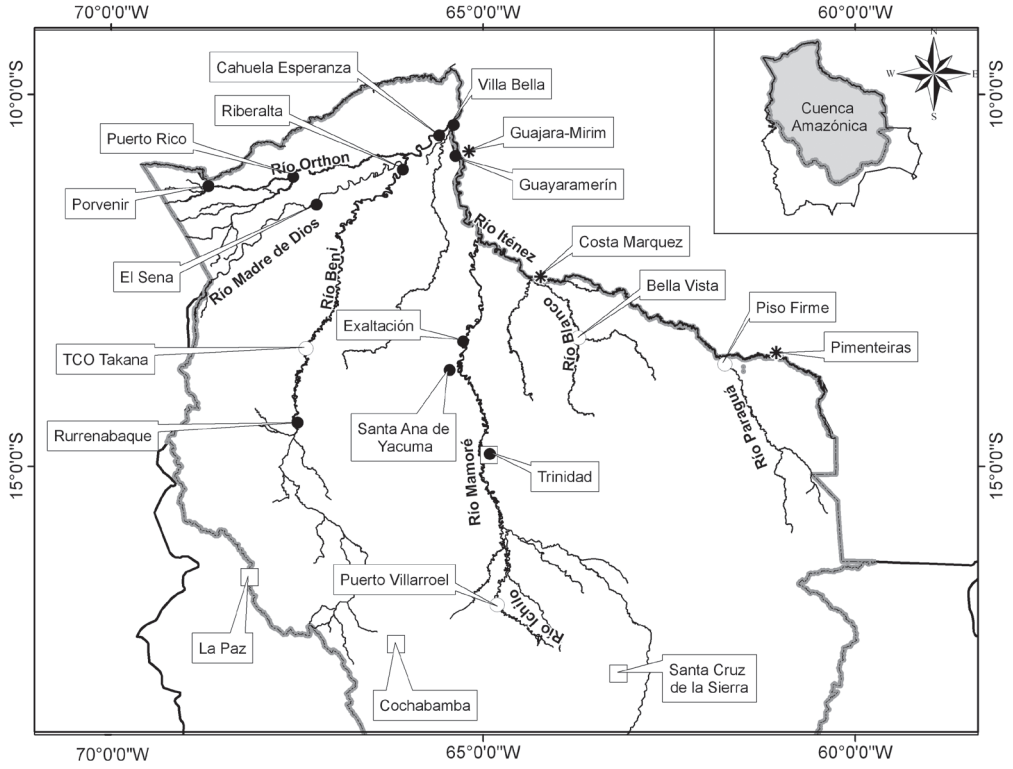


Figura 11.4. Puntos de desembarque en las tierras bajas de la Amazonía Boliviana mencionados en el presente trabajo. Se indican los puntos donde se realizaron entrevistas a personas claves (●), las localidades incluidas en el estudio de mercado de Wiefels (2006) (□), las localidades donde se dispone de datos de auto-monitoreo (o), además puntos de desembarque en el río Iténez (Brasil) mencionados por Doria & Brasil de Souza (en prep.) (⁎).

en estadísticas pesqueras actuales. Luego de 1995, la responsabilidad para el desarrollo y manejo pesquero fue delegada a las prefecturas departamentales, y aunque existen algunas iniciativas de colecta de datos pesqueros (por ejemplo en Puerto Villarroel, Cochabamba), esos no fueron ordenados adecuadamente ni analizados.

Existen datos pesqueros disponibles para el período 1998-2010 en lo que respecta a la pesca de subsistencia (por ejemplo, Townsend, 1996; Chicchón, 2000; Perez, 2001; Rebolledo, 2002; Lorini, 2006), generalmente colectados en el marco de estudios antropológicos o con el interés de conocer la contribución del pescado a nivel familiar o comunal en zonas rurales. En cambio, los datos disponibles sobre pesca comercial para este período son escasos y han sido colectados de forma aislada en algunas localidades por instituciones no gubernamentales o investigadores apasionados por la temática.

La información presentada a continuación proviene de varias fuentes (Cuadro 11.6). Algunos métodos de colecta de datos nos brindan un bosquejo general de la importancia de la pesca comercial y otros métodos nos proveen datos más cuantitativos. Sin embargo, todos deben ser considerados como sondeos muy preliminares. El primer enfoque se basa en la realización de entrevistas a personas claves en once puntos de desembarque. El segundo enfoque se basa en la producción de hielo utilizado para conservar el pescado capturado (Van Damme, 2006). El tercer método consiste en trazar la procedencia de pescado que es ofertada al consumidor en los mercados importantes (Wiefels, 2006) y, finalmente, algunos autores colectaron datos pesqueros mediante procesos de automonitoreo (Van Damme *et al.,* 2005; Miranda-Chumacero *et al.,* 2011; Cordova *et al.,* en prep.) o mediante estudios de la cadena productiva (Van Damme, 2001; Van Damme, 2006).

Estimación de los desembarques en base a entrevistas con personas clave

Se estimó la producción pesquera en once puntos de desembarque en base a entrevistas a personas clave. Enfoques similares han sido utilizados por varios autores en otros sectores de la Amazonía (por ejemplo, Almeida *et al*., 2001; Barnes, 2008) y las ventajas y desventajas de este método han sido evaluados por Neis *et al.* (1999), entre otros. El objetivo principal de aplicar este método al sector pesquero de la Amazonía boliviana es detectar tendencias en las pesquerías, además posibles patrones espaciales. Permite sólo obtener estimaciones aproximadas de las capturas, generalmente caracterizadas por un gran margen de error. Es un método rápido que nos permite obtener una visión y percepción global del estado de las pesquerías comerciales en la región.

Para la selección de los puntos de desembarque se tomaron en cuenta datos proporcionados por el INE (2001). Aunque estos datos son relativamente antiguos y probablemente ya no reflejan el número total de pescadores comerciales activos en la actualidad, se estima que el número relativo de pescadores en los distintos puntos de desembarque no

Cuadro 11.7. Características de los puntos de desembarque pesqueros existentes en las tierras bajas de la Amazonía boliviana y contemplados en el presente trabajo. Los datos presentados son de INE (2001). Los puntos están ordenados en función de su importancia comercial. s/d = sin datos.

LOCALIDAD	Número de pescadores	Número de habitantes	% pescadores	Departamento	Provincia
Localidades visitadas para realizar entrevistas con personas claves					
Riberalta	164	50 280	0.33	Beni	Vaca Diéz
Cachuela Esperanza	88	1 113	7.91	Beni	Vaca Diéz
Trinidad	48	62 483	0.08	Beni	Cercado
Rurrenabaque y San Buenaventura	46	8 995	0.51	Beni/La Paz	José Ballivián / Abel Iturralde
Guayaramerín	41	26 329	0.16	Beni	Vaca Díez
Santa Ana de Yacuma	33	10 233	0.32	Beni	Yacuma
Porvenir	30	1375	2.18	Pando	Nicolás Suárez
Puerto Barrador (Trinidad)	18	484	3.72	Beni	Cercado
Loma Suarez (Trinidad)	17	619	2.75	Beni	Cercado
Puerto Almacén (Trinidad)	11	236	4.66	Beni	Cercado
Puerto Rico	7	1 167	0.60	Pando	Manuripi
Sena	2	712	0.28	Pando	Madre de Dios
Villa Bella	1	307	0.33	Beni	Vaca Díez
Exaltación	0	1 107	0.00	Beni	Yacuma
Comunidades donde se realizó auto-monitoreo (Van Damme, 2001; Van Damme *et al.,* 2005; Miranda *et al.,* 2010; Cordova *et al*., en prensa)					
San Antonio del Tejeque (TCO Takana)	41	231	17.75	La Paz	Abel Iturralde
Puerto Villarroel	20	1 417	1.41	Cochabamba	Carrasco
Piso Firme	9	370	2.43	Santa Cruz	Velasco
Esperanza del Enapurera (TCO Takana)	8	52	15.39	La Paz	Abel Iturralde
Bella Vista	4	1 559	0.26	Beni	Iténez
Altamarani (TCO Takana)	2	65	3.08	La Paz	Abel Iturralde
Cachichira (TCO Takana)	0	13	0.00	La Paz	Abel Iturralde
San Miguel	0	184	0.00	La Paz	Abel Iturralde
Carmen del Emero (TCO Takana)	s/d	s/d	s/d	La Paz	Abel Iturralde

ha cambiado significativamente desde entonces. Esta hipótesis de trabajo es aceptable puesto que no ocurrieron grandes cambios en el sector pesquero durante la última década. Según esta fuente, 1 208 personas en la cuenca amazónica se identificaron el año 2001 como pescadores (es decir, estas personas indicaron durante la encuesta que la pesca era su principal actividad), sobre un total de 6 250 113 habitantes (0.02%). De este total, 41 se dedicaron probablemente a la pesca de especies de peces introducidos en la altura (trucha, pejerrey), quedando un saldo de 1 167 personas que se dedicaron a la captura de peces amazónicos en las tierras bajas. Este número representa el 0.28% de las personas que viven en zonas rurales de esta región (Van Damme *et al*., 2011). Estos pescadores se concentraron en 121 puntos de desembarque en la Amazonía boliviana (en promedio 5.2 pescadores por punto de desembarque). De estos puntos, se

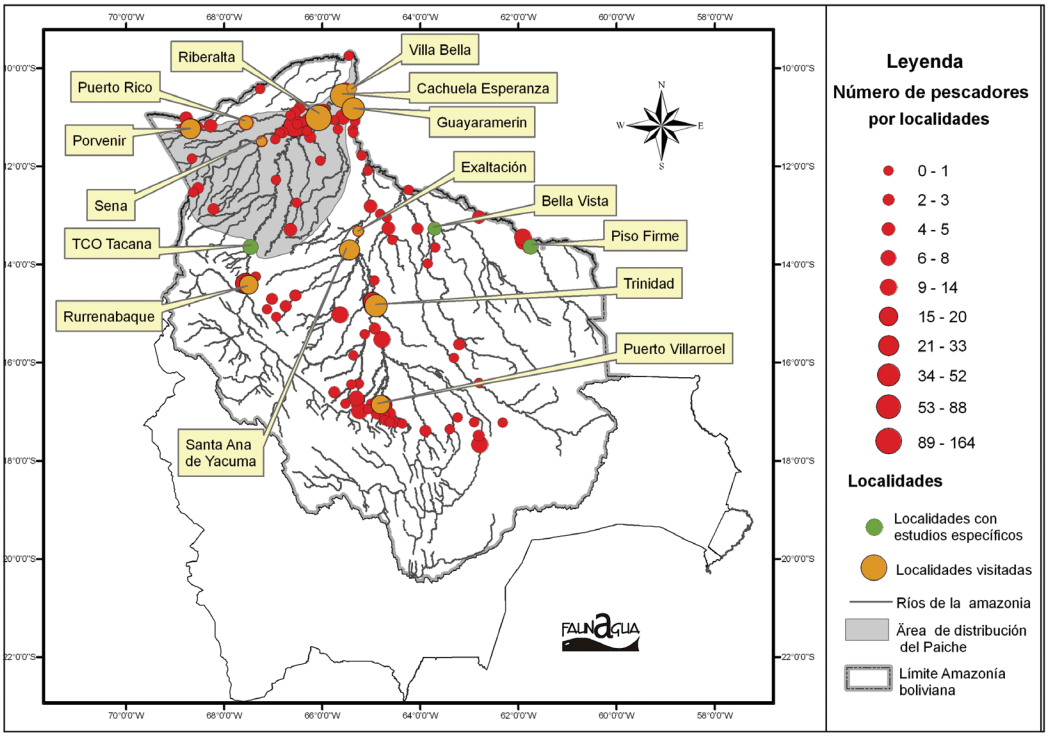


Figura 11.5. Número de pescadores por punto de desembarque en las tierras bajas de la Amazonía boliviana según el INE (2001). No se incluyen los pescadores en las zonas subandinas y andinas dentro la cuenca amazónica (> 300 msnm). Se indica la zona donde fue introducido el paiche (*Arapaima gigas*) (según Carvajal-Vallejos *et al*., 2011b)

visitaron once, los cuales fueron seleccionados en función de su posición geográfica, densidad poblacional, número de pescadores y accesibilidad. Se eligieron con prioridad los puertos de mayor importancia para la actividad pesquera. Tres excepciones son Exaltación, donde el INE (2001) identificó ningún pescador, El Sena (dos pescadores) y Villa Bella (un pescador), que sí bien su población pesquera no es significativa fueron incluidos en el estudio por su importancia geográfica (Fig. 11.4). Otras localidades visitadas fueron Trinidad, Guayaramerín, Riberalta, Cachuela Esperanza, Santa Ana de Yacuma y Rurrenabaque (departamento del Beni), además Porvenir y Puerto Rico (departamento de Pando) (Cuadro 11.7). El número promedio de pescadores en los once puntos de desembarque visitados fue de 34.1 ± 44.2 (en base al INE, 2001). Además, según la misma fuente, el número de pescadores en estos puntos visitados representa el 41% del número total de pescadores presentes en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. Existe un sesgo hacia la inclusión en la muestra de un mayor porcentaje de puntos que están sobrepuestos con el área de distribución del paiche: las localidades visitadas en esta área representaron el 68% de los pescadores presentes, mientras que los puntos visitados en las partes donde no hay paiche representaron sólo el 35% de los pescadores presentes en esta área.

En cada uno de los puntos de desembarque, se entrevistó a pescadores, además a algunos dirigentes de asociaciones de pescadores, inspectores gubernamentales y comerciantes. En total, se realizaron 63 entrevistas, un promedio de 5.7 entrevistas por punto. De forma general, se recolectó información sobre el número de pescadores, tipos de embarcaciones, artes de pesca y formas de pesca. La estimación de los desembarques anuales se basó en una evaluación de la capacidad de las embarcaciones en cada punto.

Para este estudio, se considera a una Unidad de Pesca (UDP) como un conjunto funcional de personas (pescadores) y las herramientas que utilizan para la actividad pesquera. En la Amazonía boliviana, existe una variedad de unidades de pesca. Generalmente, se consideran cinco tipos de embarcaciones, aunque sigue existiendo alguna confusión en la terminología (ADEPESCA, 1999): pontón, casco, canoa, chalupa y saltarén, las mismas que varían en tamaño, tipo de madera y capacidad de carga. Las embarcaciones más grandes (pontón) pueden estar asociadas a otras más pequeñas, las cuales pueden operar de forma individual o no, dependiendo de la época de pesca y la tasa de captura. El pontón es considerado como la embarcación más grande utilizada en la pesca comercial de la Amazonía boliviana. Normalmente, es utilizado en aquellas comunidades donde los pescadores se dedican a la pesca comercial de mayor escala, ya que tienen cajas de hielo con capacidad de almacenar hasta 3 000 kg de pescado. El casco es considerado como la segunda embarcación más grande; puede estar acoplado al pontón o funcionar de forma independiente. El saltarén (o "chata") es una embarcación relativamente grande con características muy similares a las de un casco, pero a diferencia de este último, tiene la parte anterior en punta. La canoa generalmente acompaña a un pontón pero puede ser operada independientemente. Este tipo de embarcación es utilizada con frecuencia en comunidades donde la pesca es de menor escala o más de subsistencia. Finalmente, la chalupa tiene las mismas dimensiones que la canoa pero es construida con tablas de madera y no de una sola pieza de madera.

Cuadro 11.8. Evaluación preliminar de la cantidad de Unidades de Pesca (UDPs) en once puntos de desembarque de las tierras bajas de la Amazonía boliviana

	UDP1 (pontón + casco)	UDP2 (pontón + canoa)	UDP3 (casco)	UDP4 (canoa)	UDP5 (chalupa)	UDP6 (saltarén)	UDP7 (saltarén + canoa)
Trinidad [1]	-	10	22	59	-	-	-
Guayaramerín [2]	1	2	7	7	3	-	-
Cachuela Esperanza [2]	-	-	5	16	7	-	-
Villa Bella [2]	-	-	4	36	5	-	-
Riberalta [2]	15	-	40[3]	58	12	1	-
El Sena [2]	-	-	10	-	-	-	-
Puerto Rico [2]	-	-	13	6	-	-	-
Porvenir [2]	-	-	20	18	-	-	-
Santa Ana de Yacuma [2]	-	-	-	-	-	14	3
Exaltación [2]	-	-	-	5	-	-	-
Rurrenabaque [2]	-	-	8	100	-	-	-

[1] En base a datos proporcionados por SEDAG, Trinidad, 2008; [2] En base a entrevistas realizadas por los autores (marzo y abril del 2008); [3] En base a Van Damme (2006)

A través de las encuestas realizadas a las personas clave, se ha logrado de forma preliminar identificar siete distintas Unidades de Pesca (cuadro 11.8). Se puede observar que los pescadores de Trinidad utilizan embarcaciones grandes como el "pontón" que pueden estar asociados con una o dos canoas (UDP 2), también utilizan independientemente embarcaciones pequeñas como la canoa (UDP 4) y chalupas (UDP 5). La tripulación también es variable y se constituye de dos a ocho pescadores y muchas veces incluye una cocinera como parte de la tripulación. El puerto de Guayaramerín se caracteriza por poseer distintos tipos de unidades de pesca, caracterizadas por la presencia del pontón como embarcación principal, seguida a continuación en orden de importancia por los cascos, canoas y chalupas. Según información de los pescadores de la comunidad de Guayaramerin, un 80% de estos utilizan el pontón o el casco como embarcación principal. La canoa, como ya se mencionó anteriormente, es una de las embarcaciones que puede funcionar como una sola unidad de pesca (UDP 4) o como parte de otra unidad de pesca (UDP 2 y UDP 7). Se lo utiliza mayormente en Trinidad, Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella,

Cuadro 11.9. Estimaciones de la cantidad de pescado capturado (t año^{-1}) en 15 comunidades de la Amazonía boliviana en base a entrevistas, producción de hielo, estudios de mercado y de cadena productiva y en base a auto-monitoreo por parte de pescadores.

	Entrevistas [1]	Venta de hielo	Estudios de mercado	Estudios de cadena productiva	Estudios de auto-monitoreo
Trinidad	436.5 (6 %)	617.4	500.0 [2]	-	-
Guayaramerín	114.0 (62 %)	-	-	-	-
Cachuela Esperanza	45.5 (9 %)	-	-	-	-
Villa Bella	18.5 (36 %)	-	-	-	-
Riberalta	365.0 (19 %)	277.6	106.0 [3]	245.5 [7]	-
Sena	24.1 (80 %)	-	-	-	-
Puerto Rico	44.1 (43 %)	31.5	-	-	-
Porvenir	30.6 (9 %)	-	-	-	-
Santa Ana de Yacuma	60.4 (29 %)	44.0	-	-	-
Exaltación	14.6 (40 %)	-	-	-	-
Rurrenabaque	142.0 (3 %)	-	128.0 [4]	-	-
Bella Vista	-	-	-	-	8.3 [9]
TCO Takana (6 comunidades)	-	-	-	-	7.1 [10]
Piso Firme	-	-	-	4.0 [8]	-
Puerto Villarroel	-		72 [5] / 74 [6]	-	32.9 [11]

[1] Entre paréntesis se indica el tamaño de la muestra, que es el porcentaje de unidades de pesca para las cuales se ha podido realizar una estimación del desembarque total anual además una estimación de la composición de las capturas. Para las remanentes UDPs se realizó una extrapolación.

[2] En base a Wiefels (2006)

[3] En base a Wiefels (2006). El dato incluye sólo paiche (*Arapaima gigas*): 15.6 t año^{-1} a El Alto, 48 t año^{-1} a Cochabamba, en total 63.6 t año^{-1}. Se estima una pérdida durante el fileteado de 40%.

[4] En base a Wiefels (2006). Probable procedencia San Buenaventura, Rurrenabaque y otros puntos de desembarque a lo largo del río Beni

[5] En base a Wiefels (2006). Este dato incluye probablemente pescado proveniente tanto de Puerto Villarroel como de otros puntos de desembarque en el Chapare, como Puerto Namatomojos y Puerto San Francisco. Además, según los autores, este monto incluye un porcentaje de pescado que proviene de Trinidad en flota.

[6] En base a Pérez Fuentes & Aguilar Zelada (1999). Se extrapolaron los datos de venta semanal en los mercados de pescado de Cochabamba. Se estimó que hay venta durante 40 semanas. El pescado proviene de toda la región (Puerto Villarroel, Puerto Namatomojos, Puerto San Francisco)

[7] En base a Van Damme (2006)

[8] En base a Van Damme (2001)

[9] En base a Cordova *et al.* (en prep.)

[10] En base a Miranda-Chumacero *et al.* (2011)

[11] En base a Van Damme *et al.* (2005) y Trujillo & Navia (datos no publicados)

Riberalta, Puerto Rico, Porvenir, Santa Ana de Yacuma y Exaltación. La chalupa también es una de las embarcaciones que puede funcionar como una sola unidad de pesca (UDP 5). La utilizan con mayor frecuencia los pescadores de Trinidad, Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella y Riberalta. Las embarcaciones saltarén y chata son utilizadas en Santa Ana de Yacuma por el 90% de pescadores y puede ser considerada como una sola unidad (UDP 6) de pesca o ser parte de otra (UDP 7). En Rurrenabaque, los pescadores generalmente sólo utilizan dos tipos de embarcaciones: las canoas y los cascos. Se ha estimado que en esta localidad se usa mayormente canoas seguidas por cascos, y en menor proporción chalupa, saltarén y pontón.

Los entrevistados estimaron el número de unidades de pesca presentes en el lugar (Cuadro 11.8), luego estimaron la captura total anual de las distintas Unidades de Pesca (UDP) individualizadas a lo largo del año, en algunos casos multiplicando el número de viajes anuales por la cantidad de pescado desembarcado por viaje. De esta manera y de forma global, se pudo colectar información detallada sobre aproximadamente 40% de las UDPs presentes. El cuadro 10.9 presenta el tamaño de muestra por punto de desembarque (porcentaje de UDPs de los cuales se dispone de información detallada). El promedio de captura anual por tipo de UDP fue luego extrapolado a los UDPs de los cuales no se disponía de información específica.

En el cuadro 11.9, se presentan los volúmenes de pescado estimados para las once comunidades, y el cuadro 11.10 presenta los volúmenes de captura estimados por especie. Se estima que en los once puntos visitados se desembarcan anualmente aproximadamente 1 295 toneladas de pescado. Los ordenes Characiformes (40.4%) y Siluriformes (39,8%) son los mejor representados en las capturas, pero también destaca la presencia del órden Osteoglossiformes (17.4%). Ocho especies en conjunto contribuyen con 85.7 % a las capturas: Surubí y chuncuina (*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*) (24.0%), pacú (*Colossoma macropomum*) (17.8%), paiche (*Arapaima gigas*), (17.4%), tambaqui (*Piaractus brachypomus*) (7.9%), yatorana (*Brycon* spp.) (7.4%), muturo (*Zungaro zungaro*) (7.2%) y sábalo (*Prochilodus nigricans*) (4.1%).

Estimación de la captura en base a la producción de hielo

Una manera indirecta para verificar los datos de Trinidad obtenidos mediante entrevistas, sugerido por Van Damme (2006), se basa en la relación entre la cantidad de hielo producido y el volumen de captura. Este método pudo aplicarse también a Riberalta, Puerto Rico y Santa Ana de Yacuma. En el caso de Trinidad, adoptando la relación 2:1 entre el volumen de hielo aplicado y el peso de pescado, se estima que la captura anual con la cantidad de hielo producido (1 440 t año^{-1}) y la fracción de la misma vendida a pescadores (70%) por la hielería principal podría ser igual a las 504 toneladas. Aproximadamente 90% de la producción de otra hielería privada (es decir 226.8 t) es vendido a los pescadores comerciales; aplicando nuevamente la mencionada relación de 2:1

Cuadro 11.10. Desembarques (t año^{-1}) por punto en la Amazonía boliviana, estimados en base a entrevistas con personas claves y pescadores. Para mayores detalles sobre la metodología aplicada ver texto. Se utiliza el nombre local común en la Amazonía boliviana (para ver otros nombres locales ver Carvajal-Vallejos *et al.*, 2011a)

Nombre Local	Nombre Científico	Trinidad	Cachuela Esperanza	Villa Bella	Sena	Guayara-merín	Puerto Rico	Porvenir	Riberalta	Santa Ana	Exaltación	Rurrena-baque	TOTAL
CHARACIFORMES													
Pacu	*Colossoma macropomum*	100.40	4.10	0.37	0.96	26.22	5.29	1.84	51.10	24.76	5.26	9.94	230.23
Tambaquí	*Piaractus brachypomus*	43.65	1.37	0.56	0.48	13.68	0.88	-	7.30	12.08	1.90	19.88	101.77
Yatorana	*Brycon sp.*	-	23.21	13.32	13.50	21.66	3.97	-	18.25	-	-	1.42	95.32
Sabalo	*Prochilodus nigricans*	21.83	2.28	0.37	0.48	7.98	2.21	-	10.95	-	-	7.10	53.19
Piraña	*Serrasalmus sp./Pygocentrus nattereri*	8.73	-	-	0.48	1.14	0.88	-	3.65	-	0.15	-	15.03
Pacupeba	*Mylossoma* spp., *Metynnis* spp.	-	0.46	-	-	1.14	0.88	-	-	-	-	-	2.48
Cachorro	*Hydrolycus scomberoides*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.42	1.42
Bentón	*Hoplias malabaricus*	-	-	0.37	-	-	-	-	-	-	-	-	0.37
Branquinha	Curimatidae (varias especies)	-	-	-	-	-	-	0.31	-	-	-	-	0.31
SILURIFORMES													
Surubí/Chuncuina	*Pseudoplatystoma fasciatum/ P. tigrinum*	165.87	5.01	0.56	0.96	21.66	5.73	5.51	54.75	20.54	6.72	24.14	311.44
Muturo	*Zungaro zungaro*	30.56	2.28	0.74	-	1.14	-	2.75	18.25	0.60	-	36.92	93.24
Blanquillo	*Calophysus macropterus/ P. pirinampu*	21.83	2.73	0.37	0.48	2.28	-	-	3.65	-	0.15	2.84	34.32
General	*Phractocephalus hemioliopterus*	8.73	0.46	0.19	0.24	3.42	2.21	0.61	3.65	0.60	-	9.94	30.04
Piraiba	*Brachyplatystoma filamentosum*	4.37	0.46	0.74	-	-	-	-	7.30	-	-	7.10	19.96
Tachacá	*Pterodoras granulosus*	8.73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.94	18.67
Paleta	*Sorubimichthys planiceps*	4.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.84	7.21
Dorado	*Brachyplatystoma rousseauxxi*	4.37	1.37	0.56	-	-	-	-	-	-	-	4.26	10.55
Tujuno	*Leiarius marmoratus*	-	0.46	-	-	-	-	-	3.65	-	0.15	1.42	5.67
OSTEOGLOSSIFORMES													
Paiche	*Arapaima gigas*	-	0.46	-	6.03	-	21.61	17.75	178.85	-	-	-	224.69
PERCIFORMES													
Corvina	*Plagioscion squamosissimus*	8.73	0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.19
Tucunaré/Serapapa	*Cichla pleiozona/Astronotus crassipinis*	-	-	-	-	9.12	-	-	-	-	-	-	9.12
OTRAS ESPECIES		4.37	0.46	0.37	0.48	4.56	0.44	1.84	3.65	1.81	0.29	2.84	21.10
TOTAL		436.50	45.50	18.50	24.10	114.00	44.10	30.60	365.00	60.40	14.60	142.00	1 295.30

(hielo: pescado), se estima que la captura anual de pescado con esta cantidad de hielo es de 113.4 t. Sumando estos dos datos, se estima que el volumen total de capturas realizadas en esta ciudad es de 617.4 t año^{-1} (Cuadro 11.9), mayor al dato obtenido mediante entrevistas.

Aplicando el mismo modo de calcular en base a la cantidad de hielo utilizado por los pescadores, se estima que la captura anual en la ciudad de Riberalta podría ser de 277.6 t año^{-1}, la cual es 7.6 t mayor a la estimación que realizó Van Damme (2006) para esta localidad, y levemente menor a la estimación realizada en base a entrevistas. En la comunidad de Puerto Rico (río Orthon, Pando), donde la hielería local produce 126 t de hielo por año y donde la mitad del hielo es vendido a pescadores, se estima que las capturas anuales de pescado podrían estar alrededor de 31.5 t, cantidad menor a la estimada mediante entrevistas. En la comunidad de Santa Ana de Yacuma (río Yacuma, río Mamoré), la producción de hielo es equivalente a 112.3 t, de las cuales el 80% es destinado a los pescadores (89.9 t). Basándonos en este dato, las capturas anuales serán aproximadamente de 44 t de pescado. Sin embargo, esta hielería abastece también a los pescadores de la comunidad de Exaltación.

Cabe destacar que estos métodos utilizados generan datos con margen de error bastante grande y, en ausencia de datos cuantitativos, deben ser considerados como muy preliminares.

Procedencia del pescado ofertado en mercados urbanos

Otro método de estimación es mediante la evaluación de la procedencia del pescado en los mercados. Por ejemplo, Perez Fuentes & Aguilar Zelada (1999) cuantificaron las ventas de carne de pescado proveniente del Chapare en los mercados de Cochabamba durante una semana y encontraron porcentajes de 36% pacú/tambaquí (*C. macropomum*, *P. brachypomus*), 53% surubi/chuncuina (*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*), 7% blanquillo (*Pinirampus pirinampu* y *Calophysus macropterus*), 3% corvina (*Plagioscion squamossissimus*), 1% general (*P. hemioliopterus*) y 1% dorado (*B. rousseauxii*). Estos datos coinciden relativamente bien con las estimaciones realizadas en base a entrevistas. En base a estas ventas semanales una extrapolación anual (estimando que haya venta durante 40 semanas año^{-1}) daría como resultado 74 t año^{-1} (Cuadro 11.9).

Wiefels (2006) realizó un estudio del mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia (Trinidad, Santa Cruz de la Sierra, Cochabamba, La Paz y El Alto). En base a un registro de las compras de pescado de cuatro pescaderías durante tres meses y una extrapolación a los meses restantes, este autor estimó que el volumen de pesca anual en la ciudad de Trinidad es de 500 t, el cual es levemente más alto que el monto obtenido mediante entrevistas. Aproximadamente el 64% de este volumen se transporta a la ciudad de Santa Cruz y el resto se comercializa en los mercados de Trinidad.

La ciudad de Cochabamba se abastece de pescado amazónico de la zona Chapare mediante el transporte en autos particulares. Wiefels (2006) estima que se trata de una cantidad de dos toneladas por semana. Si excluimos los tres meses de veda, durante la cual está prohibida la venta de pescado amazónico, la cantidad total transportada a esta ciudad es de 72 t año^{-1} aproximadamente. Se debe destacar que este dato incluye también una cierta cantidad de pescado que llega de Trinidad en flotas de transporte interdepartamental (Cuadro 11.9).

El mismo autor estima que 75.6 t de paiche se comercializa por vía aérea hacia las ciudades de El Alto (La Paz) y Cochabamba. A esta última ciudad, el paiche llega en filetes desde Riberalta (por TAM – Transporte Aéreo Militar) a razón de una tonelada por semana, durante los 12 meses del año, lo cual representaría un total de 48 t de filete por año, equivalente aproximadamente a 80 t año^{-1} de pescado no fileteado. Por otro lado, el filete de paiche llega al mercado de La Paz por la misma vía que llega a Cochabamba en un volumen del orden de 15.6 t año^{-1}, equivalente a 20 t año^{-1} de pescado no fileteado aproximadamente. Estas evaluaciones probablemente representan una sub-estimación, puesto que Van Damme (2006) estimó que el transporte de filetes de paiche a los mercados del interior (El Alto, Cochabamba, Santa Cruz) está alrededor de 250 t año^{-1}, una cifra superior a las precedentes en conjunto.

Desde Rurrenabaque anualmente se distribuye 128 t hacia la ciudad de La Paz. El pescado se descarga en la terminal Villa Fátima (La Paz), lugar desde donde los minoristas adquieren la mercadería para su venta respectiva a los consumidores en otros puntos de la ciudad. Según Wiefels (2006), se trata principalmente de surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*) y, en menor cantidad, de pacú (*Colossoma macropomum*). El pescado proviene del río Beni pero existen dudas sobre que comunidad (Rurrenabaque o San Buenaventura) tiene una mayor participación. Esta cifra, basada en una muestra muy pequeña, posiblemente es una sobre-estimación de las cantidades que se comercializan desde Rurrenabaque-San Buenaventura hacia la ciudad de La Paz.

Auto-monitoreo de las capturas

Para algunos puntos de desembarque se dispone de datos detallados obtenidos mediante estudios de auto-monitoreo. Van Damme *et al.* (2005) presentaron datos pesqueros de Puerto Villarroel para el período 1999-2003 (cuadro 11.11), los cuales representan alrededor del 40% de los desembarques totales en este punto. A pesar de sus limitaciones, estos datos, colectados en coordinación con los afiliados de la Asociación de Pescadores de Cochabamba (ASPECO), nos muestran claramente la predominancia de dos grupos de peces en las capturas: por una parte los bagres grandes de la familia Pimelodidae (70% de las capturas totales) y, por otra, los escamados grandes (familias Serrasalmidae, Prochilondontidae y Characidae) (30% de las capturas totales). Es importante mencionar aquí que las especies de porte pequeño estuvieron ausentes en los desembarques,

Cuadro 11.11. Desembarques (t año^{-1}) en cuatro puntos en la Amazonía boliviana, estimados en base a auto-monitoreo: Puerto Villarroel (Van Damme *et al.,* 2005; Trujillo & Navia, datos no publicados), Bella Vista (Winter, 1993; Cordova *et al.,* en prep.); TCO Takana (Miranda-Chumacero *et al*., 2011) o mediante el estudio de la cadena productiva: Piso Firme (Van Damme, 2001). Se utiliza el nombre local más común en la Amazonía boliviana (para ver otros nombres locales ver Carvajal-Vallejos *et al.,* 2011a)

Nombre Local	Nombre Científico	Puerto Villarroel (1999-03)	Puerto Villarroel (2008)	Bella Vista	TCO Takana	Piso Firme
Surubí y Chuncuina	*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum*	8.28	22.59	0.32	2.88	1.40
Pacú	*Colossoma macropomum*	2.36	1.34	8.00	0.59	-
Tambaqui	*Piaractus brachypomus*	4.37	0.83	-	1.99	-
Sábalo	*Prochilodus nigricans*	4.34	1.43	-	0.59	-
Blanquillo	*Calophysus macropterus y Pinirampus pirinampu*	-	0.88	-	0.20	-
Muturo	*Zungaro zungaro*	1.13	3.91	-	4.23	-
Paleta	*Sorubimichthys planiceps*	0.27	1.05	-	1.01	-
Corvina	*Plagioscion squamosissimus*	0.90	0.64	-	-	-
General	*Phractocephalus hemioliopterus*	3.84	3.64	-	0.59	-
Piraña	*Serrasalmus* sp. y *Pygocentrus nattereri*	-	-	-	-	-
Sardinón	*Pellona* sp.	0.04	1.38	-	-	-
Yatorana	*Brycon* sp.	-	-	-	-	0.20
Paiche	*Arapaima gigas*	-	-	-	-	-
Pacupeba	*Mylossoma* y otros géneros.	-	-	-	-	-
Bentón	*Hoplias malabaricus*	-	-	-	-	-
Piraíba	*Brachyplatystoma filamentosum*	4.97	7.40	-	1.21	-
Dorado	*Brachyplatystoma rousseauxii*	2.43	0.55	-	1.92	-
Tucunaré	*Cichla pleiozona*	-	0.04	-	-	2.40
Tujuno	*Leiarius marmoratus*	-	-	-	0.35	-
Branquiña	Curimatidae *spp.*	-	-	-	-	-
Cachorro	*Hydrolycus scomberoides*	-	-	-	0.29	-
Tachacá	*Pterodoras granulosus*	-	-	-	2.29	-
Otras especies	Varias	-	-	-	1.60	-
TOTAL		**32.93**	**45.68**	**8.32**	**20.54**	**4.00**

con excepción de *Prochilodus nigricans*, especie que representó el 21.5% de la captura total.

Evidentemente, existen variaciones estacionales y anuales muy importantes en el volumen y la composición de las capturas, más aún en las cabeceras amazónicas que están sujetas a variaciones hidrológicas interanuales considerables. Trujillo & Navia (datos no publicados), por ejemplo, demostraron que el año 2009, la composición de las capturas en Puerto Villarroel fue bastante diferente a las capturas registradas por Van Damme *et al.* (2005) los años 1999-2003. Estos autores encontraron que en los meses de marzo, abril y mayo del año 2009, surubi/chuncuina (*Pseudoplatystoma* spp.) conformaron el 49.1% del total, y la pirahíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) representó 16.1%, mientras que el conjunto pacú/tambaqui sólo el 4.7%. Los bagres en su conjunto representaban 87.7%, mientras en los años 1997-2003 contribuyeron sólo en 60%.

Por otro lado, en la cuenca del río Iténez, hay dos localidades relativamente bien estudiadas: Bella Vista y Piso Firme. La primera se encuentra en el municipio de Magdalena, situada en la cuenca del río Iténez, donde la pesca comercial explota casi exclusivamente el pacú (*Colossoma macropomum*), y a pesar de la presencia en los ríos (Blanco y San Martín) de una variedad de peces con potencial comercial (Reinert & Winter 2002; Van Damme & Carvajal 2005; Van Damme *et al*., datos no publicados). Por otra parte, Van Damme (2001) mencionó que el tucunaré (*Cichla pleiozona,* antes *C. monoculus*) fue la principal especie aprovechada comercialmente por los habitantes de Piso Firme en el río Paraguá, al límite occidental del Parque Nacional Noel Kempff Mercado (departamento de Santa Cruz). Esta especie, además de pequeñas cantidades de surubí (*Pseudoplatystoma* fasciatum y *P. tigrinum*) y matrinchán (*Brycon* sp.), es comercializada en la localidad de San Ignacio de Velasco (Cuadro 11.9).

En el presente volumen, Miranda-Chumachero *et al*. (2011) presentan estadísticas pesqueras colectadas por los indígenas Takana en la cuenca alta del río Beni. Según estos autores, las capturas reportadas representan aproximadamente el 50% del volumen total desembarcado en seis comunidades. Estos autores indican una predominancia (55%) de cuatro especies de Pimelodidae en las capturas (*Zungaro zungaro, Pseudoplatystoma fasciatum, P. tigrinum, Pterodoras granulosus*) en sus zonas de pesca, situadas en la cuenca alta del río Beni. Estos autores mencionan once especies adicionales las cuales contribuyen individualmente en más de 1% a las capturas.

Análisis global

La figura 11.6 presenta la composición de las capturas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana, extrapolada de los 15 puntos de desembarque estudiados. Para la extrapolación se realizó una ponderación, dando menos peso a las capturas de las localidades en el norte amazónico, por estar sobre-representadas en el muestreo. Lo cual tiene como finalidad no sobre-estimar la presencia del paiche en las capturas totales para la Amazonía boliviana. Las especies más comunes en los desembarques fueron, en orden de importancia: surubí y chuncuina (*Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum* respectivamente), pacú (*Colossoma macropomum*), paiche (*Arapaima gigas*), tambaqui (*Piaractus brachypomus), muturo (Zungaro zungaro) y* yatorana *(Brycon sp.).*

La importancia relativa de las dos especies de *Pseudoplatystoma* no pudo ser establecida. Sólo Payne & Fallows (1987) y Van Damme *et al.* (2005) dan algunas pautas sobre la contribución de cada una de ellas: los primeros autores encontraron que las capturas en Trinidad los años 1986 y 1987 estuvieron compuestos por 84% de *P. tigrinum* y 16% *P. fasciatum*. Mientras que los otros autores mencionados encontraron una mayor contribución de *P. fasciatum* (63%) en comparación a *P. tigrinum* (37%) en el río Ichilo en los años 1999-2003. Posiblemente, esto se deba a que *P. fasciatum* es más común en las cabeceras de los ríos de aguas turbias.

Desglosados los datos por región, se vislumbra una composición con características regionales (Fig. 11.6). En las zonas donde el paiche fue introducida (puertos Riberalta, Cachuela Esperanza, El Sena, Villa Bella, Porvenir, Puerto Rico), esta especie ocupa en la actualidad el primer lugar, representando aproximadamente 42.6% de los desembarques. En esta misma zona, la yatorana ocupa un lugar preponderante en las capturas (13.7%) y llega a ser igual importante que el surubí/chuncuina (13.7%). Por otro lado, en las zonas donde el paiche no fue introducido aún (principalmente rio Mamoré), las cuatro especies "tradiconales (surubí/chuncuina/pacú/tambaqui) siguen muy predominantes. Otra especie importante en esta zona es el muturo (*Zungaro zungaro*), representando 9.2% de las capturas totales.

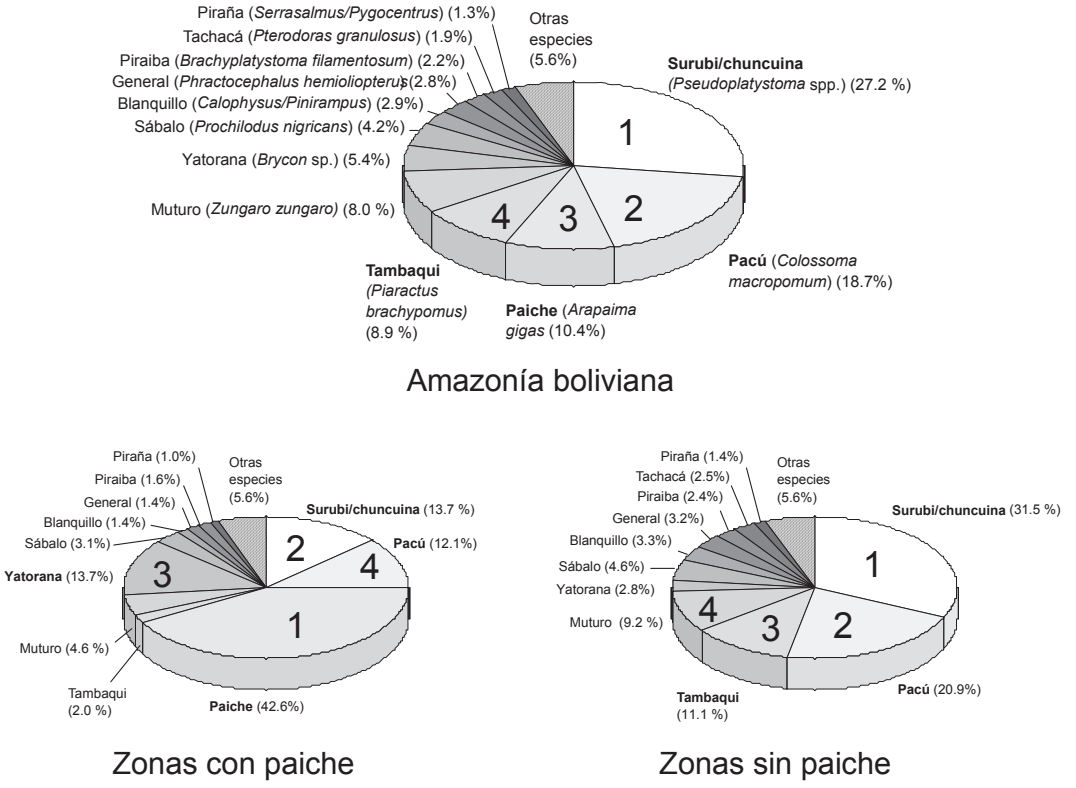


Figura 11.6. Composición de los desembarques en la Amazonía boliviana, en zonas con presencia de paiche (en base a una extrapolación de seis puntos de desembarque representando 68% de las capturas aproximadamente) y en zonas sin presencia de paiche (en base una extrapolación de nueve puntos de desembarque representando 35% de las capturas aproximadamente). Las cuatro especies más importantes en las capturas están indicadas en negrito, además sus sectores correspondientes están numerados según su orden de importancia. Para detalles sobre metodología ver texto.

DISCUSIÓN

Definición de pesca comercial

El Reglamento de Pesca y Acuicultura de 1990 (DS 22581 del año 1990) distingue la pesca de subsistencia, la pesca artesanal y la pesca comercial e industrial. Paz & Van Damme (2008) indicaron que estas definiciones incluidas en la legislación pesquera a nivel nacional, y en algunos casos retomados en la legislación más reciente a nivel departamental, no permiten una satisfactoria clasificación de todos los tipos de pesca existentes en la Amazonía boliviana, puesto que no definen bien el concepto de lucro económico. Muchas actividades pesqueras en la Amazonía se realizan para abastecer a las familias de carne de pescado, pero los excedentes - en muchos casos - son vendidos a vecinos o familiares, no con fines lucrativos sino de subsistencia (adquirir productos de la canasta familiar a través de la venta en efectivo o trueque con productos) (Paz & Van Damme, 2008). Esto implica que el comercio no sólo se limita a los mercados de pescado en zonas urbanas, sino también involucra mercados a nivel regional y local. Por esta razón, el concepto de pesca comercial es elástico y los datos pesqueros representan generalmente sub-estimaciones de la cantidad de pescado sujeto a transacciones monetarias.

También, se presume que el número de especies mencionadas en el presente trabajo es una sub-estimación de lo que realmente llega a los mercados. Carvajal-Vallejos *et al*. (2011a) mencionan 60 especies comerciales para la Amazonía boliviana, número que excede de forma significativa el número de especies mencionadas en el presente documento. Una de las razones – que marca diferencia - es que un gran porcentaje de las especies menos comunes se comercializan en mercados locales (pequeños) y no están registradas oficialmente por funcionarios gubernamentales o no fueron consideradas por las personas entrevistadas quienes pueden considerarlos como una fracción insignificante. Al respecto, los registros que resultaron del auto-monitoreo dan una visión más completa de la composición de las capturas que los datos oficiales de desembarques. Miranda-Camuchero *et al.* (2010), por ejemplo, mencionan por lo menos 29 especies que son comercializadas por la TCO takana en el río Beni. Otro ejemplo es Van Damme *et al*. (datos no publicados), que listaron 23 especies en las capturas comerciales de Puerto Villarroel (río Ichilo). Por otro lado, Coca (datos no publicados) encontró una amplia diversidad de especies de peces ofertadas en mercados del norte amazónico de Bolivia, principalmente Riberalta.

Por las razones expuestas, los datos presentados en este capítulo tienen que ser interpretadas con precaución, considerando que sólo reflejan tendencias y patrones generales de explotación. Las altas fluctuaciones inter-anuales en las capturas, típicas para ríos de la cuenca alta amazónica, tampoco están reflejadas en las estadísticas. Cabe destacar que los volúmenes de captura o de desembarque son aproximaciones y que generalmente representan sub-estimaciones con un gran margen de error. Esta observación también se aplica a todas las extrapolaciones realizadas en los siguientes acápites.

Para la interpretación de los datos, habría que considerarse algunos criterios. Por ejemplo, en varias de las publicaciones sobre el tema, no se distingue claramente entre volúmenes de captura, desembarques y los productos ofertados en los mercados. Generalmente, los datos de captura sólo se obtienen mediante procesos de auto-monitoreo, donde los beneficiarios mismos anotan todo lo capturado en cuadernos. Otros anotarían el peso del pescado con cabeza pero sin vísceras (por ejemplo, el auto-monitoreo de pacú en Bella Vista por Cordova *et al.*, en prep.), y algunos registrarían el peso sin cabeza y sin vísceras (por ejemplo, el auto-monitoreo realizado por pescadores de Puerto Villarroel en el río Ichilo). En este último caso, el peso de captura puede ser igual al peso de desembarque, que generalmente es de individuos descabezados y eviscerados.

Por otro lado, habría que considerar durante la interpretación de datos, que la producción pesquera bruta considera el peso completo de los individuos capturados (es decir, con cabeza y con vísceras), mientras que la producción pesquera neta sólo considera el pescado sin cabeza y sin vísceras. Al respecto, el CDP (1990-1995) consideró que la diferencia entre producción bruta y neta es de aproximadamente 20%, pero se incluyeron en este porcentaje pérdidas en los mercados debido a problemas de conservación y higiene. Generalmente, se considera que la disminución de peso durante el proceso de fileteado de peces sin cabeza es de 40% (Van Damme, datos no publicados), aunque este porcentaje puede ser muy diferente para distintas especies. A raíz de lo mencionado, es muy difícil interpretar datos de consumo de pescado en los mercados porque no siempre se indica el procesamiento al que han sido sujeto los productos pesqueros.

Todas estas consideraciones, que fueron tomadas en cuenta para la redacción del presente capítulo, pudieron haber tenido una influencia sobre los datos presentados y originado errores de estimación próximos al 20% o más.

Volúmenes de desembarque total en la Amazonía boliviana

En base a los desembarques estimados para los puertos pesqueros considerados y tomando como referencia el número de pescadores presentes en cada uno de ellos, se puede hacer una estimación general de la tasa de captura anual en toda la Amazonía boliviana. Los datos a presentarse se basan en estimaciones provenientes de 20 localidades, donde viven 521 (44.6%) de los pescadores identificados por el INE (2001) en la Amazonía boliviana. Estos pescadores en conjunto capturan aproximadamente 1 374 t año^{-1} (1 295 t año^{-1} en los puntos de desembarque visitados y 79 t año^{-1} en los puntos donde se dispone de otro tipo de datos). La cantidad capturada anualmente por pescador comercial es de aproximadamente 2.64 t; extrapolando este promedio a todos los pescadores presentes en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (1 167) se obtiene un desembarque total de 3 080 t año^{-1}. Evidentemente, este cálculo puede contener varios errores, como ya se ha comentado anteriormente. Uno de los errores puede resultar del uso de promedios, a sabiendas que las variaciones interanuales son

grandes. Además, cabe destacar que la muestra de puntos de desembarque no fue al azar, y hubo una propensión de incluir localidades con intensa actividad pesquera en el estudio. Es posible que el volumen de captura anual por pescador en puertos pequeños sea menor que en puertos grandes como Riberalta y Trinidad, donde el nivel de mecanización es más alto y donde existe una cadena de frío desarrollada. La figura 11.7A, por ejemplo, muestra que los pescadores en Trinidad, uno de los puertos pesqueros más antiguos, tienen una eficiencia mayor a la de otros lugares. Sitios como Cachuela Esperanza, donde los pescadores no disponen de hielo en suficiente cantidad y calidad, tienen una captura por esfuerzo más bajo que otros puertos similares donde sí se dispone de infraestructura para producir hielo para su uso en la pesca.

Un análisis de los datos (Fig. 11.7A,B) muestra que evidentemente puede existir tal fenómeno, ya que se encuentra una leve relación negativa entre el número de pescadores por localidad y la captura por esfuerzo, medida como t año^{-1} pescador^{-1}, pero que influyen también otros factores. Otro factor adicional por considerar a la hora de interpretar los datos, es la calidad de las informaciones proporcionadas por el INE (2001). Al margen de la antigüedad de estos, se debe tomar en cuenta que no todas las personas que ejercen la actividad pesquera se manifestaron ante los encuestadores gubernamentales como pescadores. Muchos de ellos combinan la pesca con otras actividades temporales, como por ejemplo la caza de lagartos (mayormente julio-septiembre de cada año), la extracción de madera (ocasionalmente a lo largo del año) o la zafra de castaña (mayormente noviembre-febrero de cada año). Aunque trabajan durante varios meses como pescadores comerciales, es posible que se identificaron a la hora de la encuesta dentro de otro trabajo temporal (ver también Van Damme *et al.,* 2011) (Fig. 11.7B).

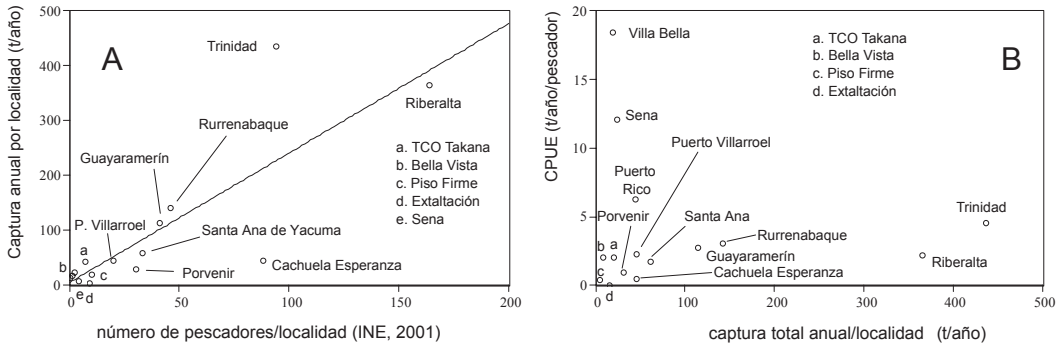


Figura 11.7. (A) Relación entre el número de pescadores por punto de desembarque (en base a INE, 2001) y la captura total anual estimada en 12 localidades en la Amazonía boliviana; (B) Relación entre la captura anual estimada y la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en 12 localidades de la Amazonía boliviana (Se conbinaron los datos para seis comunidades de la TCO Takana).

En la localidad de Exaltación, por ejemplo, se puede notar que existen capturas comerciales a pesar que el INE (2001) no identificó ningún pescador comercial. Por otro lado, Villa Bella y El Sena son ejemplos de otros aspectos por considerar. En Villa Bella, hay una influencia preponderante de los mercados brasileños, y aunque existen pocos pescadores comerciales en el lugar, existe una captura total alta debido a la existencia de pescadores "ocultos", probablemente de procedencia brasilera, responsables de las mayores capturas. En El Sena, se tiene un fenómeno similar: la elevada CPUE registrada en esta localidad probablemente refleja la presencia de pescadores que no se identifican como tal pero que sí son responsables por un alto porcentaje de las capturas o la presencia de pescadores "externos" de otras localidades aledañas, pero cuya captura es registrada como procedente de El Sena.

Es interesante notar que incluso cuando excluimos del análisis a Villa Bella y El Sena, no existe una relación significativa entre el número de pescadores por localidad y la CPUE calculada por t año^{-1} pescador^{-1} (Correlación Spearman Rank, $Rs = 0.07$; $p > 0.05$), lo cual probablemente refleja que la influencia positiva de la cadena del frío y la mecanización en la CPUE está contrarrestada por otros factores, como por ejemplo el número de pescadores "ocultos".

Tendencias de pesca en la Amazonía boliviana

El desembarque total en la Amazonía boliviana en el período 1992-1994 fue estimado por el entonces Centro de Desarrollo Pesquero en 2 082 t año^{-1} (producción neta) y 2 619 t año^{-1} (producción bruta). La estimación actual es de 3 080 t año^{-1}, lo cual implica que no hubo un aumento anual muy significativo en todo este período, a pesar de la demanda de carne de pescado que ha aumentado considerablemente. No es de extrañar este estancamiento debido a que durante las dos últimas décadas no hubo una inversión importante en el sector pesquero ni por parte de instancias gubernamentales ni por agencias de cooperación.

En comparación con los datos de 1986-1994 (Fig. 11.3), el paiche (*Arapaima gigas*) y la yatorana (*Brycon* sp.) forman parte de los desembarques en la actualidad. Cabe mencionar que la yatorana ya fue intensivamente explotada en las décadas de los años 80 y 90, pero probablemente no figuró en las estadísticas pesqueras oficiales debido a que el mercado para esta especie fue Brasil. Además a esto, fue aprovechada mayormente en pequeños puertos próximos a las cachuelas que no fueron monitoreados por las instancias gubernamentales de entonces. Por otro, lado el paiche es un caso particular, ya que esta especie fue introducida en Bolivia en los años 80 y su expansión se hizo evidente recién en los años 90 (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011b), lo cual explica su ausencia en los datos de CDP (1990-1995). En poco tiempo, esta especie ha logrado una posición importante en las capturas y en los mercados urbanos del país. Al margen de estas dos novedades, llama también la atención la disminución de la contribución porcentual de

las dos especies de *Pseudoplatystoma*, la cual disminuyo de 62% en 1986-1994 a 24.7% en la actualidad.

En base a los datos presentados, se puede concluir que la pesca comercial en la Amazonía boliviana sigue enfocada, relativamente, en pocas especies, generalmente en aquellas que se encuentran en la cima de la cadena trófica (carnívoros), seguida de un porcentaje apreciable de especies frugívoros y omnívoros, y se ha evidenciado que existe una escasez en las capturas de especies detritívoras, que son generalmente especies de pequeño porte pertenecientes a las familias Curimatidae y Characidae. Sin embargo, hay una muy leve tendencia de inclusión de estas últimas en las capturas en algunos puertos pesqueros (por ejemplo, el sábalo en Puerto Villarroel). De forma general, se puede caracterizar la pesca comercial en la Amazonía boliviana como una pesca "inmadura", porque el aprovechamiento se enfoca en pocas especies relativamente grandes de alto valor comercial, y no explota todo el potencial pesquero.

Evidentemente, existen muchos factores que influyen en la composición de las capturas. Podemos mencionar dos factores principales. Primero, se supone que los factores culturales influyen en las especies capturadas. Por ejemplo, pueblos indígenas que incursionan en la pesca comercial tienden a explotar un mayor número de especies (Miranda-Camuchero *et al.,* 2011). En otros lugares, existe un rechazo por el consumo de especies de cuero, lo cual excluye prácticamente a todos los bagres de las capturas. En segundo lugar, se supone que algunas especies grandes y de alto valor comercial son relativamente difíciles de capturar y requieren de mayor inversión en los aparejos, por ejemplo las especies del género *Brachyplatystoma* (*B. filamentosum*, *B. rousseauxii, B. platynemum*), lo cual explicaría en parte su ausencia o escasez en las capturas, a pesar de su alto valor comercial.

Es evidente que los diferentes métodos utilizados para la colecta de datos generan informaciones de distinta calidad. Las estadísticas pesqueras oficiales tienden a subestimar la importancia de las especies de peces pequeños, además no siempre distinguen entre especies cercanas dentro de un mismo género (p.e. *Pseudoplatystoma*). Por otra parte, los datos colectados en coordinación con pescadores locales no siempre reflejan las capturas totales, pero sí rescatan, generalmente, la presencia de especies raras o poco frecuentes en las capturas.

Pesca en ríos transfronterizos

Los datos presentados en este capítulo representan una subestimación de la cantidad de peces anualmente extraídos del territorio boliviano, no solamente porque no incluyen las capturas destinadas a comercialización local, pero también porque no incluyen parte de la extracción actual en ríos transfronterizos como los ríos Abuná, Madera, Mamoré Bajo e Iténez (Fig. 11.8). Los recursos pesqueros en estos ríos están mayormente aprove-

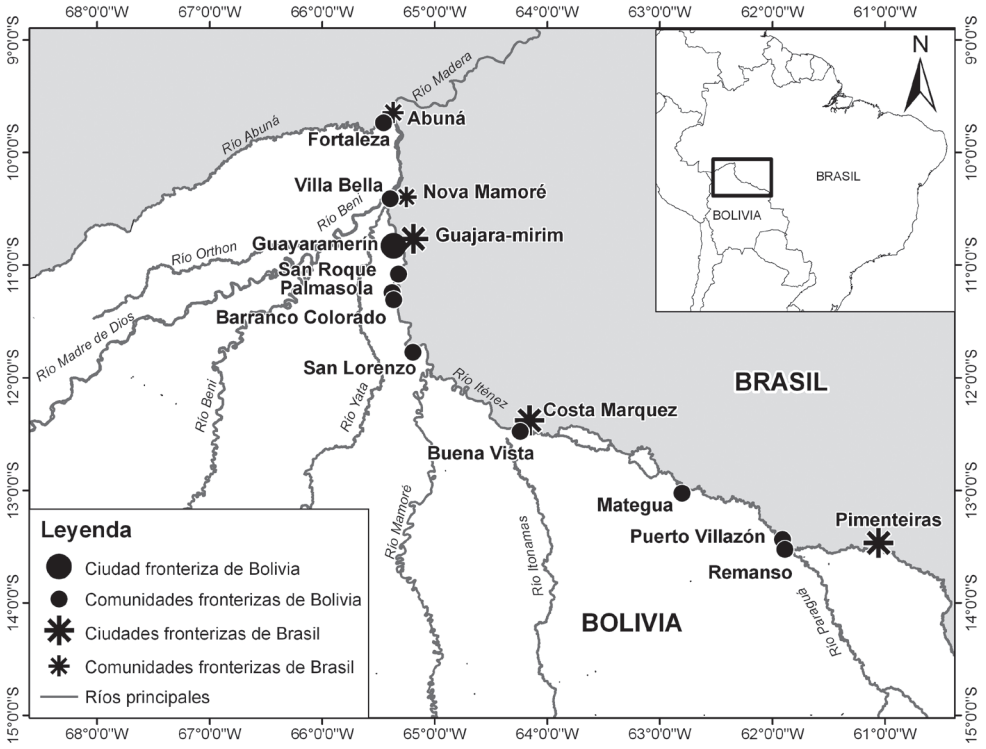


Figura 11.8. Comunidades y ciudades fronterizas (Bolivia-Brasil) donde se realiza pesca comercial (ver texto)

chados por pescadores brasileños. Los pocos pescadores bolivianos que pescan en estos ríos generalmente operan en embarcaciones brasileñas o bolivianas; en este último caso su producto es mayormente vendido a los mercados brasileños y las capturas no figuran en las estadísticas pesqueras oficiales del país, debido a que no existen registros o puestos de control.

El INE (2001) registró 54 pescadores que desarrollan su actividad pesquera parcialmente o a tiempo completo en estas zonas transfronterizas (Cuadro 11.12). En Guayaramerín, se identificaron 41 pescadores activos en sectores transfronterizos del eje Mamoré-Iténez, pero estos también pescan en el bajo Mamoré. En el río Iténez, la misma fuente identificó a 33 pescadores, mientras que en el río Abuná y Madera sólo identificó un pescador por cada río. Esta cifra contrasta con el número de pescadores comerciales activos en zonas transfronterizas mencionados para Brasil por Doria & Brasil de Souza (en prep.), quienes estimaron el número de pescadores activos en Guajará-Mirím, Costa Marques y Pimenteiras entre 392 y 457. FURNAS-ODEBRECHT (2005) estimaron el número de pescadores en Abuná y Fortaleza de Abuná en 10 y 21 respectivamente.

En el cuadro 11.13 se presenta un resumen de los datos pesqueros disponibles para ríos transfronterizos, además los actores involucrados en la pesca. Los desembarques totales

Cuadro 11.12. Pescadores identificados por INE (2001) en zonas transfronterizas (Bolivia-Brasil)

Localidad	Zonas de pesca	Número de Pescadores	Número de habitantes	% de pescadores
Remanso	Iténez	14	460	3.04
Puerto Villazón	Iténez	13	242	5.37
Mateguá	Iténez	5	99	5.05
Buena Vista	Iténez	1	170	0.59
San Lorenzo	Mamoré	1	74	1.35
Barranco Colorado	Mamoré	1	164	0.61
Palmasola	Mamoré	1	103	0.97
San Roque (Santa Anita)	Mamoré	1	114	0.88
Guyaramerín	Mamoré-Iténez	41	26 329	0.16
Villa Bella	Madeira	1	307	0.33
Fortaleza	Abuná	1	27	3.70

Cuadro 11.13. Capturas estimadas de las pesquerías comerciales en ríos transfronterizos (Bolivia-Brasil)

Localidad	País	Áreas de pesca	Destino del Producto	Captura anual aproximada (t año^{-1})	Fuente
Guayaramerín	Bolivia	Ríos Mamoré e Iténez	Brasil y Bolivia	57.0 [1]	Presente capítulo
Guajara-Mirim	Brasil	Ríos Mamoré e Iténez	Brasil	256.0 [2]	Doria & Brasil de Souza (en prep.)
Costa Marques	Brasil	Río Iténez	Brasil	69.0 [3]	Doria & Brasil de Souza (en prep.)
Pimenteiras	Brasil	Río Iténez	Brasil	89.0 [4]	Doria & Brasil de Souza (en prep.)
Remanso	Bolivia	Río Iténez	Mayormente Brasil	s/d	-
Buena Vista	Bolivia	Río Iténez	Brasil	< 3.0	Van Damme (datos no publicados)
Villa Bella	Bolivia	Ríos Madera y Mamoré	Brasil y Bolivia	18.5	Presente capítulo
Nova Mamoré	Brasil	Río Madera	Brasil	15.5 [5]	FURNAS-ODEBRECHT (2005)
Abuná	Brasil	Río Abuná	Brasil	4.3 [5]	FURNAS-ODEBRECHT (2005)
TOTAL				497.3	

[1] Se estima que sólo 57 t de las 114 t capturadas anualmente provenga de ríos transfronterizos
[2] Promedio de siete años de registros entre 1996 y 2008
[3] Promedio de siete años de registros pesqueros durante 51 meses entre 1996 y 2009
[4] Promedio de registros pesqueros durante cinco años entre 1996 y 2008
[5] Promedio de registros pesqueros durante 15 meses entre 2003 y 2005

estimados en los ríos Abuná, Madera, Mamoré e Iténez son de 497 t año^{-1}, pero se supone que este dato representa una sub-estimación del volumen total. Se calcula que más del 85% de las capturas están realizadas por embarcaciones brasileñas y/o comercializadas en mercados del país vecino.

Geografía de la pesca en la Amazonía boliviana

Se realizó un análisis de agrupamiento de localidades en base a una matriz de disimilitud y utilizando el método UPGA (Unweighted Pair Group Average); se incluyeron en el análisis los datos pesqueros de Doria & Brasil de Souza (en prep.) para el río Iténez. Se vis-

lumbra un patrón espacial que se caracteriza por clusters relativamente bien delimitados (Fig. 11.9). Las localidades Bella Vista y Piso Firme se encuentran relativamente aisladas, probablemente debido a que sus capturas no reflejan el potencial pesquero en sus ríos. Por otra parte, Guajará-Mirím, Costa Marques y Pimenteiras son bastante similares entre sí debido a que las pesquerías brasileñas explotan especies que en la Amazonía boliviana no están siendo aprovechadas (por ejemplo *Liposarcus pardalis*, *Anodus* sp., *Leporinus* sp.), y existe un porcentaje elevado de tucunaré (*Cichla pleiozona)* en las capturas. Las localidades de Cachuela Esperanza, Villa Bella y El Sena (caracterizadas por la presencia de *Brycon* sp.) se encuentran muy similares entre si, al igual que Puerto Rico, Riberalta y Porvenir (caracterizadas por la presencia de *Arapaima gigas*). Otros dos grupos bien demarcados son Rurrenabaque/TCO Takana (alto Beni) y Trinidad/Santa Ana/Exaltación (medio Mamoré). Puerto Villarroel aparentemente ocupa una posición intermedia entre los puntos del medio Mamoré y Pimenteiras (Alto Iténez), lo cual puede ser un reflejo de los métodos que utilizan, puesto que las capturas en esta localidad, situada a orillas del río Ichilo, se parecen más a las del río Mamoré.

En base a los resultados del agrupamiento, se pueden distinguir de forma preliminar cinco zonas geográficas de pesca. Evidentemente, estas zonas no están delimitadas estrictamente, y existe bastante sobreposición. La localidad El Sena, por ejemplo, fue incorporada en la zona geográfica Medio Beni-Madre de Dios debido a la presencia de paiche (*Arapaima gigas*), pero la composición de las capturas es también muy similar a la de Cachuela Esperanza y Villa Bella, caracterizada por la presencia de *Brycon* sp. en las cachuelas. Por otro lado, Guayaramerín forma parte de dos zonas distintas, puesto que los pescadores de esta localidad pescan tanto en el río Iténez como en el río Mamoré.

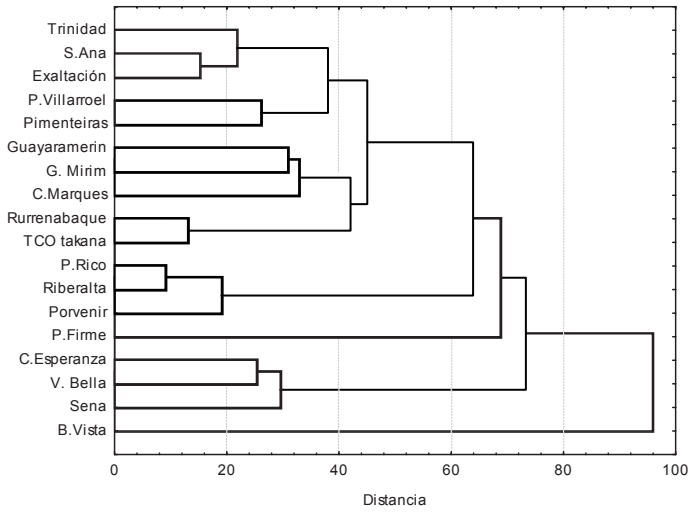


Figura 11.9. Diagrama de análisis de agrupamiento (método UPGA) de puntos de desembarque en base a una matriz de disimilitud en la composición de capturas comerciales.

Cuadro 11.14. Zonas geográficas de pesca en la Amazonía boliviana (propuesta preliminar)

Zona geográfica de la pesca	Puntos de desembarque	Características
Alto Beni	Rurrenabaque, San Buenaventura, TCO Takana	El Alto Beni se caracteriza por aguas muy turbias y de alto caudal. Por la misma razón, las especies reófilas como el dorado, muturo y tachacá son predominantes. La especie indicadora es *Zungaro zungaro* que, aunque también aparece en otras zonas del país (p.ej. alto Ichilo), ocupa un lugar preponderante en las capturas, tal es el caso de Rurrenabaque.
Medio Beni y Madre de Dios	Riberalta, El Sena, Porvenir, Puerto Rico	Esta zona se caracteriza por la preponderancia de *Arapaima gigas,* una especie introducida, en las capturas. En los cuatro puntos de desembarque, esta especie representa aproximadamente el 60% de las capturas anuales.
Bajo Beni, Madera, Bajo Mamoré	Cachuela Esperanza, Villa Bella, Guayaramerín	La zona se caracteriza por la presencia de cachuelas, afloramientos rocosos del Escudo Precámbrico, que condicionan los recursos pesqueros presentes. Las especies indicadoras son del género *Brycon*.
Mamoré Medio y Mamoré Alto	Trinidad, Puerto Villarroel, Exaltación, Santa Ana de Yacuma	En esta zona, hay predominancia de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum* en proporciones variables. La cuenca del río Mamoré se caracteriza por su ancha planicie de inundación, lo cual condiciona la presencia de especies frugívoras como *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*.
Iténez	Pimenteiras (Brasil), Costa Marques (Brasil), Guajará-Mirim (Brasil), Guayaramerín, Remanso, Puerto Villazón, Bella Vista, Piso Firme	Las aguas claras y el bajo caudal del río Iténez condicionan la presencia de especies adaptadas a este medio. La especie indicadora de esta zona es *Cichla pleiozona.* Probablemente, la zona tiene una producción pesquera más baja que las cuencas de los ríos Mamoré y Beni. En algunos de estos tributarios existen pesquerías comerciales de *Colossoma macropomum* exclusivamente (ríos Blanco, San Martín). Existe una especie introducida, *Semaprochilodus insignis*, con potencial pesquero creciente.

En base a estas informaciones de composición pesquera y su localización, se propone algunas especies indicadoras (peces con mayor presencia en las capturas) para cada zona (Cuadro 11.14). En algunos casos, se trata de especies introducidas que han tornado importancia reciente en las capturas. Evidentemente, esta propuesta es muy preliminar y deberá ajustarse en el futuro a medida que surgen datos más actualizados y completos. Existen varias aplicaciones para esta división en zonas geográficas pesqueras. La propuesta puede representar una base para el desarrollo de sistemas de ordenamiento pesquero diferenciados por cuencas con pesquerías de características muy distintas.

Estado de explotación de los recursos pesqueros

Se pueden distinguir cuatro grupos de peces en la Amazonía boliviana: las especies que migran distancias largas (> 1 500 km, grupo I) para reproducirse en las cabeceras amazónicas, las especies de porte grande (> 3 kg, grupo II) que migran distancias medianas

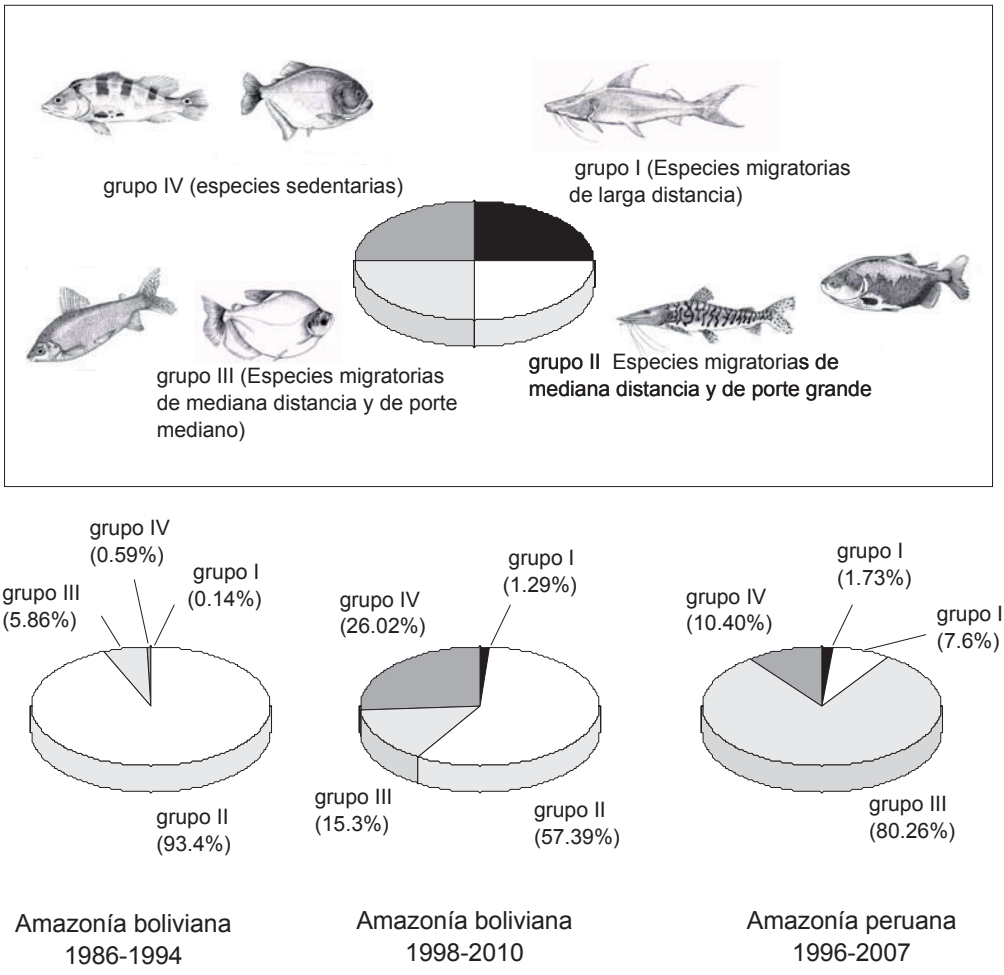


Figura 11.10: Comparación de la contribución de cuatro grupos de especies de peces a las capturas comerciales en la Amazonía boliviana en 1986-1994 (CDP, 1990-1995) y 1998-2010 (este capítulo) respectivamente y en la Amazonía peruana en el período 1996-2007 (García *et al.*, 2008). Grupo I = especies migratorias de distancias largas (> 1 500 km); grupo II = especies migratorias de distancias medianas (entre 100 y 1 500 km) y de porte grande (> 3 kg); grupo III = especies migratorias de distancias medianas (entre 100 y 1 500 km) y de porte mediano (< 3 kg); grupo IV = especies sedentarias. Las especies representativas para cada grupo son dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* (grupo I), surubí *Pseudoplatystoma fasciatum* y pacú *Colossoma macropomum* (grupo II), pacupeba *Mylossoma* sp. y sábalo *Prochilodus nigricans* (grupo III), piraña *Pygocentrus nattereri* y tucunaré *Cichla pleiozona* (grupo IV).

(100 - 1 500 km, grupo III), las especies de porte mediano (< 3 kg) que migran distancias medianas (100 - 1 500 km), y las especies sedentarias. En la figura 11.10, se puede observar que en los años 1986-1994 (CDP, 1990 - 1995), la mayor parte de los desembarques consistía en especies migratorias de porte grande y de alto valor comercial (grupo II). En los años 1998 - 2010, esta situación cambió levemente, y las especies de los grupos III y IV ganaron importancia, con porcentajes de 15.3% y 26.0% respectivamente.

Las estadísticas pesqueras de la Amazonía boliviana fueron comparadas con datos pesqueros disponibles para la Amazonía peruana. Esta zona tiene características geomorfológicas e hidrológicas comparables a Bolivia, aunque su superficie de planicie inundada es menor. Este tipo de comparación nos permitirá además estimar el potencial pesquero en la Amazonía de Bolivia.

Se estima que en la actualidad las pesquerías en la Amazonía central explotan casi todo el potencial pesquero existente. En particular, las especies del grupo II (especies de peces de porte mediano (< 3 kg) con migración reproductiva entre 100 y 1 500 km (Grupo III en el cuadro 11.15) están siendo explotadas de forma muy intensiva. Para la Amazonía peruana, se dispone de datos pesqueros de dos zonas distintas, de la cuenca del río Madre de Dios (Amazonía peruana sur) y de la zona de Loreto (Amazonía peruana norte). En la cuenca alta del río Madre de Dios, existen datos pesqueros desde el año 1994 (DIREPE, Perú). Puerto Maldonado es el puerto pesquero principal en esta zona. En promedio, los desembarques de la flota pesquera alcanzan las 230 toneladas anuales, siendo los grandes bagres las especies más importantes en las capturas entre los años 1994 y 2001 (Tello, 2002). Es importante indicar que los volúmenes de capturas de los grandes bagres (*Pseudoplatystoma fasciatum, P. tigrinum, Pinirampus pirinampu, Brachyplatystoma rousseauxxi, B. filamentosum*) disminuyeron desde el año 2000, además se observó el incremento de especies pequeñas, de alto rendimiento, rápido crecimiento y menor precio como *Prochilodus nigricans* y *Potamorhina latior* (Cañas, 2000). Por otro lado, en la región de Loreto, Garcia *et al.* (2008) observaron un patrón similiar: *Prochilodus nigricans, Potamorhina altamazonica y Psectrogaster amazonica* (todas pertenecientes al grupo III) dominaron las capturas entre 1984 y 2006, contribuyendo en 62% a la captura total. Estas especies reemplazaron en este período a especies grandes y de alto valor económico como *Arapaima gigas, Colossoma macropomum* y *Brachyplatystoma rousseauxii*. En los siguientes acápites comparamos los datos de García *et al*. (2008) con las datos pesqueros disponibles para la Amazonía boliviana.

Las tres especies predominantes en las capturas comerciales de la Amazonía peruana son de tamaño mediano (grupo III) y son detritívoros. Este último grupo representa 73% de todas las capturas en esta región (Fig. 11.11). La primera especie de porte grande que aparece en las capturas es el paiche (*Arapaima gigas*), que contribuye con sólo 2% a los desembarques totales. El pacú (*Colossoma macropomum*) y las dos especies que conformen el género *Pseudoplatystoma* ocupan el octavo y décimo lugar en las capturas y en conjunto representan sólo 3.9% de las capturas totales anuales (Cuadro 11.16).

Por su parte, las pesquerías en la Amazonía boliviana siguen enfocadas en los bagres y carácidos grandes, y el potencial pesquero de las especies pequeñas, de crecimiento rápido y de valor económico relativamente bajo, no es aprovechado (Cuadro 11.16). El grupo de los detritívoros representa apenas 3.5% de los volúmenes totales de captura. Entre las 14 especies más abundantes en los desembarques bolivianos se encuentran siete carnívoros, cuatro omnívoros (frugívoros) y sólo un detrítivoro.

Cuadro 11.15. Importancia de cuatro grupos de peces amazónicos en las capturas comerciales en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. Se indican solamente especies que tienen importancia en la pesca de subsistencia y/o pesca comercial. El número de especies aprovechadas en la pesca comercial se basa en Carvajal-Vallejos *et al.* (2011a). Representantes de los géneros subrayados se muestran en la figura 11.10.

	Grupos	Géneros más importantes	Número de especies aprovechadas	Captura total anual (t año^{-1})	Captura total anual (%)
I	Peces con migración reproductiva > 3000 km	*Brachyplatystoma*	3	39.6	1.29
II	Especies de peces de porte grande (> 3 kg) con migración reproductiva 100-1500 km	*Pseudoplatystoma, Colossoma, Piaractus, Hydrolycus, Sorubimichthys, Zungaro, Megalodoras, Oxydoras, Pterodoras*	10	1 767.6	69.46
III	Especies de peces de porte pequeño (< 3 kg) con migración reproductiva 100-1500 km	*Schizodon, Mylossoma, Raphiodon, Prochilodus, Pellona, Potamorinha, Metynnis, Salvinus, Brycon, Triportheus, Semaprochilodus**	47	471.3	15.30
IV	Sedentarias o migración < 100 km	*Cichla, Arapaima*, Hoplias, Serrasalmus, Pygocentrus, Hoplosternum, Hyplostomus, Plagioscion, Astronotus*	20**	801.4	26.02
		TOTAL	80	3 080.0	100.00

**Semaprochilodus insignis* y *Arapaima gigas* son especies introducidas

** El número de especies sedentarias con importancia en la pesca comercial es probablemente mayor de lo indicado.

Cuadro 11.16. Comparación de la pesca comercial en la Amazonía peruana (región de Loreto) (García *et al*., 2008) y en la Amazonía boliviana (datos actuales). Se indican los 14 géneros más abundantes en las capturas comerciales de las dos pesquerías. Para definición de grupos ver texto. D = detritívoro; O = omnívoro; P = piscívoro

Amazonía peruana (región de Loreto) (Garcia *et al*., 2008)					Amazonía boliviana (datos actuales)				
Género	t año^{-1}	%	Grupo	Grupo Trófico	Género	t año^{-1}	%	Grupo	Grupo trófico
Prochilodus	4 834	41.2	III	D	*Pseudoplatystoma*	759	24.6	II	P
Potamorinha	1 812	15.4	III	D	*Colossoma*	538	17.5	II	O
Psectrogaster	951	8.1	III	D	*Arapaima*	504	16.4	IV	P
Mylossoma	447	3.8	III	O	*Piaractus*	234	7.6	II	O
Hypopthalmus	404	3.4	III	D	*Zungaro*	227	7.4	II	P
Hoplias	404	3.4	IV	P	*Brycon*	214	6.9	III	O
Anodus/Hemiodus	300	2.6	III	D	*Prochilodus*	124	4.0	III	D
Triportheus	259	2.2	III	O	*Pinirampus/Calophysus*	79	2.6	II	P
Arapaima	233	2.0	IV	P	*Phractocephalus*	77	2.5	II	P
Schizodon/Leporinus	232	2.0	III	O	*Brachyplatystoma*	64	2.1	II	P
Colossoma	230	2.0	II	O	*Pterodoras*	47	1.5	II	P
Pseudoplatystoma	228	1.9	II	P	*Serrasalmus/Pygocentrus*	37	1.2	IV	O

Si Bolivia aprovecharía con la misma intensidad que en la Amazonía peruana las especies que migran distancias medianas y que son de porte mediano, podría cuadriplicar su producción pesquera actual y llegar a un volumen de pesca de 13 224 t año^{-1}. Por otro lado, si Bolivia aprovecharía con la misma intensidad las especies detritívoras, podría superar su producción pesquera actual por un factor mayor a tres y llegar a un volumen total de 10 691 t año^{-1} (Cuadro 11.17).

El potencial pesquero de la Amazonía boliviana ya fue estimado en reiteradas oportunidades y utilizando diferentes enfoques. Las estimaciones realizadas hasta la fecha van de 9 000 t año^{-1} a 540 000 t año^{-1} (Cuadro 11.18).

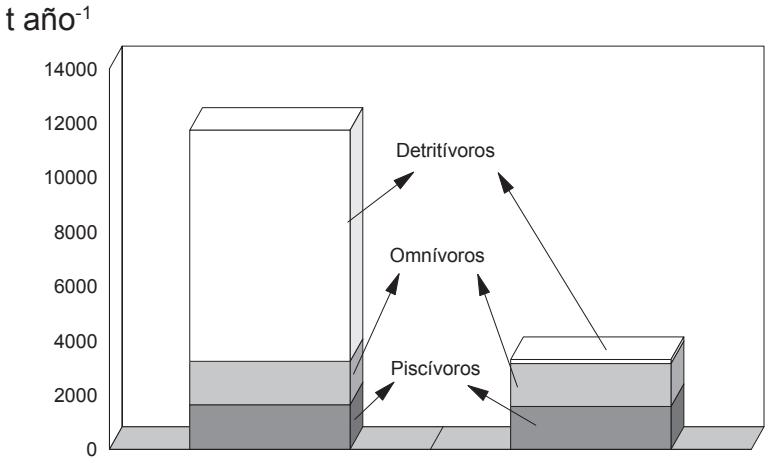


Figura 11.11: Comparación de la captura de detritívoros, omnívoros y piscívoros entre la Amazonía peruana y la Amazonía boliviana

Cuadro 11.17. Captura actual y potencial de peces de los tipos I, II, III y IV y de distintos grupos tróficos en la Amazonía boliviana

	Captura actual		Captura potencial	
	t año^{-1}	%	t año^{-1}	%
Grupos migratorios				
Grupo I	40	1.29	40	0.29
Grupo II	1 768	57.39	1 768	12.7
Grupo III	471	15.30	10 615	80.27 [1]
Grupo IV	801	26.02	801	5.8
Total	3 080	100.00	**13 224**	100.00
Grupos tróficos				
Detritívoros	379	4.11	7 737	72.37 [2]
Omnívoros	1 126	36.55	1 126	13.84
Piscívoros	1 828	49.34	1 828	13.80
Total	3 309	100.00	**10 691**	100.00

[1] Se tomó como referencia el % de peces de grupo III en las capturas en la Amazonía peruana (Garcia *et al.,* 2008)

[2] Se tomó como referencia el % de detritívoros en las capturas en la Amazonía peruana (Garcia *et al.,* 2008)

Cuadro 11.18. Estimación del potencial pesquero en la Amazonía boliviana según distintas fuentes

Fuente	Método aplicado	Potencial pesquero Amazonía boliviana (t año^{-1})
Walters *et al*. (1982)	Basado en la relación entre las superficies de los cuerpos de agua y la producción pesquera potencial por unidad de superficie estimada por Welcomme (1975) para llanuras inundadas en Africa (50 kg ha^{-1} año^{-1})	30 000
Bayley (1988)	Basado en el rendimiento previsto para zonas de inundación de la cuenca amazónica (15 kg ha^{-1}, 25 kg ha^{-1}, 50 kg ha^{-1} respectivamente)	50 640 - 168 800
Bayley & Petrere (1989)	Basado en el rendimiento previsto para zonas de inundación tropicales (110 kg ha^{-1} y 160 kg ha^{-1} año^{-1} respectivamente)	371 360 - 540 160
Lauzanne *et al.* (1990)	Basado en la multiplicación de la superficie inundada más que 5-6 meses por año (50 000 km^2) (Roche & Fernández Jauregui, 1988) por la producción pesquera potencial por unidad de superficie propuesta por Welcomme (1975) (50 kg ha^{-1} año^{-1})	250 000
Alisson (1998b)	Basado en un modelo empírico, propuesto por Welcomme (1997) para ríos africanos , que describe la relación entre el RMS y la superficie de la cuenca (AC), según RMS =0.826 AC$^{0.846}$	89 513
Alisson (1998b)	Basado en un modelo empírico, propuesto por Welcomme (1997) para ríos africanos , que describe la relación entre el RMS y la longitud de los ríos (LR), según RMS =0.183 LR$^{1.617}$	76 792
Alisson (1998b)	Basado en un modelo empírico, propuesto por MRAG (1993) para ríos sudamericanos, que describe la relación entre el RMS y la superficie de la cuenca (AC), según RMS =0.046 AC$^{0.901}$	8 997
Alisson (1998b)	Basado en un modelo empírico, propuesto por MRAG (1993) para ríos sudamericanos, que describe la relación entre el RMS y la longitud de los ríos (LR), según RMS =2.530 LR $^{0.980}$	13 286
Alisson (1998b)	Basado en un modelo empírico, propuesto por MRAG (1993) para ríos sudamericanos, que describe la relación entre el RMS y la superficie del área inundada (AI), según RMS =0.108 AI $^{1.050}$	21 608
Alisson (1998b)	Comparación con la producción pesquera en la Amazonía peruana (59 000 t año^{-1}; 15.1 kg ha^{-1} año^{-1}) y tomando en cuenta las superficies inundadas en ambos países	50 000
Presente estudio	Extrapolación de la tasa de captura de peces migratorios de porte mediano y que migran distancias medianas de una pesquería desarrollada (Loreto, Amazonía peruana) a la Amazonía boliviana	13 224
Presente estudio	Extrapolación de la tasa de captura de peces detrítivoros de una pesquería desarrollada (Loreto, Amazonía peruana) a la Amazonía boliviana	10 691

Walters *et al.* (1982) estimaron las capturas potenciales de la Amazonía boliviana en 30 000 t año^{-1} en base a la superficie de los cuerpos de agua y la producción máxima estimada por unidad de superficie (50 kg ha^{-1} año^{-1}) (en base a Welcomme, 1975).

Lauzanne *et al*. (1990), quienes dispusieron de métodos más precisos para estimar superficies inundadas, estimaron la producción pesquera potencial utilizando el mismo método en 250 000 t año^{-1}, casi 10 veces más que la estimación de Walters *et al.* (2002) (Cuadro 11.18). Por otro lado, Alisson (1998b) calculó el potencial pesquero basándose en los modelos empíricos de Welcomme (1995) y MRAG (1993), llegando a estimaciones más bajas (entre 8 997 y 89 513 t año^{-1}). Una comparación con las pesquerías de la Amazonía peruana le llevó a estimar el potencial para la Amazonía boliviana en 50 000 t año^{-1} (Cuadro 11.18).

Casi todos estos métodos producen estimaciones del potencial pesquero más altas que las estimaciones propuestas en el presente trabajo (13 224 t año^{-1} en base al potencial pesquero de peces de porte mediano que migran distancias medianas y 10 691 t año^{-1} en base al potencial pesquero de peces detrítívoros; Cuadro 11.17). El método utilizado para llegar a estas estimaciones se basa evidentemente en el supuesto que las pesquerías de las especies de gran porte en la Amazonía boliviana están plenamente desarrolladas y que no existe un potencial adicional en este grupo. Alisson (1998b) demostró con un análisis de RDM/R de Beverton-Holt que dos de las tres principales especies comerciales que se desembarcaban en la localidad de Trinidad en los años 1987 (chuncuina, surubí) estaban sub-explotadas, mientras que el pacú era explotado de forma óptima en aquella época. Las tasas de captura no se han intensificado desde los años 80, entonces se podría suponer que el estado de explotación de éstas tres especies es igual en la actualidad. Sin embargo, Nuñez *et al.* (2005), para el pacú, e Inturias Canedo (2007), para el surubí y chuncuina, observaron disminuciones considerables de los tamaños de captura, lo cual sugiere que los stocks de estas especies se encuentran bajo una mayor presión pesquera que hace 20 años.

Por otro lado, se puede suponer que existe un potencial pesquero de otras especies piscívoras de porte grande, como el muturo (*Zungaro zungaro*), la piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*) y general (*Phractocephalus hemioliopterus*), entre otras. Sin embargo, no existen estudios que confirmen esta hipótesis. El potencial pesquero en la Amazonía boliviana también dependerá del comportamiento del paiche (*Arapaima gigas*). En este momento, esta especie está sujeta a una presión pesquera considerable, y posiblemente se llegará a sobre-explotar en algún momento. Por otro lado, el paiche podría invadir en cualquier momento la cuenca del río Mamoré y provocar un incremento en los volúmenes de captura en las lagunas de esta cuenca. Todas estas consideraciones nos llevan a concluir que las estimaciones en el cuadro 11.17 son conservadoras.

Valoración económica del pescado

El valor económico monetario de la pesca comercial en la Amazonía boliviana se puede calcular al multiplicar los desembarques totales de cada especie por el precio al cual

se comercializa cada una de ellas en las distintas localidades. Como referencia se tomó un precio promedio de 18 Bs kg^{-1} (~ 2.5 $US kg^{-1}) para la especie de mayor valor en los puntos de desembarque, y un precio de 25 Bs kg^{-1} (~ 3.5 $US kg^{-1}) para la misma especie en los mercados de consumo. Los precios de venta para las otras especies fueron calculados utilizando precios relativos establecidos durante las visitas a las 11 localidades (Fig. 11.12). Evidentemente, los precios pueden fluctuar dependiendo del lugar de comercialización y la época del año (por ejemplo mayores durante la época de aguas altas), por lo cual los valores estimados deben ser considerados como una referencia aproximada.

La fórmula empleada para el cálculo del valor económico fue:

$$VE = \sum (Q_e * P_e)$$

donde

VE = Valor económico de la pesca comercial
Q_e = Capturas anuales por especie e
P_e = Precio de especie e en los mercados

A nivel del pescador (productor), el valor económico del pescado desembarcado anualmente fue calculado en 50 870 317 Bs (~ 7 267 188 $US). A nivel del primer eslabón comercial (mayorista), el valor correspondiente es de 70 653 218 Bs (~ 10 093 317 $US). Por otro lado, el valor comercial de los stocks pesqueros considerados como sub-utilizados en la actualidad, compuestos mayormente de especies pequeñas y de bajo valor comercial (suponemos que su precio por kg alcanza 50% del precio asumido para el pacú), se estima en 100 000 000 Bs (~ $US 14 285 714). La suma del valor actual y el valor potencial es de 170 653 218 Bs (~ 24 379 031 $US).

Cabe mencionar que el valor económico de la pesca comercial estimada resulta más bajo que los 126 466 000 $US estimado por Barnes (2008). Sin embargo, este autor realizó extrapolaciones desde una pequeña muestra obtenida en los alrededores de Riberalta, por lo que sus estimaciones son muy preliminares y poco reales.

En vista de la dificultad para obtener datos pesqueros fidedignos y de la complejidad para interpretar los datos disponibles, se debe tener cuidado con la interpretación de las informaciones que se presentan en este capítulo. Evidentemente, la pesca comercial se constituye en un oficio que implica la fijación de precios del recurso: se atribuyen precios de mercado a los recursos pesqueros, y éstos son considerados como medidas del valor que representan. Sin embargo, estos precios no reflejan todos los costos y beneficios que la producción de los recursos pesqueros significa para la sociedad. Los precios de mercado que se establecen reflejan parcialmente el valor de uso de estos recursos. Por ejemplo, el precio de mercado pagado (valor de cambio) por un pescado en una determinada comunidad podría ser mucho más bajo de lo que un consumidor está realmente

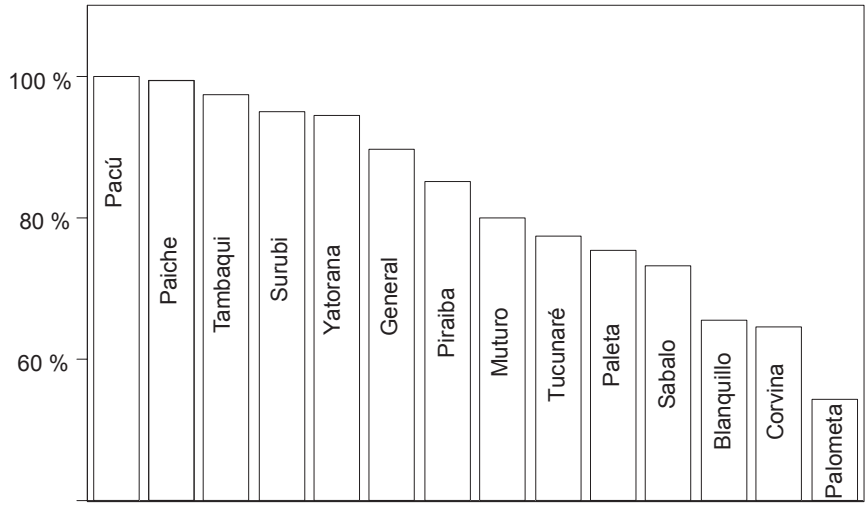


Figura 11.12. Precio de venta de las principales especies de pescado en relación (%) al precio de pacú (la especie de mayor valor en el mercado) a lo largo de la cadena productiva pescador-comercializador-consumidor. Los datos son promedios de precios registrados en once puertos pesqueros de la Amazonía boliviana y en tres mercados de pescado en zonas urbanas de los departamentos de Santa Cruz, La Paz y Cochabamba.

dispuesto a pagar (valor de uso) por el recurso pesquero. Por ello es importante aclarar que el precio de mercado en este trabajo refleja sólo marginalmente el valor económico total del recurso (Bennett & Thorpe, 2007).

Los datos presentados en este capítulo demuestran que los recursos pesqueros se constituyen en un capital natural que participa dentro los mercados formalmente establecidos. La estimación del valor económico de este recurso podría contribuir a establecer objetivos y metas de políticas que permitan la conservación y el aprovechamiento sostenible de los mismos. La pesca comercial en la Amazonía boliviana ocupa un sitial económico apreciable y tiene la particularidad de aprovechar un recurso renovable. Además de esto, involucra a gran cantidad de actores sociales por lo que se sitúa en una posición interesante en la económica regional. La Amazonía boliviana es uno de los mayores proveedores de recursos pesqueros para el país y, potencialmente, puede transformarse en protagonista de un escenario de mayor demanda de pescado. Para ello conviene que, además de sus actuales y muy valiosos atributos, se preste atención prioritaria al ordenamiento de la explotación, garantizando en primer lugar su sostenibilidad y obteniendo el mayor rendimiento de las capturas.

Los datos económicos presentados en este capítulo evidentemente tienen muchos elementos útiles para la gestión del recurso pesquero en la Amazonía boliviana. Se puede notar que la pesca comercial genera beneficios económicos más elevados a nivel de los productores (pescadores) en comparación a otras actividades productivas de la región, como por ejemplo el aprovechamiento legal del lagarto (*Caiman yacare*) (ver Castellano

Gómez, 2003). Por todas las razones expuestas, es importante resaltar que el aprovechamiento del recurso pequero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana merece recibir en un futuro inmediato más atención por parte de los actores estatales y privados.

AGRADECIMIENTOS

Las visitas a los puntos de desembarque fueron realizadas gracias al apoyo financiero de la fundación PUMA. Agradecemos a todos los pescadores que nos brindaron información en los puntos de desembarque visitados. PAVD quiere agradecer en particular a todos los pescadores de Puerto Villarroel por el interés demostrado en el auto-monitoreo de sus recursos pesqueros.

REFERENCIAS

ADEPESCA (1999). Encuesta piloto realizada al sector pesquero, subsede Trinidad. La Paz, Bolivia. 19 p.

Allison, E. (1998a). Estudio en recursos pesqueros en Bolivia. ADEPESCA, La Paz-Bolivia. 24 p.

Allison, E. (1998b). Análisis de los recursos pesqueros de la cuenca amazónica. Anexo 5. En: Allison, E. Estudio en recursos pesqueros en Bolivia. ADEPESCA, La Paz-Bolivia.

Almeida, O.T., D.G. McGrath & M.L. Ruffino (2001). The comercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. Fisheries Management and Ecology, 8: 253-269.

Barnes, E.A. (2008). Valores de mercado da pesca comercial: Custos das barragens de Santo Antônio e Jirau para os pescadores em Rondônia, Brasil, e Pando-Beni, Bolivia. p. 120-137. Em: Switkes, G. & P. Bonilha (Eds.). Águas Turvas: Alertas sobre as conseqüências de barrar o maior afluente do Amazonas. São Paulo: International Rivers. 122 p.

Bayley, P.B. & M. Petrere (1989). Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. In: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publications, Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 385-398.Bennett, E. & A. Thorpe (2007). Review of River Fisheries Valuation in Central and South America. IDDRA (Institute for Sustainable Development & Aquatic Resources) University of Portsmouth Locksway Road. United Kingdom.

Cañas, C. (2000). La pesca en la provincia de Tambopata: monitoreo y ordenamiento pesquero en el Sureste Peruano. Proyecto aprovechamiento y manejo sostenible de la Reserva de Bíosfera y Parque Nacional del Manú (PROMANU), Lima, Perú.

Carvajal-Vallejos F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: habitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme & H. Muñoz (2011a). Composición de las capturas comerciales y de subsistencia en la Amazonía boliviana. p. 203-233. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. EEdit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, L. Cordova & C. Coca (2011b). La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana. p. 367-395. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Castellanos Gómez, D.V. (2003). Análisis económico del programa de aprovechamiento sostenible de lagarto. Informe no publicado. La Paz, Bolivia.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1990). Estadística e información pesquera de Bolivia 1980-1989. La Paz, Bolivia. 43 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1991). Estadística e información pesquera de Bolivia 1990, La Paz, Bolivia. 54 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1992). Estadística e información pesquera de Bolivia 1991. La Paz, Bolivia. 60 p.

Centro de Desarrrollo Pesquero (CDP) (1993). Estadística e información pesquera de Bolivia 1992. La Paz, Bolivia. 56 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1994). Estadística e información pesquera de Bolivia 1993. La Paz, Bolivia. 52 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1995). Estadísticas e información pesquera de Bolivia 1994. La Paz, Bolivia. 52 p.

Chicchón, A. (2000). Fauna en la subsistencia de los Tsimane, Reserva de la Biosfera Estación Biológica del Beni, Bolivia. p. 365-383. En: Herrera-MacBryde, O., F. Dallmeier, B. MacBryde, J.A. Comiskey & C. Miranda (Eds.). Biodiversidad, conservación y manejo en la región de la Reserva de la Biosfera, Estación Biológica del Beni, Bolivia. SI/MAB Series No. 4, Smithsonian Institution, Washington, D.C. 423 p.

Cordova, L., H. Muñoz, G. Rey Ortiz, R. Ayala, J.C. Hector Muñoz & P.A. Van Damme (En prep.). Pesca y manejo participativo del pacú (*Colossoma macropomum*) en el área protegida Iténez (Amazonía boliviana). En: Aguas del Iténez-Guaporé. Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Coutts, R.R. (1981). Estadisticas de la comercialización de pescado en La Paz, Bolivia, período febrero 1980 – enero 1981. Misión Británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia: 25 p.

Coutts, R.R. & M. Rojas Portillo (1982). Estadistica de la comercialización de la pesca en La Paz, Bolivia. Periodo febrero 1981 – enero 1982. Misión Británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia: 54 p.

Doria, C.R.C. & S.T. Brasil de Souza (En prep.). A pesca nas bacias dos ríos Guaporé e baixo Mamoré, Amazônia Brasileira. En: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA. Cochabamba, Bolivia.

FAO (2009). Diagnóstico del sector pesca y acuicultura en Bolivia. Informe no publicado. La Paz, Bolivia. 58 p.

FAO (2010). Fishery Country Profile: Bolivia. http://www.fao.org/countryprofiles.

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudos de Impacto Ambiental, Río Madera – Rondônia, Tomo B. vol. 5.

García, A., S. Tello, G. Vargas & F. Duponchelle (2008). Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. Fish Physiology and Biochemistry, 35 (1): 53-67.

Inturias Canedo, A.D. (2007). Edad, crecimiento y reproducción de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en la Amazonía boliviana. Tesis para obtener el titulo de Magíster Scientiarium. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 88 p.

Instituto Nacional de Estadística (INE) (2001). Censo de Población y Vivienda 2001. http://www.ine.gov.bo

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1990). Pesca y biología pesquera en el Mamoré medio (Región de Trinidad, Bolivia). Interciencia, 15 (6): 452-460.

Lorini, H. (2006). Siguiendo huellas en el monte: monitoreo participativo de fauna y cacería en el Madidi. Conservación Internacional-Bolivia. La Paz, Bolivia. 70 p.

MACA (2005). Diagnóstico Nacional Pesquero. Informe no publicado.

Miranda-Chumacero, G., A. Terrazas & R. Wallace (2011). Importancia económica de la ictiofauna para comunidades indígenas Takanas del río Beni. p. 235-246. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana. Hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

MRAG (1993). Synthesis of simple predictive models for river fish yields in major tropical rivers. ODA (DFID) Fisheries Management Science Programme. MRAG Ltad, London.

Neis, B., D.C. Schneider, L. Felt, R.L. Haedrich, J. Fischer & J.A. Hutchings (1999). Fisheries assessment: what can be learned from interviewing resource users? Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science, 56: 1949-1963.

Nuñez, J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R. Rivera & J.F. Renno (2005). Reproduc-

ción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Amazonía boliviana). p. 52-57. En: Renno, J.F., C. García-Davila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y piscicultura. Comunicaciones del Primer coloquio de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica (RIIA), Iquitos, Perú.

Paz, S. & Van Damme, P.A. (2008). Caracterización de las pesquerías en la Amazonía boliviana. p. 205-234. En: Pinedo, D. & Soria, C. (Eds.). El manejo de las pesquerías en ríos tropicales de Sudamérica. IDRC / IBC. 459 p.

Payne, A.I. & J. Fallows (1987). A preliminary stock assessment survey of the fishery at Trinidad on the río Mamoré. Informe no publicado. 43 p.

Pérez Fuentes, O.D. & M.K. Aguilar Zelada (1999). Factibilidad de funcionamiento para la Estación piscícola "Pirahiba" del Valle de Sacta. Tesis de grado de licenciatura. UMSS, Cochabamba, Bolivia. 228 p.

Perez, E. (2001). Uso de la ictiofauna por dos comunidades Tsimane': San Antonio y Yaranda (T.I. Tsimane', Depto. Beni) bajo diferente influencia del mercado. Tesis de grado para obtener el título de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 110 p.

Rebolledo, P. (2002). La ictiofauna del río Parapetí y su uso por una comunidad del Bajo Izozog en el gran Chaco boliviano, Prov. Coordillera, Dpto. Santa Cruz. Tesis de Magister Scientiae en Ecología y Conservación, UMSA, La Paz. 70 p.

Reinert, T.R. & K.A. Winter (2002). Sustainability of harvested pacú (*Colossoma macropomum*) populations in the northeastern Bolivian Amazon. Conservation Biology, 16 (5): 1344-1351.

Roche, M.A. & C. Fernández Jáuregui (1988). Water resources, salinity and salt yields of the rivers of the Bolivian Amazon. Journal of Hydrology, 101: 305-331.

Rojas Portillo, M. (1983): Estadística de la comercialización de pescado en La Paz, Bolivia -1982-. Misión británica (Pesquerías), La Paz, Bolivia. 47 p.

Salas, R. & Coutts, R.R. (1983). Estadística de la comercialización de pescado en Cochabamba, Bolivia: period marzo-octubre 1982. Misión británica (pesquerías), La Paz, Bolivia. 8 p.

Tello, S. (2002). Situación actual de la pesca y la acuicultura en Madre de Dios (Reporte de viaje). IIAP-PEA. 22 p.

Townsend, W.R. (1996). Nyao Itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, UMSA / FUND-ECO. La Paz, Bolivia. 130 p.

Valbo-Jørgensen, J., D. Soto & A. Gumy (2008). La pesca continental en América Latina: su contribución económica y social e instrumentos normativos asociados. COPESCAL Documento Ocasional. Nº. 11. Roma, FAO. 28 p.

Van Damme, P.A. (2001). Pautas para un plan de manejo pesquero en el río Paraguá (cuenca del río Iténez). FAN-Municipio Santiago de Velasco. 61 p.

Van Damme, P.A. & F.M. Carvajal (2005). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. 31 p.

Van Damme, P.A., F. Vargas & H. Muñoz (2005). Los peces comerciales en la llanura de inundación del río Ichilo (Cochabamba, Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 17: 97-104.

Van Damme, P.A. (2006). Plan y programa de desarrollo y manejo pesquero en el norte amazónico de Bolivia. FAO. Informe no publicado. 64 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Camacho, H. Muñoz & J. Coronel (2011a). Peces migratorios de la Amazonía boliviana. p. 149-200. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas (2011b). Empleo en el sector pesquero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. p. 293-306. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Vergara, N.E. (1980). Aspectos principales de la comercialización y el consumo de productos pesqueros en Bolivia. Informe TCP-Bol-8904, FAO, Roma: 15 p.

Walters, P.R., R.G. Poulter & R.R. Coutts (1982). Desarrollo pesquero en la region amazónica de Bolivia. Informe R1081 (A), TDRI-ODA.

Welcomme, R.L. (1975). L´ écologie des pêches dans les plains inondables africaines. Doc. Tech. CPCA, 3: 51 p.

Wiefels, R. (2006). El Mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia. Trinidad, Santa Cruz de la Sierra, Cochabamba, La Paz y El Alto. AECE-HOYAM-INFOPESCA. 107 p.

Winter, K.A. (1993). Subsistence use of terrestrial and aquatic animal resources in the Tierra Comunitaria de Origen Itonama of lowland Bolivia. Ph.D. Thesis, University of Georgia, USA. 174 p.

12 EMPLEO EN EL SECTOR PESQUERO EN LAS TIERRAS BAJAS DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

FISHERIES SECTOR EMPLOYMENT IN THE LOWLANDS OF THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Alvaro CRESPO, Pilar BECERRA y Roxana SALAS

RESUMEN

En la cadena productiva del pescado intervienen proveedores de insumos, pescadores, comercializadores y consumidores. Pescadores generalmente son hombres, mientras que la comercialización es dominada por mujeres. Existe muy poca información en las tierras bajas de la Amazonía boliviana sobre la cantidad de personas empleadas por el sector. El presente capítulo resume los datos fragmentados que existen sobre el número de pescadores activos y su estructura organizativa. Información sobre los otros eslabones en la cadena productiva es muy escasa. En el año 2001, se estimó un total de 1 167 pescadores comerciales en la Amazonía boliviana, que desembarcaban pescado en aproximadamente 121 puntos. Probablemente, el número real de pescadores activos es más alto pero es difícil de visualizar. En muchas localidades, el empleo en el sector es temporal y los pescadores alternan la pesca con otras actividades productivas. Las mayores concentraciones de puntos de desembarque se encuentran en el norte de la Amazonía boliviana, en la cuenca media alta del río Mamoré y en el alto Beni. Existe poca actividad pesquera en la cuenca del río Iténez.

SUMMARY

The value chain of fish products includes suppliers of goods, commercial fishermen, merchants and consumers. Fishermen are mostly men, whereas the marketing of fish products is dominated by women. Little information exists on the number of persons employed by the fisheries sector in the Bolivian Amazon lowlands. The present chapter summarizes the existing fragmented data on the number of commercial fishermen and the structure of their organizations. Information on other links in the productivity chain is very scarce. In 2001, a total of 1167 commercial fishermen were estimated in the Bolivian Amazon, departing to fish from 121 locations. Probably, the real number of active fishermen is higher, but this is difficult to envision. In many areas, sector employment is temporary and fishermen alternate fishing with other productive activities. The major concentrations of landing points are in the north of the Bolivian Amazon, in the upper midwatershed of the Mamoré river and in the upper Beni. Little fishing activity exists in the Iténez river basin.

INTRODUCCIÓN

En la cadena productiva del pescado intervienen proveedores de insumos (hielo, embarcaciones, herramientas para la pesca), pescadores, comercializadores (mayoristas y minoristas) y consumidores. Sin embargo, existe muy poca información sobre la cantidad de personas empleadas por el sector. El único eslabón para el cual existe información actualizada es el de los pescadores. Sin embargo, los datos más confiables (INE, 2001) subestiman la importancia del empleo en el sector, puesto que no permiten visualizar los empleos temporales.

La actividad pesquera genera empleo indirecto a nivel local. Los mayores insumos para la pesca comercial son el hielo, cajas de almacenamiento de pescado, combustible, embarcaciones, motores y varias herramientas para la pesca (anzuelos, redes, etc.). Sin embargo, hasta la fecha no se ha cuantificado el movimiento económico ni el número de empleos generados por el sector pesquero a nivel de los proveedores de insumos y de subcontrataciones. Otro eslabón sobre el cual se dispone de muy poca información es de los comercializadores. Mientras que el 98% de los pescadores son hombres, este eslabón generalmente es dominado por mujeres. Es de suma importancia considerar este último aspecto en los futuros programas de apoyo al sector.

En el presente capítulo se presenta una línea base sobre el empleo en el sector pesquero basada en información histórica, principalmente. Se enfatiza el eslabón de los pescadores comerciales debido a la escasez de información disponible sobre los otros eslabones. Esta línea base será utilizada en el futuro para planificar estudios más detallados que permitirán cuantificar la contribución del sector pesquero a la economía regional en las tierras bajas de la Amazonía boliviana.

CONTEXTO DEMOGRÁFICO DE LAS TIERRAS BAJAS DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

El año 2001, la población humana de la cuenca amazónica era de 6 250 113 habitantes (INE, 2001). 32.4% de la población total en la cuenca amazónica (2 025 938 personas) era rural, el restante 67.6% vivía en zonas urbanas (Cuadro 12.1). La mayor parte de la población amazónica vive en los departamentos de La Paz, Santa Cruz y Cochabamba.

Aproximadamente 423 265 personas viven en zonas rurales de la cuenca amazónica debajo de los 300 msmn. Una fracción no conocida de esas personas vive en cercanías de ríos y lagunas con acceso directo a los recursos pesqueros amazónicos (su abastecimiento de pescado no proviene de los mercados urbanos). Tomando en cuenta un crecimiento anual del 0.45% en la última década (INE, 2009), este monto podría haber crecido hasta aproximadamente 440 000 personas en el año 2009.

Cuadro 12.1. Población humana en la cuenca amazónica de Bolivia el año 2001 (INE, 2001)

Departamento	Nr. habitantes Total	%	Nr. habitantes rurales	Nr. habitantes urbanos	Nr. habitantes rurales < 300 msnm
Santa Cruz	2 029 471	32,5	483 823	1 545 648	285 386
Beni	362 521	5.8	113 369	249 152	90 702
Pando	52 525	0.8	31 705	20 820	17 221
La Paz	2 349 885	37.6	797 739	1 552 146	5 212
Cochabamba	1 455 711	23.3	599 302	856 409	24 844
TOTAL	**6 250 113**		**2 025 938**	**4 224 175**	**423 265**

DATOS OFICIALES

Datos del Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1989-1991)

Datos proporcionados por CDP (1990) nos dan una idea del número de pescadores presentes en el país el año 1989 (ver Cuadro 12.2). Se puede observar que sólo en las áreas de influencia de los puertos mencionados, aproximadamente 11 625 personas dedicaban por lo menos una parte de su tiempo a la pesca comercial o de subsistencia. Se estima que en estas regiones, sobre un total de 11 625 pescadores, 82% eran de subsistencia, 12% permanentes, 3% parciales y 3% ocasionales. La relación entre pescadores permanentes y de tiempo parcial (es decir, sumando las categorías de subsistencia, parciales y ocasionales) en el año 1989 era de 12% versus 88%.

Datos publicados por CDP (1991; 1992) demuestran que el empleo en el sector pesquero creció de forma significativa entre los años 1989 y 1992. En el cuadro 12.3, se observa a nivel nacional un incremento de 162 productores permanentes y 2 059 pescadores de subsistencia. A la luz de estos datos, los autores advierten la importancia que va adquiriendo el subsector en el entorno de la economía agropecuaria y en la economía local. Dichos autores no mencionan datos específicos para la cuenca amazónica.

Cuadro 12.2. Número de pescadores según categorías y centros de captura en el año 1989 (incluye áreas de influencia) (CDP, 1990). Las definiciones son tomadas de la FAO.

LOCALIDAD	Permanentes[1]	Parciales[2]	Ocasionales[3]	Subsistencia[4]	Total
Guayaramerin	100	30	20	1 000	1 150
Trinidad	80	20	80	1 500	1 680
Riberalta	40	15	80	2 000	2 135
Cobija	30	100	20	1 200	1 350
Otros	70	200	40	5 000	5 310
TOTAL	**320**	**365**	**240**	**10 700**	**11 625**

[1]Pescadores que obtienen, por lo menos, el 90% de sus medios de vida de la pesca o que dedican por lo menos el 90% de su tiempo de trabajo a dicha ocupación.
[2]Pescadores que obtienen por lo menos el 30%, pero menos del 90% de sus medios de vida de la pesca
[3]Pescadores que obtienen menos del 50% de sus medios de vida de la pesca o que dedican a dicha ocupación menos del 30% de su tiempo de trabajo
[4]Pesca destinada al autoconsumo de las comunidades y grupos étnicos, en áreas de influencia

Cuadro 12.3. Número de empleos en el subsector Pesca en los años 1989-1992 (CDP, 1991)

AÑO	Pescadores permanentes (en todo el Estado boliviano)	Pescadores de subsistencia y otros (en todo el Estado boliviano)	Comercializadores[1] (Amazonía boliviana)	Empresas[2] (Amazonía boliviana)
1989	2 320	16 885	-	-
1990	2 400	17 885	44	6
1991	2 482	18 944	60	5
1992	2 501	19 270	-	-

[1] Acopiadores zonas de producción, intermediarios y comerciantes al detalle (datos parciales)
[2] Procesadores y comercializadores (interno/externo) (datos parciales)

La misma instancia estatal proporcionó datos del número de comercializadores. Son datos muy parciales (sólo se incluyen datos de los departamentos de Cochabamba y Beni) y no reflejan de forma satisfactoria la realidad del subsector (Cuadro 12.3). Es interesante anotar aquí que la publicación hace referencia a las epidemias de cólera, las cuales originaron en esos años una escasa demanda de productos pesqueros y cuales afectaron al subsector pesquero en su totalidad.

Datos de ADEPESCA (1999) mencionados por MACA (2005)

Según datos oficiales del entonces Ministerio de Agricultura de Bolivia (MACA 2005, en base a datos colectados el año 1999 por ADEPESCA), el sector pesquero en la Amazonía Boliviana empleaba 412 “pescadores”, pero de estos sólo 290 priorizaron la pesca como actividad principal. Además, 2 609 personas dependían indirectamente del sector. El porcentaje de mujeres en el subsector era de 2%. Los 412 “pescadores” se dividían entre “pescadores del lugar” (272) y “colonos” (140). Según la misma fuente, 129 pescadores no se encontraban inscritos a organizaciones de pescadores.

Estos datos probablemente representan una subestimacion del empleo en el subsector pesquero. Esta subestimación se manifiesta mayormente en el caso de los “pescadores multiétnicos” (59) y “pescadores artesanales” (5). Estos términos no fueron bien definidos en el informe.

Datos oficiales del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2001)

Según los datos del INE, el año 2001, 1 208 personas de un total de 6 250 113 habitantes de la cuenca amazónica se identificaron como pescadores (es decir, indicaron que la pesca era su principal actividad), 41 de los cuales se dedicaban a la pesca de especies de peces introducidos en la altura (trucha, pejerrey), mientras que los 1 167 pescadores restantes se dedicaban a la captura de peces amazónicos, una cantidad mucho mayor que el dato mencionado por MACA (2005). Estos pescadores se encontraban en 121 puntos de desembarque.

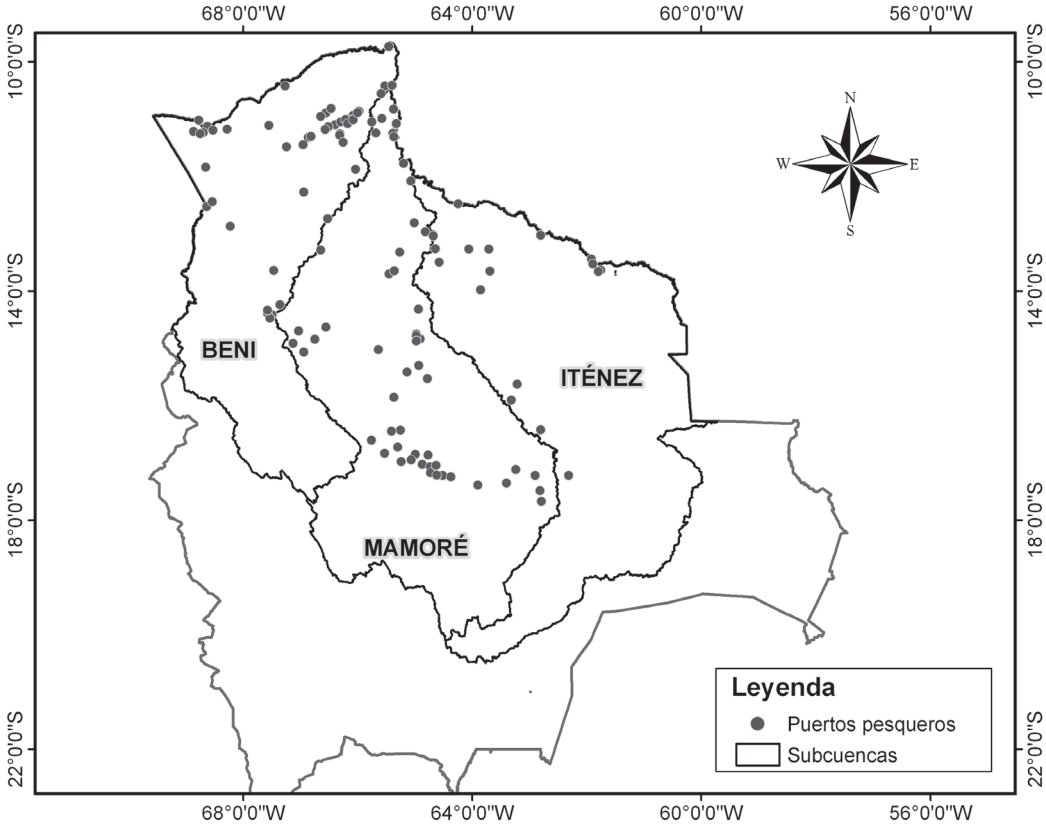


Figura 12.1: Puertos de desembarque (localidades por lo menos con un pescador comercial) identificados en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (INE, 2001)

De los 1 167 pescadores identificados por INE (2001), 162 (13.9%) pescadores se encontraban en el departamento de Pando, 596 (51.1%) en el departamento del Beni, 107 (10.5%) en el departamento de Cochabamba, 174 (14.9%) en el departamento de Santa Cruz y 112 (9.6%) en el departamento de La Paz. Estos datos demuestran la vocación pesquera que tiene el departamento del Beni.

Los datos presentados indican que sólo 0.04% de las personas en las tierras bajas de la cuenca amazónica se desempeñaron como pescadores comerciales en el año 2001. Existen diferencias regionales muy significativas (Fig. 12.1): las secciones municipales con mayor porcentaje de pescadores entre su población se encuentran en el departamento de Pando (Porvenir 1.35%, San Lorenzo 2.64%), Beni (Loreto 1.05%) y La Paz (San Buenaventura 1.52%). Las seis localidades con el mayor porcentaje de pescadores entre sus pobladores son Trinidacito (19.4%), San Antonio (25.68%), Arroyo Ibarecito (20.23%), Bella Vista (17.39%), Puerto Pallar (22.73%) y Esperanza del Enaporera (21.21%). Estas localidades están vinculadas a puertos pesqueros más grandes o se encuentran cerca de zonas transfronterizas. La primera comunidad es indígena y se encuentra en el departa-

mento de Pando; la segunda y tercera comunidad - ambas indígenas - y la cuarta - una comunidad campesina - se encuentran el departamento del Beni; las dos últimas están asentadas en los departamentos de Cochabamba y La Paz respectivamente.

Las mayores concentraciones de pescadores se encuentran en los puertos pesqueros de Riberalta (164 pescadores), Cachuela Esperanza (88 pescadores) y Trinidacito (52 pescadores). Estos tres puertos pesqueros están situados en la zona de confluencia de los ríos Beni y Madre de Dios (Cuadro 12.4).

Es interesante anotar que 117 (10%) de los 1 167 pescadores identificados en la Amazonía boliviana por INE (2001) se encuentran inmersos dentro de Territorios Comunitarios de Origen (TCOs). Un análisis detallado demuestra que la cuenca del río Iténez, límite con el Brasil, alberga muy pocos pescadores, debido a la excesiva actividad pesquera por parte de pescadores brasileños y por la distancia a los mercados bolivianos.

Cuadro 12.4: Puertos pesqueros con el mayor número de pescadores en Bolivia, ordenados según importancia (en base a INE, 2001)

LOCALIDAD	Número de pescadores	Número de habitantes	% pescadores	Departamento	Provincia
Riberalta	164	50 280	0.33	Beni	Vaca Díez
Cachuela Esperanza	88	1 113	7.91	Beni	Vaca Díez
Trinidacito	52	268	19.40	Pando	Madre de Dios
Trinidad	48	62 483	0.08	Beni	Cercado
Guayaramerín	41	26 329	0.16	Beni	Vaca Díez
San Antonio	38	148	25.68	La Paz	Abel Iturralde
Santa Ana de Yacuma	33	10 233	0.32	Beni	Yacuma
Santa Cruz	31	914 924	0.00	Santa Cruz	Andrés Ibáñez
Porvenir	30	1 375	2.18	Pando	Nicolás Suárez
San Buena Ventura	26	1 847	1.41	La Paz	Abel Iturralde
Puerto Villarroel	20	1 417	1.41	Cochabamba	Carrasco
Rurrenabaque	18	6 822	0.26	Beni	José Ballivián
Puerto Barrador	18	484	3.72	Beni	Cercado
Loma Suárez	17	619	2.75	Beni	Cercado
Los Puentes	17	311	5.47	Beni	Moxos
Arroyo Ibarecito	15	74	20.30	Beni	Marbán
Remanso	14	460	3.04	Beni	Iténez
Puerto Villazón	13	242	5.37	Beni	Iténez
San Ignacio de Moxos	11	7 291	0.15	Beni	Moxos
Puerto Almacén	11	236	4.66	Beni	Cercado

AFILIACIONES A ASOCIACIONES DE PESCADORES

En varios puertos pesqueros existen organizaciones que aglutinan a los pescadores. En su generalidad, la razón social de éstas es “asociación de pescadores”, que desde su constitución legal permite a sus socios o afiliados adquirir derechos y obligaciones. Uno de los principales derechos del pescador organizado es el reconocimiento legal de su actividad

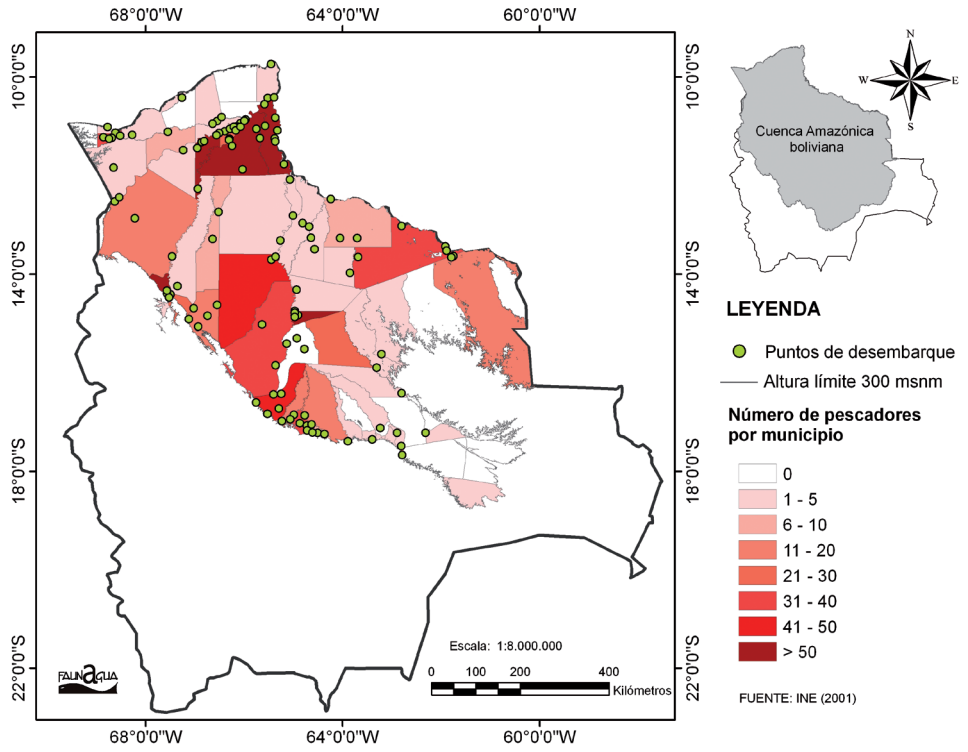


Figura 11.2. Mapa de la importancia de la pesca en las secciones municipales de la Amazonía Bolivia. Los colores de cada municipio reflejan el número de pescadores presentes. (Elaboración propia en base a INE, 2001)

a través de una personería jurídica (documento que le otorga capacidad legal para ser sujetos de derechos y obligaciones) que lo identifica como pescador comercial. Este documento es otorgado bajo una resolución prefectural previa presentación de formalidades de ley, como ser actas de constitución, de elección y posesión de su directorio, estatutos y reglamentos, número de socios o afiliados, etc. La organización legalmente constituida puede respaldar a los pescadores en la obtención de créditos o micro créditos a través de diferentes instituciones financieras, y se constituye en un elemento clave para el desarrollo de la pesca en las comunidades.

Mediante las entrevistas realizadas se ha podido observar que en las diferentes comunidades visitadas existen diversas organizaciones como asociaciones de pescadores y/o comercializadores que pueden o no estar legalmente constituidas, pero que en su generalidad son funcionales. La directiva, generalmente, está conformada por un presidente, vicepresidente, secretaria general y secretaria de hacienda, quienes son los encargados de representar a su asociación en todos los actos públicos y privados, además de responsabilidades internas como el control de la actividad pesquera. De acuerdo con sus estatutos, las asociaciones eligen su nueva directiva cada dos años.

De los 11 puertos visitados por Van Damme *et al*. (2011) (Trinidad, Riberalta, Guayaramerín, Santa Ana de Yacuma, Cachuela Esperanza, Villa Bella, Exaltación, Rurrenabaque, El Sena, Porvenir y Puerto Rico), tres no están organizados en una asociación ni sindicato de pescadores: Villa Bella, Guayaramerín y Exaltación (Cuadro 12.5). En la localidad de Guayaramerín antes existía una asociación, pero debido a conflictos internos ésta se disolvió y hasta el momento los pescadores no se han reorganizado.

Se ha evidenciado que en los 11 puertos visitados existen once asociaciones, de las cuales dos se encuentran en la ciudad de Trinidad: la Asociación de Pescadores Mamoré con 90 socios activos y la Asociación de Pescadores Beni con siete socios activos. En la localidad de Riberalta existen dos asociaciones, la primera reconocida como Asociación de Pescadores Amazónicos de Riberalta (ASOPESAR) con 200 socios (70 activos). Esta asociación cuenta con personería jurídica, la cual fue aprobada el año 2007. La segunda es la Asociación de Pescadores, Productores y Comercializadores de Beni y Pando (ASOPRYC) que, según Van Damme (2006), cuenta con un total de 19 socios (7 activos); esta asociación tiene su personería jurídica aprobada el 2003. En la localidad de Cachuela Esperanza está la Asociación de Pescadores "16 de julio" de Cachuela Esperanza con 75 socios activos, la cual está legalmente constituida a través de su personalidad jurídica aprobada el 2009. En la localidad de Santa Ana del Yacuma la Asociación de Pescadores de Santa Ana del Yacuma tiene 17 socios activos. En la localidad de Rurrenabaque está la Asociación de pescadores Multiétnico con 30 socios activos. En el departamento de Pando, en la comunidad de El Sena se encuentra la Asociación de Pescadores El Sena con 35 socios (10 activos y 25 pasivos), en la comunidad de Puerto Rico está la Asociación de Pescadores Puerto Rico con 32 socios (14 activos y 18 pasivos) y en la localidad de Porvenir está la Asociación de Pescadores Tahuamanu con 33 socios activos.

Cuadro 12.5. Número de pescadores afiliados a Asociaciones de Pescadores en 11 puertos pesqueros

Comunidad	Pescadores que se identifican como tal (según INE 2001)	Asociaciones	Miembros "activos" (2008)	Miembros "pasivos" (2008)
Trinidad	48	Asociación Mamoré	90	0
		Asociación Beni	7	0
Guayaramerín	41	-	-	-
Riberalta	164	ASOPESAR	70	130
		ASOPRYC	7	12
Cachuela Esperanza	88	Asociación de Pescadores "16 de julio" de Cachuela Esperanza	75	0
Villa Bella	1	-	-	-
Exaltación	4	-	-	-
Sena	2	Asoc. Pescadores El Sena	10	25
Puerto Rico	7	Asoc. Pescadores Puerto Rico	14	18
Porvenir	30	Asoc. Pescadores Tahuamanu	33	0
Santa Ana de Yacuma	33	Asoc. Pescadores Santa Ana de Yacuma	17	0
Rurrenabaque	32	Asoc. de Pescadores multiétnico	30	2

Podemos concluir que en gran parte de las comunidades visitadas existe una o dos asociaciones de pescadores al igual que pescadores que no pertenecen a ninguna asociación porque se denominan pescadores "independientes" que trabajan en embarcaciones de algunos intermediarios o en embarcaciones alquiladas.

Segundo, podemos afirmar que el número de pescadores afiliados a las Asociaciones de Pescadores no es representativo para el número de pescadores realmente activo en la zona (Cuadro 12.5).

INTERPRETACIÓN DE LOS DATOS DISPONIBLES

Para una correcta interpretación de los datos oficiales, es preciso definir qué se entiende como un "pescador". Según el Reglamento de Pesca y Acuicultura (D.S. 22581; 1990) un "pescador de subsistencia" es una persona que realiza la pesca en forma directa u ocasionalmente empleando métodos rudimentarios y/o precarios de pesca, combinándolas con otras labores para satisfacer necesidades vitales. Un "pescador artesanal" es una persona quien realiza una pesca en que predomina el trabajo manual o que utiliza embarcaciones pequeñas o artes menores de pesca, pudiendo emplear personal no asalariado, individualmente o en forma asociativa, e implica una fuente importante de trabajo generalmente temporal. El "pescador comercial e industrial" se puede definir como la persona que realiza pesca en forma directa y permanente, empleando en sus faenas unidades de pesca mayor y eficiente, constituyendo el principal medio de vida del pescador por el cual percibe una remuneración o participación del producto. Sin embargo, estos términos fueron evolucionando en los anteproyectos de leyes y reglamentos surgidos en el transcurso de los últimos 17 años, durante los cuales además surgen variantes en cuanto a los términos (Cuadro 12.6). Generalmente, los términos "pesca de subsistencia" y "pesca comercial" (en sus variantes "industrial", "artesanal") son diferenciados utilizando criterios como "comercio/autoconsumo" o "sin/con fines de lucro". La "pesca de subsistencia" es netamente para el sustento familiar, mientras las capturas en la "pesca comercial" se destinan a la venta. Paz & Van Damme (2008) describieron los problemas semánticos que existen en la definición de las distintas formas de pesca y concluyen que estos problemas repercuten en un débil reconocimiento de los derechos y de la función social de los pescadores; además, según los mismos autores, la confusión conceptual contribuye a la subestimación de la actividad pesquera en las estadísticas nacionales.

La definición de distintos tipos de pescadores basada en la FAO y aplicada por el CDP (1991, 1992) es interesante porque los conceptos no se basan sólo en la función que tiene la pesca para los pescadores, sino también en el tiempo que los pescadores dedican a la actividad. Sin embargo, las diferentes categorías de "pescadores no-permanentes" o "pescador de subsistencia y otros" no son muy aplicables, además no existen estadísticas actualizadas que aplican estas categorías. En el cuadro 12.7, se hizo un intento de interpretar las distintas definiciones utilizadas según los autores y fuentes.

Cuadro 12.6. Definición de distintas formas de pesca en la legislación vigente y en reglamentos y leyes a nivel nacional y departamental (en base a Paz & Van Damme, 2008)

TÉRMINOS	Definiciones de "Pesca"	Definiciones de "Pesca de subsistencia"	Definiciones de distintos tipos de "Pesca comercial"
LEGISLACIÓN VIGENTE			
DECRETO SUPREMO 22581 Reglamento de Pesca y Acuicultura (1990)	(No definido)	**- Pesca de subsistencia** es la pesca que se realiza en forma directa u ocasionalmente empleando métodos rudimentarios y/o precarios de pesca, combinándolas con otras labores para satisfacer necesidades vitales.	**- Pesca artesanal** es la pesca en que predomina el trabajo manual o que utiliza embarcaciones pequeñas o artes menores de pesca, pudiendo emplear personal no asalariado, individualmente o en forma asociativa, e implica una fuente importante de trabajo generalmente temporal **- Pesca comercial e industrial** es la pesca que se realiza en forma directa y permanente , empleando en sus faenas unidades de pesca mayores y eficientes, constituyendo el principal medio de vida del pescador por el cual percibe una remuneración o participación del producto.
ANTEPROYECTOS DE REGLAMENTOS O LEYES			
A NIVEL NACIONAL			
ANTEPROYECTO LEY DE PESCA Y ACUICULTURA (1998)	**- Pesca** es toda actividad de extracción de los recursos pesqueros de su medio natural.	**- Pesca de subsistencia** es aquella actividad que se realiza sin ánimo de lucro, para proporcionar alimento a quien la ejecute y a su familia	**- Pesca artesanal** es aquella actividad de explotación pesquera realizada con fines comerciales en la que predomina el trabajo humano, utilizando exclusivamente artes menores y embarcaciones pequeñas. **- Pesca (comercial) industrial** aquella actividad de explotación pesquera realizada con fines comerciales en la que predomina la mecanización, utilizando artes mayores y embarcaciones grandes.
ANTEPROYECTO REGLAMENTO DE PESCA Y ACUICULTURA (2003)	**- Pesca** es toda actividad pesquera extractiva que tiene por objetivo capturar, cazar, segar o recolectar los recursos hidrobiológicos pesqueros de su medio natural en sus distintas formas	**- Pesca de subsistencia** es la actividad pesquera que se realiza sin ánimo de lucro, para proporcionar alimento a quien la ejecute y a su familia	**- Pesca artesanal** es la actividad pesquera extractiva realizada por personas naturales que en forma directa y habitual trabajan como pescadores artesanales utilizando exclusivamente artes menores y embarcaciones pequeñas **- Pesca (comercial) industrial** es la actividad pesquera extractiva realizada por armadores industriales, utilizando naves o embarcaciones pesqueras que utilizan la mecanización en sus artes.
A NIVEL DEPARTAMENTAL			
PROPUESTA Reglamento de pesca y acuicultura regional autonómico Santa Cruz (junio de 2007)	**- Pesca** es el acto que consiste en capturar, cazar y extraer animales acuáticos por métodos o procedimientos aprobados por la autoridad competente.	**- Pesca de subsistencia** es aquella actividad que se realiza sin ánimo de lucro, para proporcionar alimento a quien la ejecuta y su familia. (según el Art. 20, se la efectúa desde tierra o en embarcaciones pequeñas, únicamente mediante técnicas artesanales como son las cañas, carretes o lineadas)	**- Pesca artesanal** es la actividad pesquera extractiva realizada por personas naturales que en forma directa y habitual trabajan como pescadores artesanales utilizando sólo artes menores y embarcaciones pequeñas **- Pesca comercial** es la pesca que se realiza para obtener beneficios económicos y se la clasifica en: ***Pequeña escala:*** pesca realizada en forma artesanal por personas físicas, sin mediar el uso de embarcación **- *Mediana escala***: Pesca realizada por personas físicas o jurídicas, a bordo de una embarcación **- *Avanzada***: Pesca que realizan, por medios mecánicos, personas físicas o jurídicas, a bordo de una embarcación

Reglamento para la pesca y comercialización de especies piscícolas en el departamento del Beni (septiembre 2007)	**- Pesca** es toda actividad humana realizada en el ambiente acuático, destinada a la extracción de recursos hidrobiológicos	**- Pesca de subsistencia** es la pesca dirigida fundamentalmente a la alimentación de quien la ejecuta y sus dependientes, empleando métodos artesanales de pesca para satisfacer necesidades vitales.	**- Pesca comercial** es la pesca que se realiza con criterio empresarial a los fines de contribuir a mejorar los ingresos económicos de quienes la practican, además de aportar al desarrollo económico y social del país; incluyendo la conformación de una cadena de distribución del productor. **Pesca (comercial) artesanal** es la actividad productiva que realizan los pescadores en forma individual o asociativa u otras formas de organización en que predomina su esfuerzo físico basado en sus experiencias. **- Pesca (comercial) industrial** la actividad productiva que realizan personas naturales o jurídicas con la utilización de artes pesqueras mecanizadas, que requieren el uso intensivo de capital y/o tecnologías
Reglamento para la pesca y comercialización de especies piscícolas en el departamento de Cochabamba	**- Pesca** es toda actividad pesquera lícita extractiva que tiene por objetivo capturar ,cazar, segar o recolectar los recursos hidrobiológicos en su medio natural y en sus distintas Formas	**- Pesca de subsistencia** es la actividad de pesca que se realiza sin ánimo de lucro y que proporciona alimento a quien la ejecute y a su familia, producto destinado para el autoconsumo	**- Pesca comercial** es la actividad pesquera destinada a la compra y venta de recursos pesqueros con fines de lucro

Cuadro 12.7: Definiciones de distintos tipos de pescadores según 4 distintas fuentes. El solapamiento de los términos no es absoluto y es una interpretación de los autores del presente estudio.

<table>
<tr><th>Marco legal a nivel nacional y departamental</th><th>Definición en base a FAO y aplicada por CDP (1991, 1992)</th><th>CDP (1991)</th><th>INE (2001)</th></tr>
<tr><td rowspan="2">“Pescadores comerciales e industriales”
“Pescador comercial artesanal”
(Pesca comercial es la actividad pesquera destinada a la compra y venta de recursos pesqueros con fines de lucro)</td><td>“Pescadores permanentes”
(Pescadores que obtienen, por lo menos, el 90% de sus medios de vida de la pesca o que dedican por lo menos el 90% de su tiempo de trabajo a dicha ocupación)</td><td>“Pescadores permanentes”</td><td>“Pescador” es la persona que se auto-identifica como tal</td></tr>
<tr><td>“Pescadores parciales”
Pescadores que obtienen por lo menos el 30%, pero menos del 90% de sus medios de vida de la pesca)</td><td rowspan="3">“Pescadores de subsistencia y otros”</td><td rowspan="3">No identificado (según INE 2001, son todas las personas que no se auto-identifican como pescador)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">“Pescadores de subsistencia”
(Pesca de subsistencia es la actividad de pesca que se realiza sin ánimo de lucro y que es destinado al autoconsumo)</td><td>“Pescadores ocasionales”
(Pescadores que obtienen menos del 50% de sus medios de vida de la pesca o que dedican a dicha ocupación menos del 30% de su tiempo de trabajo)</td></tr>
<tr><td>“Pescadores de subsistencia”
(Pesca destinada al autoconsumo de las comunidades y grupos étnicos, en áreas de influencia de zonas de pesca comercial)</td></tr>
</table>

La distinción que se puede aplicar con más facilidad es de "pescador comercial" y "pescador de subsistencia". El primero es una persona que lucra con el producto pesquero, el segundo es la persona que pesca sin ánimos de lucro y que destina el producto al autoconsumo. Si suponemos que el "pescador comercial" se dedica a tiempo completo, o la mayor parte de su tiempo, a esta actividad y si suponemos que éste se auto-identifica con el rubro "pescador", podemos utilizar los datos oficiales más detallados disponibles hasta la fecha, que son los datos de INE (2001). Arriba ya indicamos que en la Amazonía boliviana se identificaron 1 167 pescadores.

Detrás de los datos fríos de INE se esconde una realidad distinta. Un análisis e interpretación de esta realidad nos permitirá estimar realmente cuántas personas en las tierras bajas de Bolivia dependen de una u otra manera del recurso pesquero para su solvencia económica y/o seguridad alimentaria.

Por ejemplo, en la localidad de Puerto Villarroel (provincia Carrasco, departamento de Cochabamba), las estadísticas de INE (2001) indican 20 pescadores activos, sobre un total de 1 417 habitantes (equivalente a 1.41% de la población). Sin embargo, un estudio de la realidad social (Van Damme, datos no publicados) demostró que por lo menos 80 personas tienen actividades estacionales relacionadas con la pesca comercial. Otro ejemplo, en la comunidad de Bella Vista (provincia Iténez, departamento del Beni), según INE (2001), cuatro personas, sobre un total de 1 559 habitantes, se auto-identificaron como pescadores (equivalente a 0.26%). Sin embargo, Paz & Van Damme (2008) demostraron que durante la época seca (que en esta zona dura aproximadamente 5 meses), entre 20 y 30 personas que en otras épocas son colectores de castaña o cazadores de lagarto, se transforman en pescadores comerciales de pacú, además en esta época surgen decenas de pescadores de subsistencia. Un tercer ejemplo es la comunidad indígena de Portachuelo Bajo de la etnia Ese Ejja (provincia Madre de Dios, departamento Pando). Según INE (2001), esta población tiene 174 habitantes, y ninguno de ellos se dedica a la pesca (según la misma fuente, 50 personas se dedican a la agricultura/ganadería/caza/silvicultura). Sin embargo, según un estudio del aprovechamiento de los recursos pesqueros en Portachuelo Bajo (Herrera Sarmiento, 2002), existe una excesiva dependencia del recurso pesquero en esta comunidad: cuatro de cada 10 personas de la comunidad se dedican en alguna medida a la actividad pesquera, además su consumo es de 8.3 kg persona^{-1} año^{-1} y las personas dedican más tiempo a la pesca que a otras actividades como la caza, la agricultura y la recolección. En esta localidad, la fauna piscícola constituye la fuente más importante de proteínas animales. Estos tres ejemplos reflejan mejor la dependencia del recurso pesquero que los datos fríos de INE (2001).

Los ejemplos demuestran que los datos oficiales sobre la pesca son muy sesgados. Para conocer en más detalle el rol y la importancia de la pesca en las vidas cotidianas de los pobladores ribereños, se necesitan estudios más profundos en un número representativo de puntos de muestreo y considerando otros eslabones de la cadena.

EMPLEO EN EL SECTOR PESQUERO: UNA APROXIMACIÓN A LA REALIDAD

¿Cuántos pescadores "comerciales", "de tiempo completo" o "permanentes" viven en la Amazonía boliviana? ¿Y cuántas personas dependen de una u otra manera del recurso pesquero para su solvencia económica y/o seguridad alimentaria?

Se puede asumir que los datos de INE (2001) reflejan de forma relativamente confiable el número de pescadores en la Amazonía boliviana que realmente se sintieron "pescadores" en todo sentido en el momento de la encuesta. Probablemente responden al siguiente perfil: son pescadores comerciales que trabajan a tiempo completo o emplean más del 90% de su tiempo en la pesca comercial.

Es más difícil estimar el número de pescadores comerciales que se identifican más con otro rubro que con la pesca. Puede ser que este grupo de personas incluye gran número de pescadores comerciales que trabaja estacionalmente en la pesca, por varias razones, como por ejemplo, la estacionalidad del recurso, la inaccesibilidad a la zona de pesca durante una época definida, la veda impuesta por el gobierno departamental o la disponibilidad de otras actividades productivas más lucrativas.

Si aplicamos la relación entre pescador comercial ("permanente") y pescador a tiempo parcial (12% versus 88%), mencionado por CDP (1990), a los datos de INE (2001), las tierras bajas de la Amazonía boliviana contarían en conjunto con un total de 9 783 pescadores "comerciales", equivalente a 2.3% de la población rural en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. Ésta probablemente sigue siendo una sub-estimación del número total, porque no se incluye aquí la multitud de pescadores de subsistencia, es decir, las personas que trabajan estacionalmente u ocasionalmente en el sector pesquero para proveer su familia con proteínas provenientes del pescado.

AGRADECIMIENTOS

La realización del presente estudio ha sido posible gracias al apoyo financiero de WWF.

REFERENCIAS

ADEPESCA (1999). Informe no publicado del Proyecto de Apoyo a las actividades de pesca y acuicultura en Bolivia.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1990). Estadística e información pesquera de Bolivia 1980-1989. La Paz, Bolivia. 43 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1991). Estadística e información pesquera de Bolivia 1990, La Paz, Bolivia. 54 p.

Centro de Desarrollo Pesquero (CDP) (1992). Estadística e información pesquera de Bolivia 1991. La Paz, Bolivia. 60 p.

Herrera Sarmiento, E. (2002). El aprovechamiento de la fauna ictícola en una comunidad Ese Ejja de reciente sedentarización. Tesis de Licenciatura, UMSA. La Paz, Bolivia. 151 p.

Instituto Nacional de Estadística (INE) (2001). Censo Nacional de Población y Vivienda. http://www.ine.gov.bo

MACA (2005). Diagnóstico Nacional Pesquero 2005. Unidad de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Asuntos Campesinos y Agropecuarios. Informe no publicado.

Paz, S. & Van Damme, P.A. (2008). Caracterización de las pesquerías en la Amazonía boliviana. p. 205-234. En: Pinedo, D. & C. Soria (Eds.). El manejo de las pesquerías en ríos tropicales de Sudamérica. IDRC / IBC. 459 p.

Van Damme, P.A. (2006). Propuesta de programa de desarrollo pesquero en el norte amazónico de Bolivia. FAO. Informe no publicado. 64 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Córdova & P. Becerra (2011). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.) Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

13 ESLABONES EN LA CADENA PRODUCTIVA Y CANALES DE DISTRIBUCIÓN DEL PESCADO EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

VALUE CHAIN LINKS AND COMMERCIALIZATION OF FISH FROM THE BOLIVIAN AMAZON

Adam RUA, Leslie CORDOVA e Ikebana BELLO

RESUMEN

Existe poca información sobre la contribución de la pesca comercial a la economía regional en la Amazonía boliviana. En el presente capítulo, se describe de forma preliminar la cadena productiva del pescado en base a referencias secundarias y un sondeo realizado en once puntos de desembarque. Se presentan los distintos eslabones en la cadena, dando énfasis al primer eslabón, que es el de los proveedores de insumos. Se incluye información sobre las embarcaciones y artes de pesca utilizadas, además datos preliminares sobre la cadena de frío. El eslabón de la comercialización es dominado por mayoristas, que operan en las principales ciudades, y por un considerable número de minoristas, que ofertan el producto a los consumidores, y que operan generalmente en condiciones precarias. Se describen de forma preliminar los canales de distribución de productos pesqueros, además se recopila información general sobre los mercados de pescado en las ciudades de Trinidad, La Paz, El Alto, Santa Cruz y Cochabamba. Existe poco procesamiento de pescado, con excepción de la producción de filetes de paiche (*Arapaima gigas*) en Riberalta. Se estima que aproximadamente 40% del pescado desembarcado en la Amazonía boliviana es transportado a ciudades del interior (mayormente La Paz, Santa Cruz, Cochabamba), y menos del 1% es exportado a los paises de Brasil y Colombia.

SUMMARY

Little information is available on the contribution of commercial fishing to the regional economy in the Bolivian Amazon. This chapter describes the links in the value chain of Amazon fish based on a rapid survey in eleven landing sites and secondary literature. Emphasis is given to a description of equipment used by commercial fishermen (fishing boats and gear) and to the cold chain. Commercialization is dominated by a few middlemen, operating exclusively in the major cities, and a multitude of local retailers, which sell mainly unprocessed fish products to consumers. There is hardly any fish processing involved in the value chain, with a notorious exception the

production of paiche (*Arapaima gigas*) filets in Riberalta. The flows of fresh and frozen fish along the productive chain are described, and market information for Trinidad, La Paz, El Alto, Santa Cruz and Cochabamba is reviewed. It is estimated that 40% of the landings are transported to the big cities (Cochabamba, La Paz, Santa Cruz) and less than 1% is exported to Brasil and Colombia.

INTRODUCCIÓN

Durante la última década, la industria pesquera amazónica se ha consolidado, lo cual ha permitido incrementar la seguridad alimentaria. En las tierras bajas de la Amazonía boliviana, la pesca es considerada de vital importancia tanto para la soberanía y seguridad alimentaria como para la generación de empleos, contribuyendo de esta manera a la economía local, regional y nacional (MACA, 2005). Van Damme *et al.* (2011a) estiman que aproximadamente 10 000 personas están vinculadas de manera directa con la actividad pesquera, como pescador comercial permanente o parcial. Además, se estima que la pesca comercial genera miles de empleos indirectos que participan en la provisión de insumos, la comercialización y el transporte del producto.

Sin embargo, la falta de políticas departamentales y nacionales hace que la actividad pesquera sea considerada como una actividad económica marginal (MACA, 2005) que aún no ha alcanzado niveles de desarrollo comparables a otros países de la región, como por ejemplo Brasil (Almeida *et al*., 2001). De esta manera, a diferencia de otros sectores de la economía, tales como la agricultura y ganadería, el sector pesquero en la Amazonía boliviana recibe poca atención por parte de los gobiernos municipales, departamentales y nacionales, lo cual hace que pase desapercibida, desconociendo e infravalorando en gran medida su tamaño e importancia socio-económica (Van Damme *et al*., 2011b).

En el marco de este contexto, existe poca información sobre el valor social, cultural y económico del sector pesquero en la Amazonía boliviana, ya que gran parte de los estudios realizados están enfocados en aspectos biológicos. El objetivo específico del presente capítulo es llenar parcialmente este vacío de información, complementando la información presentada por Van Damme *et al*. (2011b). Se describen de forma general las cadenas de valor del pescado amazónico, con particular énfasis en los insumos para la pesca y los canales de comercialización.

METODOLOGÍA

De los aproximadamente 121 puntos de desembarque que existen en la Amazonía boliviana (INE, 2001), se visitaron once, utilizando criterios de posición geográfica, presencia de pesca comercial y tamaño (Fig. 13.1). Las comunidades visitadas fueron Trinidad, Guayaramerín, Riberalta, Cachuela Esperanza, Villa Bella, Santa Ana de Yacuma, Exalta-

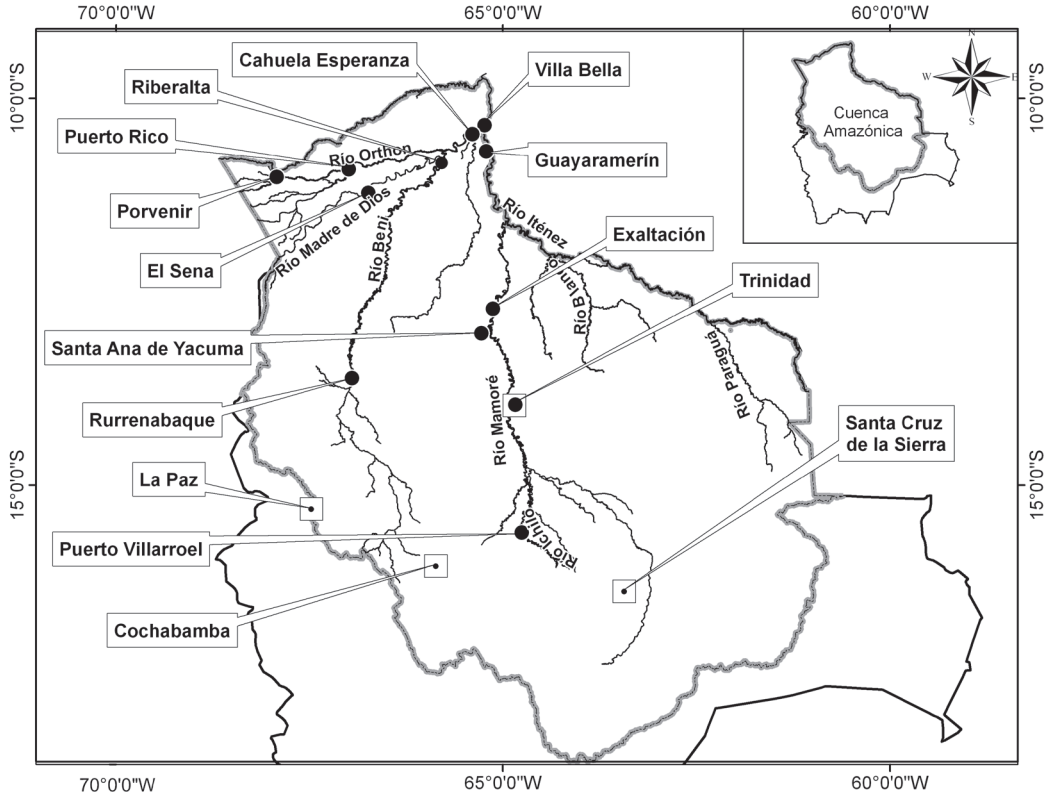


Figura 13.1. Localización de los puertos pesqueros visitados en la Amazonía boliviana (●) y de las localidades incluidas en el estudio de Wiefels (2006) (□).

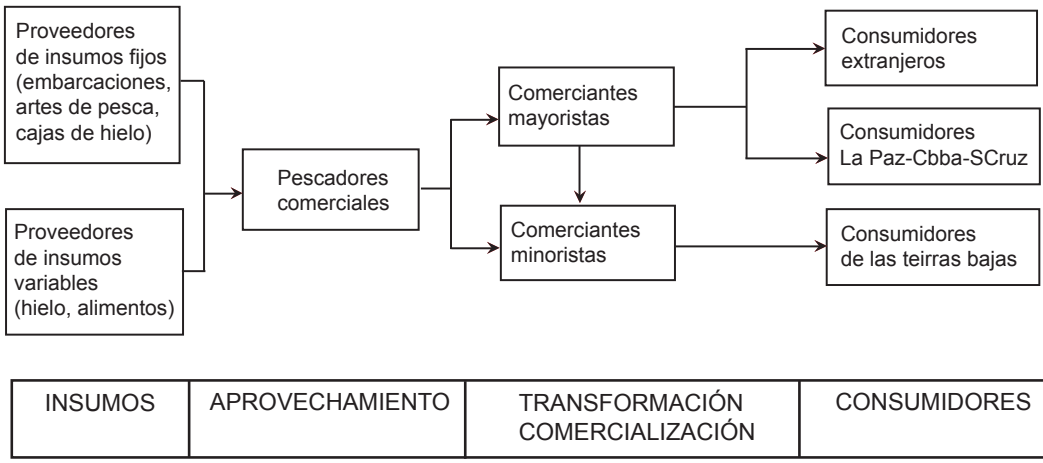


Figura 13.2. Segmentos de la cadena productiva del pescado en la Amazonía boliviana

ción y Rurrenabaque (departamento del Beni), además El Sena, Porvenir y Puerto Rico (departamento de Pando). En cada una de estas comunidades, se entrevistó a pescadores, dirigentes, comerciantes y transportistas. Se recolectó información sobre el número de pescadores, tipos de embarcaciones, artes de pesca, formas de pesca, tasas de captura y canales de comercialización.

La cadena del pescado en la Amazonía boliviana integra a un conjunto de eslabones que están conformados gracias a un proceso económico, que se caracteriza por cuatro segmentos (proveedores de insumos, aprovechamiento, comercialización y consumo) (Fig. 13.2). La transformación de productos pesqueros está incluida en el segmento de comercialización, ya que esta actividad (principalmente fileteado) se realiza a nivel del eslabón de los mismos mayoristas y minoristas.

SEGMENTO DE PROVEEDORES DE INSUMOS

Los principales insumos utilizados en la pesca comercial son los insumos fijos (embarcaciones, cajas de hielo, artes de pesca) y variables (hielo, alimentos). Los actores o agentes que intervienen en este segmento en Bolivia son carpinteros artesanales, que se dedican a la fabricación de embarcaciones, artesanos que elaboran mallas para la pesca, mecánicos y tiendas de caza y pesca que se encuentran establecidas en la misma comunidad o en ciudades como Santa Cruz, Cochabamba y La Paz.

Embarcaciones

Una Unidad de Pesca (UDP) es un conjunto funcional de personas (pescadores) que utilizan herramientas para la actividad pesquera en una comunidad; está constituida por un conjunto de embarcaciones de diferentes tamaños y además de su tripulación (pescadores, cocinero, etc.) (ver Van Damme *et al*., 2011b). En la Amazonía boliviana existe una variedad de unidades de pesca. Las embarcaciones utilizadas en la actividad están clasificadas de acuerdo con su capacidad que va desde grandes (pontón) hasta pequeñas (casco, canoa, chalupa, saltarén). Las embarcaciones más grandes (pontones) pueden estar asociadas a otras pequeñas, las cuales pueden operar de forma individual o no, dependiendo de la época de pesca y la tasa de captura. El tipo de Unidad de Pesca utilizada en cada comunidad depende de los fines de la actividad, si ésta es comercial (venta de pescado) o de subsistencia (netamente para el sustento familiar) (Van Damme *et al.,* 2011b).

El pontón es considerado como una de las embarcaciones más grandes para la pesca en la Amazonía boliviana, normalmente es utilizado en aquellas comunidades donde se dedican a la pesca comercial a mayor escala, ya que tienen cajas de hielo con una capacidad de 1 000 a 3 000 kg de pescado. El tamaño de éstas embarcaciones varía de 9 x 1.80m a 17 x 3m, y su fabricación es de madera itauba, ochoó, palo maría u otras. Están equipa-

dos con un motor fuera de borda cuya capacidad puede ser de 25 a 130 HP a diesel o gasolina, dependiendo del modelo.

El casco es considerado como la segunda embarcación mas grande, puede estar acoplado al pontón o funcionar de forma independiente. Es utilizado en Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella, Riberalta, El Sena, Puerto Rico y Porvenir. Tiene cajas de hielo con capacidad de 1 000 a 2 000 Kg de pescado; sus dimensiones varían desde 6 x 1 m a 13 x 2.50 m. La madera utilizada para su construcción es cedro, mara macho, itauba, aliso (en Guayaramerín), cedro, palo maría, tumi (en Puerto Rico), piqui (en Porvenir) y castaño. Los motores utilizados para este tipo de embarcación son denominados popularmente "peques", tienen entre 5.5 a 18 HP de potencia y funcionan a gasolina. Estas embarcaciones son utilizadas con frecuencia para la navegación en lagunas y distancias cortas en ríos, pero también para revisar redes y traslado del pescado al pontón; el cual en este caso sería considerado como embarcación principal por su capacidad de peso y de transporte de pescado.

El saltarén (o "chata") es una embarcación relativamente grande con características muy similares a las de un "casco", pero a diferencia de este último, el saltarén tiene la parte anterior en punta. Puede ir acompañada de una canoa o estar sola, su tamaño varía entre 6 x 1.50 m a 12 x 2.80 m y está construido generalmente de madera palo maría. Está acompañada de un motor pequeño llamado "cola" (peque) que puede ser de 8 a 10 HP y que funciona a gasolina. La capacidad de carga va desde 200 a 500 Kg.

La canoa es una embarcación que también puede ir anexada a un pontón o funcionar independientemente. Es de menor tamaño que un pontón y un casco; las dimensiones pueden variar desde 3 x 1.15 m a 11 x 1.5 m. Está construida con maderas de ochoó (Trinidad), itauba (Trinidad, Puerto Rico), palo maría (Exaltación, Santa Ana de Yacuma, Riberalta, Puerto Rico), amarillón, aliso (Cachuela Esperanza), cedro (Cachuela Esperanza, Villa Bella, Riberalta, Porvenir), mara almendra (Villa Bella), enchoque y mara macho (Cachuela Esperanza y Villa Bella). En su generalidad, está acompañada de un par de remos. Este tipo de embarcación es utilizada con frecuencia en comunidades donde la pesca es de menor escala o más de subsistencia. Puede ser considerada como una sola unidad de pesca, ya que no existen mayores recursos económicos por parte de los pescadores para la compra de un pontón o una embarcación más grande. El tipo de motor que utilizan es el "peque" y funciona a gasolina, su capacidad varía de 5.5 a 18 HP. En algunas localidades, las canoas más grandes se denominan "casco".

Otro caso análogo es el de la chalupa que, de forma similar a la canoa, viene considerada como una sola unidad de pesca. Está construida con tablas de madera, generalmente itauba, cedro o mara macho y tiene una dimensión característica de 5 x 0.9 a 9 x 2 m. El tipo de motor que utiliza también es el "peque" que funciona a gasolina, cuya capacidad varía de 5 a 18 HP. Esta embarcación también está acompañada de un par de remos.

Cuadro 13.1. Estimación preliminar de la cantidad de embarcaciones en once puntos de desembarque de las tierras bajas de la Amazonía boliviana

	pontón	casco	saltarén	canoa ó chalupa
Trinidad [1]	10	22	-	69
Guayaramerín [2]	3	8	-	12
Cachuela Esperanza [2]	-	5	-	23
Villa Bella [2]	-	4	1	41
Riberalta [2]	15	44	1	70
El Sena [2]	-	10	-	-
Puerto Rico [2]	-	13	-	6
Porvenir [2]	-	20	-	18
Santa Ana de Yacuma [2]	-	-	17	3
Exaltación [2]	-	-	-	5
Rurrenabaque [2]	-	8	-	100
TOTAL	28	134	19	347

[1] En base a datos proporcionados por SEDAG, Trinidad, 2008; [2] En base a entrevistas realizadas por los autores (marzo y abril del 2008)

En las 11 localidades visitadas, se estimó la presencia de 28 pontones, 134 cascos, 19 saltarenes y 347 canoas o chalupas (Cuadro 13.1).

Artes de pesca

Existen diversos tipos de artes de pesca tales como espinel, malla de cerco, malla de arrastre y malla agallera (surubicera, pacusera, sabalera). También se utiliza la lancera, trampera, atarrafa y arpón, entre otros. Las artes de pesca son elaboradas por los mismos pescadores o por personas que se dedican a este trabajo y residen dentro la comunidad o puerto donde los pescadores atracan con regularidad.

En las once comunidades visitadas se pudo evidenciar los distintos tipos de artes de pesca, con variaciones en tamaño, características y costo. Artes de pesca como ser el espinel y la tarrafa son utilizados en Cachuela Esperanza, El Sena, Puerto Rico, Porvenir, Guayaramerín, Riberalta y Villa Bella. La malla pacupebera y la malla para capturar yatorana se utilizan con mayor frecuencia en las comunidades de Cachuela Esperanza y Villa Bella. El precio de estas herramientas de pesca difiere de una comunidad a otra.

Hielo

El hielo es uno de los insumos más importantes para la conservación del pescado en el entorno tropical, ya que evita la descomposición del mismo (FAO, 2003). En este sentido, el hielo es de vital importancia para la pesca ya que sin este insumo los pescadores ten-

drían que verse obligados a realizar viajes cortos. Esto afectaría de manera directa a la producción de pescado y, por ende, a sus beneficios económicos.

En este sentido, los pescadores de la Amazonía boliviana, en su gran mayoría, utilizan cajas de madera para almacenar el hielo, las cuales son fabricadas por ellos mismos. Estas cajas tienen una capacidad máxima de 3 000 kg y están construidas con plastoformo por dentro y planchas de acero. Otros utilizan heladeras en desuso como si fuesen conservadoras; estas son de menor capacidad. También utilizan termos de plastoformo cuya capacidad es de 100 a 200 kg de pescado, adquiridas en la misma comunidad o en comunidades vecinas.

En los once puertos visitados de la Amazonía Boliviana, se identificó seis fábricas de hielo (Cuadro 13.2), de las cuales dos se encuentran en la ciudad de Trinidad, dos en Riberalta, una en Santa Ana de Yacuma y una en Puerto Rico. En las comunidades de Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella, El Sena, Porvenir, Exaltación y Rurrenabaque, no existe una fuente de abastecimiento de hielo para los pescadores. Esto hace que se aprovisionen a través de la fuente más cercana, e implica mayores costos para los mismos.

Por otra parte, la mayoría de las fábricas de hielo existentes no cuenta con infraestructura adecuada. Esto incide en gran medida en su producción, impidiendo satisfacer las demandas de pescadores y comercializadores de las diferentes comunidades. En este sentido, se han identificado cuatro tipos de agentes principales en la fabricación de hielo: (a) las fábricas bien acondicionadas que cuentan con todos los elementos necesarios para la fabricación de hielo; (b) las microempresas familiares que producen el hielo de forma artesanal; (c) las propias asociaciones de pescadores y (d) algunas personas particulares.

Cuadro 13.2. Producción y precios de hielo en la Amazonía boliviana

Localidad	Tipo de emprendimiento	Tipo de hielo	Peso por unidad (kg)	Precio por unidad (Bs)	Precio por kg (Bs)	Capacidad máxima de producción (kg día $^{-1}$)	Producción destinada a los pescadores (%)
Trinidad [1]	Persona particular	Barra	10	9	0.9	700	90
	Empresa	Escama	1	0,6	0.6	4 000	70
Riberalta [2,3]	Empresa	Barra	27	15	0.6	1 404	100
	Microempresa familiar	Barra	7	10	1.4	112	100
Puerto Rico [2]	Asoc. de pescadores	Barra	10	15	1.5	350	50
Santa Ana de Yacuma [2]	Empresa	Barra	12	12	1.0	144	80

[1] En base a Wiefels (2006)
[2] Elaboración propia en base a entrevistas realizadas por los autores (marzo y abril del 2008)
[3] Parcialmente en base a Van Damme (2006)

El precio que tiene que pagar el pescador por el hielo varía en función a si las localidades disponen o no de sus propias fábricas. Por ejemplo, Riberalta cuenta con dos fábricas. La más grande produce hielo a un precio de 0.6 Bs kg^{-1}. En comparación, los pescadores de Villa Bella se abastecen de hielo de la fuente más próxima a un costo de 14 Bs por una barra de 4 kg (es decir, a un precio de 3.5 Bs kg^{-1}). De igual forma sucede en Porvenir (donde la barra de hielo adquirida en Cobija presenta un costo de 8 kg a 10 Bs, es decir 1.2 Bs kg^{-1}) y Exaltación (donde la barra proveniente de Santa Ana de Yacuma representa un costo de 24 Bs la barra, equivalente a 2.0 Bs kg^{-1}). El elevado costo del hielo influye en gran medida sobre la producción pesquera, ya que el pescador se ve imposibilitado a realizar viajes largos por no contar con hielo a precios accesibles. Este hecho le impide capturar y comercializar grandes cantidades de pescado.

A modo de conclusión, se pudo constatar que la cadena de frío en la Amazonía boliviana aún no cuenta con los elementos necesarios (energía eléctrica a un costo accesible, agua e infraestructura) para satisfacer la demanda existente por parte de los pescadores, constituyéndose en uno de los factores limitantes para el aprovechamiento del recurso pesquero (Van Damme, 2006).

SEGMENTO DE PRODUCCIÓN

Costos de la pesca e ingresos

Los costos y los ingresos brutos que perciben los pescadores varían según la localidad, la duración del viaje, los insumos y la unidad de pesca utilizada. Generalmente, los costos de los pescadores que poseen embarcaciones grandes son más altos que de aquellos que tienen embarcaciones pequeñas. Sin embargo, los costos no sólo dependen del tamaño de la unidad de pesca, sino también del tiempo planificado para cada viaje, el cual puede variar entre 10 a 25 días. En el caso de viajes largos, se requiere una mayor cantidad de insumos (hielo, combustible, personal, etc.), cuyos precios varían de una comunidad a otra. En comunidades pequeñas como Cachuela Esperanza, Villa Bella, El Sena, Puerto Rico, Porvenir y Exaltación, los costos en los que incurren los pescadores son bajos, puesto que sus embarcaciones son más pequeñas y los viajes son más cortos. En muchas de estas comunidades no existen los insumos necesarios, como por ejemplo el hielo, el cual es adquirido en otras localidades, implicando mayores costos de producción.

Producción

Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) estimaron la presencia de aproximadamente 714 especies de peces en los ríos de la Amazonía boliviana, de las cuales, según

varios autores (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011; Van Damme *et al*., 2011b), sólo se aprovechan comercialmente unas 25 especies de forma intensiva.

La cantidad de pescado capturado en los once puertos pesqueros fue estimada por Van Damme *et al.* (2011b) mediante entrevistas con pescadores. En los once puertos, la captura total anual fue estimada en 1 198 t. Se supone que las fluctuaciones anuales son muy altas, por lo cual se debe considerar este dato como un promedio con alto rango de variabilidad no conocido. Una extrapolación a toda la Amazonía boliviana dio un volumen de captura de 3 080 t año^{-1} (Van Damme *et al*., 2011b).

Las especies más comunes en los desembarques son el surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*), la chuncuina (*P. tigrinum*), el pacú (*Colossoma macropomum*), el tambaquí (*Piaractus brachypomus*), el paiche (*Arapaima gigas*) y el muturo (*Zungaro zungaro*). Estas seis especies representan el 73% de las capturas totales anuales (Van Damme *et al*., 2011b). Existe una variación regional considerable: En el norte amazónico, el paiche y la yatorana (*Brycon* sp.) se tornan muy importantes, mientras que en zonas donde el paiche no fue introducido (principalmente las cuencas de los ríos Iténez y Mamoré), el surubí, la chuncuina y el pacú siguen siendo predominantes en las capturas. Generalmente, el pacú y el tambaqui llegan eviscerados a los puntos de desembarque, mientras que las especies pertenecientes a la familia Pimelodidae (surubí, chuncuina, pirahiba, muturo, general) llegan descabezados y eviscerados.

A nivel del eslabón, existe una notoria debilidad en la cadena de frío, ya que solamente los puertos pesqueros mayores utilizan hielo. Es por esta razón que en varios de los puertos pesqueros visitados, la pesca se realiza durante viajes cortos de uno a dos días y no se enfría el producto.

SEGMENTO DE COMERCIALIZACIÓN

Dentro del proceso de la comercialización de pescado se aglutina un conjunto de elementos que determinan el éxito de la gestión comercial. Los canales de comercialización son complejos y casi siempre involucran una cadena de intermediarios (mayoristas y minoristas), que cumplen un rol específico, a la vez que poseen un determinado rango de acción (escala y geográfico) para el desempeño de su actividad. Generalmente, el dueño de la embarcación o el pescador vende el producto a un comerciante que acopia el producto y que, en el caso de paiche, realiza el fileteado. Este comerciante distribuye el producto a comerciantes minoristas en la misma ciudad o en una de las grandes urbes (Cochabamba, La Paz, Santa Cruz). Estos minoristas venden el producto congelado a supermercados y restaurantes, o utilizan una red de puntos en los mercados para la venta directa al consumidor.

En la Amazonía boliviana, algunos comerciantes locales centran su atención en el segmento de aprovechamiento, por lo cual resulta, en algunos casos, difícil separar los dos

segmentos. La secuencia de intermediarios en la comercialización de pescado es un tema poco explorado y presenta una serie de singularidades. En la presente investigación fueron identificados 17 distribuidores mayoristas y 23 minoristas, los cuales se describen a continuación.

El eslabón del procesamiento de productos pesqueros es muy poco desarrollado. Generalmente, la transformación de productos pesqueros es realizada por los comerciantes mayoristas. El procesamiento se limita a la evisceración (realizada en las embarcaciones), al descabezado (realizado en las embarcaciones o en los centros de acopio) y, en algunos casos, el fileteado. El fileteado de la carne de pescado se practica sólo con el paiche en Riberalta y, de forma experimental, con especies de cuero (surubí, chuncuina, pirahiba) en Puerto Villarroel y Rurrenabaque. No se elaboran productos ahumados ni enlatados, tampoco existe producción de harina. No se realiza el empaquetado, con excepción de pequeñas cantidades de surubí proveniente de Rurrenabaque y de Puerto Villarroel que son vendidas en contenedores de 1 kg.

Distribuidores mayoristas en los puertos pesqueros

Los agentes que intervienen en el comercio del pescado en los once puertos pesqueros visitados en la Amazonía boliviana son mayoristas. Generalmente, habilitan a un gran número de pescadores, con el fin de garantizar la comercialización de la mayor parte de la producción y mantener el monopolio de la venta de pescado en la región y el país. Estos agentes dominan el comercio del pescado a nivel local. En la práctica se revela al mismo tiempo una estructura donde los mismos pescadores (o sus familiares) pueden actuar como comercializadores mayoristas en el mercado local del pescado.

Los mayoristas están constituidos como tales en casi todas las localidades visitadas. Por ejemplo, en Trinidad existen cinco de ellos que durante todo el año comercializan alrededor de 500 t de pescado a nivel departamental y nacional (Wiefels, 2006). La estructura del comercio de pescado es relativamente simple, ya que se encuentra basada en pescaderías que comercializan el pescado al por mayor. Otra empresa comercializadora de pescado es EMFOPESBE, donde se realiza el acopio de pescado.

La comunidad de Riberalta se ha constituido en la segunda comunidad más importante de todo el territorio amazónico en lo que respecta a la comercialización de pescado (Van Damme, 2006; Van Damme *et al.,* 2011b), ya que por año comercializa aproximadamente 280 t de pescado, tanto en su mercado interno como en el resto del país.

En Rurrenabaque, los comercializadores se unieron a la Asociación de Pescadores Multiétnico. Estos envían sus productos (en estado fresco o empaquetado) por vía terrestre a las ciudades de La Paz, Trinidad y Cochabamba.

En las otras localidades (Guayaramerín, Cachuela Esperanza, Villa Bella, El Sena, Puerto Rico, Porvenir, Santa Ana de Yacuma, Exaltación), el eslabón de comercialización no está claramente definido. En la mayoría de estos, no existe una cadena de frío bien desarrollada, lo cual incide en una oferta discontinua de pescado, además que la pesca es parcialmente de subsistencia. En algunos casos (Guayaramerín y Villa Bella), gran parte del producto pesquero es comercializado por personas de nacionalidad brasilera en Brasil. Un gran porcentaje del pescado proveniente de las localidades mencionadas es comercializado en ciudades de las tierras bajas, como Riberalta (Guayaramerín y Cachuela Esperanza), Cobija (Porvenir, El Sena y Puerto Rico) o Trinidad (Santa Ana de Yacuma y Exaltación).

Mayoristas o distribuidores eventuales en las grandes ciudades del interior

La ciudad de Santa Cruz cuenta con dos mercados mayoristas de pescado: Los Bosques y la Florida. Al primero, que se considera el centro de la comercialización y distribución mayorista de pescado de esta ciudad, llegan las unidades de transporte desde los centros de producción pesquera, principalmente Trinidad. Los comerciantes reciben el pescado de los almacenes frigoríficos (pescaderías) o los compran de pescadores conocidos que van acumulando el producto congelado. En la misma ciudad, existen varios restaurantes que sirven pescado y en algunos casos tienen su propia red de abastecimiento. Otros comerciantes del Beni envían el producto desde esa población a algún familiar, el que se encarga de colocarlo (venderlo) entre sus vecinos, compañeros de trabajo o familiares (Wiefels, 2006).

En cuanto a la ciudad de Cochabamba, toda la comercialización de pescado es realizada por comercializadores que están organizados en una Asociación de Comercializadores de Pescado Cochabamba. Se estima que en Cochabamba anualmente se comercializa aproximadamente 156 t de pescado amazónico, proveniente de Chapare (surubí, chuncuina, pacú) y de Riberalta (paiche). Por otro lado, en las ciudades de La Paz y El Alto, los comerciantes reciben el pescado amazónico (mayormente surubí y, en menor cantidad pacú), que es transportado por vía terrestre desde Rurrenabaque (río Beni).

Comercializadores minoristas

Los comercializadores minoristas son aquellas personas que venden su producto al detalle, entregándolo directamente al consumidor doméstico. Estos intermediarios trabajan sobre todo a nivel familiar y, en las tierras bajas, en muchos casos son esposas de los pescadores que se dedican a la venta del pescado ya sea en mercados, puestos callejeros, o entrega directa al consumidor. También se consideran comercializadores minoristas a las mismas "pescaderías" (de propiedad de comerciantes mayoristas), los supermercados, restaurantes y los puestos de venta en mercados populares, siendo estos últimos los que concentran la mayor parte del comercio de pescado al detalle. En algunos de los puertos pesqueros visitados, los pescadores realizan el papel de comercializadores minoristas,

entregando directamente el producto al consumidor doméstico. A nivel de los comerciantes minoristas no se realiza procesamiento avanzado del producto. Generalmente, el pescado es vendido en trozos o entero.

Los minoristas en La Paz venden pescado en cinco mercados de la ciudad (SAID, Rodríguez, Valentín Navarro, Nueva Jerusalén y Final los Andes). En Cochabamba, los minoristas se concentran igualmente en cinco mercados (Mercado 25 de Mayo, Calatayud, 6 de Agosto, San Antonio / La Pampa y mercado Perú) (Wiefels, 2006).

SEGMENTO DE CONSUMO DE PESCADO

Oferta y consumo per cápita de pescado en las tierras bajas de la Amazonía boliviana

Trinidad es una ciudad pequeña que el año 2001 contaba con 75 540 habitantes (INE, 2001). El pescado es ofertado a los consumidores finales, en su mayoría por las mismas pescaderías, además existen puntos específicos en los mercados locales. Por otra parte, 13 restaurantes en Trinidad se han especializado en pescado. Vale la pena resaltar un supermercado local que ofrece paiche congelado proveniente de Riberalta. En las otras localidades, los consumidores obtienen pescado de los puntos de venta en mercados, directo de los pescadores o lo consumen en restaurantes (Cuadro 13.3).

Las especies más apetecidas en la Amazonía boliviana son el paiche (en el norte amazónico), el surubí, pacú, tucunaré, yatorana, pero la oferta es variable geográficamente. También hay consumo de una amplia variedad de especies de porte mediano (ver Carvajal-Vallejos *et al*., 2011), como por ejemplo palometa, pacupeba, sábalo y yayú; considerados "de segunda".

Cuadro 13.3. Consumo de pescado en restaurantes especializados en seis de los once puertos pesqueros visitados en la Amazonía boliviana

Puerto	% de pescado en los menús (relativo a carne, pollo)	Precio por plato con pescado (Bs)	Número de platos con pescado por semana	Especies
Trinidad	80	25 a 37	280 a 350	Pacú y surubí
Cachuela Esperanza	70	5 a 15	80 a 140	Pacú, surubí, paiche, yatorana y dorado
Riberalta	60	8 a 22	210 a 280	Pacú, surubí, paiche y yatorana
El Sena	50	10 a 12	80 a 200	Pacú, surubí y paiche
Porvenir	70	15	180 a 210	Pacú, surubí y yatorana
Santa Ana de Yacuma	80	5 a 35	200 a 300	Pacú, surubí y tambaqui

El consumo de pescado en las ciudades amazónicas de las tierras bajas no es mayor al consumo en los grandes centros urbanos del país. Wiefels (2006) menciona un consumo en la ciudad de Trinidad de 3.2 kg persona^{-1} año^{-1}, menor al consumo en la ciudad de Cochabamba (3.8 kg persona^{-1} año $^{-1}$). En zonas rurales, el consumo de pescado generalmente es mucho más alto y puede pasar los 20 kg persona^{-1} año^{-1}, como es el caso con los Sioronó (Townsend, 1996).

Oferta y consumo per capita de pescado amazónico en el interior del país

Wiefels (2006) realizó un estudio de mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia (Santa Cruz, Cochabamba, La Paz, El Alto). Se trata del primer estudio detallado sobre mercados de pescado, y representa una actualización de estudios anteriores, en particular del "Diagnóstico Nacional Pesquero" (MACA, 2005). Este autor evidenció que en las cuatro ciudades estudiadas (40% de la población del país) se consume 8003 t de pescado, de los cuales 942 t (11.8%) corresponden a especies de origen amazónico. Existe una demanda creciente de productos pesqueros por parte de los mercados urbanos de Bolivia, pero todavía la producción nacional y la estructura de comercialización se encuentran desfasadas con respecto a esta dinámica (Wiefels, 2006).

El consumo per cápita anual en dichas ciudades es muy bajo comparado con el de otras urbes latinoamericanas: 1.56 kg en La Paz, 3.18 kg en Santa Cruz y 3.8 kg en Cochabamba (Wiefels, 2006). Esto permite pensar que el consumo actual de pescado en Bolivia tiene potencial como para duplicarse e incluso triplicarse, si hubiese una producción sostenida y regular, mejorando la logística de distribución y ampliando la red de minoristas.

Las cuatro ciudades estudiadas en relación a sus mercados de pescado concentran el 38% de la población total de Bolivia (8 274 325 habitantes en 2001). La población estimada actualmente es de 8 989 046 habitantes, lo cual implica que los datos reales del consumo proporcionados per capita sean inferiores a los apuntados por Wiefels, quién realizó su estudio de mercado el año 2006.

CANALES DE DISTRIBUCIÓN INTERDEPARTAMENTAL Y EXPORTACIÓN DE PESCADO AMAZÓNICO

Canales de distribución interdepartamental

La figura 13.3 presenta los canales de distribución interdepartamental de pescado. La ciudad de Santa Cruz se caracteriza por estar alejada de los centros de mayor actividad pesquera, lo cual implica que la ciudad debe importar lo que consume, a pesar de que

la región presenta tres ríos importantes (Grande, Yapacaní, Ichilo) con recurso pesquero. Parte de la demanda de pescado de esta ciudad es satisfecha por pescado proveniente de los mercados de Trinidad (surubí, pacú, dorado, piraña). Wiefels (2006) estimó que en promedio mensual, cada mayorista en Trinidad comercializa alrededor de 10.4 t, lo que al año representa un total de aproximadamente 500 t de pescado. De este total, según el mismo autor, 320 t, equivalente al 64%, se comercializa en la ciudad de Santa Cruz (Cuadro 13.4). Otra parte de la demanda de pescado amazónico en la ciudad de Santa Cruz es cubierta por proveedores que traen el producto desde Yapacaní (río Yapacaní) o Puerto Villarroel (río Ichilo).

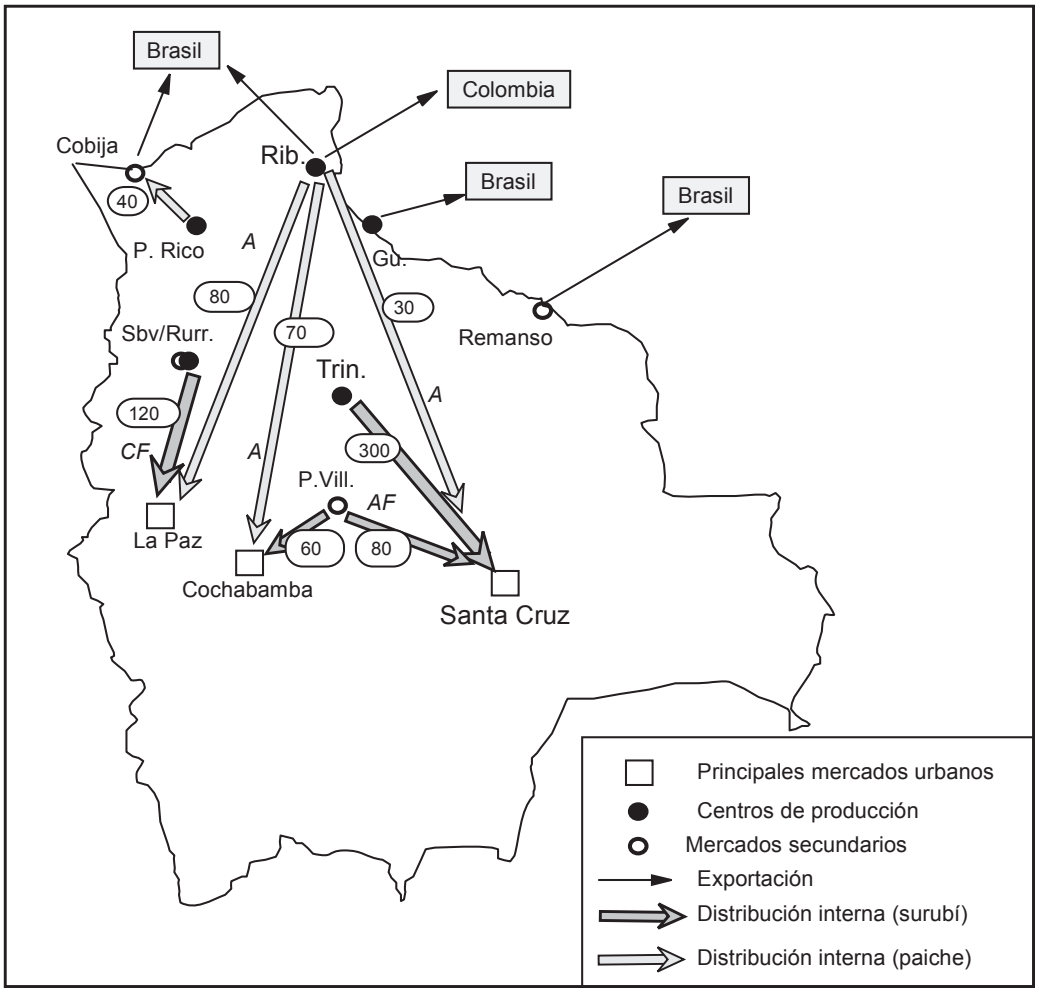


Figura 13.3. Principales canales de comercialización y transporte interdepartamental de pescado en Bolivia y exportación a otros países amazónicos**.** P.Vill. = Puerto Villarroel, Puerto San Francisco, Yapacani; Gu. = Guayaramerín; Rib. = Riberalta; P.Rico = Puerto Rico; Sbv. = San Buena Ventura; Rurr. = Rurrenabaque; Trin. = Trinidad. Se indica la cantidad comercializada por año (t). En la leyenda se indican sólo las especies dominantes en la red de distribución. Otras especies importantes se indican en el texto. Se muestra los medios de transporte: *A:* avión; *C*: camión; *A*: auto particular; *F:* flota.

Cuadro 13.4. Procedencia del pescado amazónico vendido por minoristas (en t año^{-1}) (en base a Wiefels, 2006, con pequeñas modificaciones)

Procedencia	Principales especies	La Paz El Alto	Cochabamba	Santa Cruz	Trinidad	Riberalta
Trinidad	surubí, chuncuina, pacú, tambaqui	-	20 [1]	260	207	-
Riberalta	paiche	40	78	-	-	100
Chapare (Puerto Villarroel, Puerto San Francisco, Yapacaní)	surubí, chuncuina, pacú, tambaqui	-	76	25 [2]	-	-
Rurrenabaque y San Buenaventura	surubí, chuncuina	144	-	-	-	-
TOTAL		**184**	**174**	**285** [3]	**207**	**100**

[1] No se dispone de estimaciones del pescado que viene desde Trinidad por vía terrestre.
[2] Estimaciones en base a entrevistas con pescadores de Yapacani y Puerto Villarroel
[3] Desde Santa Cruz, una parte de este pescado se vende a mayoristas en Montero, Yapacaní, Cotoca, Warnes, etc.

El pescado ofrecido al consumidor en la ciudad de Cochabamba proviene mayormente del Chapare (Puerto Villarroel, Puerto San Francisco). Se estima que aproximadamente dos toneladas de pescado por semana llegan del Chapare (en vehículos particulares) y de Trinidad (en flota), en lotes de 200 a 500 kg. Sin embargo, el paiche proveniente de Riberalta está reemplazando gradualmente al surubi proveniente de Chapare. Esta especie, por su precio más económico, está llegando a nuevos segmentos del mercado. Se comercializa paiche fileteado a razón de 1 t semana^{-1} y es comercializado bajo el nombre de surubí. Varios restaurantes ofrecen pescado amazónico en su menú. En los mercados y comedores populares, se consume poco pescado proveniente de la Amazonía.

Parte de la demanda de pescado amazónico en la ciudad de La Paz y El Alto es satisfecha por pescado proveniente de los mercados de Riberalta, Rurrenabaque y San Buenaventura, alcanzando ventas de 160 t año^{-1} de pescado amazónico. Se estima que cada día llegan entre 5 a 10 cajas y cada una de éstas pesa aproximadamente 50 kg, lo cual multiplicado por 320 días hace un total de 128 t año^{-1}. El paiche, vendido como "filete de surubi", llega por vía aérea (TAM), en un volumen aproximado de 15.6 t año^{-1}. Este pescado es comercializado directamente de los mayoristas a los minoristas.

Exportación de pescado

Se cuenta con datos de exportación a Colombia de paiche seco, salado y ahumado proveniente del norte amazónico (Riberalta). En el año 2007 se exportaron 10.6 t (CIF 9 558 $us), el año 2008 fueron 32.4 t (CIF 42.042 $us) y finalmente el año 2009 se exportaron 33.0 t (CIF 16.500 $us) (INE, 2009). Además, se estima que la exportación de pescado amazónico

de manera informal desde Guayaramerín, Remanso y otras localidades fronterizas al Brasil es de aproximadamente 100 t año^{-1}.

CONCLUSIONES

En base a la descripción de los eslabones de la cadena productiva y de los canales de distribución, se pueden formular algunas conclusiones preliminares acerca del desempeño de la cadena, y algunas amenazas que enfrenta el sector.

El consumo promedio del pescado en el país (1.8 kg persona^{-1} año^{-1}) es muy bajo en comparación con los países vecinos. El consumo es bajo inclusive en ciudades amazónicas, a pesar de existir en los ríos abundantes recursos pesqueros sub-utilizados. Las razones para este bajo consumo son la oferta limitada, el precio relativamente alto en comparación con otras fuentes de proteína (pollo, res) y la ausencia de campañas de promoción al consumo en ámbitos municipales, departamentales y nacionales.

Un factor que impide el desarrollo del sector es la debilidad de la cadena de frío, parcialmente debido a los altos costos de electricidad, lo cual afecta de manera significativa la rentabilidad de las actividades pesqueras amazónicas. A esto, se puede añadir la falta de vías de transporte baratas, lo cual dificulta la comercialización de productos pesqueros. Este factor, además las largas distancias entre los centros de producción y los centros urbanos, es una de las razones para la sub-utilización de los recursos pesqueros de mediano porte.

De forma general, la cadena productiva de pescado se caracteriza por la debilidad del eslabón de la transformación. Aparte del fileteado realizado en Riberalta, existe poco procesamiento de productos pesqueros. Esta debilidad se traduce en una baja oferta de productos pesqueros con valor agregado (enlatados, ahumados, envasados, etc.). Las debilidades a nivel del eslabón de la comercialización se manifiestan como la falta de infraestructura y materiales adecuados para el procesamiento y la conservación de los productos pesqueros. A esto se añaden las condiciones precarias en que se desarrolla la venta del pescado.

Finalmente, la mayoría de estas debilidades y amenazas resultan de la falta de atención al sector pesquero. Mediante una planificación, la pesca tiene el potencial de transformarse a un sector estratégico para la Amazonía boliviana.

AGRADECIMIENTOS

A la fundación PUMA por financiar las visitas a los once puntos de desembarque considerados en este estudio.

REFERENCIAS

Almeida, O.T., D.G. McGrath & M.L. Ruffino (2001). The commercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. Fisheries Management and Ecology, 8: 253-269.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme & H. Muñoz (2011). Composición de las capturas comerciales y de subsistencia en la Amazonía boliviana. p. 203-233. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Instituto Nacional de Estadística (INE) (2001). Censo Nacional 2001. http://www.ine.gov.bo

MACA (2005). Diagnóstico Nacional Pesquero 2005. Informe no publicado. Disponible en http://www.tropico.org

Townsend, W.R. (1996). Nyao Itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, UMSA / FUND-ECO. La Paz, Bolivia. 130 p.

Van Damme, P.A. (2006). Propuesta estratégica y proyecto de manejo y desarrollo pesquero para el norte amazónico de Bolivia. Informe no publicado.

Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas (2011a). Empleo en el sector pesquero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. p. 293-306. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua & L. Cordova (2011b). Pesca comercial en la Amazonía boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Wiefels, R. (2006). El mercado de pescado en las grandes ciudades de Bolivia. Trinidad, Santa cruz de la Sierra, Cochabamba, La Paz y El Alto. AECE-HOYAM-INFOPESCA. 107 p.

14 AMENAZAS PARA LOS PECES Y LAS PESQUERÍAS DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

THREATS TO FISH AND FISHERIES IN THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Marc POUILLY, Tamara PEREZ y Jorge MOLINA CARPIO

RESUMEN

Las tierras bajas de la Amazonía boliviana albergan aproximadamente 700 especies de peces, varias de las cuales sostienen pesquerías comerciales y de subsistencia importantes para la seguridad alimentaria y el empleo directo o indirecto. En esta región, existen aún zonas remotas y prístinas que contienen hábitats acuáticos y comunidades ícticas saludables. Sin embargo, los peces amazónicos están amenazados cada vez más por diversas actividades humanas. Se ha visto que existe información general sobre dichas actividades a pesar de que el impacto específico de estas intervenciones sobre las especies de peces es poco conocida. Este hecho podría explicar el carácter especulativo de muchas publicaciones acerca del tema. En el presente trabajo, se describen detalladamente siete amenazas y se presentan evidencias de sus impactos sobre la ictiofauna amazónica: sobrepesca, contaminación por plaguicidas, contaminación y bio-acumulación de mercurio, construcción de represas hidroeléctricas e hidrovías, deforestación y degradación del hábitat ribereño, cambios climáticos globales y regionales, y la introducción de especies no-nativas. También, se da atención al posible impacto que estarían produciendo intervenciones humanas en países vecinos como Perú y Brasil, principalmente la sobrepesca. En base al análisis realizado, se recomienda realizar mayor número de estudios sobre la vía por la cual las acciones humanas afectan a las comunidades y poblaciones de peces amazónicos. Este tipo de conocimiento mejorará en gran medida la calidad de evaluaciones de impacto ambiental de proyectos de desarrollo.

SUMMARY

The Bolivian Amazon lowlands account for about 700 fish species and sustain productive fisheries which are important for food security and local employment. A large part of the region still maintains a high conservation value and most aquatic habitats have a healthy status. However, Amazon fish species and fisheries are increasingly threatened by a variety of human activities. In general, there

is information available on the overall magnitude and extent of these activities and the impact they might impose on the Amazon environment, but their specific impact on fish species is not well documented, which explains the highly speculative character of many publications dealing with this topic. The possible impact of seven threats for Bolivian Amazon species is reviewed in detail: pesticide contamination, mercury contamination and bioaccumulation, construction of hydroelectric dams and hydroways, deforestation and riparian habitat destruction, global and regional climate changes, overfishing and, finally, the introduction of non-native fish species. Attention is also paid to the possible impact of some human activities in neighboring countries, especially overfishing in Peru and Brasil, on the Amazon fish fauna of Bolivia. Specific studies are required on the way how specific threats impact Bolivian Amazon fish species; at the long term new information on threats might improve the quality of environmental impact studies of development projects.

INTRODUCCIÓN

Las tierras bajas de la Amazonía boliviana albergan aproximadamente 700 especies de peces (Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011) y sostienen pesquerías comerciales y de subsistencia que contribuyen a la seguridad alimentaria del país con proteína de alta calidad. Además de ese aporte esencial, las pesquerías proveen empleo directo o indirecto a miles de personas que explotan el recurso o comercializan la carne de pescado (Van Damme *et al*., 2011a). Generalmente, se considera que los recursos pesqueros de la Amazonía boliviana se encuentran relativamente en buen estado de conservación en comparación con las de otras cuencas en el país (Huntington, 1998). Sin embargo, en las últimas décadas las amenazas asociadas con diversas actividades humanas se incrementaron en intensidad y extensión (ver un resumen en Ibisch *et al*., 2003).

A nivel mundial, el crecimiento de la población humana ha producido una intensificación de las actividades industriales y la agricultura intensiva, las cuales pueden ser consideradas como las causas principales para la degradación de los sistemas naturales, y particularmente de los de agua dulce (Abell *et al.,* 2008). Esta situación es preocupante para la conservación de la biodiversidad acuática, puesto que el 25% de todos los vertebrados existentes viven en agua dulce (Dudgeon *et al.,* 2006). Según Revenga *et al.* (2005) y MEA (2005), a nivel mundial, las cinco mayores amenazas para la biodiversidad acuática son los cambios en el régimen hidrológico causados por la construcción de represas, la extracción de agua, la contaminación, la introducción de especies no-nativas y la sobreexplotación de los recursos. Por otro lado, Montag *et al.* (2007) consideraron que la modificación de los hábitats y la contaminación del agua son los dos factores más preocupantes en la cuenca amazónica. Los mismos autores identificaron como mayores amenazas en la cuenca a la actividad minera (particularmente, la extracción de oro), las represas hidroeléctricas, la agricultura intensiva y la ganadería. Sin embargo, existe una variación regional importante en la magnitud de las amenazas.

Específicamente en Bolivia, Huntington (1998) identificó que el uso de métodos de pesca inadecuados y la sobrepesca, ambos agravados por la falta de una gestión pesquera

adecuada, son los principales problemas que afectan los recursos pesqueros. El mismo autor indica que en la cuenca del río Beni, existen problemas específicos de deforestación y de contaminación con mercurio. Por otro lado, Van Damme (2006) y Van Damme *et al.* (2009), de forma general, identificaron cuatro factores principales afectando en la actualidad a la ictiofauna de las tierras bajas de la Amazonía boliviana: la modificación física del hábitat, la contaminación acuática, la introducción de especies no-nativas, y la sobrepesca. Cambios ambientales que actúan a una escala mundial, como por ejemplo el calentamiento global, lo cual puede generar cambios en la precipitación o la escorrentía, se sobreponen con todas las amenazas mencionadas (en el sentido mencionado por Dudgeon *et al.,* 2006).

En los siguientes párrafos, se describe de forma resumida algunas de las amenazas para peces de la Amazonía boliviana, dando particular énfasis a siete distintas actividades humanas para las cuales los impactos sobre peces han sido establecidos y/o cuantificados o que tienen el potencial de afectarlos en un futuro próximo: deforestación, represas e hidrovías, mercurio, plaguicidas, sobre-pesca, introducción de especies exóticas y cambios climáticos. Se presenta la distribución geográfica de las siete amenazas en la figura 14.1 y las vías por las cuales afectan a los recursos pesqueros en la figura 14.2.

La selección de estas siete amenazas descritas no está determinada por la magnitud de sus posibles impactos, sino por la información disponible acerca de las mismas. Varias otras amenazas potenciales no serán tratadas en detalle, debido a la inexistencia de suficiente conocimiento sobre su magnitud, características y posibles impactos sobre los peces. Por la misma razón, la presente revisión no puede ser exhaustiva y sólo representa un bosquejo de las posibles amenazas actuales y futuras. Debe considerarse como complementario el estudio realizado por Huntington (1998).

DEGRADACIÓN DEL HABITAT Y DEFORESTACIÓN

Varios autores han demostrado que las poblaciones o comunidades de peces amazónicos pueden estar afectadas por la degradación general del hábitat acuático y terrestre (por ejemplo, Junk, 2001; Isaac & Ruffino, 1996; Montag *et al.,* 2007; Junk *et al*., 2007). Asumiendo escenarios optimistas y no-optimistas respectivamente, Laurance *et al.* (2001) estimaron que entre 25% y 42% de la Amazonía estará severamente degradada en el año 2020. Esta intensificación del uso de la tierra afectará a humedales y cuerpos de agua, y específicamente a los hábitats acuáticos utilizados por los peces. Ibisch *et al.* (2003), utilizando como criterios el uso histórico de la biodiversidad, la infraestructura vial, la densidad poblacional, la deforestación reciente, y los incendios en áreas boscosas, realizaron un mapa del estado de conservación de los ecosistemas de Bolivia. Estos autores concluyeron que aún un porcentaje importante del territorio nacional se encuentra en un buen estado de conservación, entre ellos las laderas nor-orientales húmedas donde nacen las cabeceras de los ríos amazónicos. Por otra parte, existen áreas muy degrada-

das, particularmente la zona de desarrollo agronómico en la periferia de la ciudad de Santa Cruz así como en el área subandina del río Beni donde la deforestación se suma a la minería de oro (Fig. 14.1). Aunque los autores de este estudio no enfocaron su análisis específicamente en la biodiversidad acuática, se puede asumir que sus conclusiones también se aplican a sistemas acuáticos, dada que la calidad de los mismos depende en gran medida del estado de conservación de los sistemas terrestres.

La degradación del hábitat acuático en algunos casos es directa. Por ejemplo, la movilización de sedimentos de los ríos que resulta de la explotación aurífera afecta directamente el hábitat acuático de los peces. Otro ejemplo es la conversión de humedales en zonas ganaderas o de agricultura. Killeen *et al*. (2007) demostraron que en la Amazonía boliviana la pérdida de humedales está incrementando con una tasa de 0.12% anual (Cuadro 14.1) y se asume que este proceso se acelere en los siguientes años como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola.

Cuadro 14.1. Tasa de cambio en el uso de suelos (LCC) para distintos tipos de cobertura en las tierras bajas de Bolivia (< 3000 msnm) durante un período de 30 años (1976-2004) (en base a Killeen *et al*., 2007)

Tipo de hábitat	Total de hábitat remanente (km^2)	Total LCC (km^2)	LCC como % de área total	LCC anual como % $año^{-1}$ del total de hábitat remanente
Selva	460 700	45 411	8.97%	0.49%
Llanos y sabanas inundables	129 100	721	0.56%	0.12%

En la mayoría de los casos, la degradación de los sistemas acuáticos es causada de forma indirecta por la degradación del hábitat terrestre. D'Almeida *et al.* (2007) demostraron como la deforestación puede generar cambios en el ciclo hidrológico de los ríos amazónicos, que a su turno afectan a los hábitats utilizados por los peces. La deforestación de bosques de tierra firme y ribereños se asocia también con un aumento en la erosión, escorrentía y con cambios de caudal, de transporte de sedimentos suspendidos y de sedimentación, los cuales pueden afectar a la ictiofauna acuática (Junk *et al.,* 2007).

Hasta el año 2005, la tasa de deforestación en la Amazonía fue de 44 000 km^2 $año^{-1}$ (FAO, 2005). Aproximadamente 60% de la deforestación en la Amazonía es provocado por Brasil. Bolivia también ha experimentado deforestación a larga escala durante las cuatro últimas décadas, pero la tasa de deforestación en tierras bajas de Bolivia está por debajo de la tasa registrada en otros países con bosques tropicales (Steininger *et al*., 2001a; 2001b; Killeen *et al*., 2007). Sin embargo, la presión antropogénica está creciendo, en particular en áreas subandinas en el departamento de Santa Cruz (Killeen *et al.,* 2007) y la región denominada como "Chapare" en el departamento de Cochabamba (Brückner *et al*., 2000). Killeen *et al.* (2007) demostraron que en los años 60 la superficie de bosque disminuyó en 400 km^2 $año^{-1}$, y la tasa de deforestación aumentó hasta 2 900 km^2 $año^{-1}$ en

el período 2001-2004 (Cuadro 14.2). Estos autores indicaron también que las tasas altas de deforestación en el departamento de Santa Cruz están vinculadas con la expansión de la frontera agrícola y ganadera. El 75% de todos los cambios en uso de suelo ocurrieron en este departamento, donde la tasa de cambio se ha incrementado de forma dramática y exponencial en los últimos 20 años. En otros departamentos, los cambios de uso de suelo han sido más graduales.

Cuadro 14.2. Tasa de cambio en el uso de suelos (LCC) para distintos tipos de cobertura en los cinco departamentos amazónicos de Bolivia (< 3000 msnm) durante un período de 30 años (1976-2004) (en base a Killeen *et al.*, 2007)

Departamento	Tipo de hábitat	Total de hábitat remanente (km^2)	Total LCC (km^2)	LCC como % de área total	LCC anual como % $año^{-1}$ del total de hábitat remanente
Beni	Hábitat natural	201 384	2 938	1.5%	0.11%
	Selva	98 028	2 797	2.9%	0.21%
Pando	Hábitat natural	58 770	1 387	2.4%	0.15%
	Selva	58 213	1 374	2.4%	0.15%
Santa Cruz	Hábitat natural	316 070	37 815	12.0%	0.69%
	Selva	192 612	30 442	15.8%	0.84%
La Paz	Habitat natural	73 322	2 912	4.0%	0.06%
	Selva	62 258	2 890	4.6%	0.07%
Cochabamba	Hábitat natural	24 176	4 249	17.6%	0.99%
	Selva	20 745	4 241	20.4%	1.15%

Se dispone relativamente de bastante información sobre el estado de los bosques de tierra firme, pero no existe una sistematización del estado de los bosques ribereños, que cumplen funciones particulares para el ambiente acuático al cual rodean. Estos bosques generan sombra y proveen de detritus orgánico, el cual tiene múltiples roles por ser el alimento esencial en la dieta de macroinvertebrados y peces detritívoros. La estabilización de las riberas y el control de la erosión por la vegetación circundante influyen sobre la tasa de sedimentos en el agua y la diversidad y estabilidad de los hábitats acuáticos. La deforestación de zonas ribereñas, en particular de arroyos pequeños, influye en el número y tipo de organismos que habitan en ellos (Acebey & Maldonado, 2005). Específicamente, los fragmentos de bosque ribereño en los ríos subandinos son reconocidos como áreas ecológicamente claves y estratégicas para la conectividad ecológica (Navarro & Ferreira, 2000), que es un elemento esencial en la mantención de comunidades diversas de peces. Además, los bosques ribereños pueden mitigar los efectos de la deforestación de bosques de tierra firme sobre la fauna acuática en ríos tropicales (Lorion & Kennedy, 2009).

En ambientes tropicales, existen varios estudios demostrativos de los efectos negativos de deforestación sobre peces tropicales (por ejemplo Bojsen & Barriga, 2002; Lorion &

Kennedy, 2009). En la Amazonía boliviana, el efecto de la deforestación sobre peces fue evaluada en arroyos del Chapare (departamento de Cochabamba). Acebey & Maldonado (2005) sugieren que en estos arroyos afectados por distintos niveles de deforestación pueden estar sucediendo cambios derivados de un menor aporte de material orgánico alóctono y de mayor irradiación, que conllevan cambios tróficos que se reflejan en la composición y abundancia de peces. Sin embargo, destacan que se necesitan más estudios

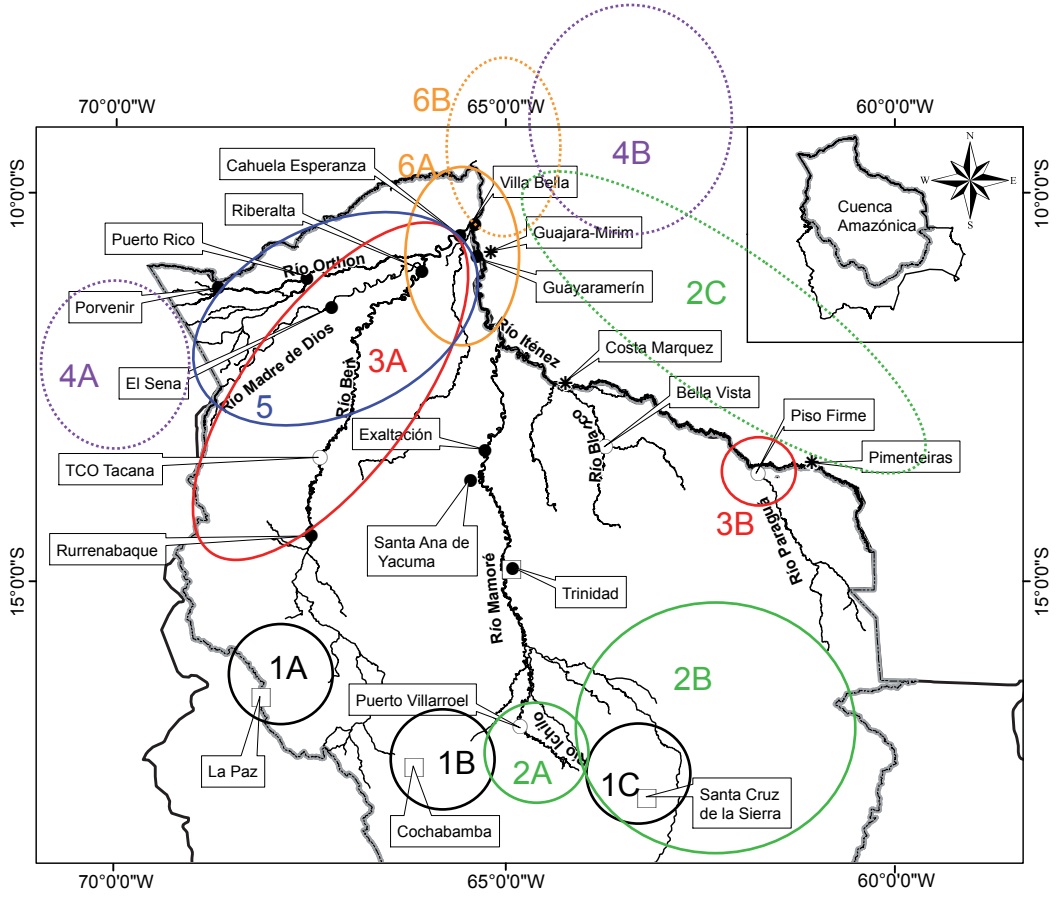


Figura 14.1. Amenazas principales para peces y pesquerías en la Amazonía boliviana y en los países vecinos. 1: Contaminación industrial y doméstica proveniente de las zonas urbanas de La Paz (1A), Cochabamba (1B) y Santa Cruz (1C); 2: Degradación de la tierra y uso de plaguicidas en cultivos intensivos de productos alternativos (palmito, platano, etc.) en la zona "Chapare" del departamento de Cochabamba (2A) y de soya y arroz en el departamento de Santa Cruz (2B); 3: Explotación de oro en la cuenca de los ríos Beni y Madre de Dios (3A) y en la cuenca alta del río Iténez (3B), asociada con el uso de mercurio durante el proceso de amalgación; 4: Sobrepesca de especies de gran tamaño (particularmente pacú *Colossoma macropomum* y dorado *Brachyplatystoma rouseauxxi*) en los países vecinos Perú (4A) y Brasil (4B); 5: Introducción de especies de peces no-nativos, particularmente el paiche *Arapaima gigas* en la cuenca de los ríos Madre de Dios y Beni; 6: Construcción de represas hidroeléctricas planificada en la cuenca baja del río Beni y en otros ríos secundarios (6A) y en el tramo medio del río Madera (Brasil) (represas Jirau y Santo Antonio) (6B). Se indica la ubicación geográfica del origen de las amenazas pero no los efectos que pueden causar las distintas actividades humanas río abajo. La ubicación geográfica de las amenazas en Brasil y Perú no es exacta y es meramente ilustrativa. Se presenta un mapa detallado con la ubicación de represas hidroeléctricas en construcción y planificadas y de hidrovías en la figura 14.3.

específicos para conocer el efecto de este tipo de acciones humanas sobre las comunidades de peces. Por otro lado, Bustillos (2009) encontró en arroyos del piedemonte (220-270 msnm, 44 estaciones) pertenecientes a una pequeña fracción de la cuenca alta del río Chipiriri (zona del Chapare) que la cobertura vegetal tiene un efecto significativo sobre la riqueza específica y densidad de peces. Este autor observó que a medida que la cobertura vegetal disminuye hay una tendencia a que la riqueza específica y la densidad de peces aumenten. De manera general, los sitios estudiados en este trabajo tuvieron una cobertura vegetal intermedia (60%) por lo que se sugirió que las tendencias observadas podrían deberse al estado intermedio de perturbación (deforestación) en el que se encuentran estos arroyos. Los dos trabajos mencionados, pioneros en el estudio de la influencia de la deforestación ribereña sobre la comunidad de peces en Bolivia, apuntan a que se debe generar rápidamente mayor cantidad de información para comprender adecuadamente las relaciones que existen entre las comunidades de peces y los bosques circundantes a los cuerpos de agua donde habitan.

En la llanura amazónica los bosques ribereños estacionalmente inundados son un elemento clave del hábitat acuático de los peces. Un gran número de especies migra a estas áreas adyacentes a los ríos para su reproducción y/o alimentación y se asume que todas estas especies son extremadamente vulnerables a la calidad del bosque inundado. Algunos peces amazónicos frugívoros dependen en gran medida de las frutas y otros alimentos alóctonos de este bosque, cuya oferta aumenta durante la época de aguas altas (Goulding, 1980; Castellón, 2001). Dentro de este grupo se encuentran especies

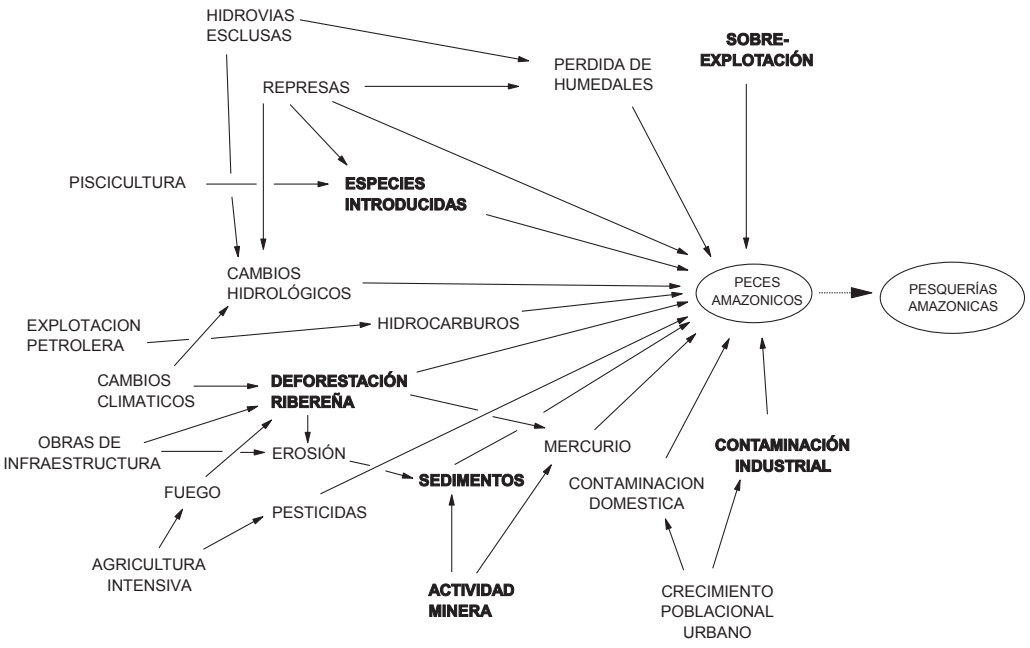


Figura 14.2. Amenazas para peces y pesquerías. Las amenazas actuales más importantes para la Amazonía bolivian están indicadas en negrilla.

comercialmente importantes como el pacú (*Colossoma macropomum*), el tambaqui (*Piaractus brachypomus*), la yatorana (*Brycon* sp.) y varias otras especies de charácidos de porte pequeño (por ejemplo, el pacupeba *Mylossoma* spp.). Se asume una relación muy estrecha entre la producción de los peces frugívoros y la calidad del bosque ribereño e inundable.

CAMBIOS HIDROLÓGICOS CAUSADOS POR REPRESAS E HIDROVIAS

La abundancia de recursos hídricos en zonas tropicales ha favorecido la proliferación de explotaciones hidroeléctricas (WCD, 2000). En La Amazonía brasileña, se cuenta sólo con unas pocas represas grandes en funcionamiento (Tucurui, cerca de Belém; Balbina, cerca de Manaus; Samoel, cerca de Porto Velho; Curua-Una, cerca de Santarém) pero se está planificanda la construcción de varias, con el fin de aprovechar al máximo el alto potencial hidroeléctrico de los ríos amazónicos en este país.

En Bolivia, existen hasta la fecha sólo pocas represas hidroeléctricas en algunos tributarios subandinos. En estos ríos, los impactos ambientales sobre el medio acuático se limitan mayormente a la reducción del caudal y/o la modificación del régimen hidrológico (repartición de los caudales en el tiempo) debajo de la represa. Las consecuencias son la disminución de las densidades de macroinvertebrados y peces (si están presentes), y una modificación de la composición faunística de ambos grupos. Sin embargo, se pueden prever y mitigar estos impactos mediante la definición de caudales ecológicos mínimos que permiten asegurar la integridad de las comunidades y poblaciones de organismos acuáticos a un nivel suficiente.

Generalmente, los impactos ambientales de represas ubicadas en tierras bajas amazónicas son mayores que en zonas andinas o subandinas. La implantación de represas hidroeléctricas en la Amazonía brasilera ha puesto en evidencia varios efectos ambientales asociados, principalmente relacionados con la disrupción de la conectividad longitudinal de los ríos, resultando en cambios en los patrones hidrológicos y de sedimentación (ver un resumen en Baigun *et al.*, 2011). Estos cambios pueden afectar de forma indirecta las cadenas alimenticias y la estructura de las comunidades biológicas acuáticas (Agostinho & Gomes, 1997; Boudou *et al.*, 2005; Oldani *et al.,* 2007). Además, uno de los mayores impactos de la disrupción de la conectividad longitudinal es el impedimento del desplazamiento de especies migratorias. De forma general, los peces representan uno de los grupos más sensibles a los cambios de las condiciones naturales de los ambientes en los que habitan, puesto que son obligatoriamente acuáticos y realizan migraciones laterales y longitudinales para su alimentación y/o reproducción.

La construcción de represas hidroeléctricas está enmarcada en la Iniciativa para la Integración Regional Sudamericana (IIRSA), un acuerdo entre los 12 países sudamericanos

que tiene por objeto promover el desarrollo de la infraestructura de transporte, energía y comunicaciones bajo una visión regional. El proyecto del Corredor de Integración Fluvial, que forma parte del Eje Perú-Brasil-Bolivia de la IIRSA no incluye solamente la construcción de centrales hidroeléctricas sino también de esclusas para facilitar la navegación del río Madera, además la canalización y dragado de ríos amazónicos en la cuenca alta del mismo río. El tercer grupo de proyectos del Eje Perú-Brasil-Bolivia ("Corredor Fluvial Madeira-Madre de Dios-Beni") de la IIRSA contempla como proyectos el mejoramiento de la navegación del río Madera entre Porto Velho y Guayaramerín, la construcción de la hidrovía Madre de Dios (que se conectará con Perú), la construcción de la hidrovía Ichilo-Mamoré (que se conectará con el Corredor Interoceánico), el mejoramiento de la navegabilidad del río Beni, el Complejo Hidroeléctrico del río Madera (en Brasil), la Hidroeléctrica Binacional Bolivia-Brasil (Riberao) y la Hidroeléctrica Cachuela Esperanza (IIRSA, 2010). Este Complejo del río Madera constaba originalmente de las cuatro represas anteriormente mencionadas (Jirau, Santo Antonio, Cachuela Esperanza, Riberao), provistas de esclusas para la navegación, además de la construcción de hidrovías de 10 000 km de

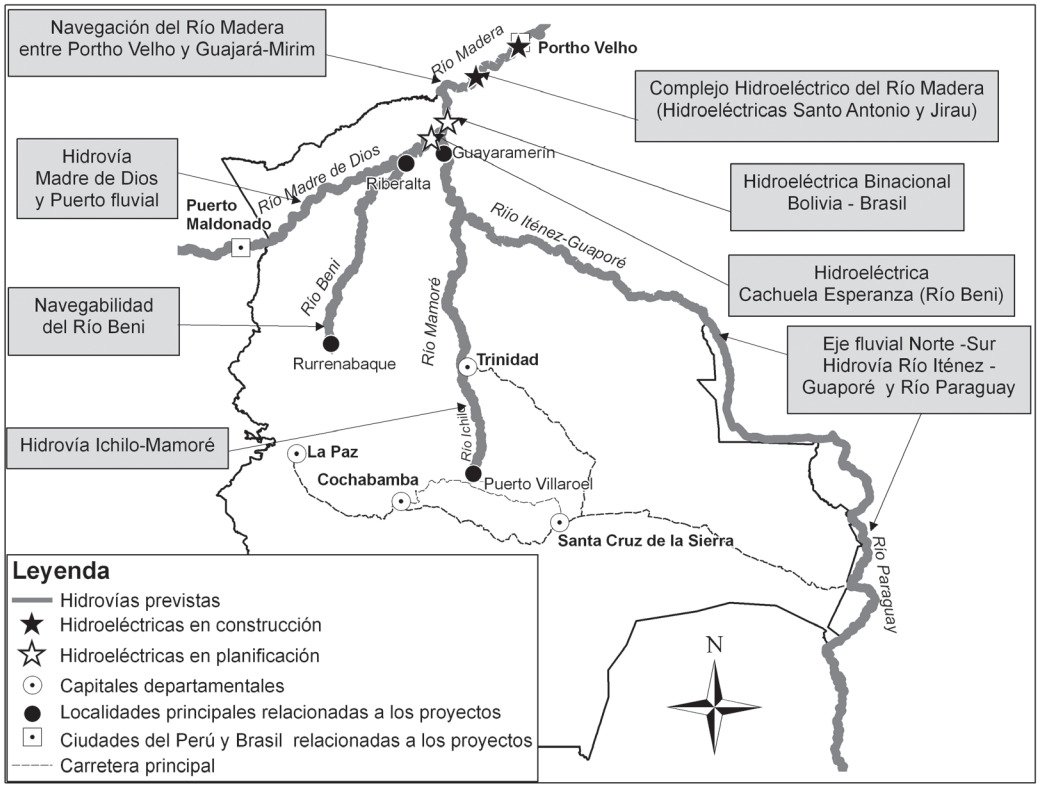


Figura 14.3.: Proyectos del Eje Perú-Brasil-Bolivia priorizados por la IIRSA (Iniciativa para la Integración Regional Sudamericana) (IIRSA, 2010) y el proyecto del corredor Iténez-Guaporé, formando parte del Eje Fluvial Norte-Sur (CAF, 2010)

largo para hacer posible la navegación de grandes embarcaciones en los ríos Madera, Madre de Dios y Beni. El componente de navegabilidad ampliará la navegación que llega actualmente hasta Porto Velho, hacia la parte alta del río Madera (Madre de Dios, Beni, Mamoré). Durante la última reunión del grupo técnico ejecutivo del Eje Perú-Brasil-Bolivia que se llevó a cabo el 14 de Abril de 2010 se evaluaron los avances de los proyectos (ver figura 14.3).

En el futuro, se prevé también la construcción de la hidrovía Iténez-Guaporé, que formará parte del Eje Fluvial Norte-Sur, que será fundamental para facilitar la navegación entre la cuenca del Orinoco, la cuenca amazónica y la cuenca de La Plata (Fig. 14.3). Este eje, con un recorrido total de cerca de 10 000 km, está constituido en Bolivia por los ríos Madeira, Mamoré, Iténez-Guaporé y Paraguay (CAF, 2010).

Los dos proyectos en estado más avanzado de construcción son las dos represas hidroeléctricas del río Madera (Jirau, Santo Antonio). Se prevé la conclusión de la primera fase de ellas para el año 2012. Las represas brasileñas contemplan la inclusión de sistemas de traspaso de peces, que se constituyen en corredores artificiales que asemejan las condiciones naturales del rio para facilitar la migración de las especies acuáticas. Sin embargo, la tecnología aplicada es nueva y es probable que la eficiencia de traspaso de peces sea baja (Molina Carpio, 2011). En el futuro, como anteriormente fue mencionado, se prevé la construcción de hidrovías que contemplen esclusas a altura de las represas hidroeléctricas, que pueden afectar la conectividad longitudinal de los ríos.

Cabe mencionar que Bolivia, al margen de los proyectos priorizados en el marco de la IIRSA, también está evaluando la factibilidad técnica y económica de varias pequeñas represas hidroeléctricas en tributarios amazónicos en las cuencas de los ríos Beni, Madre de Dios e Iténez.

A continuación se muestra algunas características de los ríos que serán afectados por los proyectos de IIRSA (ver también Crespo & Van Damme, 2011; Molina Carpio, 2011a). En el tramo binacional del río Madera y la parte baja de los ríos Beni y Mamoré, la geomorfología de los ríos se encuentra actualmente dominada por la presencia de cachuelas, afloramientos de roca que generan caídas variables de agua. Estas cachuelas juegan un rol de barrera natural para varias especies de la fauna acuática. Un ejemplo son las dos especies de bufeo presentes en la zona, *Inia boliviensis* en la Amazonía boliviana, e *I. geoffrensis* en la Amazonía central, separadas por cachuelas (Ruiz-Garcia *et al.,* 2007). En territorio boliviano, se ha encontrado que algunas especies de gran porte como el bufeo (*I. boliviensis*) y la tataruga (*Podocnemis expansa*) se encuentran ausentes en la cuenca alta del Beni posiblemente debido a que no tienen la capacidad para atravesar la turbulencia a la altura de Cachuela Esperanza, situada en el bajo río Beni (ver Tavera *et al.,* 2011). Varias especies de peces presentes en la cuenca media del río Madera no se encuentran en la Amazonía boliviana, y viceversa (ver una discusión en Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011).

De forma resumida, los peces presentan tres tipos de migraciones: las de arribada (de desove), las de bajada (de post-desove) y las laterales hacia la planicie de inundación durante la época de aguas altas o lagunas permanentes. Algunas especies migratorias de peces, como por ejemplo *Brachyplatystoma rousseauxii*, obligatoriamente tienen que pasar las cachuelas para poder llegar a sus zonas de desove, situadas en las cabeceras amazónicas (Van Damme *et al.,* 2011b). Si bien en la cuenca del Madera en Bolivia no se cuenta con datos específicos sobre los patrones de migración, se sabe que varias especies migran desde Brasil hacia la subcuenca del río Mamoré para desovar (ver Van Damme *et al*., 2011b). Las especies que pueden pasar con certeza las cachuelas del río Madera, Bajo Beni y Bajo Mamoré son el dorado, ya anteriormente mencionado, además del barbachata (*B. platynemum*), la yatorana (*Brycon* sp.) y el sábalo (*Prochilodus nigricans*). Adicionalmente, existe evidencia empírica u indirecta (por ejemplo mediante estudios genéticos) de que por lo menos parte de las poblaciones adultas de pacú (*Colossoma macropomum*), tambaqui (*Piaractus brachypomus*), surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*), chuncuina (*P. tigrinum*) y varias especies pequeñas de carácidos también pueden remontar las cachuelas.

Por otro lado, los tramos de los ríos Mamoré, Madre de Dios, Beni e Iténez que están en la mira de la IIRSA para la construcción de hidrovías se constituyen en las principales rutas de transporte de sedimentos y nutrientes, importantes para la mantención de la productividad de los sistemas acuáticos y cuya aporte en las planicies depende del pulso anual de inundación. El río Mamoré, y en menor grado los ríos Beni e Iténez, forma parte de extensas planicies de inundación (ver Crespo & Van Damme, 2011), que representan zonas de alta productividad primaria y secundaria, base para la cadena trófica. Estos ríos también funcionan como corredores facilitando el desplazamiento longitudinal de especies migratorias desde y hacia sus zonas de reproducción. Además, representan corredores por donde pasan los huevos y larvas de estas mismas especies. La Amazonía boliviana es fuente de una biodiversidad acuática inmensa que se mantiene parcialmente gracias a la compleja dinámica de sus sistemas acuáticos. Sólo en las tierras bajas Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) contabilizaron 714 especies, mientras que Jégu *et al.* (en prep.) reportaron más que 800 especies en la cuenca del río Iténez-Guaporé, compartida entre Bolivia y Brasil.

El desafío para los ingenieros que son responsables de la construcción de las represas hidroeléctricas y de los sistemas de traspaso de peces asociados consiste en no afectar la integridad ecológica de este sistema complejo y mantener la doble función del tramo de cachuelas: la de barrera para la mayoría de las especies sedentarias amazónicas y la de corredor para especies de mediana y larga distancia, la mayoría de ellas de alto valor comercial (Van Damme *et al.,* 2011c). Además, se debe aumentar la navegabilidad de los ríos amazónicos sin afectar el funcionamiento de los sistemas amazónicos que consisten en los ríos y sus planicies de inundación.

En este marco, el incremento en la conectividad longitudinal de la cuenca causada por sistemas de traspaso o esclusas que no funcionan adecuadamente aumentaría la pro-

babilidad de introducción de especies no-nativas, con consecuencias impredecibles. A modo de ejemplo, se puede mencionar el caso del paiche (*Arapaima gigas*), el cual ha sido recientemente introducido en la cuenca del río Madre de Dios, provocando cambios importantes en la economía pesquera de la región debido a que es un pescado de gran porte. Esta especie se ha convertido en una de las especies más explotadas y es posible que esté modificando las comunidades de peces nativos debido a la gran cantidad de alimento que consume (Carvajal-Vallejos *et al.,* 2011). Es muy difícil predecir los impactos que podrían causar otras especies no-nativas que pudieran introducirse por efecto de los sistemas de traspaso.

Por otro lado, la disminución de la conectividad longitudinal y la disrupción de las posibilidades de desplazamiento de las especies migratorias podrían afectar seriamente las poblaciones de estas durante sus migraciones longitudinales río arriba. Después del desove se piensa que los peces retornan aguas abajo, realizando una migración de post-desove en dirección de las aguas. Sin embargo, no se sabe si pasan nuevamente por las cachuelas o si permanecen en las zonas arriba de las mismas. A diferencia de los adultos, las informaciones sobre los estados inmaduros (alevinos) sugiere que estos son arrastrados por la corriente hacia la cuenca baja, lo que podría incrementar su mortalidad al pasar por las turbinas de las represas (Molina Carpio, 2011b).

En la zona de llanura por debajo de las represas, la reducción del caudal causada por las represas puede constituirse en una amenaza indirecta para la ictiofauna. En varios sistemas tropicales, se ha observado que la biomasa de peces está relacionada a la duración e intensidad de la inundación (Welcomme, 1996). La destrucción de las zonas de inundación se traduce generalmente en un déficit de producción pesquera. Las migraciones laterales suelen ocurrir con fines alimenticios, por lo que las especies migran hacia el interior de la llanura de inundación en época de aguas altas (*Colossoma macropomum, Piaractus brachypomus y Brycon* sp.), donde quedan aisladas en época de estiaje. El cambio de los patrones de estiaje y crecida de los ríos podría presentar serias implicaciones para estas especies debido a que su permanencia en las lagunas de várzea y las planicies inundadas se encontraría afectada por estos factores.

La extinción local o la disminución de las poblaciones de especies de peces migratorios causada por represas hidroelectrícas generaría serios problemas en la economía pesquera local, debido a que estas especies son las más explotadas en la actualidad. Sin embargo, es difícil estimar con certeza la pérdida económica que un cambio en la composición del recurso implicaría para las poblaciones locales, ya que no se cuenta con datos sobre tasas de explotación pesquera ni de la importancia de la misma para la economía regional y nacional desde 1995, que fue cuando se desmanteló el Centro de Desarrollo Pesquero. Van Damme *et al. (*2011c) estimaron de forma preliminar el valor comercial bruto a nivel del productor en 7 000 000 $US y a nivel de mercado en 10 100 000 US$. Sin embargo, tomando en cuenta el potencial pesquero en la actualidad no aprovechado, este valor podría triplicar o cuadriplicarse.

CONTAMINACIÓN QUÍMICA

Los contaminantes pueden afectar las especies de peces de diferentes formas. En Bolivia, los mayores problemas ambientales son los desechos mineros, aguas servidas (domésticas), aguas industriales, pesticidas e hidrocarburos (Van Damme, 2003). Los problemas asociados con estos contaminantes se manifiestan con diferente intensidad en las distintas partes de la Amazonía boliviana. En los siguientes acápites discutimos la contaminación acuática provocada por plaguicidas y por mercurio.

Plaguicidas

Los plaguicidas son utilizados para controlar las plagas y enfermedades en la agricultura, además para combatir los vectores de enfermedades humanas. Por mucho tiempo, su uso en los cultivos en la Amazonía boliviana no ha sido tan común como en los países vecinos, principalmente como consecuencia de su alto precio en los mercados y la preservación de los cultivos tradicionales biológicos. Sin embargo, desde los años 80, su uso se ha incrementado aceleradamente en la agricultura intensiva, como por ejemplo en los cultivos de soya en el departamento de Santa Cruz (Cervantes Morant, 2010) y en los cultivos de productos alternativos, como el plátano y el palmito, en el departamento de Cochabamba (Romanoff *et al*., 1997). Peñafiel & Kammerbauer (2001) demostraron que el uso de pesticidas en una zona subtropical del Alto Beni (municipio Palos Blancos) es muy común entre 90% de los agricultores. Estos autores demostraron que los productos que más se usan son los insecticidas representando el 45.5% (principalmente Metamidofos), seguidos por los fungicidas (mayormente azufre y Mancozeb) con 42.5%, y luego los herbicidas con el 11.2%. Además, existen varios estudios que demuestran que actualmente el uso de plaguicidas ya es muy común en los cultivos de flores ornamentales y de hortalizas en los departamentos de Cochabamba y La Paz (Pérez, 1996; Santivañez, 2003; Velásquez Valeriano, 2006) y que en estas zonas existe un riesgo para la salud pública como consecuencia de su uso inadecuado (Hofstetter, 1993; Ascarrunz *et al*., 2005; Jørs *et al*., 2006; 2007). Según Jørs *et al*. (2006), 97% de los campesinos en la cuenca alta amazónica del departamento de La Paz utilizan insecticidas altamente tóxicos.

A mediados de los años 90, Bolivia importaba alrededor de 78 pesticidas por un valor aproximado de $US 20 millones al año (Peñafiel & Kammerbauer, 2001). Del número de pesticidas importados por vía legal o por contrabando, el 20% no estaba permitido en Bolivia, además seis productos, entre los que se encuentran productos prohibidos como DDT, Paration y Tamaron, constituyeron más del 35% del volumen de importaciones. Estos productos tienen una alta toxicidad para peces y para humanos (Torres *et al.,* 2009). Datos más recientes demuestran que la importación de plaguicidas fue incrementándose desde el año 1994, llegando a 10 000 toneladas en el año 1999 y 17 066 toneladas en el año 2006, equivalente a un costo de 152 691 797 $US (Cervantes Morant, 2010).

La información sobre el uso y manejo de plaguicidas por los agricultores es un indicador de aproximación al riesgo que enfrenta el medio ambiente acuático (Peñafiel & Kammerbauer 2001), pero no permite una evaluación fidedigna del impacto real sobre la fauna acuática. Los efectos de los pesticidas sobre organismos acuáticos no han sido estudiados en detalle en Bolivia, debido al alto costo de su análisis y el reconocimiento recientemente sobre los posibles impactos de este tipo de contaminación. Santivañez (2007) enlista los plaguicidas extremadamente tóxicos (Ia) y altamente tóxicos (Ib) utilizados en Bolivia y presenta la toxicidad para los peces. En particular, los plaguicidas organoclorados tienen un alto riesgo por su capacidad de bioacumulación en organismos acuáticos y de bio-magnificación en los organismos que se encuentran en el tope de la cadena trófica, especialmente en los peces carnívoros (Torres *et al*., 2009). Jørs *et al.* (2006) indicaron que campesinos en la cuenca alta amazónica (departamento de La Paz) utilizan insecticidas como Aldrin y Parathion, cuya importación y uso están prohibidas, y son altamente tóxicos para peces.

En Bolivia, los estudios sobre estos aspectos se encuentran en sus albores. Una zona para la cual se dispone de mayor información sobre el impacto ambiental de pesticidas es la provincia Chapare (departamento de Cochabamba), donde en las últimas dos décadas se ha intensificado la producción de palmito, plátano, y otros productos utilizados en el marco del programa de desarrollo alternativo, que demandan el uso intensivo de pesticidas (inclusive aplicados desde avionetas). Según PLAGBOL (2005), en esta zona se emplean pesticidas organofosforados para aumentar la productividad de los cultivos y para controlar vectores de enfermedades como la fiebre amarilla, malaria y otras. Los pesticidas más empleados en esta zona son: Dimetoato, Metilparation, Paration y Malation, entre otros (Rodriguez, 2005). Como ejemplo, podemos mencionar los pesticidas que son utilizados en el control de la Sigatoka Negra, una enfermedad del plátano en la provincia Chapare. Romanoff *et al.* (1997) demostraron la alta toxicidad de algunos fungicidas ampliamente aplicados, como Benomyl (Benlate), Mancozeb (Manazate 200, Nanconzin), Propinconizole (Tilt) y Tridemorph (Calixin) para organismos acuáticos, y particularmente para peces. Estos autores sugirieron, en base a literatura disponible, que algunos de estos pesticidas podrían tener impactos negativos sobre las poblaciones de peces nativos.

Los primeros estudios que comprobaron el impacto de estos pesticidas sobre el ecosistema acuático en la misma zona se implementaron muy recientemente. Brün & Camacho (2001) determinaron la DL_{50} (Dosis letal 50) de dos pesticidas (Tilt y Calixin) para 2 especies nativas (mocotoro *Aequidens tetramerus* y sábalo *Prochilodus* sp.). Sobre la base de un análisis de las concentraciones de los pesticidas en las aguas receptoras, concluyeron que estos pesticidas representan un bajo hasta mediano peligro para la biodiversidad acuática en la región. Cabe mencionar que estos autores no estudiaron la toxicidad de Calixin, considerado como el más nocivo para la fauna acuática. Al respecto, estos autores indicaron que el uso de la DL_{50} tiene sus desventajas porque este parámetro no considera los efectos negativos que pueden tener concentraciones muy bajas (subletales) de pesticidas sobre la fisiología de los organismos acuáticos. Además, recientemente se ha

sugerido que los organismos acuáticos en su medio natural son mucho más sensibles a los plaguicidas de lo que indican las pruebas tradicionales de laboratorio (Relyea & Mills, 2001; Campero *et al.,* 2005). Debido a la combinación de estrés ambiental y plaguicida, este último resulta 2 a 4 veces más letal que el plaguicida en si mismo. Posiblemente los pesticidas influyen en diversos procesos metabólicos de los peces, impactando en su comportamiento, su reproducción y/o su crecimiento.

Existen denuncias ocasionales de que fumigaciones en la zona del Chapare han resultado en la mortandad de peces, pero estas no están bien documentadas y existe poco seguimiento. Debido a la falta de estudios más detallados y la falta de sistematización de experiencias, se debe añadir que la magnitud real del impacto de plaguicidas sobre ecosistemas acuáticos y sobre las especies de peces de la Amazonía boliviana no está conocida. En este momento, es imposible extrapolar los resultados de estudios específicos o diagnósticos aislados a una apreciación más global de los impactos sobre poblaciones e incluso comunidades de peces. A eso, se debe añadir las dificultades de demostrar los impactos de los plaguicidas en peces (Hãstein *et al.,* 2006). La presencia de pequeñas cantidades de pesticidas en sistemas acuáticos generalmente pasa inadvertida en programas de monitoreo, por no ser detectables en análisis químicos tradicionales o no producir cambios detectables a nivel ecológico (Downs & Ambrose, 2001; Rivero *et al.,* 2005).

Finalmente, cabe mencionar que el uso de plaguicidas, además de fertilizantes sintéticos, generalmente se intensifica concorde a la implementación de proyectos de agricultura intensiva orientados a los mercados internos y/o la exportación (soya, arroz, caña, etc.). Por eso, la aplicación de plaguicidas generalmente coincide con cambios en los hábitats acuáticos y el funcionamiento de las planicies y del pulso de inundación; todos ellos factores que pueden influir en la toxicidad de las plaguicidas.

Mercurio

En la Amazonía boliviana, la tasa elevada de mercurio acumulado en algunas especies de peces es un problema importante debido al alto consumo de pescado en algunas áreas y las implicaciones para la salud humana (Maurice-Bourgoin *et al.,* 2000). Esta tasa elevada de mercurio no sólo es causada por las actividades mineras (por ejemplo, extracción de oro), sino también por el tipo de suelo amazónico que en forma natural es rico en mercurio inorgánico (Pouilly *et al.*, 2009; Ovando Leyton, en prep.).

El mercurio es un metal pesado que tiene un alto poder toxicológico y que genera serios problemas ambientales y de salud en todo el mundo. En la Amazonía, los suelos contienen naturalmente tasas elevadas de mercurio. Las actividades erosivas (naturales y antropogénicas) liberan este mercurio incrementando los riesgos de intoxicación de los ecosistemas así como de los humanos. Las concentraciones naturales aumentan por

actividades antrópicas específicas como la minería de oro y el uso de pesticidas en la agricultura que aportan mercurio exógeno. Estos aportes corresponden generalmente a su forma inorgánica, que puede transformarse en la forma orgánica por metilación (metil-mercurio) más tóxica, acumulable en los organismos vivos (bio-acumulación) y transferible a lo largo de la cadena alimenticia (biomagnificación). Esta transformación es favorecida por las condiciones que existen en las zonas de inundación y en las lagunas marginales al río (baja profundidad, alta temperatura de agua, alta producción primaria, etc.). La absorción del mercurio por los organismos se realiza en especial a través de la alimentación, lo que genera un aumento importante de las concentraciones a lo largo de la cadena trófica. Los peces, y en especial los peces carnívoros y piscívoros, son más vulnerables a la contaminación por mercurio.

El impacto de las diversas actividades antrópicas sobre el incremento de las concentraciones naturales de mercurio es difícil de cuantificar, debido a que varios factores ambientales en conjunto juegan un rol importante sobre el control de estas concentraciones en los ecosistemas. Sin embargo, se sabe que las concentraciones de mercurio en los ecosistemas acuáticos se incrementan por: a) la incorporación de mercurio exógeno (minería y pesticidas); b) el incremento de las concentraciones de mercurio en el aire (por la quema de bosque o de la amalgama) (Malm *et al.*, 1995) que aumenta las tasas de deposición de este metal en los ecosistemas circundantes; c) el incremento de la movilidad del mercurio contenido en los suelos (deforestación) (Farella *et al.,* 2006); d) la relocalización de sedimentos (deforestación y minería), generalmente de la fase terrestre a la acuática; e) la creación de ambientes favorables para la metilación (por ejemplo, represas). La minería del oro y la implantación de represas en la Amazonía son las actividades antrópicas mas estudiadas en cuanto al efecto sobre las concentraciones de mercurio. Un estudio comparativo entre ambas demostró que la minería incrementa las concentraciones ambientales de mercurio en los compartimentos abióticos (agua) mientras que las represas tienen un impacto directo sobre las concentraciones de mercurio en la biota (peces), probablemente debido a que incrementan la superficie favorable para la metilación de este metal (Boudou *et al.,* 2005).

El ingreso de mercurio en la cadena alimenticia y su amenaza potencial están relacionadas a las concentraciones ambientales de metilmercurio (forma predominante en los organismos vivos). La capacidad de bioacumulación y magnificación de mercurio que poseen los peces depende, entro otros factores, del tiempo de exposición al mercurio (generalmente relacionado a su edad), la dieta, la posición en la red trófica, además de la calidad de las aguas y el nivel de degradación de la cuenca.

El grado de contaminación por el mercurio de los peces de los ríos de la Amazonía boliviana es parcialmente conocido a través de algunos trabajos recientes que observan diferencias marcadas entre los ríos. Las concentraciones de mercurio en los peces del río Iténez, cuya cuenca está influenciada por la deforestación y la actividad minera, son superiores a las observadas en otros ríos pocos intervenidos de la misma cuenca (Pérez,

2008; Pouilly *et al.,* 2008; Pouilly *et al.*, en prep.). En esta cuenca, las especies comerciales presentan tasas de mercurio por encima de la situación natural (0.03 µg kg^{-1}; EPA), pero con pocos individuos que sobrepasan el límite permitido para el consumo humano propuesto por la Organización Mundial de la Salud (0.05 µg kg^{-1}; OMS, 1990). En la cuenca del río Beni, degradada por actividades agrícolas y minerías, las concentraciones en los peces comerciales son todavía más altas (Maurice-Bourgoin *et al.,* 2000; Pouilly *et al.,* 2009). En la zona de Riberalta más del 20% de las especies comerciales carnívoras sobrepasan el límite de la OMS generando una situación todavía no dramática pero bastante sensible y que merece la atención de las autoridades locales (Pouilly *et al.,* 2009). Debido al desarrollo regional de actividades humanas es posible que a futuro las concentraciones de mercurio en los sistemas acuáticos y en particular en los peces se incrementen. La construcción de represas en este área favorecerá el aumento de las concentraciones de mercurio puesto que el embalse genera una mayor tasa de sedimentación de este metal y una mayor tasa de metilación, consecuencia del aumento de las zonas inundadas y desoxigenadas favorables para este proceso (Pérez *et al.,* 2008).

ESPECIES INTRODUCIDAS

La introducción de especies exóticas se constituye en una amenaza para la fauna íctica en Bolivia, pero es difícil determinar su impacto y preverlo (Cuadro 14.3). Las introducciones de especies o líneas genéticas pueden ocurrir mediante piscicultura (por ejemplo *Piaractus mesopotamicus* y *P. brachypomus* en la provincia Chapare, departamento de Cochabamba) o mediante invasión, como en el caso de *Arapaima gigas* en el norte amazónico (Carvajal *et al.,* 2011) y de *Semaprochilodus insignis* en la cuenca del río Iténez (Van Damme & Carvajal, 2005). Las invasiones se pueden dar de forma natural (por ejemplo, una especie puede ampliar su rango de distribución), pero generalmente son facilitadas por las actividades humanas, como la construcción de represas hidroeléctricas, la transferencia involuntaria o voluntaria de especies a otra cuenca, entre otras.

En la Amazonía boliviana, la mayoría de las especies utilizadas por la piscicultura no son nativas a sus sitios de cultivo. Escapes accidentales y liberaciones voluntarias crearon poblaciones biológicas que prácticamente son irreversibles y con efectos ecológicos inciertos. Hasta el momento, los gobiernos nacionales y departamentales han puesto poca atención sobre esta problemática y no existe legislación alguna que regule la introducción deliberada y la manipulación de especies no-nativas para evitar su escape a los cuerpos de agua naturales. La conciencia y conocimiento del impacto negativo (incluso económico) que puede tener la introducción de peces no-nativos en una cuenca permanece poco percibido y entendido.

En las tierras bajas del país, la piscicultura se sustenta principalmente por la producción de tambaquí (*Piaractus brachypomus*), pacú (*Colossoma macropomum*), tilapia (*Oreochromis niloticus*) y esporádicamente algunas especies de las familias Characidae,

Cuadro 14.3. Especies introducidas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana hasta 2010

Especie	Procedencia	Tipo de introducción
Oreochromis nilotica (Tilapia)	Africa -	*Introducida en la Amazonía boliviana mediante la piscicultura *Introducida en algunas lagunas con el fin de aumentar la producción pesquera (por ejemplo laguna de Santiago de Velasco)
Colossoma macropomum (pacú)	Colombia, Brasil	*Introducida en la Amazonía boliviana (principalmente Chapare, Santa Cruz y Beni) y escapada de estanques de tierra en algunas zonas *Transferencia de adultos y crías de una a otra cuenca dentro la Amazonía boliviana
Piaractus brachypomus (tambaqui)	Colombia, Brasil	*Introducida en la Amazonía boliviana (principalmente Chapare, Santa Cruz y Beni) y escapada de estanques de tierra en algunas zonas *Transferencia de adultos y crías de una a otra cuenca dentro la Amazonía boliviana
Arapaima gigas (paiche)	Norte de Perú	*Introducida en el sur de la Amazonía peruana (cuenca del río Madre de Dios) y luego invasor en la Amazonía boliviana *En algunos casos (por ejemplo Guayaramerín) introducida para la piscicultura de estanques de tierra
Semaprochilodus sp.	Cuenca media del río Madera y Amazonas (Brasil)	*Introducida en la cuenca del río Iténez por brasileños

Prochilodontidae, Anostomidae y Cyprinidae (Korkuy, 2005). La mayor parte de las larvas o juveniles de las dos primeras especies son importadas para el engorde desde Brasil (Porto Velho y Campo Grande) debido a que no existe una oferta constante por parte de los centros de reproducción, como la estación El Prado (Santa Cruz) y HOYAM (Beni), y aparentemente, son de mayor rendimiento que los locales (Soruco y Korkuy, comm. pers.). Si bien la importación de semilla de pacú y tambaquí puede cubrir los mercados y mejorar la producción local de estas especies de alta demanda, se debe considerar que la constitución genética de los stocks importados puede ser diferente a la de los nativos por su procedencia de lugares distantes o cuencas distintas. Aliaga (2003) mostró que incluso dentro la Amazonía Boliviana existe una fuerte estructuración poblacional para las dos especies (*Colossoma, Piaractus*). A medida que los cultivos se extienden y aumentan en número, la posibilidad de fugas al medio natural y posteriores entrecruzamientos con individuos locales será mayor. Sólo en la localidad de Ivirgarzama, provincia Chapare (Cochabamba), se han registrado 390 estanques de cultivo de pacú y tambaquí (Arias, 2008). El cruce entre individuos de diferentes poblaciones podría conllevar a un incremento en el flujo genético y homogenización de poblaciones naturalmente diferenciadas. La disminución en la variabilidad producida por los entrecruzamientos, no sólo tendría consecuencias negativas para las especies sino también para la piscicultura que manipula la variabilidad de los stocks con el fin de obtener mayores rendimientos.

En el caso de la tilapia, especie originaria del África, su multiplicación y aprovisionamiento ocurre dentro del país desde las estaciones Pirahiba (Cochabamba) y El Prado (Santa Cruz), principalmente, por las facilidades que presenta su manipulación. Observaciones

recientes en los alrededores de la ciudad de Santa Cruz reportan la presencia de tilapia en los canales que bordean la ciudad y se desconoce la distribución que podría haber alcanzado en las cuencas circundantes (Cardona, comm. pers.). Algunos estudios en países de América del Sur indican que esta especie puede producir efectos negativos tanto ecológicamente como económicamente en los lugares donde ha sido introducida (Perez *et al*., 1999; Dias, 2006). En este sentido, se debe reconsiderar si a corto o mediano plazo es conveniente continuar con los cultivos de esta especie o apostar por especies nativas que pueden tener rendimiento y demanda similares.

La introducción más exitosa en la Amazonía boliviana sin duda es la del paiche (*Arapaima gigas*), especie que en los años 70 fue introducida en lagunas de várzea en la cuenca alta del río Madre de Dios (Perú) y que ha invadido progresivamente la cuenca baja y porción boliviana del rio Madre de Dios y la cuenca del río Beni. Aparentemente, su expansión hacia las cuencas Mamoré e Iténez ha sido limitada por la presencia de cachuelas en el Bajo Mamoré (Carvajal *et al*., 2011), pero esas barreras naturales están eliminadas por los pescadores que transportan voluntariamente alevinos río arriba de las cachuelas para extender sus dominios de pesca (M. Pouilly, obs. pers.). Es muy probable que la especie llegue a estas cuencas, puesto que ya está siendo cultivada en estanques muy precarios y en arroyos interrumpidos en los alrededores de Guayaramerín (Van Damme, obs. pers.), de donde su probabilidad de escape es alta. Es interesante notar que *Arapaima gigas* es una especie muy vulnerable a la sobre-explotación y en este momento está considerada en peligro de extinción en casi todos los países vecinos que comparten la especie, por ejemplo en Perú (Anónimo, 2004), además en Brasil es una especie considerada como amenazada por la sobre-explotación (Resolución administrativa 05/04 del Ministerio de Medio Ambiente de Brasil). En un período de 20 años, el paiche ha ganado importancia en las pesquerías comerciales de la Amazonía boliviana, de tal manera que en la actualidad es la especie más aprovechada en la cuenca de los ríos Beni y Madre de Dios (Carvajal-Vallejos *et al.,* 2011). Semanalmente se transportan filetes de la especie a los mercados de las ciudades de Cochabamba y La Paz. Se estima que en la actualidad 300 toneladas son capturadas anualmente, representando aproximadamente 10% de las capturas totales de la Amazonía boliviana (Van Damme *et al.,* 2011c). El auge de las pesquerías de paiche en Riberalta ha coincidido con una disminución de las capturas de especies nativas, pero esto puede deberse a un cambio en la conducta y las preferencias de los pescadores. Al parecer, el paiche es una especie más fácil de capturar, la relación costo/beneficios es favorable y mayor en comparación a otras especies comerciales, y satisface las preferencias de los mercados, que demandan cada vez más filetes de pescado. Además, las capturas de paiche son casi exclusivamente en lagunas, mientras que las pesquerías de especies nativas de alto valor comercial son mayormente en los ríos, hábitats más complejos y más dificultosos para la pesca.

Hasta la fecha, no existen los estudios que nos permitan responder a la pregunta si el paiche afecta a la comunidad de especies nativas. Siendo un depredador voraz y considerando el tamaño que puede alcanzar (hasta 3 m de longitud total), es muy probable

que esté afectando la estructura de comunidades ícticas locales y a las poblaciones de sus especies presa. Sin embargo, se necesitaría estudios con adecuado diseño experimental para poder demostrar estos efectos. Este tipo de estudios son muy importantes porque pueden generar justificaciones para la toma de decisiones sobre las estrategias más oportunas de manejo de la especie, logrando un equilibrio entre los beneficios económicos que resultan de su captura y comercialización y, por otra parte, la mitigación de los impactos sobre los ecosistemas acuáticos amazónicos.

Semaprochilodus sp., especie originaria de la porción baja del río Madera y el Amazonas Central, ha sido observado a lo largo del río Iténez hasta la porción baja del río Mamoré (Guayaramerín) (Van Damme & Carvajal, 2005). Su efecto sobre las poblaciones y comunidades nativas de peces es totalmente desconocido. Es urgente iniciar un programa de monitoreo y evaluación sobre la distribución, tamaño poblacional, dieta, entre otros, que permita evaluar los grados de amenaza que representa para las especies nativas de la Amazonía boliviana. La creación de embalses por la construcción de represas hidroeléctricas podría favorecer la dispersión y multiplicación de esta especie que se alimenta de la materia orgánica que se deposita al fondo de los cuerpos de agua lénticos.

SOBREPESCA

Los stocks pesqueros en la Amazonía boliviana están afectados tanto por la pesca comercial realizada en los países vecinos como por la realizada en la misma. Se ha visto que la presión pesquera en los países vecinos es mayor que en Bolivia (Allison, 1998; Van Damme *et al.,* 2011c), por lo cual la contribución de Bolivia a la reducción del tamaño de las poblaciones de las especies amazónicas de importancia comercial sería menor.

La sobrepesca en los países amazónicos vecinos (Brasil, Perú) puede afectar a los recursos pesqueros que realizan desplazamientos transfronterizos hacia Bolivia. En estos países, varias especies de peces migratorias que ocurren en la Amazonía boliviana están consideradas en peligro de extinción, vulnerables o casi amenazadas (véase cuadro 14.4). En Brasil, aunque el Libro Rojo de la fauna amenazada (Rosa & Lima, 2008) no contempla ninguna especie comercial en riesgo de extinción empleando los criterios de IUCN (2010), siete especies amenazadas por sobre-explotación fueron incluidas en una normativa promulgada por el Ministerio de Medio Ambiente de Brasil (Instrução Normativa 05/04). Entre ellas figuran tres especies que forman parte de la ictiofauna de Bolivia (*Brachyplatystoma rousseauxii*, *Colossoma macropomum* y *Zungaro zungaro*), y dos especies introducidas en Bolivia (*Arapaima gigas* y *Semaprochilodus insignis).*

Probablemente, los stocks pesqueros de Bolivia están mayormente afectados por la sobrepesca en la cuenca alta del río Madre de Díos (Perú) y en la cuenca media y baja

del río Madera (Brasil). La sobrepesca en ríos transfronterizos como el río Iténez también podría afectar a los stocks pesqueros bolivianos (ver por ejemplo Van Damme *et al*., 2011b y Doria & Brasil de Souza, en prep.). Los Libros Rojos de estos países indican que la sobrepesca es la causa principal para la disminución de los stocks pesqueros. Petrere *et al.* (2004), por ejemplo, presentan evidencia en base a datos de captura que la piraíba *Brachyplatystoma filamentosum* está sobre-explotada en la Amazonía brasilera y colombiana. Sin embargo, en contraste con otras especies del mismo género, esta especie aparentemente no migra distancias muy largas (Barthem & Goulding, 2007). Entonces, la sobre-explotación en las partes bajas de la Amazonía podría no afectar a las poblaciones bolivianas. Ruffino & Isaac (1999) demostraron en la Amazonía central la sobre-explotación de *Pseudoplatystoma tigrinum*, una especie que realiza migraciones a lo largo del río Madera y para la cual probablemente existe intercambio de poblaciones entre Brasil y Bolivia. Costa *et al.* (2001) reportaron que existen indicios de sobre-explotación del pacú *Colossoma macropomum* en todo su rango de distribución en la Amazonía brasilera. Finalmente, Alonso & Picker (2005) argumentaron que *Brachyplatystoma rousseauxii* está sobreexplotada en una mayor parte de su rango de distribución.

Cabe indicar que las 12 especies mencionadas en el cuadro 14.4 que están amenazadas en uno o más paises amazónicos representan en conjunto 65% de los desembarques totales en la Amazonía boliviana. Si incluimos en esta lista al paiche (*Arapaima gigas*), una especie en peligro de extinción en Perú, Brasil, Venezuela y Ecuador, este porcentaje se eleva al 85% (en base a Van Damme, 2011c).

Cuadro 14.4: Especies de peces migratorias y su estado de conservación en Bolivia y en los países amazónicos vecinos. EN = En Peligro (IUCN, 2010); VU = Vulnerable (IUCN, 2010); NT = Amenazada (IUCN, 2010); CE = Amenazada por sobre-explotación en Brasil (Instrução Normativa 05/04 do Ministério do Meio Ambiente, Brasil) (en base a Van Damme *et al*., 2009)

	Bolivia	Perú	Brasil	Colombia	Venezuela
Serrasalmidae					
Colossoma macropomum	VU	NT	CE	-	NT
Piaractus brachypomus	-	NT	-	-	NT
Pimelodidae					
Brachyplatystoma rousseauxii	VU	VU [1]	CE	EN [1]	NT
Brachyplatystoma platynemum	-	VU [2]	-	EN [2]	-
Brachyplatyostoma filamentosum	-	VU	-	EN	NT
Pseudoplatystoma tigrinum	-	VU	-	EN	NT
Pseudoplatystoma fasciatum	-	NT	-	EN	NT
Phractocephalus hemiliopterus	-	VU	-	-	NT
Sorubimichthys planiceps	-	VU	-	VU	-
Sorubim lima	-	VU	-	VU	-
Zungaro zungaro	-	NT	CE	EN [3]	NT
Leiarius marmoratus	-	NT	-	-	-

[1] Enlistada bajo el nombre de *Brachyplatystoma flavicans*; [2] Enlistada bajo el nombre de *Goslina platynema*; [3] Alistado bajo el nombre de *Paulicea luetkeni.*

Allison (1998), al interpretar los datos pesqueros colectados por Payne & Fallows (1987), consideró que los recursos pesqueros en la Amazonía boliviana estaban subexplotados, y argumentó que no se necesitaban medidas de gestión pesquera muy drásticas. Este autor realizó un análisis de RDM/R de Beverton Holt con tres de las principales especies comerciales en el río Mamoré (pacú, surubí y chuncuina). En el caso de chuncuina (*Pseudoplatystoma tigrinum*) cerca de Trinidad, se estimó que para alcanzar un mayor rendimiento pesquero (RDM), se podría hasta duplicar el esfuerzo. El surubi (*P. fasciatum*) se encontraba sub-explotado en 1981. Por otro lado, existían las indicaciones que el pacú (*Colossoma macropomum)* estaba siendo explotado a niveles óptimos en aquella época. Al mismo tiempo, este autor indicó que se podía aumentar la productividad con el uso de redes con rombos más pequeños y/o un aumento en la mortalidad por pesca. Para el pacú, el tamaño óptimo de captura era de 55 cm, para la chuncuina de 64 cm y para el surubí de 65 cm. Además, sugirieron que el tamaño legal mínimo de captura para las dos especies de *Pseudoplatystoma* era demasiado grande para maximizar el RDM/R.

Desde los estudios pioneros de Payne & Fallows (1987) ya han transcurrido 30 años, lo que indica que es necesario y urgente contrastar sus resultados con información reciente. En la actualidad, no existen bancos de datos en el país que nos permitirían realizar un análisis del estado de explotación de las especies comerciales. *C. macropomum* es la única especie que ha sido estudiada con mayor detalle por Loubens & Panfili (1997), Maldonado (2004) y Nuñez *et al.* (2005) en el río Mamoré, y por Reinert & Winter (2002), Maldonado (2004), Nuñez *et al.* (2005) y Cordova *et al.* (en prep.) en la cuenca del río Iténez.

Según Reinert & Winter (2002), la estructura de edades de la población de *C. macropomum* en la cuenca del río Blanco (tributario del río Iténez) el año 1999, reflejó un stock saludable y ligeramente explotado. Los parámetros poblacionales en Bella Vista fueron similares a los del colindante y ligeramente explotado sistema del río Mamoré, pero difirieron levemente de los stocks fuertemente explotados del Brasil. Los pacús capturados por los pescadores locales eran generalmente individuos largos (de 45 a 90 cm de longitud estándar), de edades entre 4 y 60 años, y con pesos entre 3 a 30 kg. Individuos pequeños no formaron parte de las capturas puesto que los pescadores utilizaron mallas con rombos grandes. Por otro lado, Loubens & Panfili (1997) estudiaron las capturas de pacú en el río Mamoré el año 1996. Los individuos medidos por estos autores variaron de 9 a 82 cm y llegaron a registrar edades de hasta 65 años. La estructura de edades en el río Mamoré y en el río Iténez (caracterizadas por la presencia de individuos viejos) sugiere que las poblaciones estaban explotadas a niveles bajos y sostenibles y que no hubo sobre-explotación.

Aproximadamente 10 años después de los estudios mencionados, las poblaciones de *C. macropomum* en las cuencas de los ríos Iténez y Mamoré fueron estudiadas nuevamente. Nuñez *et al.* (2005), en base a datos tomados el año 2003, demostraron que

hay diferencias significativas en las tallas de primera madurez sexual entre las cuencas de los ríos Iténez y Mamoré tanto para hembras como para machos (Cuadro 14.5). Según estos autores, una posible explicación de estas tallas más bajas en el Mamoré puede ser la presión antrópica (pesca y cambios del medio ambiente), que además es la responsable del adelanto en la reproducción de las hembras. Por otra parte, datos no publicados demostraron que los pobladores de Bella Vista siguen extrayendo casi exclusivamente peces de tamaños grandes en el río Iténez, igual como hace diez años atrás. En comparación con 1999, el año en que Reinert & Winter (2002) realizaron su estudio y durante el cual no se capturó ningún pacú con tamaño menor a 55 cm, las capturas de 2005 y 2006 consistieron de 10% individuos menores a 55 cm, lo cual sugiere una leve presión pesquera (Cordova *et al*., en prep.).

Cuadro 14.5: Tallas de primera madurez sexual y edad de primera madurez sexual de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Nuñez *et al*., 2005)

	Mamoré		Iténez	
	Hembras	Machos	Hembras	Machos
Talla de primera madurez sexual (mm)	455 ± 1.04	427 ± 1.12	582 ± 3.60	551 ± 4.14
Edad de primera madurez sexual (años)	3.4 ± 0.01	3.4 ± 0.01	6.1 ± 0.12	5.5 ± 0.12

VARIABILIDAD Y CAMBIOS CLIMÁTICOS

A pesar de las opiniones contradictorias encontradas, varios autores predicen que la emisión de gases invernaderos (CO_2, NO_2, CH_4) provocará un incremento en la temperatura global de entre 1.8 y 4.0 ºC en los próximos 100 años (IPCC, 2007), además se prevé que las latitudes altas experimentarán mayores incrementos de temperatura que las latitudes tropicales y subtropicales (ACIA, 2004). Se espera que la precipitación incremente a nivel global, sin embargo este incremento se dará por el aumento de la frecuencia de eventos "extremos" (Palmer & Raisanen, 2002), que pueden generar cambios en el funcionamiento de los ecosistemas (Ficke *et al.,* 2007). Predicciones de IPCC (2001; 2007) indican una disminución moderada de la precipitación en Sudamérica. Existen escenarios más alarmantes (por ejemplo Cox *et al.*, 2000, 2004) pero estos han sido considerados como demasiado pesimistas (Cochrane & Laurance, 2008). A pesar del aumento en el conocimiento acerca de los cambios climáticos (IPCC, 2007), sigue existiendo incertidumbre de cómo estos afectarán la precipitación y los regímenes hidrológicos a nivel regional (Milly *et al*., 2005; Kundzewicz *et al.,* 2008).

Específicamente en la Amazonía, Modelos Generales de Circulación (GCM) proyectaron inicialmente un incremento regional de 2 a 3 °C hasta el año 2050 y una disminución de la precipitación durante los meses secos, resultando en sequia (Mitchell *et al.,* 1995;

Kattenberg *et al*., 1996). Christensen *et al.* (2007) proyectaron un incremento de 3.3 °C (entre 1.8 y 5.1 °C) hasta fin de siglo. Modelos ecosistémicos indican la disminución de la cobertura vegetal (Cook & Vizy, 2008) y la liberación de carbono como resultado del marchitamiento de selvas amazónicas, lo que llevaría a una tendencia a la sabanización (Killeen, 2007).

En la Amazonía, ya se evidenció una tendencia de calentamiento de +0.63 °C en los últimos 100 años (Victoria *et al.,* 1998). Sin embargo, debido al tamaño de la cuenca amazónica y a la presencia de la cordillera de Los Andes, las diferencias de una subregión a otra son significativas. Vuille *et al.* (2008) analizaron los datos de 279 estaciones meteorológicas situadas en Los Andes tropicales entre 1° N y 23° S. Sus resultados muestran un incremento de 0.68° C entre 1939 y 2006, a un ritmo de 0.10°/década. La mayor parte de ese incremento ocurrió después de 1970. En contraste, Vuille *et al.* (2003) no encontraron un incremento significativo de la temperatura en estaciones situadas al este de la cordillera y próximas a ésta, particularmente por debajo de los 1000 m.

La mayor parte de los modelos GCM del informe IPCC-AR4 predicen un incremento en la precipitación en los Andes tropicales y la región sudoccidental de la Amazonía (donde se encuentra la cuenca del río Madera) durante la estación húmeda y un decremento durante la estación seca, lo que haría que el ciclo hidrológico fuese aún más marcado (Vuille *et al*., 2003), con veranos más húmedos e inviernos más secos. Coincidentemente, Espinoza *et al.* (2007) hallaron un incremento del rango de caudales (valores extremos) en la cuenca amazónica, durante el periodo 1975-2004. Ese incremento se ha intensificado a partir de los 90: el año 2005 se registraron los caudales mínimos históricos en el río Amazonas en Obidos y en el río Madera en Porto Velho, mientras que en 1997 se registró una de las crecidas más grandes en Porto Velho.

Es aún difícil identificar tendencias significativas en los patrones anuales de precipitación. Algunos análisis (Vuille *et al*., 2003; Marengo *et al*., 2004) encontraron un ligero incremento al norte de la cuenca amazónica por encima de los 11 S y un ligero decremento al sur. Además existe una variabilidad climática a largo plazo, inducida parcialmente por El Niño/Oscilación Sur (ENSO) (IPCC, 2001). Recientemente, Milly *et al.* (2005) y Kundzewicz *et al*. (2007) confirmaron que las tendencias de la precipitación y el caudal en esta región no son muy claras. Además, las predicciones se complican debido a que los niveles de precipitación regional son altamente afectados por la deforestación (O'Brien, 1996; Chagnon & Bras, 2005).

En Bolivia, MDSP (2000) realizó un estudio preliminar de escenarios de cambios climáticos, de impactos y de opciones de adaptación a cambios climáticos en dos cuencas amazónicas sujetas a la presión urbana de grandes ciudades: la cuenca alta de los ríos Choqueyapu (altiplano) y la cuenca del río Piraí (llanos). Los modelos utilizados generon resultados contradictorios en cuanto a temperatura y precipitaciones. Algunos modelos muestran una tendencia preocupante de disminución de las precipitaciones en los

meses de inicio de la época de lluvias (septiembre y octubre), otros generan tendencias opuestas. Los autores señalan que aumentos de la precipitación en estas cuencas podrían traer consigo aumentos del escurrimiento, que pueden afectar a los patrones de inundación.

Varios autores intentaron dar una respuesta a la pregunta cómo los cambios climáticos pronosticados afectarían a los peces. Varias de las hipótesis tienen un carácter especulativo debido a la incertidumbre sobre la magnitud de los impactos a nivel local. Se asume que temperaturas elevadas, cambios generales en los patrones de precipitación, el incremento de la ocurrencia de eventos extremos en la precipitación y cambios en la estacionalidad climática pueden afectar el régimen hidrológico, los hábitats acuáticos y el comportamiento de especies de animales y plantas (Hare, 2003; Allen *et al.,* 2005). El impacto general de cambios climáticos sobre sistemas de agua dulce probablemente se manifieste como un incremento en la temperatura, disminución de la concentración de oxigeno disuelto, un incremento en la toxicidad de contaminantes (Ficke *et al.,* 2007) y la ocurrencia de eventos extremos. Por ejemplo, la mortandad masiva de peces en el sudeste de la Amazonía boliviana en el año 2010 coincidió con una ola de frío extremo, demostrando la sensibilidad de los peces amazónicos que se encuentran en su limite de distribución a las bajas temperaturas del agua. Se supone que la disminución abrupta y excepcional de la temperatura del agua ha ocasionado una cascada de efectos fisiológicos y, finalmente, la mortandad de los peces.

Los cambios climáticos tienen el potencial de cambiar la distribución de especies acuáticas. En muchos casos, los límites de distribución de especies de agua dulce son determinados por la temperatura (Cussac *et al.,* 2009). Como consecuencia, los cambios climáticos, por su efecto sobre las temperaturas de los cuerpos de agua, tienen el potencial de cambiar los patrones de distribución. Los peces de agua dulce son exotérmicos, esto quiere decir que su temperatura corporal es idéntica a la temperatura del medio en que viven. Por consecuencia, todos los procesos fisiológicos, como crecimiento, reproducción y actividad, están influenciadas por cambios en la temperatura del agua (Franklin *et al*., 1995). Incrementos o dismuniciones locales en la temperatura pueden afectar a peces individuales mediante la alternación del funcionamiento fisiológico, como la tolerancia termal, crecimiento, metabolismo, consumo de alimentos, éxito reproductivo y la habilidad de mantener la homeostasis interna cuando se enfrentan con un medio externo variable (Ficke *et al.,* 2007; Donaldson *et al*., 2008). A nivel poblacional, los cambios en el régimen termal pueden disminuir o incrementar la abundancia, aumentar o disminuir el alcance de su distribución o, en algunos casos extremos, provocar la extinción local (Ficke *et al*., 2007).

La solubilidad del oxígeno en el agua está inversamente relacionada con la temperatura del agua. Los peces amazónicos generalmente están muy bien adaptados a niveles bajos de oxígeno (por ejemplo el pacú, Araujo-Lima & Goulding, 1997), por lo cual es improbable que una disminución de los niveles de oxígeno en la Amazonía afecte a poblaciones de pe-

ces. Sin embargo, podría resultar en la selección de especies más tolerantes a condiciones hipóxicas (Ficke *et al*., 2007). Además, bajas concentraciones de oxígeno pueden afectar los huevos y larvas, que dependen de la concentración de oxígeno para su sobrevivencia.

Generalmente, se asume que los peces son aún más sensibles a los cambios en el régimen hidrológico de los ríos que a los cambios en la temperatura del agua (Poff *et al.,* 2001; Ficke *et al*., 2007). Cambios en la precipitación y evapotranspiración pueden afectar los regímenes hidrológicos y de esta manera pueden afectar las poblaciones de peces (Allison *et al.,* 2005). La disminución de la precipitación durante meses secos puede afectar especialmente a los arroyos amazónicos y las cabeceras de los ríos (Carpenter *et al.,* 1992), que son considerados como zonas importantes de desove para peces migratorios (Barthem & Goulding, 2007, Van Damme *et al.,* 2011b). En la cuenca alta amazónica, la variabilidad inter-anual en el régimen hidrológico es muy alta (Molina Carpio *et al.,* 2011a), y no se sabe aún de qué manera los cambios climáticos afectarán este patrón.

Los sistemas acuáticos en la cuenca amazónica baja se caracterizan por pulsos de inundación (Junk *et al.,* 2007) que determinan el éxito de las pesquerías fluviales (Welcomme, 1975). Cambios en este patrón, inducidos por cambios climáticos, pueden influir en la alimentación, migración y reproducción de los peces. Una disminución en el nivel de precipitación podría aumentar el aislamiento de lagunas de várzea y/o de planicies de inundación. Sin embargo, se requieren mejores modelos que puedan predecir cómo los cambios climáticos afectarán a los regímenes hidrológicos, las poblaciones de peces y las pesquerías en las tierras bajas a largo plazo.

Incrementos en la temperatura y disminuciónes de la precipitación también pueden reducir la superficie del hábitat disponible durante los meses más secos e incrementar la probabilidad de introducción exitosa de especies no-nativas. En sistemas lóticos, los regímenes hidrológicos alterados y el incremento de las temperaturas en las aguas subterráneas podrían afectar la calidad del hábitat para peces (Ficke *et al.,* 2007). Los peces han evolucionado en función a los regímenes hidrológicos, ocupando nichos específicos. Por la misma razón, su fisiología y ciclos de vida se verán afectados cuando se produzcan alteraciones inducidas por cambios climáticos (Ficke *et al.,* 2007).

Reducciones en el caudal de los ríos como consecuencia de cambios climáticos o de extracción de agua pueden reducir la biodiversidad en agua dulce (Xenopoulos *et al.,* 2005). Estos últimos autores combinaron escenarios del IPCC con modelos hidrológicos globales para construir escenarios de pérdidas en caudal como consecuencia de cambios climáticos y extracción de agua. Estas informaciones se utilizaron para estimar pérdidas en riqueza de especies ícticas, basándose en modelos globales de biodiversidad íctica en agua dulce (Oberdorff *et al*., 1995) y en la hipótesis que existe una relación entre el caudal de los ríos y la biodiversidad (Poff *et al*., 2001; Lake, 2003). Según Xenopoulos *et al*. (2005), la cuenca amazónica perderá 7 y 10 % de sus especies de peces bajo dos escenarios climáticos distintos evaluados, propuestos por IPCC (2001). El primer escena-

rio considera que no habrá una reducción en las emisiones de gases invernaderos, y el segundo escenario contempla una reducción moderada. Los autores también indican que si la disminución de los caudales en los ríos resultaría en la desconexión entre ríos y sus planicies de inundación, el riesgo de extinción incrementará. Además, indican que factores adicionales, como polución industrial, canalización u otras modificaciones en el curso de los ríos podrían agravar el efecto de los cambios climáticos. El incremento de la temperatura de las aguas podría también exacerbar el estrés experimentado por peces. Entonces, en la ausencia de medidas efectivas de conservación, se espera disminuciones aún más notorias en la diversidad de los ríos, que pueden resultar de efectos múltiples, interactivos y cumulativos que actúan a largo plazo. Es también importante considerar que comportamientos biológicos muy complejos como la reproducción y la migración de peces pueden depender de variaciones temporales sutiles en el nivel de agua (Dudgeon *et al*., 2006).

La perdida y fragmentación local de cobertura boscosa puede alterar el clima local y regional de diferentes maneras. Primero, la fragmentación de hábitats puede promocionar desecación de los bosques mediante un fenómeno que se conoce como "brisa vegetacional" (Avissar & Liu, 1996; Cochrane & Laurance, 2008). Este fenómeno ocurre cuando los desmontes al promocionar circulaciones locales atmosféricas que pueden incrementar la precipitación sobre el desmonte pero disminuirla sobre el bosque adyacente, así como por la disminución de evapotranspiración sobre los desmontes podría disminuir la precipitación y la cobertura nubosa. Según modelos basados en patrones de deforestación actual, se predice una disminución de entre 6 y 8% de la precipitación (Sud *et al*., 1996). El patrón de precipitación podría disminuir de forma abrupta si el sistema hidrológica regional colapsará (Baidya Roy & Avissar, 2000).

La ecología de las pesquerías continentales puede verse afectada por cambios en los patrones de precipitación y escurrimiento (Daw *et al.,* 2009). Particularmente, las pesquerías en las cabeceras amazónicas son extremadamente vulnerables a eventos extremos, variabilidad y cambio climático (Allison *et al.,* 2005). Los altos niveles de vulnerabilidad de estas pesquerías podrían afectar la contribución de éstas a la disminución de los niveles de pobreza y a la seguridad alimentaria a nivel local, regional y nacional (Ficke *et al*., 2007). Según Allison *et al.* (2005), la Amazonia representa una de las regiones más vulnerables a cambios climáticos, y, en particular, Bolivia y Perú son los países sudamericanos con un sector pesquero muy vulnerable debido a la tasa de empleo significativa generada por esta actividad y el alto porcentaje de pescadores viviendo en condiciones de pobreza. Además, en Bolivia las pesquerías forman parte de una estrategia de diversificación laboral. La vulnerabilidad del sector pesquero y la magnitud de los impactos a los que está expuesto determinarán la capacidad de adaptación a cambios (Daw *et al*., 2009).

Como conclusión, se puede afirmar que los cambios climáticos globales tienen el potencial para convertirse en un factor de estrés poderoso de los sistemas naturales acuáticos si su magnitud se incrementa con el tiempo. Se considera que los cambios climáticos globales

representan un factor de estrés adicional al conjunto de amenazas que incluyen polución, cambios en el uso de la tierra, deforestación, sobrepesca, introducción de especies exóticas y extracción de agua (Ficke *et al.,* 2007; Malhi *et al.,* 2007; Barange & Perry, 2009).

CONSIDERACIONES FINALES

Un reciente esfuerzo coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente y Agua de Bolivia permitió identificar las especies amenazadas de Bolivia y culminó en la elaboración del Libro Rojo de Fauna Silvestre de Bolivia (MMAyA, 2009). Sin embargo, el Libro Rojo también refleja las dificultades encontradas para determinar las causas exactas de la disminución de la diversidad acuática o de las poblaciones pesqueras. Para ninguna de las especies amenazadas se ha podido establecer o demostrar una relación causal entre una amenaza específica y la disminución de los recursos. Van Damme *et al*. (2009) incluyeron en la lista de especies de peces amenazadas a seis especies que están bajo algún riesgo de extinción en la Amazonía boliviana, siendo clasificadas dentro las categorías VU (Vulnerable) o NT (Casi Amenazada) (Cuadro 14.4). Uno de los métodos utilizados para evaluar el estado de conservación de estas especies consistió en la evaluación del grado de amenaza a que están expuestos (Aguirre *et al*., 2009). Dos de las especies incluidas en la lista, *Colossoma macropomum* (VU) y *Brachyplatystoma rousseauxii* (VU), estarían principalmente afectadas por la sobrepesca realizada en toda la cuenca alta del río Madera, compartida entre Bolivia, Brasil y Perú, aunque la primera especie probablemente también estaría afectada por la deforestación de bosques ribereños (Carvajal-Vallejos *et al.,* 2009a; Carvajal-Vallejos & Van Damme, 2009). *Cichla pleiozona* (NT) estaría afectada tanto por la pesca comercial con artes de pesca altamente eficientes (zagalla), la pesca deportiva y de subsistencia, así como por la introducción de una especie exótica (*Semaprochilodus insignis*) (Van Damme & Carvajal, 2005) y por el deterioro general del hábitat acuático (Carvajal-Vallejos *et al.,* 2009b). *Phreatobius sanguijuela* (VU), *Trigonectes rogoaguae* (NT), *Moema pepotei* (NT) y *Aphyolebias obliquus* (NT) son cuatro especies raras y con distribución muy restringida en las tierras bajas, afectadas por la modificación local de sus hábitats acuáticos (ver Cuadro 14.6) (Carvajal-Vallejos & Fernández, 2009; Sarmiento & Barrera, 2009a, 2009b; Sarmiento *et al.,* 2009). Cabe mencionar que la distribución restringida es un factor que influye en la vulnerabilidad de estas especies a las amenazas mencionadas (Van Damme *et al*., 2009).

Generalmente, y el Libro Rojo también así lo manifiesta, se considera que los recursos pesqueros de la Amazonía boliviana están relativamente bien conservados (Huntington, 1998). En el Libro Rojo de la fauna de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009), no se menciona ninguna especie de pez de las tierras bajas amazónicas extinta o en peligro de extinción y se incluyen sólo 6 especies vulnerables o casi amenazadas, menos que 1% del total de especies presentes (714; Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011). El estado de conservación de los ecosistemas terrestres y acuáticos de la Amazonía boliviana se encuentra mejor que en los países vecinos (Ibisch *et al*., 2003) y no se observan por

el momento indicadores de sobrepesca severa (Lauzanne *et al*, 2000; Allison, 2001; Van Damme *et al*., 2011c).

Evidentemente, el aparente buen estado de conservación reportado en el Libro Rojo puede ser una consecuencia de la falta de información sobre peces en general, y sobre las amenazas a las que están expuestos en particular. Existen relativamente pocos datos acerca la extensión y la magnitud de los impactos de las distintas actividades humanas sobre peces amazónicos. Para nombrar algunas, el cultivo ilícito de la coca, la industria azucarera, la explotación petrolera, la explotación de minerales, el uso de plaguicidas y fertilizantes sintéticos en la agricultura intensiva, son sólo algunos ejemplos de fuentes de contaminación sobre las cuales existe muy poca información en el país. A esto se suma que las tres ciudades más pobladas de Bolivia (La Paz, Cochabamba, Santa Cruz) se encuentran en la cuenca alta amazónica y sus elevadas densidades poblacionales humanas ejercen una presión sobre los principales afluentes receptores (Choqueyapu, Rocha, Piraí, respectivamente). Se puede suponer que las descargas domésticas e industriales provenientes de estas ciudades representan un peligro potencial para la ictiofauna en los ríos receptores. Sin embargo, existe poca información publicada acerca de la naturaleza y los volúmenes de líquidos vertidos a los ríos, y menos aún acerca de las concentraciones de contaminantes a los que estarían expuestos los peces en la cuenca baja después de los procesos de dilución o sedimentación de los tóxicos.

Esta falta de información tampoco permite ordenar las amenazas según su importancia. Un esfuerzo para jerarquizar las amenazas sería relativamente complicado debido a que

Cuadro 14.4. Amenazas para las especies amazónicas categorizadas bajo algún grado de riesgo de extinción en el Libro Rojo de los Vertebrados (+++: amenaza severa; ++: amenaza intermedia; +: amenaza leve; -: sin amenaza) (Van Damme *et al.*, 2009).

Familia	Especie	Modificación física del hábitat	Contaminación acuática	Especies introducidas	Sobrepesca	Distribución restringida
VULNERABLE (VU)						
Serrasalmidae	*Colossoma macropomum*	+	-	++	+++	-
Pimelodidae	*Brachyplatystoma rousseauxii*	+	-	-	+++	-
Heptapteridae	*Phreatobius sanguijuela*	+	+	-	-	+++
CASI AMENAZADA (NT)						
Rivulidae	*Moema pepotei*	++	+	-	-	++
Rivulidae	*Trigonectes rogoaguae*	++	*	-	-	++
Rivulidae	*Aphyolebias obliquis*	++	+	-	-	+
Cichlidae	*Cichla pleiozona*	++	+	+	++	-

las distintas actividades humanas afectan a los peces a través de varios mecanismos. La sobrepesca, y principalmente la realizada en los países vecinos, tiene el potencial de afectar las poblaciones de las especies comerciales, pero se supone que no existe ningún riesgo de extinción de especies a corto y mediano plazo. Sin embargo, es probable que las capturas por esfuerzo disminuirán gradualmente en las siguientes décadas para algunas especies de gran tamaño y de alto valor comercial, como por ejemplo el pacú (*Colossoma macropomum*), el surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*) y la chuncuina (*P. tigrinum*). Por otro lado, es probable que la introducción de especies no-nativas ocasione impactos sobre la comunidad de especies nativas. Por ejemplo, la introducción de un depredador eficiente como el paiche (*Arapaima gigas*) puede desencadenar efectos a lo largo de la cadena trófica en lagunas (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011). La introducción de especies comerciales no-nativas que se encuentran en la cima de la cadena trófica tiene el potencial de originar efectos en cascada sobre los niveles tróficos más bajos.

Las actividades humanas que más impacto podrían causar sobre las poblaciones de peces son las que inducen cambios hidrológicos que afectan a los hábitats acuáticos y la conectividad longitudinal de los ríos amazónicos. Los cambios climáticos a nivel global y regional, por ejemplo, pueden provocar variaciones extremas en los ciclos hidrológicos con impactos adversos para el funcionamiento normal de los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, represas hidroeléctricas e hidrovias quizá representen las amenazas potenciales más significativas para la biodiversidad acuática en la Amazonía boliviana a corto plazo, ya que pueden desencadenar una serie de otros factores simultaneamente, como la introducción de nuevas especies y efectos sobre los desplazamientos obligatorios de las especies migratorias. El uso de tóxicos, como plaguicidas y mercurio, está ligado a prácticas que pueden degradar los hábitats acuáticos. Estas prácticas, la explotación de oro y la agricultura intensiva respectivamente, pueden perjudicar negativamente a los peces amazónicos. Resta el desafío para conocer de que manera los cambios climáticos interactuan con otros impactos antropogénicos locales y regionales.

Cada una de las amenazas descritas en el presente capítulo se manifiesta en un diferente cuadro temporal. La probabilidad de nuevas introducciones de especies no-nativas probablemente incrementará en el tiempo con el desarrollo paulatino de la piscicultura en un futuro próximo si no se toman las medidas y regulaciones pertinentes. Los efectos de represas hidroeléctricas de Jirau y Santa Antonio comenzarán a sentirse desde el 2012, año en el que se prevé la conclusión de la primera fase de su construcción. Otros proyectos dentro del marco de la iniciativa IIRSA serán implementados gradualmente en las próximas décadas. Por otro lado, se puede esperar un incremento de la presión pesquera sobre los recursos ícticos amazónicos, y en particular sobre los recursos subexplotados actualmente, a la luz de la demanda creciente de carne de pescado (FAO, 2009), principalmente. La contaminación de los sistemas acuáticos con plaguicidas está muy ligada a actividades industriales como la explotación industrial de metales pesados y la agricultura intensiva, cuyo desarrollo depende mucho de las políticas económicas que se adoptarán en el país.

AGRADECIMIENTOS

PAVD agradece a Rosmery Ayala y Tania Santivañez por la revisión de una versión borrador del manuscrito y a Pilar Becerra por su ayuda en la elaboración de las figuras.

REFERENCIAS

Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez & P. Petry (2008). Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. BioScience, 5: 403-414.

Acebey, S. & M. Maldonado (2005). Efectos de la deforestación sobre macroinvertebrados y peces en arroyos del Chapare, Cochabamba, Bolivia. p. 1036-1043. En: Feyen, J., L.F. Aguirre & M. Moraes (Eds.). Congreso Internacional sobre desarrollo, medio ambiente y recursos naturales: sostenibilidad a múltiples niveles y escalas. Cochabamba, Bolivia.

Agostinho, A.A. & L.C. Gomes (1997). Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. p. 319-364. En: Agostinho, A.A. & L.C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, PR, 386 p.

Aguirre, L.F., R. Aguayo, J. Balderrama, C. Cortéz F., T. Tarifa, P.A. Van Damme, L. Arteaga & D. Peñaranda (2009). El método de evaluación del grado de amenaza para especies (MEGA). p. 7-18. En: MMAyA (Eds.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrádos de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz, Bolivia. 571 p.

Aliaga, C. (2003). Variabilidad genética de *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus* en la región del Alto Madera (Amazonía Boliviana) para el análisis del polimorfismo de la longitud de secuencias intrónicas (EPIC-PCR). Tesis de grado para optar el título de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 103 p.

Allison, E. (1998). Estudio en recursos pesqueros en Bolivia. ADEPESCA, La Paz, Bolivia. 24 p.

Allison, E.H., W.N. Adger, M.C. Badjeck, K. Brown, D. Conway, N.K. Dulvy, A. Halls, A. Perry & J.D. Reynold (2005). Effects of climate change on sustainability of capture and enhancement fisheries important to the poor: analysis of the vulnerability and adaptability of fisher folk living in poverty. UK. Project No. R 4778J, Final Technical Report, DFID, 168 p.

Allison, E.H., A.L. Perry, M.C. Badjeck, W.N. Adger, K. Brown, C. Conway, A.S. Halls, G.M. Pilling, J.D.Reynolds, N.L. Andrew & N.K. Dulvy (2009). Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. Fish and Fisheries, 10 (2): 173-196. doi 10.1111/j.1467-2979.2008.00310.x

Allen, J.D., M. Palmer & N.L. Poff (2005). Climate change and freshwater ecosystems. p. 274-295. In: Lovejoy, T.E. & L. Hannah (Eds.). Climate change and biodiversity. Yale University Press, New Haven, CT.

Alonso, J.C. & L. Picker (2005). Dinãmica populacional e estado atual de exploração de Piramutaba e de Dourada. p. 21-28. Em: Fabré, N.N. & R.B. Barthem (Eds.). O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: Piramutaba e Dourada no eixo Solimões-Amazonas. Manaus: ProVarzea/IBAMA.

Anónimo (2004). Categorización de Especies amenazadas de Fauna Silvestre. Decreto Supremo Nr. 034-2004-AG 17 de Septiembre del 2004.

Araujo-Lima, C. & M. Goulding (1997). So fruitful a fish: Ecology, conservation and aquaculture of the Amazon's tambaqui. Columbia University Press, New York. 190 p.

Arctic Climate Impact Assessment (ACIA) (2004). Impacts of a warming arctic: arctic climate impact assessment. Cambridge University Press, Oxford, UK.

Arias, S. (2008). 205 familias unidas por crianza de peces. Diario Los Tiempos, Noviembre 30, Cochabamba, Bolivia.

Ascarrunz, M.E., N. Tirado, A.R. Gonzáles, M. Cuti, R. Cervantes, O. Huici & E Jørs (2005). Evaluación de riesgo genotóxico: biomonitorización de trabajadores agrícolas de Caranavi, Guanay, Palca y Mecapaca, expuestas a plaguicidas. Cuadernos del Hospital de Clínicas, 50 (2): 27-37.

Avissar, R. & Y.Q. Liu (1996). Three-dimensional numerical study of shallow convective clouds and precipation induced by land surface forcing. Journal of Geophysic Research, 101: 7499-7518. Baidya Roy, S & R. Avissar (2000) Scales of response of the convective boundary layer to land-surface heterogeneity, Geophysical Research Letters, 27: 533-536.

Baidya Roy, S & R. Avissar (2000). Scales of response of the convective boundary layer to landsurface heterogeneity. Geophysical Research Letters, 27: 533-536.

Baigún, C., N. Oldani & P.A. Van Damme (2011). Represas hidroeléctricas en America Latina y su impacto sobre la ictiofauna: lecciones aprendidas p. 397-416. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Barange, M. & R.I. Perry (2009). Physical and ecological impacts of climate change relevant to marine and inland capture fisheries and aquaculture. p. 7-106. In: Cochrane, K., C. De Young, D. Soto & T. Bahri (Eds.). Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers. No. 530. Rome, FAO.

Barthem, R. & M. Goulding (2007). Un ecosistema inesperado: La Amazonía revelada por la pesca. ACCA-ACA. Lima, Perú. 243 p.

Bojsen, B.H. & R. Barriga (2002). Effects of deforestation on fish community structure of southern Wisconsin. Ecological Monographs, 27: 325-349.

Boudou, A., R. Maury-Brachet; M. Coquery & D. Cossa (2005). Synergic effect of gold mining and damming on mercury contamination in fish. Environmental Science & Technology, 39 (8): 2448- 2454.

Bruckner, A., G. Navarro & W. Ferreira (2000). Evolución del paisaje y alternativas de ordenamiento sostenible (Chapare, Cochabamba, Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 7: 47-66.

Brün, M. & V. Camacho (2001). Estudio del efecto de pesticidas utilizados en el cultivo de bananos sobre cuerpos de agua y especies nativas en regiones bananeras del Trópico cochabambino. Informe no publicado.

Bustillos, E. (2009). Influencia de la cobertura vegetal ribereña sobre la comunidad de peces en el piedemonte andino (Cochabamba - Bolivia). Tesis de grado para optar al título de Licencido en Biología. Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia. 82 p.

CAF (1998). Los ríos nos unen: Integración fluvial suramericana. CAF.

Campero, M., S. Slos, F. Ollevier & R. Stoks (2005). Unravelling the physiological mechanisms behind the interaction between predation and pesticide stress. p. 1059-1065. En: Feyen, J., Aguirre, L.F., Moraes, M. (Eds.). Congreso Internacional sobre desarrollo, medio ambiente y recursos naturales: sostenibilidad a múltiples niveles y escalas. Cochabamba, Bolivia.

Carpenter, S.R., S.G. Fisher, N.B. Grimm & J.F. Kitchell (1992). Global change and freshwater ecosystems. Annual Reviews of Ecology and Systematics, 23: 119-139.

Carvajal-Vallejos, F.M. & L. Fernández (2009). *Phractocephalus sanguijuela*. p. 75-76. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & P.A. Van Damme (2009). *Brachyplatystoma rousseauxii*. p. 73-74. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, M. Jégu & J.P. Torrico (2009a). *Colossoma macropomum*. p. 69-70. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, J.P. Torrico & H. Muñoz (2009b). p. 598-600. *Cichla pleiozona*. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, L. Cordova & C. Coca (2011). La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana. p. 367-395. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Castellón, J. (2001). Importancia de la vegetación de la várzea del río Ichilo en la alimentación de dos especies de peces frugívoros (*Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*). Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, UMSS, Cochabamba, Bolivia. 71 p.

Cervantes Morant, R. (2010). Plaguicidas en Bolivia: sus implicaciones en la salud, agricultura y medio ambiente. Revista Virtual REDESMA, 4 (1): 27-38.

Chagnon, F.J.F. & R.L. Bras (2005). Contemporary climate change in the Amazon. Geophysical Research Letters, 32: L13703; doc: 10.1029/2005GL022722

Christensen, J.H., B. Hewitson, A. Busuioc, A. Chen, X. Gao, I. Held, R. Jones, R.K. Kolli, W.-T. Kwon, R. Laprise, V.M. Rueda, L. Mearns, C.G. Menendez, J. Raisanen, A. Rinke, A. Sarr & P. Whetton (2007). Regional Climate Projections. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller. (Eds.). Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis, chapter 11. Cambridge University Press.

Cochrane, M.A. & W.F. Laurance (2008). Synergisms among fire, land use and climate change in the Amazon. Ambio, 37 (7-8): 522-527.

Cook, K.H. & E.H. Vizy (2008). Effects of 21st century climate change on the Amazon rain forest. Journal of Climate, 21: 542-560.

Cordova, L., H. Muñoz, G. Rey Ortiz, R. Ayala, J.C. Hector Muñoz & P.A. Van Damme (En prep.). Pesca y manejo participativo del pacú (*Colossoma macropomum*) en el área protegida Iténez (Amazonía boliviana). En: Aguas del Iténez-Guaporé. Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA. Cochabamba, Bolivia.

Costa, L.R.F., R.B. Barthem & M.M. Bittencourt (2001). A pesca do tambaqui, *Colossoma macropomum*, com enfoque na área do médio Solimões, Amazonas, Brasil. Acta Amazônica, 31: 449- 468.

Cox, Peter M., R.A. Betts, C.D. Jones, S.A. Spall & I. J. Totterdell (2000). Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. Nature, 408: 184-187.

Cox, P.M., R.A. Betts, M. Collins, P.P. Harris, C. Huntingford & C.D. Jones (2004). Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle proyections for the 21st century. Theoretical and applied climatology, 78 (1-3): 137-156.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Cussac, V.E., D.A. Fernández, S.E. Gómez & H.L. López (2009). Fishes of southern South America: a story driven by temperature. Fish Physiology and Biochemistry, 35: 29-42.

D'Almeida, C., C.J. Vörösmarty, G.C. Hurtt, J.A. Marengo, S.L. Dingman & B.D. Keim (2007). The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. International Journal of Climatology, 27: 633-647.

Daw, T., W.N. Adger, K. Brown & M.C. Badjeck (2009). Climate change and capture fisheries: potential impacts, adaptation and mitigation. p. 107-150. In: Cochrane, K., C. De Young, D. Soto & T. Bahri (Eds.). Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge. FAO

Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 530. Rome, FAO.

Dias, J. (2006). Impactos sócio-econômicos e ambientais da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em açudes públicos do semi-árido nordestino, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil. 69 p.

Donaldson, M.R., S.J. Cooke, D.A. Patterson & J.S. Macdonald (2008). Cold shock and fish. Journal of Fish Biology, 73: 1491-1530.

Doria, C.R.C. & S.T. Brasil de Souza (En prep.). A pesca nas bacias dos ríos Guaporé e baixo Mamoré, Amazônia Brasileira. En: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: Recuros hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Downs, T.J. & R.F. Ambrose (2001). Syntropic ecotoxicology: a heuristic model for understanding the vulnerability of ecological systems to stress. Ecosystem Health, 7 (4): 266-283.

Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny & C.A. Sullivan (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review, 81: 163-182.

Espinoza J.C., J.L.Guyot, J. Ronchail, L. Noriega, J.J. Ordonez, R. Pombosa, P. Vauchel & P. Fraizy (2007). Hydroclimatic variability in the Andean region of the Amazon basin. IAHS Scientific Assembly. HW3008 - Changes to Hydrological Extremes and Water Quality. Perugia (Italie), 07/2007, IAHS.

FAO (2005). Global Forest Resources assessment. Available online: http://www.fao.org/forestry

FAO (2009). Diagnóstico del sector pesca y acuicultura en Bolivia. Informe no publicado. La Paz, Bolivia. 58 p.

Farella, N., M. Lucotte, R. Davidson & S. Daigle (2006). Mercury release from deforested soils triggered by base cations enrichment. The Science of the Total Environment, 368: 19-29.

Ficke, A.D., C.A. Myrick & L.J. Hansen (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. Review of Fish Biology and Fisheries, 17: 581-613.

Franklin, C.E., I.A. Johnston, T. Crockford & C. Kamunde (1995). Scaling of oxygen consumption of Lake Magadi tilapia, a fish living at 37 °C. Journal of Fish Biology, 46: 829-834.

Goulding, M. (1980). The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Univ. of California Press, Berkeley, 280 p.

Hare, W. (2003). Assessment of knowledge on impacts of climate change – Contribution to the specification of Art. 2 of the UNFCCC. WBGU Potsdam, Berlin.

Hãstein, T., B. Hjeltnes, A. Lillehaug, J. Utne Skãre, M. Berntssen & A.K. Lundebye (2006). Food safety hazards that occur during the production stage: challenges for fish farming and the fishing industry. Revue Scientifique e Technique (International Office of Epizootics), 25 (2): 607-625.

Hofstetter, P. (1993). El revólver cargado en la mano de un niño. Los plaguicidas y uso en Bolivia.

Huntington, T. (1998). Estudio en evaluación del medio ambiente acuático del sector pesquero en Bolivia. ADEPESCA, La Paz, Bolivia. 41 p.

Ibisch, P.L., J.C. Chive, S.D. Espinoza & N.V. Araujo (2003). Hacia un mapa del estado de conservación de los ecosistemas de Bolivia. p. 264-272. En: Ibisch, P. & Mérida, G. (Eds.). Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Edit. FAN, Santa Cruz, Bolivia. 638 p.

IIRSA (2010). Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America. Available online: http://www.iirsa.org.

IPCC (2001). Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group 1 to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change (Eds. Houghton *et al*.). Cambridge University Press, New York. 881 p.

IPCC (2007). Climate change 2007: synthesis report. Inter-Governmental Panel on Climate Change.

IPCC. (2008). Evaluación de la vulnerabilidad e impactos del cambio climático y del potencial de adaptación en América Latina 2007. 62 p.

Isaac, V.J. & M.L.Ruffino (1996). Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the

lower Amazon, Brazil. Fisheries Management and Ecology, 3: 315-333.

IUCN (2001). IUCN Red List categories and criteria: versión 3.1. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.

IUCN. (2010). IUCN Red List of threatened species. Version 2010.1. www.iucnredlist.org. Downloaded on 14 March 2010.

Jegú, M., L. Jardim de Quieiroz, J. Camacho Terrazas, G. Torrente-Vilara, F.M. Carvajal-Vallejos, M. Pouilly & J.A. Sampaio Zuanon (En prep.). Catálogo de los peces de la cuenca Iténez o Guaporé (Bolivia y Brasil). En: Van Damme, P.A., M. Pouilly, M. Maldonado & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé (Bolivia-Brasil). Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia- Brasil). Edit. Inia. Cochabamba, Bolivia.

Jørs, E., R. Cervantes Morant, G. Condarco Aguilar, O. Huici, F. Lander, J. Bælum, J. & F. Konradsen (2006). Occupational pesticide intoxications among farmers in Bolivia: a cross-sectional study. Environmental Health: A global Access Science Source, 5 (10): 1-9.

Jørs, E., A.R. Gonzáles, M.E. Ascarrunz, N. Tirado, C. Takahashi, E. Lafuente, E., R.A. Dos Santos, N. Bailon, R. Cervantes, O. Huici, J. Bælum & F. Lander (2007). Genetic alterations in pesticide exposed Bolivian farmers. An evaluation by analysis of chromosomal aberrations and the comet assay. Biomark Insights, 2: 439-445.

Junk, W.J. (2001). Sustainable use of the Amazon River floodplain: problems and possibilities. Aquatic Ecosystem Health and Management, 4: 223-224.

Junk, W., M.G. Mota Soares & P.B. Bayley (2007). Freshwater fishes of the Amazon river basin: their biodiversity, fisheries and habitats. Aquatic Ecosystem Health & Management, 10 (2): 153-173.

Kattenberg A., F. Giorgi, H. Grassl, G.A. Meehl, J.F.B. Mitchell, R.J. Stouffer, T. Tokioka, A.J. Weaver, T.M.L. & T.M.L. Wigley (1996). Climate models: projections of future climate. pp. 289-357. In: Houghton, J.T., L.G.M. Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (Eds). Climate Change 1995: The science of climate change. Report of IPCC Working Group I, Cambridge, Cambridge University Press.

Killeen, T. (2007). A perfect storm in the Amazon wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). Conservation International report.

Killeen, T.J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M.K. Steininger, G. Harper, L.A. Solórzano & C.J. Tucker (2007). Thirty years of land-cover change in Bolivia. Ambio, 36 (7): 600-606.

Köck, G., M. Triendl. & R. Hofer (1996). Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 53: 780-786.

Korkuy, H.N. (2005). Avances y potencialidades de la acuicultura en la Amazonía Boliviana. p. 241- 250. En: Renno, J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y Piscicultura. Comunicaciones del primer coloquio de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica, Iquitos, Perú.

Kundzewicz, Z.W., L.J. Mata, N.W. Arnell, P. Döll, B. Jimenez, K. Miller, T. Oki, Z. Sen & I. Shiklomanov (2007). Freshwater resources and their management. Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. p. 173-210. In: Parry, M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. Van der Linden & C.E. Hanson (Eds.). Contribution of Working Group II to the Fourth Asessment Report of he Intergovernmental Panel on Climate Change (Cambridge University Press., UK).

Kundzewicz, Z.W., L.J. Mata, N.W. Arnell, P. Döll, B. Jimenez, K. Miller, T. Oki, Z. Sen & I. Shiklomanov (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. Hydrological Sciences Journal, 53 (1): 3-10.

Lake, P.S., M.A. Palmer, P. Biro, J. Cole, A.P. Covich, C. Dahm, J. Gibert, W. Goedkoop, K. Martens & J. Verhoeven (2003). Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: impacts on linkages between above-sediment and sediment biota. BioScience, 50 (12): 1099-1107.

Laurance, W.F., M.A. Cochrane, S. Bergen, P.M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo & T. Fernandes (2001). The future of the Brazilian Amazon. Science, 291: 438-439.

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1990). Pesca y biología pesquera en el Mamoré medio (región de

Trinidad, Bolivia). Interciencia, 15 (6): 452-460.

Lorion, C.M. & B.P. Kennedy (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. Ecological Applications, 19 (2): 468-479.

Loubens, G. & J. Panfili (1997). Biologie de *Colossoma macropomum* (Teleostei: Serrasalmidae) dans le basin du Mamoré (Amazonie bolivienne). IIchthyological Explorations Freshwaters, 8 (1): 1-22.

Maldonado, E. (2004). Biología de la reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomun* en la Amazonía Boliviana. Tesis de grado para optar al título de Magister Scientiarum, Mención Ecología Acuática. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 82 p.

Malhi, Y., J.T. Roberts, R.A. Betts, T.J. Killeen, W. Li & C.A. Nobre (2007). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science, 319: 169-172.

Malm O., M.B. Castro, W.R. Bastos, F.J.P. Branches, J.R.D. Guimaraes C.E. Zuffo & W.C. Pfeiffer (1995). An assesment of Hg pollution in different goldmining aeas, amazon Brazil. The Science of the Total Enviroment, 175: 127-140.

Marengo, J.A., W.R. Soares, C. Saulo, M. Nicolini (2004).Climatology of the low leve Jet east of the Andes as derived from the NCEP-NCAR reanalyses: characteristics and temporal variability, Journal of Climate, 17: 2261-2280.

Maurice-Bourgoin, L., I. Quiroga, J. Chincheros & P. Coureau (2000). Mercury distribution in waters and fish of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazon populations. The Science of the Total Enviroment, 260: 73-86.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington (DC): Island press.

Milly, P.C.D., K.A. Dunne & A.V. Vecchia (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. Nature, 438: 347-350.

Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación (MDSP) (2003). Mapas del sistema nacional de información de ordenamiento territorial. Viceministerio de Planificación y Ordenamiento Territorial, Dirección General de Ordenamiento Territorial, Unidad de Ordenamiento Territorial. La Paz (CD-ROM).

Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) (2009). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz, Bolivia. 571 p.

Mitchell, J.F.B., R.A. Davis, W.J. Ingram & C.A. Senior (1995). On surface temperature, greenhouse gases and aerosols: models and observations. Journal of Climate, 10: 2364-2386.

Molina Carpio, J. (2011a). Régimen hidrológico del río Madera y de sus tributarios. p. 3-14. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Molina Carpio, J. (2011b). Funcionamiento de componentes de las represas del río Madera en relación al paso de peces: vertederos, turbinas y sistemas de transposición de peces. p. 417-441. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Montag, L.F.A., R.D. Silva & R.B. Barthem (2007). The destruction of freshwater habitats: the case of the Amazon basin. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007. Caxambu, Mato Grosso. 2 p.

Navarro, G. & W. Ferreira (2000). Caracterización ecológica y biodiversidad de la cuenca oeste del río Ichilo (Cochabamba, Bolivia). Revista de Ecología y Conservación Ambiental, 7: 3-24.

Nuñez, J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R. Rivera & J.F. Renno (2005). Reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y del Mamoré (Amazonía boliviana). p. 52-57. En: Renno, J.F., C. García-Davila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y piscicultura. Comunicaciones del Primer coloquio de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica (RIIA), Iquitos, Perú.

Oberdorff, T., J.F. Guégan & B. Hugueny (1995). Global scale patterns of fish species richness in rivers. Eco-

graphy, 18: 345-352.

O'Brien, K.L. (1996). Tropical deforestation and climate change. Progress in Physical Geography, 20 (3): 311-335.

Oldani, N.O., C.R.M. Baigún, J.M. Nestler & R.A. Goodwin (2007). Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata river basin? Neotropical Ichthyology, 5 (2) :89-102.

OMS (1990) . Methylmercury. Environmental Health Criteria 101. Organización Mundial de la Salud. Geneva.

Ovando Leyton, A. (en prep.). Deforestación e inundación en la cuenca del río Iténez como indicadores de la contaminación por mercurio. En: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Palmer, T.N. & J. Räisänen (2002). Quantifying the risk of extreme seasonal precipitation events in a changing climate. Nature, 415: 512-514.

Payne, A.I. & J. Fallows (1987). A preliminary stock assessment survey of the fishery at Trinidad on the río Mamoré. Informe no publicado. 43 p.

Peñafiel, W. & H. Kammerbauer. (2001). Evaluación del uso y manejo de pesticidas en una zona subtropical del Alto Beni de Bolivia. Ecología en Bolivia, 36: 55-63.

Pérez, I.L.A. (1996). Contaminación por plaguicidas en productos hortícolas de mayor consumo en la ciudad de La Paz. Tesis de Maestría, Facultad de Agronomía, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz. 116 p.

Pérez T., M. Pouilly, L. Maurice, P. Paco, A. Ovando & L. Córdova (2008). Sensibilidad del Norte Amazónico a la contaminación por el mercurio. SIRENARE. Energía, Represas y Salud. La problemática de las represas en la cuenca del río Madera. Ed. Iván Castellón. La Paz – Bolivia. p. 53- 61.

Perez, J.E., A. Gomez & M. Nirchio (1999). FAO and Tilapia. Interciencia, 24: 321-323.

Pérez T. (2008). Bioacumulacion y biomagnificación del mercurio en peces de la cuenca del Iténez (Bolivia). Tesis de maestría en ciencias ambientales. Universidad Mayor de San Simón. 92 p.

Petrere, M., R. Borges Barthem, E. Agudelo Córdoba & B. Corrales Gómez (2004). Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum Lichtenstein*). Reviews in Fish Biology and Fisheries, 14: 403-414.

PLAGBOL (2005). Diálogos Instituto Nacional de Salud Ocupacional (INSO), Care Bolivia, Diálogos. OPS-OMS & CEIIA, Fundación Pasos. Plaguicidas Bolivia. Fase II 2005-2009, Bolivia.

Poff, N.L., P.L.Angermeier, S.D. Cooper, P.S. Lake, K.D. Fausch,K.O. Winemiller, L.A.K. Mertes, M.W. Oswood, J.Reynolds & F.J. Rahel (2001). Fish diversity in streams and rivers. p. 315-349. In: Chapin, F.S., O.E. Salas & R. Huber-Sannwald (Eds.). Scenarios of future biodiversity. Springer-Verlag, New York.

Pouilly, M., T. Pérez, A. Ovando, F. Guzmán, P. Paco, J.L. Duprey, J. Chinchero, B. Caranza, F. Barberi & J. Gardon (2008). Diagnóstico de la contaminación por el mercurio en la cuenca Iténez. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia. 96 p.

Pouilly, M., J.M. Martinez, L. Córdova, T. Pérez, J.L. Duprey & B. Caranzas (2009). Dinámica de inundación, emisión de gas y tasa de mercurio en peces en el Norte Amazónico boliviano. Hacia una cuantificación de los impactos del proyecto hidroeléctrico del río Madera. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia.

Pouilly, M., T. Pérez, F. Guzmán, P. Paco, J.L.Duprey & J. Gardon (En prep.). Diagnóstico de la contaminación por mercurio en la cuenca boliviana del río Iténez. En: Aguas del Iténez-Guaporé. Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA. Cochabamba, Bolivia.

Reinert, T.R. & K.A. Winter (2002). Sustainability of harvested pacú (*Colossoma macropomum*) populations in the Northeastern Bolivian Amazon. Conservation Biology, 16 (5): 1344-1351.

Relyea, R.A. & N. Mills (2001). Predator-induced stress makes the pesticide carbaryl more deadly to gray treefrog tadpoles (Hyla versicolor). Proceedings of the National Academy of Sciences, 98: 2491-2496.

Revenga, C., I. Campbell, R. Abella, P. de Villiers & M. Bryer (2005). Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 360: 397-413.

Rivero, M., M. Campero, M. Alvarez, N. Medrano, T. Pérez & A. Céspedes (2005). Evaluación de la sensi-

bilidad de biomarcadores para la detección de contaminación por pesticidas en organismos acuáticos, Chapare, Cochabamba. p. 1257-1263. En: Feyen, J., L.F. Aguirre, M. Moraes, M. (Eds.). Congreso Internacional sobre desarrollo, medio ambiente y recursos naturales: sostenibilidad a múltiples niveles y escalas. Cochabamba, Bolivia.

Rodriguez, V. (2005). Diagnóstico de los impactos ambientales causados por actividades humanas en los ecosistemas acuáticos de la zona comprendida entre Villa Tunari y Chipiriri en la región del Chapare (Cochabamba, Bolivia). Tesis para optar al titulo de Ingeniero Ambiental, UCB San Pablo.

Rosa, R.S. & F.C.T. Lima (2008). Os Peixes Brasileiros ameaçados de Extinção. p. 9-275. Em: Monteiro Machado, A.B., G. Moreira Drummond & A. Pereira Paglia (Eds.). Libro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Vol. II. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Romanoff, S., A. Watson, J. Wolf, C. Seeley, G. Meriles, C. Johnson, I. Brown, A. Chiri, D. Kent, R. Ploetz, E. Jaldin & B. Kernan (1997). Controlling Black Sigatoka Banana Disease in the Chapare region of Cochabamba, Bolivia. Environmental Assessment, DAI, Maryland.

Ruffino, M. L. & V. J. Isaac (1999). Dinâmica Populacional de Surubim-tigre, *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1840) no Médio Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Acta Amazonica, 29: 463-476.

Ruíz-García, M., A. Murillo, C. Corrales, N. Romero-Aleán & D. Álvarez-Prada (2007). Genética de poblaciones amazónicas: la historia evolutiva del jaguar, ocelote, delfín rosado, mono lanudo y piurí, reconstruida a partir de sus genes. Animal Biodiversity and Conservation, 30 (2): 115- 130.

Santivañez, T. (2003). Abriendo el sendero de una floricultura social y ambientalmente sostenible. En: Terres de Hombres – Alemania, Cochabamba, Bolivia.

Santivañez, T. (2007). Plaguicidas de Clase Ia y Ib en Bolivia. RAP-AL, Bolivia. Edic. CEIISA. 14 p.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2009a). *Moema pepotei*. p. 579-580. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2009b) *Trigonectes rogoaguae*. p. 581-582. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Sarmiento, J., S. Barrera & E. De La Barra (2009). *Aphyolebias obliquis*. p. 585-586. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 749 p.

Steininger, M.K., C.J. Tucker, P. Ersts, T.J. Killeen, Z. Villegas & S.B. Hecht (2001a). Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology, 15: 865-866.

Steininger, M.K., C.J. Tucker, J.R.G. Townsend, T.J. Killeen, A. Desch, V. Bella & P. Ersts (2001b). Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. Environmental Conservation, 28: 127-234.

Sud, Y., R. Yang & G. Walker (1996). Impact of in situ deforestation in Amazonia on the regional climate: general circulation model simulation study. Journal Geophysical Research, 101: 7095-7109

Tavera, G., P. Becerra, M. Ruíz-García, F.M. Carvajal-Vallejos, A. Salinas & P.A. Van Damme (2011). El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) en la amazonía boliviana: distribución, estado poblacional y amenazas. p. 65-82. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Torres, J.P.M., J. Lailson-Brito, G.C. Saldanha, P. Dorneles, C.E.A. Silva, O. Malm, J.R. Guimarães, A. Azeredo, W.R. Bastos, V.M.F. Silva da, A.R. Martin, L. Cláudio & S. Markowitz (2009). Persisitent toxic substances in the Brazilian Amazon: Contamination of man and the environment. Journal of the Brazilian Chemical Society, 20 (6): 1175-1179.

Van Damme, P.A. (2003). Cambios de la calidad del hábitat de especies silvestres debido a la contaminación inorgánica y orgánica. p. 233-238. En: Ibisch, P.I. & G. Mérida (Eds.). Biodiversidad: la riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ed. FAN, Santa Cruz, Bolivia.

Van Damme, P.A. & F.M. Carvajal (2005). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. 31 p.

Van Damme, P.A. (2006). Plan y programa de desarrollo y manejo pesquero en el norte amazónico de Bolivia.

FAO. Informe no publicado. 64 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento, S. Barrera Maure, K. Osinaga & G. Miranda-Chumacero (2009). Peces. p. 30-90. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz, Bolivia. 571 p.

Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas (2011a). Empleo en el sector pesquero en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. p. 293-306. En: Van Damme, P.A., A. Crespo, P. Becerra & R. Salas (Eds.) Peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Camacho, H. Muñoz & J. Coronel (2011b). Peces migratorios de la Amazonía boliviana. p. 149-200. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Cordova & P. Becerra (2011c). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Velásquez Valeriano M.A. (2006). Control químico de las principales enfermedades y plagas en el cultivo del repollo (Brassica oleracea var. capitata). Tesis de licenciatura, UMSA, La Paz.

Victoria, R. L. Matinelli, J. Moraes, M. Ballester, A. Krusche, G. Pellegrino, R. Almeida & J. Richey (1998). Surface air temperature variations in the Amazon region and its border during this century. Journal of Climate, 11: 1105-1110.

Vuille, M., R. S. Bradley, M. Werner & F. Keimig (2003). 20th century climate change in the tropical Andes: observations and model results. Climatic Change, 59 (1-2): 75-99.

Vuille M., M. Francou, P. Wagnon, I. Juen, G. Kaser, B. Mark & R. Bradley (2008). Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. Earth-Science Reviews, 89: 79-96.

Welcomme, R.L. (1975). L´ écologie des pêches dans les plains inondables africaines. Doc. Tech. CPCA, 3: 51 p.

Welcomme, R.L. (1976). Some genereal and theoretical considerations on the fish yield of African rivers. Journal of Fish Biology, 2: 7-24.

World Commission on Dams (WCD) (2000). Dams and Development. A new framework for decision making. Earthscan Publ. Ltd., London and Sterling, VA, 404 p.

Xenopoulos, M.A., D.M. Lodge, J. Alcamo, M. Marker, K. Schulze & D.P. Van Vuuren (2005). Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. Global Change Biology, 11: 1557-1564.

15

LA INTRODUCCIÓN DE *ARAPAIMA GIGAS* (PAICHE) EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

THE INTRODUCTION OF PAICHE (ARAPAIMA GIGAS) IN THE BOLIVIAN AMAZON

Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Paul A. VAN DAMME, Leslie CORDOVA y Claudia COCA

RESUMEN

Arapaima gigas (paiche) es un ejemplo ilustrativo para entender las causas y efectos que la introducción de peces puede tener en las tierras bajas de la Amazonía boliviana. Se presenta una descripción de algunos cambios socioeconómicos que surgieron a raíz de su introducción hace casi 40 años en el sistema de los ríos Madre de Dios y Beni. En la primera parte, se presenta una síntesis general del estado de conocimiento acerca de la especie como línea base comparativa para estudios futuros, y se propone una hipótesis sobre la historia de su introducción en el país. Seguidamente se presenta un mapa tentativo de la distribución actual que tiene en Bolivia y se describen brevemente los cambios socioeconómicos y las modificaciones en la cadena productiva de pescado que sucedieron en el norte del país. Finalmente, se presentan una discusión y recomendaciones para evitar futuras introducciones de peces relacionadas a la construcción de represas hidroeléctricas y la piscicultura, así como alternativas para su explotación en Bolivia.

SUMMARY

Arapaima gigas (paiche) is an example which can be used to study the causes and effects of the introduction of non-native species on the local fish fauna in the Bolivian Amazon lowlands. A description of some changes which occurred after its introduction since nearly 40 years ago in the Bolivian Amazon (river basins Madre de Dios and Beni) is presented. The first section presents a general synthesis of the current knowledge of the species, which can be used as a base line for future comparative studies. An hypothesis is presented on the history of its introduction in the country, as well as a distribution map. Socioeconomic changes and changes in the fish value chain in the northern Bolivian Amazon after the introduction of the species are described. Recommendations on how to avoid introduction of new species as the result of dam construction and fish culture are provided, as well as alternative ways to exploit the introduced species.

INTRODUCCIÓN

La introducción artificial de especies fuera de su área natural de distribución ha ocurrido a múltiples escalas geográficas y actualmente es un componente significativo del cambio ambiental global causado por el hombre (Vitousek *et al.,* 1997). Al margen de los beneficios aparentes que se puede obtener de su práctica, la introducción de especies conlleva a la ruptura desapercibida de un aislamiento natural determinado entre poblaciones o comunidades que siguieron trayectorias evolutivas diferentes (Rahel, 2007). Se ha mostrado, en muchos casos, que la introducción de especies fuera de su área natural de distribución puede alterar la estructura de comunidades nativas con las que no co-evolucionaron, originando consecuencias negativas que son en muchos casos irreversibles (Mooney & Cleland, 2001; Suarez & Tsutsui, 2008).

A nivel mundial, de todos los ecosistemas existentes, los lagos y ríos han sido los ambientes que sufrieron las mayores modificaciones por especies invasoras (en particular, peces). Los esfuerzos persistentes por mantener o promover la pesca deportiva (Mooney & Cleland, 2001), pesca de consumo (Hickley, 1994), la piscicultura (Casal, 2006) y explotación de peces ornamentales (Rahel, 2007), fueron los motivos principales para la introducción de especies de peces no-nativos.

La creación de un nuevo recurso pesquero involucra la transferencia de peces (u otros recursos animales explotables) a un nuevo cuerpo de agua, o la introducción de una o varias especies en ambientes 'estables' ya existentes (Hickley & Chare, 2004). Los ecosistemas receptores, por su parte, generalmente se alteran en diferentes grados para armonizar la presencia de los nuevos componentes (Moyle & Light, 1996; Welcomme, 2001). Según Hickley *et al.* (2006), las especies de peces introducidas pueden alterar la estructura de la comunidad nativa de residentes si ejercen una presión depredadora o compiten por el alimento, los refugios o sitios de reproducción. Muchas veces, las especies introducidas traen consigo nuevas enfermedades y/o parásitos a los cuales la fauna nativa es vulnerable (por ejemplo ver Oldroyd, 1999). Si en el medio ambiente existen relativos próximos a las especies introducidas, la variabilidad genética y fecundidad (fitness) pueden disminuir por sucesos de hibridización (Walters & Blum, 2007). Ocasionalmente, el ambiente puede ser alterado o degradado con la llegada de especies que no evolucionaron en el mismo (Zambrano *et al.,* 2001).

El suceso de una invasión puede ser entendido como la expansión demográfica de una especie introducida (o de una población) (Hufbauer & Torchin, 2007), y posee implicaciones biogeográficas más que taxonómicas (Colautti & MacIssac, 2004). Una especie es considerada como invasora si llega a tener impactos ecológicos o económicos significativos en su nuevo ambiente. Medir estos impactos, generalmente, no es una tarea fácil y categorizar a una especie invasora como tal puede ser ambiguo e inconsistente. En algunos casos las especies introducidas pueden tener efectos ecológicos y ambientales negativos significantes, pero económicos positivos (Hufbauer & Torchin, 2007).

En América del Sur, la introducción de peces ha ocurrido en varios países y a diferentes escalas. Existen trabajos que documentan la introducción de peces desde otros continentes (Welcomme, 1988; Casal, 2006), entre cuencas diferentes (por ejemplo Oliveira *et al*., 2006) y dentro de una misma cuenca (Agostinho & Júlio Jr., 2002). Al igual que para varias partes del mundo, las introducciones estuvieron relacionadas principalmente con la piscicultura, la pesca deportiva y el aprovechamiento de peces ornamentales. En muchos casos, la introducción de peces fue fomentada por gobiernos regionales e instituciones de desarrollo (Pérez *et al.*, 2003; Ortega *et al*., 2007; Girão, 2007).

En Bolivia, la información sobre peces introducidos es prácticamente inexistente a pesar de la importancia que algunas de ellos representan en términos de generación de empleo, ingresos y fuente de proteínas, especialmente en comunidades rurales. Hay al menos ocho especies de peces introducidas aparentemente bien establecidas en los ambientes naturales: *Ochorynchus mykiss* (Walbaum, 1792), *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 y *Gambusia affinis* (Baird y Girard, 1853) para la porción Andina, y *Arapaima gigas* (Schinz, 1822), *Semaprochilodus insignis* (Jardine, 1841), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) y *Poecilia* cf. *reticulata* para las tierras bajas (Carvajal-Vallejos, datos no publicados). Estas especies aparentemente se adaptaron bien a las condiciones locales donde fueron introducidas, y se expandieron de forma espectacular, en muchos casos a costo de las poblaciones de especies nativas (véase por ejemplo Sarmiento & Barrera, 2004; Van Damme & Carvajal, 2005; Van Damme *et al*., 2009; Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández, 2011).

En las tierras bajas, *A. gigas (*a partir de aquí *Arapaima)* es uno de los casos más particulares y sorprendentes de introducción en el país. Considerando los impactos que ha producido a nivel socioeconómico, se lo podría categorizar como un verdadero invasor. Se sabe muy poco sobre las alteraciones que esta especie podría estar causando en los ecosistemas locales, por la dificultad que encierra este tipo de estudios. Sin embargo, el impacto que ha tenido sobre la pesca y la cadena productiva de pescado del norte del país es más evidente. Hasta el año 1994, *Arapaima* no figuraba en los registros de las capturas comerciales de Bolivia (CDP, 1995). Repentinamente, en los últimos años la especie ha tomado importancia en los desembarques y en la actualidad se estima que constituye más del 50% de los volúmenes de pesca totales del norte amazónico de Bolivia (Van Damme, 2006). En un plazo de no más de 10 años, esta especie invasora ha podido ocupar un papel muy significativo en la pesca comercial de la región.

Debido a que *Arapaima* es un ejemplo ilustrativo para entender las causas y efectos que la introducción de peces podría tener en la Amazonía Boliviana, a continuación se presenta la descripción de algunos cambios que surgieron a raíz de su introducción. En la primera parte se expone una síntesis general del estado de su conocimiento como línea base comparativa para estudios futuros, y se propone una hipótesis sobre la historia de su introducción. En seguida se presenta por primera vez un mapa tentativo de la distribución actual que tiene en Bolivia y se describen brevemente los cambios socioeconómicos

y las modificaciones en la cadena productiva de pescado que sucedieron en el norte del país. Finalmente, se presentan una discusión y recomendaciones para evitar futuras introducciones de peces relacionadas a la construcción de represas hidroeléctricas y piscicultura, así como alternativas para su explotación en Bolivia.

MÉTODOS

La síntesis del conocimiento de la especie fue obtenida de la bibliografía disponible generada en Brasil, Colombia y Perú, principalmente. La distribución actual de la especie en la Amazonía Boliviana fue determinada a partir de registros y observaciones directas de campo en los principales sistemas del país, los años 2002-2003 y 2006-2008.

Para la cadena productiva de pescado en el norte de la Amazonía Boliviana se construyó un diagrama de flujo en base a insumos que se generaron durante entrevistas y talleres realizados los años 2006 y 2008, en la ciudad de Riberalta. Los insumos, que además fueron utilizados para determinar la composición y el volumen de las capturas, son comentarios personales de pescadores, dirigentes, comerciantes, y otras personas involucradas en la comercialización de pescado. La cadena presentada considera únicamente el pescado proveniente de la zona de acción de la pesca comercial en Riberalta (en el norte amazónico de Bolivia). El área incluye el territorio de varias comunidades indígenas y campesinas, que en algunos casos también representan un eslabón productivo en la cadena (Van Damme, 2006).

SÍNTESIS DEL CONOCIMIENTO DE LA ESPECIE

Identificación y distribución natural

A. gigas (Schinz in Cuvier, 1822) es el único representante reconocido de la familia Arapaimatidae del orden primitivo Osteoglossiformes ("bonytongues") en América del Sur (Ferraris, 2003; Berra, 2004; Lavoué & Sullivan, 2004; Nelson, 2006), pero se ha sugerido que otras tres especies diferenciables a nivel morfológico son nominalmente válidas (Castello & Stewart, 2010). Es uno de los peces de escama más grande de aguas continentales del mundo, alcanzando 3-4 m y más de 200 Kg (Ferraris, 2003; Berra, 2004; Nelson, 2006) (Fig. 15.1). A nivel regional es comúnmente conocido con el nombre de pirarucú (Brasil y Colombia), paiche (Perú, Ecuador, Venezuela y Bolivia) y arapaima (Guyana). Posee una cabeza pequeña y deprimida (10% del cuerpo), con los huesos notoriamente ornamentados. El cuerpo es alargado, cilíndrico y subsecuentemente comprimido. Esta cubierto con escamas ovales grandes y gruesas. Las aletas anal y dorsal están al mismo nivel, cerca de la cola redondeada. La porción posterior del cuerpo posee una coloración roja intensa (Ferraris, 2003; Saavedra *et al.,* 2005a; Nelson, 2006) (Fig. 15.1).



Figura 15.1. Ejemplar de *Arapaima gigas* capturado el año 2007 en la cuenca del río Madre de Dios (río Manupare) por pescadores comerciales de Riberalta.

De manera natural, *Arapaima* se encuentra en la cuenca del Amazonas (Berra, 2004; Hrbek *et al*., 2005), y Essequibo (Lüling, 1964; Fernandes, 2005). En la cuenca del río Amazonas ocupa alrededor de 2 millones de km^2, compartidos entre Brasil, Perú, Colombia, Ecuador y Venezuela (Ferraris, 2003; Saavedra *et al*., 2005a). Restos fósiles de *Arapaima* encontrados en La Venta, sobre el Valle del río Magdalena en Colombia, sugieren que la especie alcanzó una mayor distribución en el pasado (Lundberg & Chernoff, 1992).

Ecología

Por estudios en cautiverio y ambientes naturales, se conoce que *Arapaima* tiene preferencias carnívoras (Martinelli & Petrere Jr., 1999; Imbiriba, 2000; De Oliveira *et al.*, 2006), a pesar de que su tracto digestivo pudo haber sido filtrador en origen (Pinese, 1996). Los juveniles de *Arapaima* se alimentan principalmente de peces pequeños, decápodos, moluscos e insectos, pero pueden ser oportunistas tomando sus presas del ambiente (e.g. partes vegetales) (Saavedra *et al.,* 2005c). Los adultos son más selectivos con las presas y pueden consumir aproximadamente 6% de su masa corporal (Rebaza *et al*., 1999). Prefieren peces de tamaños medianos (Characidae, Cichlidae, Prochilodontidae, Anostomidae y Loricariidae), decápodos (*Macrobrachium* spp.) y algunas veces tortugas pequeñas (Podocnemidae) (Rebaza *et al*., 1999; Saavedra *et al*., 2005c).

Arapaima utiliza los sentidos del olfato y el tacto más que el de la visión para encontrar a sus presas. Su actividad alimenticia es más intensa durante la noche y produce una agitación con la cabeza y/o la cola en la superficie del agua cuando una presa es succionada (Rebaza *et al*., 1999; Saavedra *et al*., 2005a). En la Amazonía Colombiana se ha encontrado una correlación inversa entre el estado de condición y los niveles de agua; durante la época seca pueden conseguir sus presas más fácilmente ya que se encuentran concentradas en los lagos y ríos pequeños (Hurtado, 1998; Saavedra *et al*., 2005c).

Generalmente habita ríos de corriente suave y lagunas poco profundas con abundante vegetación flotante influenciadas por ríos de aguas blancas, negras y claras (Goulding *et al*., 2003; Fernandes, 2005). El bosque ribereño de la planicie de inundación es importante para las zonas de anidamiento (Castello, 2008). Sus depredadores naturales son algunas aves (*Anhinga anhinga*, *Megaceryle torcuata*, *Phalochrocorax brasilianus*) y algunos peces (*Serrasalmus* spp., *Cichla monoculus*, *Erythrinus erithrynus* y *Astronotus ocellatus*) (Rebaza *et al*., 1999).

Las branquias están reducidas en tamaño y han perdido casi completamente afinidad por el oxígeno; sus funciones principales son la excreción de amoniaco, carbonatos y dióxido de carbono (Val & De Almeida-Val, 1995), así como la regulación de iones o ácido-bases (Brauner *et al*., 2004). Por otro lado, su gran vejiga natatoria, altamente vascularizada, trabaja como un órgano respiratorio accesorio (Rebaza *et al*., 1999; Fernandes, 2005). Casi el 90% del oxígeno que requiere es obtenido por la vejiga natatoria, la cual ocupa todo el techo de la cavidad abdominal (Rebaza *et al.,* 1999; Marques, 2003). El aire lo consiguen a través de tragos regulares tomados de la superficie del agua, con una frecuencia (10-20 min) que depende del tamaño del espécimen (Fontenele, 1948). El aire ingerido alcanza la vejiga natatoria por un orificio dorso-caudal en la faringe. Debido a estas adaptaciones, *Arapaima* puede sobrevivir a las condiciones adversas impuestas por los ambientes poco oxigenados existentes en las lagunas de la planicie de inundación (Val & De Almeida-Val, 1995).

Rasgos de vida

La reproducción de *Arapaima* puede ocurrir a lo largo de todo el año pero se intensifica cuando las aguas comienzan a subir de nivel y las áreas para la construcción de nidos están disponibles en el bosque (Fernandes, 2005; Saavedra *et al*., 2005b). Se ha sugerido que los cambios en la conductividad y pH de las aguas al comienzo de la época lluviosa son los factores que desencadenan la época de reproducción en estos peces (Imbiriba *et al.,* 1993). En la Amazonía Brasilera la época de reproducción comienza en octubre y se extiende hasta el mes de mayo (Menezes, 1951; Fontenele & Vasconcelos, 1982), siguiendo la crecida de las aguas (Lüling, 1964). En el Perú, se ha observado un desove constante en la reserva Pacaya-Samiria con un pico entre septiembre y diciembre (Guerra, 1980), y un período reproductivo de 7 meses (noviembre-julio) en la porción baja del río Ucayalí (Lüling, 1964). En la Amazonía Colombiana, se ha reportado un incremento en el índice gonadosomático (IGS) entre los meses de septiembre a noviembre cuando las aguas comienzan a levantarse, y una caída drástica durante los meses con los niveles máximos de agua (Hurtado, 1998). En el río Rupununi, la época de reproducción comienza cuando los peses se encuentran dispersos en la sabana inundada entre los meses de mayo y agosto (Lowe-McConnel, 1964).

Únicamente la gónada izquierda es funcional, la cual es relativamente pequeña (Fontenele, 1959; Neves, 1995; Godinho *et al.*, 2005). En las hembras el ovario no tiene conexión con la papila genital, la ovulación ocurre dentro la cavidad celómica y los desoves son fraccionados con baja fecundidad (Fontenele, 1948; Godinho *et al*., 2005). La fecundidad es variable y sólo el 25% de los huevos totales (47 000-68 300 por hembra madura) son liberados (Imbiriba 1994; Rebaza *et al.,* 1999). El peso del ovario en una hembra de 2 m de longitud es 495-1 300 g (Rebaza *et al*., 1999). La edad de primera madurez sexual ocurre entre los 4-5 años cuando los especimenes alcanzan una longitud total promedio de 150-185 cm (Lüling, 1964; Guerra, 1980; Godinho *et al*., 2005) y un peso de 40-45 kg (Imbiriba, 1994; Saavedra *et al*., 2005d). Sin embargo, longitudes inferiores (menos de 120 cm) han sido registradas (Crossa & Petrere, 1999), probablemente como una respuesta a la presión de pesca que existe sobre los ejemplares más grandes.

La reproducción involucra la formación de parejas (Fontenele, 1948; Fontenele 1959). El macho delimita y defiende un área de aproximadamente 200-400 m^2 de cualquier pez invasor (Saavedra *et al*., 2005d), cada 300-500 m a la orilla de los lagos, lagunas laterales conectadas al río y arroyos (Queiroz, 2000; Castello, 2008). Una vez delimitada el área, la pareja realiza un cortejo ruidoso con sonidos similares a los humanos en un lugar donde la profundidad es aproximadamente 1.5 m (Rebaza *et al.* 1999; Saavedra *et al*., 2005d). Tanto el macho como la hembra participan en la construcción del nido (una depresión circular) durante 3-5 días, que generalmente se ubica en un punto somero (alrededor de 1-1.5 m de altura) con el fondo arenoso o arcilloso y libre de vegetación (Fontenele, 1948; Imbiriba, 1994; Queiroz, 1999; Castello, 2008). Los

huevos son depositados y fertilizados en un nido que normalmente tiene un diámetro de 0.3-0.75 m y una profundidad de 0.12-0.2 m (Imbiriba, 1994; Queiroz, 1999; Castello, 2008). El tamaño de los nidos puede variar de un año a otro; posiblemente en relación a la variación hidrológica anual (Castello, 2008). Después de la eclosión, los pececillos permanecen en el nido alrededor de 5 días hasta que el saco vitelino se consuma por completo (Saavedra *et al*., 2005d). Posteriormente, comienzan a nadar cerca de la cabeza del padre y a tomar aire atmosférico de la superficie del agua (Fontenele, 1948; Fontenele, 1959). Muchas veces las madres no participan del cuidado de las crías (Castello, 2008). Los padres cuidan agresivamente a su descendencia y exudan una sustancia blanca por la cabeza, que contiene una feromona que los atrae y mantiene cerca (Fernandes, 2005). Esta sustancia lechosa posee valores elevados de proteína y pH, y podría constituirse un alimento para los pececillos así como lo sugieren los habitantes de las riberas (Rebaza *et al*., 1999). Cuando un peligro amenaza, los padres abren los opérculos y los pequeños ingresan dentro para protegerse (Rebaza *et al*., 1999). Las crías permanecen con los padres hasta que alcanzan un tamaño cercano a los 25 cm (3-4 meses), antes de la próxima época reproductiva (Rebaza *et al*., 1999; Saavedra *et al*., 2005a).

Algunos esfuerzos han sido llevados a cabo para distinguir los sexos en especimenes maduros e inmaduros a nivel morfológico (Imbiriba, 1991; Saavedra *et al.*, 2005d) y genético (Marques, 2003; Marques *et al*., 2006), pero no se han encontrado diferencias claras. Recientemente, se ha mostrado que es posible determinar el sexo a través de la cantidad de vitelogenina en el plasma de ejemplares adultos, y de las proporciones de 17 β-estradiol y 11-ketotestosterona en ejemplares inmaduros (Dugue *et al.,* 2008; Chu-Koo *et al.*, 2009). Morfológicamente, los sexos pueden ser reconocidos cuando los adultos conforman una pareja. El macho es más largo que la hembra, tiene el dorso oscuro, la porción ventral de la cabeza con una coloración rojo-naranja, la pigmentación roja intensificada a los lados del cuerpo y una papila genital recta. La hembra mantiene su color castaño, es más gruesa y tiene una papila genital en forma de roseta (Copaira & Montalvo, 1972; Rebaza *et al*., 1999; Saavedra *et al*., 2005d). Se ha observado que la proporción de hembras y machos en condiciones naturales es de 1.2/1, respectivamente (Saavedra *et al*., 2005d).

Genética de la conservación

Arapaima posee un cariotipo compuesto de 28 cromosomas submeta/metacéntricos y 28 subtelo/acrocéntricos, y no es posible reconocer los sexos a este nivel. Posee regiones organizadoras nucleolares (NORs en inglés) simples con un polimorfismo estructural a nivel del tamaño (Marques, 2003).

Según estudios poblacionales con microsatélites (DNAn) (Farias *et al*., 2003; Hrbek *et al.,* 2007) y secuencias de fragmentos del genoma mitocondrial (DNAmt) (Hrbek *et al*., 2005;

Hrbek *et al.,* 2007), se ha encontrado un flujo genético elevado entre varias poblaciones geográficas a lo largo del eje principal del río Amazonas. Resultados similares fueron encontrados a través de RAPDs en el Araguaia Medio (Marques, 2003). Los microsatélites revelaron una elevada variabilidad genética inter-poblacional y las distancias genéticas y geográficas estuvieron asociadas (aislamiento por la distancia); las poblaciones llegaron a ser significativamente diferentes entre 2 500-3 000 km de distancia. Los fragmentos de DNAmt mostraron una variabilidad haplotípica importante y una divergencia histórica mínima entre localidades sin asociación entre distancias genéticas y geográficas. La mayor diversidad se encontró aguas arriba de Manaos (Brasil) y en lugares alejados de los mayores centros poblados. Los patrones de diferenciación observados con este marcador podrían ser resultado de la sobre-explotación y presión pesquera que la especie ha sufrido desde varias décadas atrás. Se ha sugerido que la variabilidad elevada podría garantizar la continuidad de la especie en su ambiente natural (Farias *et al*., 2003; Hrbek *et al.,* 2007). Sin embargo, la creación y posicionamiento estratégico de reservas a lo largo del eje Amazónico podría ser una alternativa para mejorar el repoblamiento y el manejo de la especie en áreas donde las poblaciones fueron fuertemente disminuidas (Hrbek *et al*., 2005; Hrbek *et al*., 2007).

HISTORIA DE SU INTRODUCCIÓN Y DISTRIBUCIÓN ACTUAL EN BOLIVIA

Desde el siglo XVIII, *Arapaima* fue blanco de las pesquerías a lo largo del eje principal del Amazonas y sostuvo una fuerte actividad extractiva para cubrir la demanda de proteína en las ciudades ribereñas más grandes (Goulding, 1980). La buena consistencia de la carne y la ausencia de huesos intermusculares, permitió a la gente almacenar y transportar filetes salados y secos, similar al bacalao (pez marino del género *Gadus*) (Hrbek *et al.*, 2005). Con la aparición de las redes agalleras de nylon en las prácticas de la pesca Amazónica, una caída dramática de las poblaciones naturales se hizo evidente a final de los años 80 y la especie fue indexada en el Apéndice II del Tratado Internacional de Conservación de Especies Comerciales Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES).

Debido a que *Arapaima* representaba una fuente habitual de ingresos económicos y proteína para las comunidades ribereñas en la Amazonía Central (Queiroz, 1999; Murrieta 2001; Viana *et al.*, 2004), se asumieron algunas alternativas para mitigar las repercusiones negativas de la pesca. Se comenzaron a desarrollar y promover actividades de cultivo artesanal de la especie con el objeto de reducir su extracción del medio natural sin afectar el sustento pesquero (Alcantara Bocanegra *et al*., 2006). Por los años cuarenta, en la laguna Zapote de la zona Reservada del río Pacaya (actualmente Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú), experimentos sencillos revelaron la facilidad que la especie tenía para reproducirse en cautiverio. A partir de aquellas experiencias, el cultivo y multiplicación de *Arapaima* en ambientes controlados comenzó a ser practicado en varias comuni-

dades a lo largo del eje Ucayalí-Amazonas en Perú. Los cultivos artesanales de *Arapaima* fueron exitosos gracias a varios rasgos fisiológicos favorables que la especie presentaba: rusticidad a la manipulación (Imbiriba, 2000), buena tolerancia a concentraciones bajas de oxígeno (Queiroz, 1999), resistencia a concentraciones altas de amonio (Cavero *et al.,* 2004), crecimiento rápido (tasa promedio de 10 kg año^{-1}) (Queiroz, 1999; Rebaza *et al*., 1999), alto rendimiento (8 000 kg ha^{-1} año^{-1}) comparado al de otros animales domésticos (por ejemplo, ganado 400 kg ha^{-1} año^{-1}) (Rebaza *et al.,* 1999), reproducción sin inducción hormonal (Imbiriba, 2000; Fernandes, 2005), y cuidado de las crías (Fontanele, 1959).

Entre 1965 y finales de la misma década, la Estación de Pesquería de Loreto de la Dirección General de Pesca y Caza, Ministerio de Agricultura del Perú, inició un repoblamiento e introducción de *Arapaima* en ambientes naturales y cuerpos de agua que ofrecían condiciones favorables para su establecimiento y expansión. Dentro de esta iniciativa, se realizó la transposición de especímenes de *A. gigas* (se estima que fueron algunas centenas), y posiblemente otras especies (*Prochilodus nigricans*, *Astronotus ocellatus* entre otros), desde la Reserva Pacaya Samiria a dos cuerpos de agua en el departamento de Madre de Dios, al lago Sauce en el departamento de San Martín y al reservorio de San Lorenzo en el departamento de Piura. En la cuenca del río Madre de Dios, los ejemplares de *Arapaima* fueron liberados en las lagunas Valencia y Sandoval, próximas a la comunidad de Puerto Maldonado. A partir de estos dos puntos, *Arapaima* comenzó un proceso de expansión exitoso hacia los cuerpos de agua en territorio Boliviano donde la disponibilidad de hábitats era mayor. Datos genéticos de *Arapaima* obtenidos en diferentes puntos de la Amazonía, incluyendo Bolivia, son coincidentes con la afirmación de que la población fundadora introducida en el río Madre de Dios tuvo un origen en las aguas peruanas del eje Ucayalí-Amazonas (Hrbek *et al*., 2005).

Relatos de los pescadores más antiguos de la ciudad de Riberalta indican que la llegada de *Arapaima* a Bolivia fue después del año 1980. Según el pescador Wilfredo Chipunavi, su embarcación (El Pingüino) llevó el primer ejemplar de *Arapaima* a la ciudad de Riberalta estimativamente el año 1983. El ejemplar, que medía alrededor de 1.5 m y pesaba 22 kg, fue capturado por el Lago Murillo, a la altura de la Barraca Venecia, a unos 100 km de la ciudad de Riberalta. Dos meses después, el mismo pescador capturó un ejemplar de dimensiones similares al primero a la altura de la comunidad San Miguel, sobre el río Madre de Dios, aproximadamente a 70 km de Riberalta. Debido a que *Arapaima* era una especie desconocida en la región, los pobladores locales no consumían la carne; el sabor les parecía desagradable comparado al de las especies nativas. Los pescadores que lograban accidentalmente su captura desechaban la carne o la guardaban en forma de charque (secada con sal y a la luz del sol).

El poco interés que existía sobre *Arapaima* a finales de los años 80 y la gran cantidad de ambientes lénticos favorecieron su multiplicación y dispersión. Desde aquellos años, las capturas de este pez en distintos puntos de la Amazonía boliviana occidental fueron cada vez más frecuentes y en la actualidad se encuentra en casi todo el sistema de las

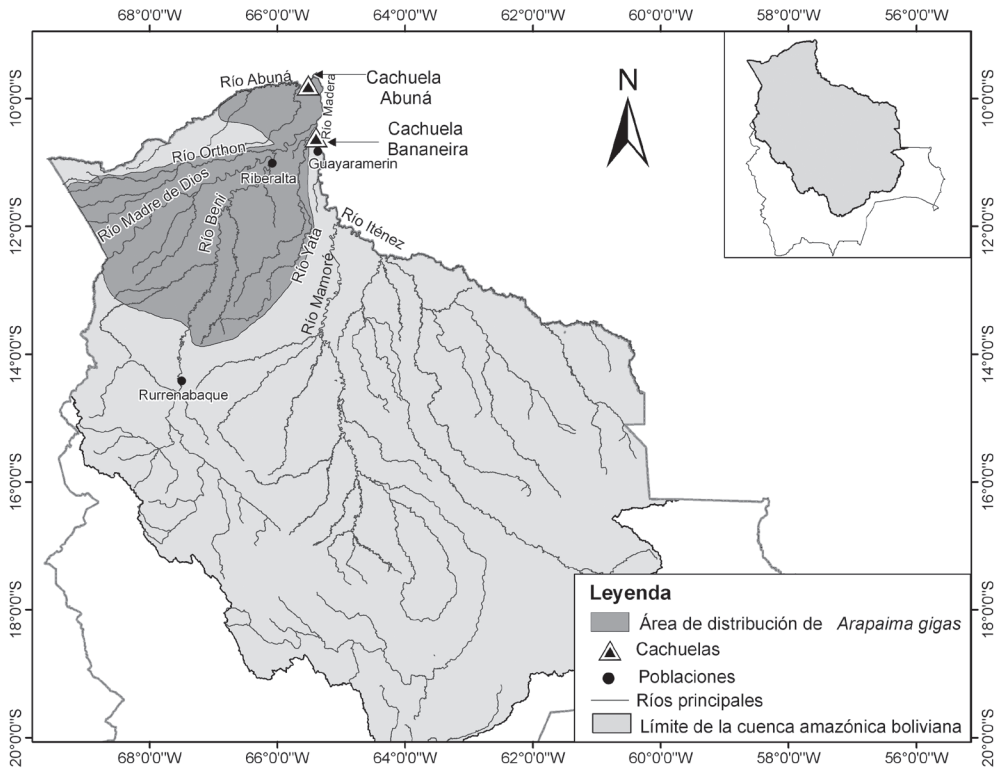


Figura 15.2. Distribución actual de *Arapaima gigas* en la Amazonía Boliviana según observaciones directas de campo e información obtenida de pescadores comerciales.

tierras bajas que recorre esta área (Madre de Dios, Orthon, Beni y Yata) (Fig. 15.2). En los ríos Madre de Dios y Orthon, la especie se encuentra en toda su cuenca (ríos, arroyos y lagunas). En el río Beni, la especie ha alcanzado casi toda la cuenca baja (lagunas y tributarios). La observación más al sur de la cuenca Amazónica Boliviana el año 2008 proviene de la boca de río Negro sobre el río Beni, aproximadamente 200 km río abajo del piedemonte andino (Rurrenabaque). En el río Madera su presencia es incierta por debajo de la confluencia de los ríos Mamoré y Beni (no pudo ser comprobada durante las visitas de campo), pero se sospecha que alcanzó el tramo del río Madera entre la desembocadura del río Abuná y la cachuela de Santo Antonio por la facilidad que tuvo para atravesar las cachuelas en Bolivia (e.g. Cachuela Esperanza en el río Beni y una serie de cachuelas en el tramo binacional del río Madera). Recientemente se sabe que los pescadores brasileños del estado de Acre capturan la especie en el río Abuná (Apel, com. pers.). En las aguas del río Yata, aparentemente la especie ha alcanzado la parte baja (Fig. 15.2). Cardúmenes de peces pequeños son observados con frecuencia por los pescadores locales.

Hasta el momento no se tiene registros de la especie en las aguas de los ríos Mamoré e Iténez por encima de la cachuela inmediatamente aguas arriba de la boca del río

Yata (Cachuela Bananeira). Al parecer, esta especie tiene capacidad de remontar ríos de corriente relativamente fuerte ya que pudo atravesar dos cachuelas medianas que se encuentran entre la boca del río Yata y el origen del río Madera, posiblemente por las zonas menos correntosas. Es probable que la velocidad de las aguas a la altura de Cachuela Yata y otras próximas a la ciudad de Guayaramerín representen una barrera física al movimiento de esta especie hacia aguas arriba. Sin embargo, la planicie de inundación de la Amazonía Boliviana es una de las más extensas de América del Sur (Hamilton *et al*., 2004; Crespo & Van Damme, 2011). La dispersión hacia los ríos Mamoré e Iténez podría tomar lugar por la planicie de inundación, durante los períodos de aguas altas e inundaciones excepcionales, si es que no logra salvar las cachuelas más fuertes entre la boca del río Yata y Guayaramerín en primera instancia.

IMPACTO SOBRE LA CADENA PRODUCTIVA DE PESCADO EN LA AMAZONÍA BOLIVIANA

Situación antes de la introducción de *Arapaima*

La zona de confluencia de los ríos Beni, Mamoré, Madre de Dios e Iténez se constituye en una de las regiones en Bolivia con mayor importancia para la pesca comercial. Los centros de mayor actividad pesquera de esta región son Riberalta, Cachuela Esperanza, Guayaramerín (Departamento del Beni), Puerto Rico y Porvenir (Departamento Pando). Entre estas localidades, la ciudad de Riberalta se destaca como el lugar de desembarque más importante y es el mayor centro de comercialización de pescado (ADEPESCA, 1999). En los años 80, las especies más importantes en la pesca comercial de Riberalta fueron el pacú (*Colossoma macropomum*), el tambaquí (*Piaractus brachypomus*), el surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*) y la chuncuina (*P. tigrinum*). Según CDP (1995), estas cuatro especies representaron más del 80% de las capturas en los años 1992, 1993 y 1994. Antes del año 1994, *Arapaima* no figuraba en las capturas de las pesquerías comerciales (CDP, 1995). Después de este año, el Centro de Desarrollo Pesquero fue desarticulado y no se continuó con las estadísticas pesqueras nacionales.

Hasta el año 1970, *Arapaima* no estaba presente en los ríos amazónicos del norte de Bolivia. Su ausencia en las porciones superiores del río Madera (Amazonía Boliviana), posiblemente se debió a la serie de rápidos (cachuelas) entre Guayaramerín (Bolivia) y Porto Velho (Brasil) que actuaron como una barrera geográfica natural para su movimiento aguas arriba. Una observación similar fue realizada por Eigenmann & Allen (1942) para la porción superior del río Marañon (Perú), debido a la ausencia de *Arapaima* y otras especies aguas arriba del rápido Pongo de Manseriche. En la actualidad *Arapaima* y otras especies también fueron introducidas por encima de este rápido para proveer de alimento a las comunidades ribereñas (Tello, com. pers.).

Estimación de las capturas actuales de *Arapaima*

A diferencia de los años 80 e inicios de los 90s, *Arapaima* llegó a formar parte de las capturas en los años 2000. Van Damme *et al.* (2011a) estimaron los volúmenes de capturas mediante entrevistas a personas claves involucradas en la comercialización de pescado. En Puerto Rico y Riberalta las capturas totales de la pesquería comercial el año 2008 fueron, respectivamente, 54 y 340 t . En ambas localidades, *Arapaima* fue la especie más importante en las capturas (Fig. 15.3.). En base a estos datos, se pudo estimar una captura total de *Arapaima* de 163 t año^{-1} en las dos localidades. Estos datos están confirmados indirectamente por Wiefels (2006), quien afirmó que anualmente 150 t de *Arapaima* proveniente de Riberalta se comercializan en La Paz, Cochabamba y Santa Cruz.

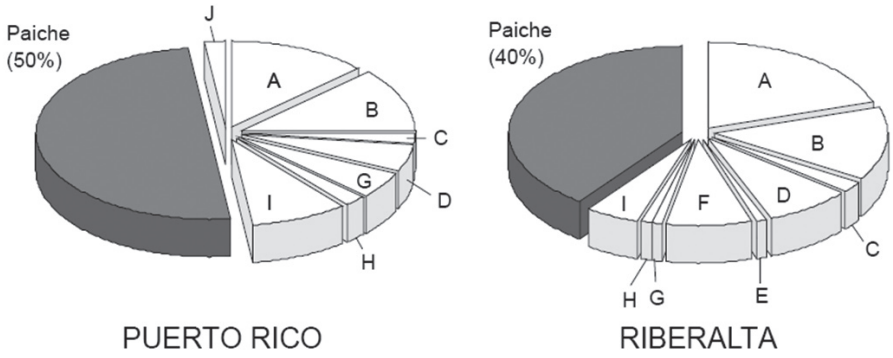


Figura 15.3. Estimación de la composición de las capturas en el Norte Amazónico (Puerto Rico y Riberalta) en base a entrevistas con actores claves en agosto de 2008 (A:surubí/chuncuina *Pseudoplatystoma* spp.; B:pacú *Colossoma macropomum*; C: tambaquí *Piaractus brachypomus*; D: sábalo *Prochilodus nigricans*; E: blanquillo *Pinirampus pirinampu*; F: muturo *Zungaro zungaro*; G: general *Phractocephalus hemioliopterus*; H: piraña *Serrasalmus* spp. y *Pygocentrus nattereri*; I: yatorana *Brycon* sp., J: pacupeba *Mylossoma* spp. y *Metynis* spp.). (en base a Van Damme *et al.*, 2011a).

Los mismos autores indican que los pescadores de Cachuela Esperanza y Guayaramerín no pescan *Arapaima*, los primeros porque pescan mayormente en el canal principal del río Beni (donde la ocurrencia de paiche es baja y los segundos porque su área de pesca (ríos Mamoré e Iténez) no se sobrepone con el área que actualmente ocupa la especie en la Amazonía boliviana (Fig. 15.2).

Cadena productiva de pescado

Entrevistas a pescadores comerciales indican que *Arapaima* es la especie actual preferida por la pesca. En los últimos cinco años, los pescadores se han dedicado a perfeccionar sus

técnicas de captura (mallas y espiñel), hasta el punto en que la mayoría de las faenas estan destinadas a la búsqueda exclusiva de esta especie. Ocasionalmente, también se capturan otras especies nativas grandes con las mallas destinadas a la captura de paiche. A continuación se mencionan algunas razones que mantienen las preferencias por la busqueda de paiche: (1) El factor más influyente es la gran demanda que existe por la carne de *Arapaima*. Los pescadores entregan todo su cargamento a comerciantes mayoristas que llevan el producto a mercados en los departamentos de Cochabamba, Santa Cruz y La Paz. (2) La pesca de paiche implica un rendimiento más alto, pocos individuos generan mayor cantidad de carne que otras especies de piel o escama. (3) Las mallas usadas en la captura de esta especie requieren menor esfuerzo de mantenimiento que otras mallas de filamentos delgados y rombo más pequeño, aunque el costo de cada malla utilizada es tres veces mayor al costo de las mallas convencionales usadas para la captura de peces nativos. (4) Finalmente, los pescadores indican que la pesca de *Arapaima* requiere menos esfuerzo que la captura de otras especies, porque la pesca es realizada principalmente en lagunas.

Van Damme (2006) mencionó que la cadena productiva del pescado en Riberalta cambió drásticamente con la llegada de *Arapaima*. Antes, la pesca se concentraba en los canales principales de los ríos, ahora la pesca se realiza mayormente en lagunas donde existen conflictos entre indígenas y pescadores comerciales sobre los derechos de acceso a los recursos. Gracias a su gran tamaño, buena preservación de la carne y facilidad de fileteo, *Arapaima* es comercializado casi en su totalidad en el interior, donde ha reemplazado especies nativas provenientes mayormente de la cuenca Mamoré (Trinidad, Puerto Villarroel) y Beni (Rurrenabaque, San Buena Ventura), como el surubí y el pacú.

Casi la totalidad de las capturas de *Arapaima* proviene de lagunas de várzea en las cuencas de los ríos Beni, Madre de Dios y Orthon. Un gran porcentaje de paiche es capturado por indígenas (que tienen derecho de propiedad en Tierras Comunitarias de Origen o TCOs) y vendido a intermediarios (mayoristas) o a pescadores comerciales, quienes lo transportan hacia la ciudad de Riberalta. Otra parte es capturada por los pescadores comerciales en algunas lagunas de libre acceso. Los conflictos entre comunidades indígenas/campesinas y pescadores comerciales por el acceso al recurso en lagunas dentro de TCOs o dentro los territorios controlados por comunidades indígenas fueron resueltos parcialmente y temporalmente de dos maneras. Primero, los indígenas establecieron una especie de "impuesto o aporte comunal" que fluctúa entre 1 a 2 Bs por kg de pescado capturado por externos. Segundo, algunas comunidades establecieron convenios con pescadores comerciales. Este convenio consisiste en el empleo exclusivo de comunarios que utilizan material proporcionado por los pescadores comerciales. A pesar de estas negociaciones los conflictos sobre el acceso al recurso son inevitables y surgen con frecuencia. Hasta la fecha, el actor público (gobierno, gobernaciones y municipios) ha tenido una intervención marginal en la resolución de estos conflictos.

Riberalta ocupa un lugar estratégico en la cadena productiva del pescado a nivel nacional por exportar a todos los mercados grandes del interior. Desde Riberalta también existe

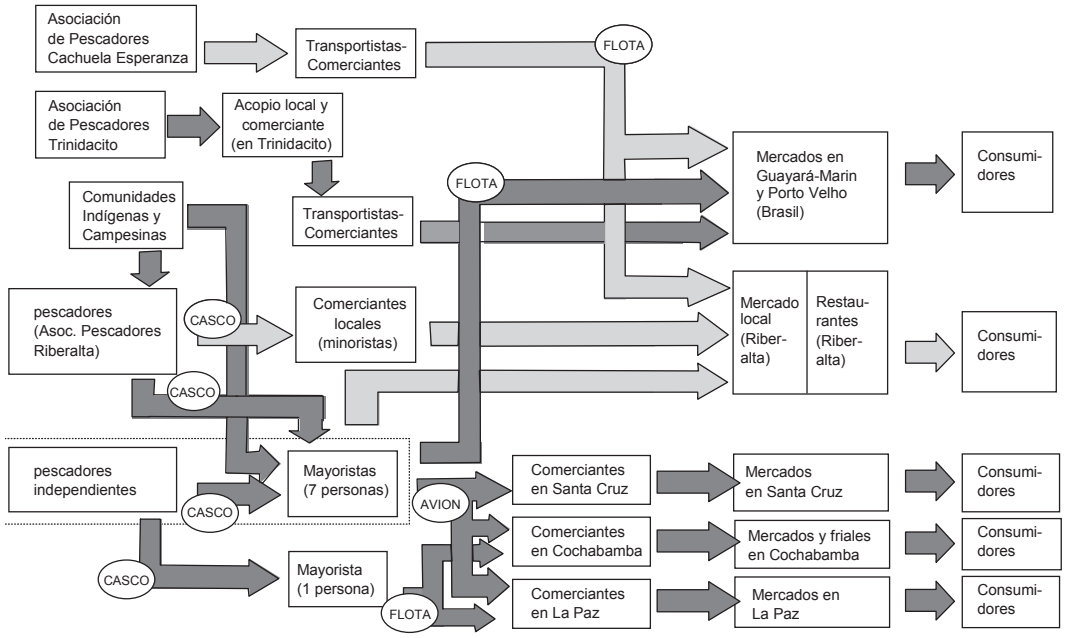


Figura 15.4. Cadena productiva del pescado en los alrededores de Riberalta en el año 2005 (adaptado de Van Damme, 2006). Las flechas oscuras representan flujos de pescado con mayor presencia de *Arapaima gigas*. Las flechas claras representan flujos de pescado con mayor presencia de peces nativos.

un flujo de pescado hacia el país vecino del Brasil, el cual opera a través de la ciudad de Guayaramerín (Doria & Brasil de Souza, en prep.). En la figura 15.4 se presenta la cadena productiva del pescado en los alrededores de Riberalta en el año 2005 (Van Damme, 2006). Se puede notar la complejidad de la cadena, y el número importante de eslabones. El primer eslabón es ocupado por pescadores comerciales organizados (en asociaciones), pescadores comerciales independientes o que trabajan para mayoristas, y pescadores artesanales indígenas y campesinos que trabajan en convenio con pescadores comerciales asociados, o con mayoristas. Los pescadores comerciales generalmente disponen de embarcaciones con cajas de hielo que pueden almacenar hasta 1 000 – 2 000 kg de pescado. Generalmente, el pescado se lleva en movilidades públicas o particulares desde los puntos de desembarque a las viviendas de los mayoristas, las cuales funcionan como centros de acopio o puntos de comercialización. Los mayoristas representan un eslabón fundamental en la cadena productiva del paiche. Varios de ellos pagan por adelantado los insumos (generalmente hielo y combustible); esta acción es conocida localmente con el nombre de habilitación. En este último caso, el pescador vende obligatoriamente el producto al comerciante mayorista y generalmente se divide el ingreso en 50% para el pescador y 50% para el comerciante. Cabe destacar que en los últimos años un porcentaje de *Arapaima* capturado en la zona ha sido exportado en forma de filetes a Colombia, lo cual muestra el alto valor de este producto en mercados

internacionales. La comercialización de *Arapaima* en forma de filetes podría generar un valor agregado importante para la región.

Por otro lado, la mayor parte de los volúmenes de carne de pescado de otras especies nativas es manejado por asociaciones de pescadores y comerciantes minoristas. El minorista realiza la venta de pescado en los mercados principales de la ciudad de Riberalta. La comercialización de las especies nativas está orientada casi exclusivamente a mercados locales. Coca (datos no publicados) y observaciones personales demostraron que la oferta de especies en el mercado central de Riberalta es muy variada. Los estudios de mercado muestran que los comerciantes minoristas distribuyen y comercializan su mercadería de manera más informal y ocasional.

Uno de los factores limitantes para el desarrollo del sector pesquero en el norte amazónico es el desarrollo limitado que tiene la cadena de frío. Esta carencia de servicio impide la conservación y almacenamiento adecuado del producto. Las deficiencias en la cadena de frío tienen su repercusión a lo largo de la cadena productiva, desde los productores (pescadores) hasta los puntos de venta. La producción de hielo es baja y generalmente no abastece la demanda local. Esta limitación se debe principalmente al precio elevado que tiene la corriente eléctrica y su creciente demanda anual.

DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES

Impacto ecológico y productividad

El número de especies de peces introducidos y establecidos en la Amazonía Boliviana (ocho) es inferior al reportado en varios países vecinos y regiones (ver Alves *et al*., 2007). Esta cifra posiblemente es un reflejo del crecimiento lento que ha tenido la piscicultura, pesca deportiva y comercio de ornamentales en las décadas pasadas dentro el país. A excepción de *Arapaima* y *Semaprochilodus*, los peces no-nativos fueron introducidos de manera voluntaria con el objeto de proveer alimento de alta calidad a bajo costo en zonas de recursos reducidos (e.g. *Odontesthes bonariensis*, *Cyprinus carpio*), generar fuentes de trabajo y alimento a través de cultivos alternativos a la extracción del medio natural (e.g. *Onchorhynchus mykiss*, *Oreochromis niloticus*), y controlar vectores de enfermedades (e.g. *Gambusia affinis*, *Poecilia* cf*. reticulata*).

La llegada involuntaria de *Arapaima* a la Amazonía Boliviana es uno de los casos más controversiales de introducción por los impactos ecológicos que podría estar causando y los impactos económicos-sociales que se desencadenaron en la pesca. Desde un punto de vista ecológico, algunos opinan que su presencia no estaría produciendo un impacto severo sobre los recursos pesqueros (e.g. Barthem & Goulding, 2007). Sin embargo, los rasgos regionales de las comunidades biológicas reflejan la influencia de los factores his-

tóricos que han restringido la distribución de las especies por barreras físicas, ecológicas y/o diversificación evolutiva (Huston, 1994). La composición de la fauna acuática de la Amazonía Boliviana es parcialmente diferente a la existente por debajo de la serie de rápidos hasta la cachuela de Santo Antonio (Porto Velho, Brasil). Evidencia de esta diferencia son la ausencia actual de grupos particulares de peces (p.e. Osteoglossiformes, Tetraodontiformes) (Sarmiento & Barrera, 2004; Santos, 1995), y mamíferos (e.g. Sirenidae, *Sotalia*) (Barthem & Goulding, 2007) por encima de la serie de rápidos, así como la presencia exclusiva de especies de los mismos grupos (e.g. peces: *Cichla pleiozona*, *Chalceus guaporensis;* mamíferos: *Inia boliviensis*) (Zanata & Toledo-Piza, 2004; Kullander & Ferreira, 2007; Ruiz-Garcia *et al*., 2008), en la misma porción. Estudios genéticos realizados sobre algunos grupos de peces residentes (p.e. *Serrasalmus*, *Cichla*) y migradores (p.e. *Colossoma*, *Pseudoplatystoma*) revelaron la existencia de linajes y especies exclusivas de la cuenca amazónica boliviana (Torrico, 2004; Renno *et al*., 2006; Hubert *et al*., 2007). Esta información preliminar resalta las particularidades de la comunidad de peces en el drenaje del Alto Madera como una unidad evolutiva particular dentro la Amazonía, sobre la cual los rápidos del río Madera posiblemente jugaron un rol determinante en cierto grado.

Se ha mostrado que la introducción de depredadores dentro un nuevo sistema puede producir cambios dramáticos sobre la estructura y composición de la comunidad receptora por los efectos en cascada y/o la remoción irreversible evolutivamente significativa de algunos componentes (especies) que puede producir (e.g. Byström *et al*., 2007; Bruno & Cardinale, 2008). Sin embargo, los escenarios y efectos que podrían sobrevenir son difíciles de construirlos por la complejidad e incertidumbre que involucra la posición de un nuevo elemento en una comunidad compleja y consolidada a lo largo del tiempo.

La generación continua de información básica sobre las comunidades de peces (e.g. composición, abundancia, etc.) y sobre la ecología de las poblaciones introducidas de *Arapaima* en la Amazonía Boliviana puede ser la mejor línea base para entender algunos cambios que podrían estar ocurriendo a estos dos niveles de conformación (microevolución). A partir de estudios que provean información biológica y ecológica comparable a la existente de poblaciones del medio natural de *Arapaima*, se podría identificar variables relacionadas a los cambios demográficos que facilitaron su expansión. Si en primera instancia podemos entender las causas de la variación demográfica entre poblaciones del ambiente natural, es posible comparar la demografía de las poblaciones introducidas a este gradiente (Torchin *et al.,* 2001), para entender los factores que facilitaron su invasión.

En el futuro se debe adoptar una posición cuidadosa respecto a la introducción de nuevas especies de peces en la Amazonía boliviana, al menos basados sobre lo que se percibe como correcto y experiencias de otros lugares con especies similares o que comparten rasgos en común. La porción amazónica de Bolivia aun posee recursos acuáticos relativamente bien conservados (p.e. en relación a Perú y Brasil), y pensamos que es posible un desarrollo local sin la necesidad de comprometer y destruir la riqueza natural por alternativas productivas mal planificadas con efectos dramáticos a corto o mediano

plazo. Se debe tomar en cuenta que las introducciones de especies pueden tener serios impactos sobre los servicios ecológicos que nos brindan los sistemas (Charles & Dukes, 2007). Si bien en algunas regiones del mundo la pobreza y la demanda por alimento han sobrepasado las expectativas de alcanzar un equilibrio entre preservación-producción-explotación (Dudgeon & Smith, 2006), pensamos que en Bolivia aun es posible lograr esta articulación.

Es evidente que la introducción de especies de peces debe ser reglamentada para evitar transposiciones descontroladas que generen más problemas que beneficios como en algunos países (Pérez *et al*., 2000; 2003). Sin embargo, esta medida no será la única para mitigar las introducciones indeseadas: la reglamentación debe ser coherente con alternativas de menor impacto que mantengan activas las fuentes de trabajo, distracción y alimento. Las introducciones permanecerán como una amenaza importante dentro del país y se debe tener un plan estratégico de evaluación y mitigación, antes que una prohibición total con recepción y alcance limitado. Existen casos puntuales de introducciones planificadas que generaron sustento y beneficios socioeconómicos suficientes para justificar los impactos negativos, aparentemente reducidos, que se produjeron sobre los sistemas ecológicos (Fernando, 1991). Muchas veces, las introducciones son realizadas para mejorar la productividad y rendimiento de sistemas con una riqueza y recursos explotables limitados (Welcomme, 1988; Dudgeon & Smith, 2006). Gracias a la gran diversidad de recursos naturales en la Amazonía boliviana (~700 especies de peces), es posible desarrollar líneas de investigación y producción dedicadas a proveer conocimiento y adiestramiento necesario para el cultivo y manejo de los recursos nativos que aun permanecen desconocidos, como alternativa a nuevas introducciones.

Arapaima continua su proceso de expansión y establecimiento en las aguas bolivianas y es incierto si su distribución estará delimitada por barreras geográficas naturales (e.g. cachuelas), ecología de los sistemas (e.g. depredadores), prioridades de explotación y conservación (e.g. pesca, piscicultura), o una combinación de estos factores. Aunque hasta hace algunos años atrás los pescadores y autoridades locales se mostraban reacios a la presencia de *Arapaima* en los ríos bolivianos (Navia, 2004), su erradicación es poco probable en la actualidad. La buena aceptación de su carne en los centros de mayor consumo del país (Wiefels, 2006) demuestra que su explotación controlada puede generar ingresos económicos cuantiosos a las pesquerías amazónicas. Debido a que la especie está protegida por las reducciones considerables que han sufrido sus poblaciones en Perú, Colombia y Brasil, la cadena productiva de *Arapaima* en Bolivia podría expandirse a estos países donde los precios de venta en los mercados son mayores (~8 $US kg^{-1}, Perú). Es probable que en los próximos años el manejo y cultivo de *Arapaima* forme parte de las estrategias de desarrollo y producción en muchas comunidades ribereñas y centros de producción de pescado de la Amazonía Boliviana. Organizaciones gubernamentales (La Palabra del Beni, 2008) y no-gubernamentales (Matzusaki *et al*., 2005) sugieren que el cultivo y manejo de *Arapaima* puede ser una actividad que ayude a mejorar el desarrollo económico sostenible de la región. Alternativamente, *Arapaima* tiene una gran demanda

en el mercado mundial como especie ornamental, reflejo de ello es el precio elevado que se paga por ejemplar en América del Sur (15-20 $us) (Mueller, 2006). Bolivia tendría cierta ventaja sobre los países que actualmente exportan la especie (e.g. Brasil, Perú, Colombia), ya que *Arapaima* no se encuentra protegida por ninguna norma nacional ni internacional (CITES).

Por último, resta por descubrir si el cambio de conducta en la pesca del norte amazónico de Bolivia, que ahora se concentra en la captura de *Arapaima*, mejorará el estado de conservación de los recursos pesqueros nativos que tradicionalmente se explotaban. Una menor presión sobre los stocks pesqueros tradicionales puede mejorar el estado de las poblaciones de adultos, pero es difícil saber como responden las especies a lo largo de su ciclo de vida a los cambios impuestos por nuevos componentes invasores en la comunidad acuática.

La reglamentación y legislación de las introducciones de especies nativas y no-nativas dentro de los países deben formularse en base a criterios nacionales e internacionales que tomen en cuenta el contexto de las cuencas y su diversidad, puesto que la zona de influencia puede sobrepasar los límites políticos. Estudios en la zona tropical han demostrado el efecto negativo (disminución drástica y extinción) que puede tener la introducción de especies exóticas sobre la fauna nativa de peces (Zaret & Paine, 1973; Naylor *et al.,* 2001; Latini & Petrere, 2004; Goudswaard *et al*., 2008; Pelicice & Agostinho, 2009). Los programas de siembra en reservorios del Brasil es una de las causas principales de introducciones de peces no-nativos (Vieira & Pompeu, 2001). En el caso de Bolivia, el primer paso debe ser formular una política para la introducción de especies exóticas ya que la piscicultura se expande, se diversifica y populariza en todo su territorio como actividad alternativa a la pesca extractiva. La evaluación técnica de riesgos y el monitoreo de las especies exóticas en cultivos y reservorios debe ser una rutina para la prevención de futuras introducciones y expansiones no deseadas que pueden conllevar a una disminución en la biodiversidad acuática y los intereses económicos del país.

Cadena productiva

Arapaima tiene valor comercial en Bolivia desde hace aproximadamente siete años. A pesar de alcanzar un precio más bajo en los mercados que las especies nativas primarias (pacú, surubí), es la especie más buscada por los pescadores comerciales. Una de las razones es que tiene una carne de alta calidad, es fácil de filetear y tiene una relación entre carne y descartes muy positiva. Por su parte, los pescadores indican que la pesca de *Arapaima* tiene muchas ventajas: es una especie abundante (habita en lugares donde otras especies no sobreviven), tiene mayores rendimientos con respecto a la carne que ofrece (el peso de los adultos varía de 60 a 100 kg, aunque se han encontrado individuos con 200 kg de peso), implica menos días de pesca, y no es un elemento tradicional en la dieta de las comunidades indígenas.

Probablemente, un 70% del producto comercializado en los mercados del interior se constituye de filetes de *Arapaima* el cual es vendido bajo el nombre de otras especies (principalmente de surubí). Aproximadamente, entre 25 y 35 toneladas de *Arapaima* es comercializado como seco-salado en Brasil. La introducción voluntaria de *Arapaima* en Perú y la consiguiente colonización de todos los cuerpos de agua en la cuenca del río Madre de Dios han generado un cambio drástico a nivel de la cadena productiva de pescado. A diferencia de años pasados, cuando los comerciantes vendían una plétora de especies, hoy en día más del 70% de la venta a mercados internos consiste de *Arapaima.*

Esta especie ha reemplazado en algunos mercados casi por completo a otras especies, inclusive a especies consideradas de mayor valor comercial (surubí, pacú). Con la aparición de *Arapaima* en las lagunas, los pescadores han priorizado la pesca en estos ambientes, muchas de las cuales se encuentran dentro de los territorios de comunidades indígenas (TCO's) o de comunidades campesinas. Con la llegada de esta especie, la explotación de los recursos pesqueros en los ríos se ha reducido a un mínimo. Estos cambios a nivel de las zonas de acción de la pesca han acentuado los conflictos entre usuarios.

En años recientes, las comunidades indígenas de la región han iniciado un proceso de reivindicación, lo cual les ha permitido consolidar el derecho histórico sobre sus territorios ancestrales. La propiedad sobre sus tierras ha llevado a una mejor conciencia sobre el potencial que tienen sus recursos naturales para la obtención de ingresos económicos. En las comunidades, existen sistemas tradicionales de manejo de los recursos pesqueros. Este proceso ha aumentado la incidencia de conflictos entre comunidades indígenas y pescadores comerciales, que entran a lagunas situadas dentro los territorios indígenas. Generalmente, los conflictos entre comunidades campesinas y pescadores comerciales son menores. Cabe mencionar que algunos de estos conflictos han sido resueltos mediante acuerdos comerciales entre actores. En la comunidad de Candelaria (río Madre de Dios, Pando), por ejemplo, existe una interacción continua entre comunarios y comerciantes. En otras comunidades, existen acuerdos entre pescadores comerciales y comunarios locales.

El recurso pesquero de los ríos generalmente se considera como un recurso común y compartido. La planicie de inundación es un sistema acuático abierto, es decir, durante la época de las inundaciones existe intercambio de peces entre lagunas y ríos. En palabras de la gente local, el recurso pesquero de las lagunas se "renueva" anualmente durante la época de aguas altas, y el río funciona como corredor para el mismo. Generalmente, no queda claro ni para las autoridades ni para los pescadores, quién tiene el derecho de aprovechar los recursos pesqueros que se encuentran en las lagunas de várzea que periódicamente (durante la época de aguas altas) están en conexión con el río.

En muchos casos las leyes sectoriales y la Nueva Constitución Política del Estado (NCPE) se contradicen. La Ley de OIT establece el derecho a las comunidades indígenas para utilizar y aprovechar sus recursos. Sin embargo, el derecho a la tierra no siempre signi-

fica un derecho automático de acceso a los recursos. Del mismo modo, los pescadores se atribuyen derechos para utilizar los recursos acuáticos refiriéndose a la NCPE, que indica que los recursos son de propiedad del estado. En la práctica, no hay claridad sobre quien tiene el derecho de aprovechar los recursos y la interpretación estricta de la ley no da respuestas concretas a los problemas locales. En ausencia de una normativa clara al respecto, los actores locales intentan adquirir los derechos de pesca utilizando vínculos políticos o nexos personales con autoridades. Mientras no exista un marco regulatorio claro que establezca cual de los actores puede adquirir o tener prioridad sobre estos derechos, la confusión continuará.

Surge acá la pregunta sobre ¿cual será el riesgo que las represas hidroelectricas o de sistemas de traspaso de peces promuevan la introducción de nuevas especies? Makrakis *et al*. (2007) demostraron que Sistemas de Traspaso de Peces mal diseñados pueden permitir el paso a especies cuya migración antes estaba impedida por cataratas (cachuelas), de esta manera introduciéndolos a nuevas cuencas, donde su posición ecológica es impredecible. El modelo de *Arapaima* es ilustrativo. Se trata de una especie que ha sido introducida en Bolivia de forma involuntaria. No sabemos nada sobre el impacto ecológico de la especie, aunque se puede suponer que tiene un impacto significativo por tratarse de un depredador en la cima de la cadena trófica. La afirmación de Barthem y Goulding (2007) de que los impactos de esta especie son "mínimos" es muy gratuita y no está validada por ninguna investigación. Sin embargo, el mayor impacto de *Arapaima* lo ejerce sobre el contexto social y económico. Antes de la introducción de *Arapaima* la mayor parte de la captura provenía de los canales principales de los ríos Orthon, Madre de Dios y Beni. Con la introducción de *Arapaima*, hubo un cambio importante en el comportamiento de los pescadores comerciales, quienes prefieren pescar este nuevo recurso "fácil de capturar" en las lagunas. Sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, muchas de las lagunas se encuentran dentro de propiedades colectivas indígenas, donde el uso es comunal. Las políticas gubernamentales que no resuelven la pregunta si el derecho de uso está vinculado con un derecho de propiedad o con el derecho de acceso, complica la situación. En muchos lugares surgen conflictos, en otros lugares surgen nuevas relaciones comerciales entre pescadores comerciales y pobladores locales. El ejemplo presentado en este trabajo demuestra como la introducción de una nueva especie puede cambiar los comportamientos de pescadores de subsistencia y comerciales, al igual que las estrategias de pesca. El modelo *Arapaima* es interesante porque nos indica los impactos ecológicos, sociales y económicos que pueden surgir de introducciones no-deseadas.

Las opiniones locales acerca del *Arapaima* son divididas. Aunque no existen entrevistas estructuradas, los beneficios económicos de las capturas de *Arapaima* son utilizados para defender a la especie. Sin embargo, algunos pescadores mencionan que las capturas totales no han aumentado en el área. Uno de los cuellos de botella más importantes en la cadena productiva es el precio elevado de la corriente eléctrica, reflejada en los precios elevados de hielo, insumo esencial en la pesca comercial. Aquí convergen dos opiniones,

el pescador quizá sea el actor que con mayor razón criticaría la implementación de represas hidroeléctricas porque influirían sobre el recurso que le provee sustento de vida y trabajo. Pero por otro lado, se escucha también un discurso a favor de la generación hidroeléctrica, utilizando el argumento que la electricidad a bajo costo es necesaria para el desarrollo del sector, como lo es para todo el desarrollo económico de la zona. Este actor, que se encuentra en la duda de apoyar o rechazar los megaproyectos, es frágil y fácilmente puede ser convencido por una u otra opinión. Al respecto, es muy importante generar información fidedigna sobre el tema y, en coordinación con los actores públicos, transferir esta información de la mejor forma a los actores locales.

El rol de la piscicultura en la introducción de especies exóticas en la Amazonía boliviana

La acuicultura (cultivo de peces, mariscos y plantas) es la principal actividad que promueve la introducción de especies no-nativas en el mundo a manera de una puerta abierta (Welcomme, 1992; Naylor *et al*., 2001; Casal, 2006). Liberaciones accidentales o casuales a las aguas abiertas tienen impactos ecológicos impredecibles y muchos de ellos, sino todos, son irreversibles (Naylor *et al.,* 2001; Casal, 2006). Las invasiones biológicas son la segunda razón más importante para la extinción de especies nativas después de la destrucción del hábitat (Vitousek *et al*., 1997). Dentro la acuicultura, la piscicultura es una de las actividades económicas de mayor crecimiento a escala global (dobló su producción en la última década) y los gobiernos la fomentan como actividad alternativa a las actividades extractivas del medio natural (Andrade & Yasui, 2003; Casal, 2006). La demanda creciente por proteína y la necesidad de crear fuentes de ingreso es un estimulante para el movimiento de especies cultivables que puede conllevar a nuevas introducciones potenciales (Casal, 2006).

En la Amazonía Boliviana, la mayoría de las especies utilizadas por la piscicultura no son nativas a sus sitios de cultivo. Escapes accidentales y liberaciones voluntarias crearon poblaciones biológicas que prácticamente son irreversibles y con efectos ecológicos inciertos (e.g. *Onchorhynchus mykiss*). Sorprendentemente, hasta el momento, los gobiernos nacionales y departamentales han puesto poca atención sobre este problema y no existe legislación alguna que regule la introducción deliberada y la manipulación de especies no-nativas para evitar su escape a los cuerpos de agua naturales. La conciencia y conocimiento del impacto negativo (incluso económico) que puede tener la introducción de peces no-nativos en una cuenca permanece poco percibido y entendido.

La elevada vulnerabilidad de la porción Amazónica del país a nuevas introducciones se debe a las actividades de cultivo y proyectos de represas que se desarrollan dentro y fuera de sus fronteras. En las tierras bajas del país, la piscicultura se sustenta principalmente por la producción de tambaquí (*Piaractus brachypomus*), pacú (*Colossoma macropomum*), tilapia (*Oreochromis niloticus*) y esporádicamente algunas especies de las familias Characidae, Prochilodontidae, Anostomidae y Cyprinidae (Korkuy, 2005). La

mayor parte de las larvas o juveniles de las dos primeras especies es importada para el engorde desde Brasil (Porto Velho) debido a que no existe una oferta constante por parte de los centros de reproducción, como la estación El Prado (Santa Cruz) y HOYAM (Beni), y aparentemente, son de mayor rendimiento que los locales (Soruco, com. pers.). Si bien la importación de semilla de pacú y tambaquí puede cubrir los mercados y mejorar la producción local de estas especies de alta demanda, se debe considerar que la constitución genética de los stocks importados puede ser diferente a los nativos por la procedencia de lugares distantes o cuencas distintas. Aliaga (2004) mostró que incluso dentro la Amazonía Boliviana existe una fuerte estructuración poblacional para las dos especies. A medida que los cultivos se extienden y aumentan en número, la posibilidad de fugas al medio natural y posteriores entrecruzamientos con individuos locales será mayor. Sólo en la localidad de Ivirgarzama, provincia Chapare (Cochabamba), se han registrado 390 estanques de cultivo de pacú y tambaquí (Arias, 2008). El cruce entre individuos de diferentes poblaciones podría conllevar a un incremento en el flujo genético y homogenización de poblaciones naturalmente diferenciadas. La disminución en la variabilidad producida por los entrecruzamientos, no sólo tendría consecuencias negativas para las especies sino también para la piscicultura que manipula la variabilidad de los stocks con el fin de obtener mayores rendimientos.

Parte de los principales sistemas acuáticos amazónicos que recorren el país (Madre de Dios, Iténez-Mamoré) se comparten con los países de Perú y Brasil. En estos dos países las actividades de piscicultura se practican con mayor intensidad y frecuencia que en Bolivia. En el caso del Perú, por ejemplo, en la localidad de Puerto Maldonado actualmente se desarrolla un programa extenso de piscicultura de especies amazónicas (*Colossoma macropomun*, *Piaractus brachypomus*, *Prochilodus nigricans,* entre otras) fomentado por instituciones regionales con semilla proveniente del sistema Ucayalí-Amazonas (Iquitos). Al parecer, las comunidades locales prefieren el consumo de peces provenientes de cultivos que del medio natural ya que suponen que estos últimos estarían contaminados con mercurio proveniente de los deshechos arrojados a la cuenca por la minera que opera en la zona (Tello, com. pers.). En el caso del Brasil, la piscicultura que opera en Rondônia, también se focaliza sobre varias especies amazónicas e introducidas y que son producidas en los estados de Rondônia (Porto Velho) y Acre (río Branco), principalmente (FAO, 2005-2008). Ambas localidades son distantes y parcialmente en cuencas diferenciadas de la porción Boliviana, por lo que a futuro podría surgir una mezcla de stocks diferenciados.

AGRADECIMIENTOS

A Fernando Alcantara Bocanegra y Luis Campos Baca del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruna (IIAP), por las comunicaciones personales referentes a la introducción de *Arapaima* en la cuenca del río Madre de Dios en Perú. A World Wildlife Fund (WWF) por financiar viajes de campo durante los cuales se recopiló parte de la información sobre la distribución de la especie. A la FAO que posibilitó la colecta de datos sobre la cadena productiva del pescado por PAVD.

REFERENCIAS

ADEPESCA. (1999). Encuesta piloto realizado al sector pesquero, subsede Riberalta. La Paz, Bolivia.

Agostinho, C.A. & H.F. Júlio Jr. (2002). Observations of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes, Serrasalmidae) into the Upper Paraná River, Brazil. Acta Scientiarum, 24 (2): 391-395.

Alcántara Bocanegra, F., W.H. Wust, S. Tello Martín, M. Rebaza Alfaro & D. Del Castillo Torres (2006). Paiche: el gigante del Amazonas. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), Lima, Perú. 69 p.

Aliaga, C. (2004). Variabilidad genética de *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus* en la región del Alto Madera (Amazonía boliviana) para el análisis del polimorfismo de la longitud de secuencias intrónicas (EPIC-PCR). Tesis de grado para optar el título de licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 103 p.

Alves, C.B.M., F. Vieira, A. Lincoln, B. Magalhães & M.F.G. Brito (2007). Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: Present situation and prospects. p. 291-314. In: Ecological and genetic implications of aquaculture activities. Springer, Netherlands.

Andrade, D.R. & G.S. Yasui (2003). O manejo da reprodução natural e artificial e sua importância na produção de peixes no Brasil. Revista Brasileira de Reprodução Animal, 27: 166-172.

Arias, S. (2008). 205 familias unidas por crianza de peces. Diario Los Tiempos, Noviembre 30, Cochabamba, Bolivia.

Barthem, R. & M. Goulding (2007). Un ecosistema inesperado. La Amazonía revelada por la pesca. Gráfica Biblos, Lima, Perú. 202 p.

Berra, T. (2004). Freshwater fish distribution. Academic Press, Florida, USA.

Brauner, C.J., V. Matey, J.M. Wilson, N.J. Bernier & L. Val (2004). Transition in organ function during the evolution of air-breathing; insights from *Arapaima gigas*, an obligate air-breathing teleost from the Amazon. The Journal of Experimental Biology, 207: 1433-1438.

Bruno, J.F. & B.J. Cardinale (2008). Cascading effects of predator richness. Frontiers in Ecology and Environment, 6 (10): 539-546.

Byström, P., J. Karlsson, P. Nilsson, T. Van Kooten, J. Ask & F. Olofsson (2007). Substitution of top predators: effects of pike invasion in a subartic lake. Freshwater Biology, 52: 1271-1280.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A.J. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Casal, C.M.V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. Biological Invasions, 8: 3-11.

Castello, L. (2008). Nesting habitat of *Arapaima gigas* (Schinz) in Amazonian floodplains. Journal of Fish Biology, 72: 1520-1528.

Castello, L. & D.J.Stewart (2010). Assessing CITES non-detriment findings procedures for *Arapaima*. Brazilian Journal of Applied Ichthyology, 26: 49-56.

Cavero, B.A., M. Pereira-Filho, A.M. Bordinhon, F.A. Fonseca, D.R. Ituassú, R. Roubach & E.A. Ono (2004). Tolerância de juvenis de pirarucu ao aumento da concentração de amônia em ambiente confinado. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 39 (5): 513-516.

CDP (1995). Estadística e información pesquera de Bolivia 1994. MDE-SNAG-CDP, La Paz, Bolivia. 52 p.

Charles, H. & J.S. Dukes (2007). Impacts of invasive species on ecosystem services. p. 217. In: Nentwig, W. (Ed.). Biological Invasions. Ecological Studies 193. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Chu-Koo, F., R. Dugué, M. Aván Aguilar, A. Casanova Daza, F. Alcántara Bocanegra, C. Chavez Veintemilla, F. Duponchelle, J.-F. Renno, S. Tello & J. Nuñez (2009). Gender determination in the paiche or pirarucu (*Arapaima gigas*) using plasma vitellogenin, 17β-estradiol, and 11-ketotestosterone levels. Fish Physiology and Biochemistry, 35 (1): 125-136.

Colautti, R.I. & H.J. MacIssac (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity and Distributions, 10: 135-141.

Copaira, M. & C. Montalvo (1972). Dimorfismo sexual en el paiche (*Arapaima gigas* Cuvier 1829). Universidad Nacional de San Marcos. Rev. Inv. Pec. (IVITA), 1 (2): 203-207.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Crossa, M. & M. Petrere Jr. (1999). Morphometric relationships and indirect determination of the length frequency structure of the pirarucu *Arapaima gigas* Cuvier. Fisheries Management and Ecology, 6: 173-186.

De Oliveira, V., S.L. Poleto & P.C. Venere (2006). Feeding of juvenile pirarucu (*Arapaima gigas*, Arapaimatidae) in their natural environment, lago Quatro Bocas, Araguaiana-MT, Brazil. Neotropical Ichthyology, 3 (2): 312-314.

Doria, C.R.C. & S.T. Brasil de Souza (En prep.) A pesca nas bacias dos ríos Guaporé e baixo Mamoré, Amazônia Brasileira. p. xx-xx. En: Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé: Recuros hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Dudgeon, D. & R.E.W. Smith (2006). Exotic species, fisheries and conservation of freshwater diversity in tropical Asia: the case of the Sepik River, Papua New Guinea. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16: 203–215.

Dugue, R., F. Chu, F. Alcantara, F. Duponchelle, J.F. Renno & J. Nuñez (2008). Purification and assay of *Arapaima gigas* vitellogenin: Potential use for sex determination. Cybium, 32 (2) suppl.111.

Eigenmann, C.H. & W.R. Allen (1942). Fishes of the Western South America. I. The intercordilleran and Amazonian lowlands of Peru. II. The high pampas of Peru, Bolivia, and northern Chile with a revision of the Peruvian Gymnotidae, and of the genus *Orestias*. University of Kentucky, Lexington, 494 p.

Farias, I., T. Hrbek, M. Crossa, I. Sampaio, J. Porto & A. Meyer (2003). Avaliação da variabilidade genética de las populações de *Arapaima gigas* (pirarucu) de Bacia Amazonica a través de marcadores moleculares de microsatélites. En: Encuentro Brasileiro de Ictiología. São Paulo, Brasil.

FAO (2005-2008). National aquaculture sector overview. Brazil. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 1 June 2004. [Citado diciembre 10 de 2008].

Fernandes, D. (2005). "More eyes watching …". Lessons from the community-based management of a giant fish, *Arapaima gigas*, in Central Guyana. Unpublished Master dissertation. University of Manitoba. Winnipeg, Canada. 180 p.

Fernando, C.H. (1991). Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48 (Suppl. 1): 24-32

Ferraris Jr., J. (2003). Family Arapaimatidae. p. 31-32. In: Reis, R.E., S.O. Kullander & C.F. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Fontenele, O. (1948). Contribution to the biology of the *Arapaima gigas* (Cuvier) in captivity (Actinopterygii, Osteoglossidae). Revista Brasileira de Biologia, 8: 445-459.

Fontenele, O. (1959). Hábitos de desova do pirarucu, "*Arapaima gigas*" (Cuvier) (Pisces: Isospondyly, Arapaimidae), e evolução de sua larva. Ministério da Viação e Obras Públicas, Departamento Nacional de Obra Contra as Sêcas, Servicio de Piscicultura. Fortaleza, Ceara, Brasil. Publicação 153, Serie I-C. 18 p.

Fontenele, O. & E.A. Vasconcelos (1982). The arapaima, *Arapaima gigas* (Cuvier, 1817) in the Northeast ponds: results on adaptation and probable causes of stock depletion. Boletim Técnico DNOCS, 40: 43–66.

Girão, M.V. (2007). Avaliação dos procedimentos de introdução do pirarucu (*Arapaima gigas*) na região nordeste: retrospectiva histórica, situação atual e perspectivas futuras. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Do Ceará, Fortaleza, Brasil. 62 p.

Godinho, H.P., J.E. Santos, P.S. Formagio. & R.J. Guimarães-Cruz (2005). Gonadal morphology and reproductive traits of the Amazonian fish *Arapaima gigas* (Schinz, 1822). Acta Zoologica, 86: 289-294.

Goudswaard, K.P.C., F. Witte & E.F.B. Katunzi (2008). The invasion of an introduced predator, Nile perch (*Lates niloticus*, L.) in Lake Victoria (East Africa): chronology and causes. Environmental Biology of Fishes, 81: 127-139.

Goulding, M. (1980). Fishes and the forest. University of California Press. Los Angeles, CA.

Goulding, M., R. Barthem & E.J.G. Ferreira (2003). The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Guerra, H. (1980). Desarrollo sexual del paiche (*Arapaima gigas*) en las zonas reservadas del estado (ríos Pacaya y Samiria) 1971-1975. Informe IMARPE 67. Instituto del Mar del Perú, Callao.

Hamilton, S.K., S.J. Sippel & J.M. Melack (2004). Seasonal inundation patterns in two large savanna floodplains of South America: the Llanos de Moxos (Bolivia) and the Llanos del Orinoco (Venezuela and Colombia). Hydrological Processes, 18: 2103-2116.

Hickley, P. (1994). Stocking and introduction of fish. p. 247-254. In: Cowx, I.G. (Ed.). Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Oxford, UK: Fishing News Books,Blackwell Science Publications.Hickley, P., M. Muchiri, R. Britton, I. Cowx & R. Boar (2006). Introduced species in the freshwater fisheries of Kenya: Ecology vs Economy. Proceedings of the Institute of Fisheries Management Annual Conference, Minehead.

Hickley, P. & S. Chare (2004). Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? Fisheries Management and Ecology, 11: 203-212.

Hrbek, T., I. Farias, M. Crossa, I. Sampaio, J. Porto & A. Meyer (2005). Population genetic analysis of *Arapaima gigas*, one of the largest freshwater fishes of the Amazon basin: implications for its conservation. Animal Conservation, 8: 297-308.

Hrbek, T., M. Crossa & I.P. Farias (2007). Conservation strategies for *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) and the Amazonian várzea ecosystem. Brazilian Journal of Biology, 67 (4): 909-917.

Hufbauer, R.A. & M.E. Torchin (2007). Integrating ecological and evolutionary theory of biological invasions. P. 79-96. *En*: Nentwing, W. (Ed.). Biological Invasions. Ecological Studies 193. Springer.

Hurtado, J. (1998). Aspectos biológicos pesqueros del *Arapaima gigas* en el sistema de várzea en el municipio de Puerto Nariño, Amazonas. Tesis de Biólogo. Universidad del Valle, Facultad de Biología, Santiago de Cali. 79 pp.

Huston, M. (1994). Biological Diversity: The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, U.K.

Hubert, N., F. Duponchelle, J. Nuñez, C. Garcia-Dávila, D. Paugy & J.F. Renno (2007). Phylogeography of the piranha genera *Serrasalmus* and *Pygocentrus*: implications for the diversification of the neotropical ichthyofauna. Molecular Ecology, 16: 2115-2136.

Imbiriba, E.P. (1991). Produção e manejo de alevitos de pirarucu, *Arapaima gigas* (Cuvier). Embrapa-CPATU. Circular Técnica nº57, 19 p.

Imbiriba, E., J. Lourenço & B. Barten (1993). Bioecología e manejo sustentado do pirarucu (*Arapaima gigas*) na bacia Amazonia. EMBRAPA, Brasil.

Imbiriba, E. (1994). Reprodução, larval e alevinagem de pirarucu (*Arapaima gigas*). EMBRAPA-CPATU, Belém, Brasil. Recomendações Básicas, 26: 1-4.

Imbiriba, E.P. (2000). Production potential of pirarucu, *Arapaima gigas*, in captivity. Acta Amazonica, 31: 299-316.

Korkuy, H.N. (2005). Avances y potencialidades de la acuicultura en la Amazonia Boliviana. p. 241-250. En: Renno, J.F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Biología de las poblaciones de peces de la Amazonía y Piscicultura. Comunicaciones del primer coloquio de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica, Iquitos, Perú.

Kullander, S.O. & E.J.G. Ferreira (2007). A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). Ichthyological Explorations of Freshwaters, 17 (4): 289-398.

La Palabra del Beni (2008). Universidad Beniana pondrá en marcha un proyecto hidrozoológico. Septiembre, 19, Trinidad, Beni, Bolivia.

Latini, A.O. & M. Petrere Jr. (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. Fisheries Management and Ecology, 11: 71-79.

Lavoué, S. & J.P. Sullivan (2004). Simultaneous analysis of five molecular markers provides a well-supported phylogenetic hypothesis for living bony-tongue fishes (Osteoglossomorpha: Teleostei). Molecular Phylogenetics and Evolution, 33: 171-185.

Lowe-McConnell, R.H. (1964). The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part I. Ecological grouping of fishes species and effects of the seasonal cycle on the fish. Journal of the Linnean Society, 45: 103-144.

Lüling, K. (1964). Zur Biologie und Ökologie von *Arapaima gigas* (Pisces, Osteoglossidae). Zeitschrift für Morphologie und Ökologie del Tiere, 54: 436-530.

Lundberg, J.G. & B. Chernoff (1992). A Miocene fossil of the Amazonian fish *Arapaima* (Teleostei: Arapaimatidae) from the Magdalena river region of Colombia. Biogeographic and evolutionary implications, Biotropica, 24 (1): 2-14.

Makrakis, S., L.C. Gomes, M.C. Makrakis, D. Rodriguez & C.S. Pavanelli (2007). The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 185-195.

Marques, D.K. (2003). Caracterição genética do pirarucu *Arapaima gigas* (Cuvier) (Teleostei, Osteoglossidae) da bacia Tocantins-Araguaia, estado do Mato Grosso. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Genética e Evolução do Centro de Ciências e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, São Paulo, Brasil. 66 p.

Marques, D.K., P.C. Venetre & P.M. Galetti Jr. (2006). Chromosomal characterization of the bonytongue *Arapaima gigas* (Osteoglossiformes: Arapaimatidae). Neotropical Ichthyiology, 4 (2): 215-218.

Martinelli, N.M.C. & M. Petrere Jr. (1999). Morphometric relationships and indirect determination of the length frequency structure of the pirarucu, *Arapaima gigas* (Cuvier), in Brazilian Amazonia. Fisheries Management and Ecology, 6 (3): 233-240.

Matzusaki, S., J.A. Suárez & D. Rojas (2005). Estudio de manejo de recursos pesqueros para su incorporación en el sistema de desarrollo económico integral sostenible del área de trabajo de CIPCA Norte. Centro de Investigación y Promoción del Campesinado (CIPCA), Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Menezes, R.S. (1951). Biological and economical notes on the *Arapaima gigas* (Actinopterygii, Arapaimatidae). Serie Estudos Tecnicos 3. Ministério da Agricultura, Serviço de Informação Agricola, Rio de Janeiro, Brazil.

Mooney, H.A. & E.E. Cleland (2001). The evolutionary impact of invasive species. PNAS, 98 (10): 5446-5451.

Moyle, P.B. & T. Light. (1996). Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. Biological Conservation, 78: 149-161.

Mueller, O. (2006). *Arapaima gigas*, Market Study: Current status of *Arapaima* global trade and perspectives on the Swiss, French and UK markets. United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD).

Murrieta, R.S. (2001). A mística do pirarucu: pesca, ethos e paisagem em comunidades rurais do Baixo Amazonas. Horizontes Antropologicos, 7 (16): 113-130.

Navia, R. (2004). Guerra contra el paiche. Diario El Deber. Noviembre 07, Santa Cruz de La Sierra, Bolivia.

Naylor, R.L., S.L. Williams & D.R. Strong (2001). Aquaculture – A gateway for exotic species. Science, 294: 1655-1656.

Nelson, J.S. (2006). Fishes of the world. John Wiley and Sons, Inc., 4th edition, New York.

Neves, A.M.B. (1995). Current knowledge on the *Arapaima gigas* (Cuvier, 1817). Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Serie Zoológica, 11: 33-56.

Oldroyd, B.P. (1999). Coevolution while you wait: *Varroa jacobsoni*, a new parasite of western honeybees. Trends in Ecology and Evolution, 14: 312-315.

Oliveira, A.V., A.J. Prioli, S.M.A.P. Prioli, T.S. Bignotto, H.F. Júlio Jr., H. Carrer, C.S. Agostinho & L.M. Prioli (2006). Genetic diversity of invasive and native *Cichla* (Pisces: Perciformes) populations in Brazil with evidence of interspecific hybridization. Journal of Fish Biology, 69: 260-277.

Ortega, H., H. Guerra & R. Ramírez. (2007). The introduction of nonnative fishes into freshwater systems of Peru. In: Bert, T.M. (Ed.). Ecological and genetic implications of aquaculture activities. Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries. Springer Netherlands. 6: 247-278.

Pelicice, F. & A. A. Agostinho (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. Biological Invasions, 11 (8): 1789-1801

Pérez, J.E., M. Nirchio & J.A. Gomez (2000). Aquaculture: part of the problem, not a solution. Nature, 408 (514): 1017-1024.

Pérez, J.E., A. Gomez & M. Nirchio (1999). FAO and Tilapia. Interciencia, 24: 321-323.

Pérez, J.E., C. Alfonsi, M. Nirchio, C. Muñoz & J.A. Gómez (2003). The introduction of exotic species in aquaculture: A solution or part of the problem? Interciencia, 28 (4): 234-238.

Pinese, J.F. (1996). Morfologia funcional da alimentação do pirarucu (*Arapaima gigas*). Tese de doutorado em ecologia e Recursos Naturais. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidad Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.

Queiroz, H.L. (1999). Artisanal fisheries of pirarucú at Mamirauá ecological station. p. 83-99. In: Padoch, C.J.M., M. Ayers, M. Pinedo-Vasquez & A. Henderson (Eds). Várzea: Diversity, Development and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains. Section I: Fishes and Fisheries. The New York Botanical Garden Press, Bronx, New York: The New York Botanichal Garden Press.

Queiroz, H.L. (2000). Conservation of the pirarucu *Arapaima gigas*: red giants in muddy waters. Unpublished doctoral dissertation, University of St Andrews, Scotland.

Rahel, F.J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology, 52: 696–710.

Rebaza, M., F. Alcantara & M. Valdivieso (1999). Manual de piscicultura del paiche (*Arapaima gigas*). Manatí Gráfico S.A. Caracas, Venezuela.

Renno, J.F., N. Hubert, J.P. Torrico, F. Duponchelle, J. Nuñez, C. Garcia, S. Willis & E. Desmarais (2006). Phylogeography of *Cichla* (Cichlidae) in the upper Madera basin (Bolivian Amazon). Molecular Phylogenetics and Evolution, 41 (2): 503-510.

Ruiz-Garcia, M., S. Caballero, M. Martinez-Agüero & J.M. Shostell (2008). Molecular differentiation among *Inia geoffrensis* and *Inia boliviensis* (Iniidae, Cetacea) by means of nuclear intron sequences. p. 177-203. In: Koven, V.T. (Ed.). Population Genetics Research Progress. Nova Science Publishers, Inc.

Saavedra, E.A., L.G. Quintero & M.A. Landines (2005a). Descripción morfológica y anatómica. P. 19-29. En: Sanabria, A.I., I.C. Beltrán & P. Victoria (Eds.). Biología y cultivo del pirarucú *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimatidae). Bases para un aprovechamiento sostenible. Imprenta Nacional de Colombia, Bogotá.

Saavedra, E.A., L.G. Quintero & C.A. Pinto (2005b). Distribución geográfica, hábitat y aspectos ecológicos. p. 9-17. En: Sanabria A.I., I.C. Beltrán & P. Victoria (Eds.). Biología y cultivo del pirarucú *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimatidae). Bases para un aprovechamiento sostenible. Imprenta Nacional de Colombia, Bogota.

Saavedra, E.A., L.G. Quintero, N. López & L. Edivaldo (2005c). Nutrición y alimentación del pirarucú. p. 41-58. En: Sanabria, A.I., I.C. Beltrán & P. Victoria (Eds.). Biología y cultivo del pirarucú *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimatidae). Bases para un aprovechamiento sostenible. Imprenta Nacional de Colombia, Bogota.

Saavedra, E.A., L.G. Quintero & M.A. Landines (2005d). Aspectos reproductivos. p. 31-40. En: Sanabria, A.I., I.C. Beltrán & P. Victoria (Eds.). Biología y cultivo del pirarucú *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimatidae). Bases para un aprovechamiento sostenible. Imprenta Nacional de Colombia, Bogota.

Santos, G. (1995). Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do Rio Jamari (Rondônia, Brasil). Acta Amazonica, 25 (3/4): 247-280.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2004). List of fish species present in Bolivia. p. 566-574. In: Ibish, P.L. & G. Merida (Eds.). Biodiversity: the richness of Bolivia. State of knowledge and conservation. Ministry of Sustainable Development. FAN Editorial, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Suarez, A.V. & N.D. Tsutsui (2008). The evolutionary consequences of biological invasions. Molecular Ecology, 17: 351-360.

Torchin, M.E., K.D. Lafferty & A.M. Kuris (2001). Release from parasites as natural enemies: increased performance of a globally introduced marine crab. Biological Invasions, 3: 333-345.

Torrico, J.P. (2004). Filogeografía comparada de siete especies de peces de agua dulce del Alto Madera (Amazonía Boliviana). Tesis de grado para optar el Título de Master en Ciencias Biológicas y Biomédicas. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 95 p.

Val, L.A. & V.M.F. De Almeida-Val (1995). Fishes of the Amazon and their environment: physiological and biochemical aspect. Springer-Verlag Berlin, Germany.

Van Damme, P.A. & F.M. Carvajal (2005). Recursos pesqueros y pesca en los ríos Blanco y San Martín, cuenca del río Iténez, Beni, Bolivia. 31 p.

Van Damme, P.A. (2006). Propuesta de programa y proyecto de desarrollo pesquero en el norte amazónico. FAO, 64 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento, S. Barrera Maure, K. Osinaga, G. Miranda-Chumacero (2009). Peces. p. 29-90. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Córdova & P. Becerra (2011). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Viana, J.P., J.M.B. Damasceno, L. Castello & W. Crampton (2004). Economic incentives for sustainable community management of fishery resources in the Mamiraua Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. p. 139-154. En: Silvius, K., J. Fragoso & R. Bodmer (Eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York.

Vieira, F. & P.S. Pompeu (2001). Peixamentos: uma alternativa eficiente? Ciência Hoje, 30 (175): 28-33.

Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, M. Rejmánek & R. Westbrooks (1997). Introduced species: A significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology, 21 (1): 1-16.

Walters, D.M. & M.J. Blum (2007). Red shiner invasion of the upper Coosa River System: Dynamics and Ecological Consequences. EPA/600/R-07/124. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Welcomme R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper, 294. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 318 p.

Welcomme, R. (1992). A history of international introductions of inland aquatic species. En: Introductions and transfers of aquatic species. Selected papers from a symposium held in Halifax, Nova Scotia, 12-13 june 1990. 3-14 p. ICES marine science symposia. Copenhagen [ICES MAR. SCI. SYMP.] Vol. 194.

Welcomme, R.L. (2001). Inland Fisheries: Ecology and Management. Oxford: Blackwell Science. 358 pp.

Wiefels, R. (2006). El Mercado de pesado en las grandes ciudades de Bolivia, Trinidad, Santa Cruz de la Sierra, Cochabamba, La Paz y El Alto. HOYAM, Mojos. Trinidad, Beni, Bolivia. 89 p.

Zambrano, L., M. Scheffer & M. Martínez-Ramos (2001). Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. Oikos, 94: 344-350.

Zanata, A.M. & M. Toledo-Piza (2004). Taxonomic revision of the South American fish genus *Chalceus* Cuvier (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) with the description of three new species. Zoological Journal of the Linnean Society, 140 (1): 103-135.

Zaret, T.M. & R.T. Paine (1973). Species introduction in a tropical Lake. Science, 182 (4111): 449-455.

16

REPRESAS HIDROELÉCTRICAS EN AMÉRICA LATINA Y SU IMPACTO SOBRE LA ICTIOFAUNA: LECCIONES APRENDIDAS

HYDROELECTRIC DAMS IN LATIN AMERICA AND THEIR IMPACT ON THE ICTIOFAUNA: LESSONS LEARNED

Claudio BAIGÚN, Norbert OLDANI y Paul. A. VAN DAMME

RESUMEN

Se presenta una perspectiva general de los cambios producidos por la construcción de represas sobre la ictiofauna, y particularmente sobre los peces migradores y las pesquerías en diferentes embalses de América del Sur. Se demuestra como los embalses de mayores dimensiones son los que impactan más negativamente sobre los rendimientos pesqueros y como las especies dominantes tras la etapa de estabilización trófica son en general de pequeña talla, siendo escaso el aporte de especies migratorias a las capturas. El examen de los escasos estudios que existen sobre el funcionamiento de los sistemas de transferencia de peces parece indicar una baja eficiencia para las especies migratorias, favoreciendo el paso aguas arriba de especies ubicuas. Por otro lado, los rendimientos de los embalses una vez alcanzada la etapa de estabilización muestran una importante caída y una dominancia de especies de pequeño porte y menor valor en las capturas.

SUMMARY

This chapter presents an overview of changes triggered by the construction of hydroelectric dams on the icthyofauna. The focus is on migratory species and fisheries in reservoirs in South America. It is shown that the larger reservoirs are the ones that exert the more negative impact on fish yields. The dominant species after reservoir stabilization are generally the smaller ones, and the migratory species are rarely captured. The few documented cases of installed fish passage systems show their low efficiency for migratory fish species favoring the upstream passage of ubiquitous species. On the other hand, a decrease is observed in the fisheries yields from reservoirs after stabilization has been reached, showing dominance of small-sized and low-valued species in the landings.

INTRODUCCIÓN

La construcción de represas en el continente sudamericano plantea un formidable desafío para la conservación de la ictiofauna en los grandes ríos, y en particular de los peces migratorios y de sus pesquerías. Hasta 1998, se contabilizaban 979 obras en Sudamérica y 646 en Brasil (WCD, 2000), de las cuales 452 se localizaban en la cuenca alta del río Paraná (Paiva *et al*., 1982; Okada *et al.,* 1996).

Las represas generan una notable fragmentación del paisaje fluvial (Agostinho *et al.,* 2003, Fernández *et al.,* 2007), alteran los pulsos de crecientes e inundaciones (Quiros, 1990; 2004; Gubiana *et al.,* 2007; Oldani *et al.,* 2007) y son consideradas la principal causa de la pérdida de integridad ecológica de los ríos (Agostinho*,* 1994; Agostinho *et al.,* 2000). Asimismo, presentan serios obstáculos para el desplazamiento de los peces (Larinier, 2001), ocasionando mortandades, lesiones y estrés, así como sobreexplotación pesquera al pie de las mismas por acumulación de peces que no pueden desplazarse aguas arriba. La formación de embalses produce el reemplazo de poblaciones de peces migradores que habitan el río por especies de tallas más pequeñas y de menor valor comercial (Oldani *et al.,* 2002; Baigún & Oldani, 2005). En los ríos de Sudamérica, la construcción de represas se ve agravada por la falta de información ecológica previa, inadecuada aplicación de estrategias conservacionistas, ausencia de medidas sustentables para la gestión de los recursos pesqueros, legislaciones inadecuadas y desactualizadas, y falta de recursos humanos para el control, evaluación y manejo de las pesquerías. Por otra parte, son escasas las represas que poseen sistemas de transferencia de peces (Agostinho *et al.*, 2002) y su construcción pocas veces ha tomado en cuenta la adaptabilidad de estos sistemas a las características de la ictiofauna de los ríos neotropicales (Agostinho *et al.*, 2007b; Oldani *et al.*, 2007).

En este capítulo se consideran algunos de los principales impactos ambientales que afectan las comunidades de peces, poniéndose énfasis en las modificaciones que sufren las pesquerías. Asimismo, se examinan diversos casos sobre el desempeño de sistemas de transferencia para peces como herramientas de mitigación en los grandes ríos de Sudamérica.

DESARROLLO DE REPRESAS EN SUDAMÉRICA

Sudamérica es sin duda el subcontinente más fluvial del planeta y, por sus características topográficas, posee un gran potencial para la construcción de represas, a menudo de gran altura y con embalses de gran superficie. La construcción de represas ha tenido su mayor desarrollo en Brasil, nación que se ubica entre las diez más importantes del mundo en términos de generación de energía mediante este tipo de obras. En este país, la demanda de energía ha generado un notable crecimiento en la construcción de represas a partir de la última mitad del siglo XX (Figura 16.1). Por el contrario, otros países del con-

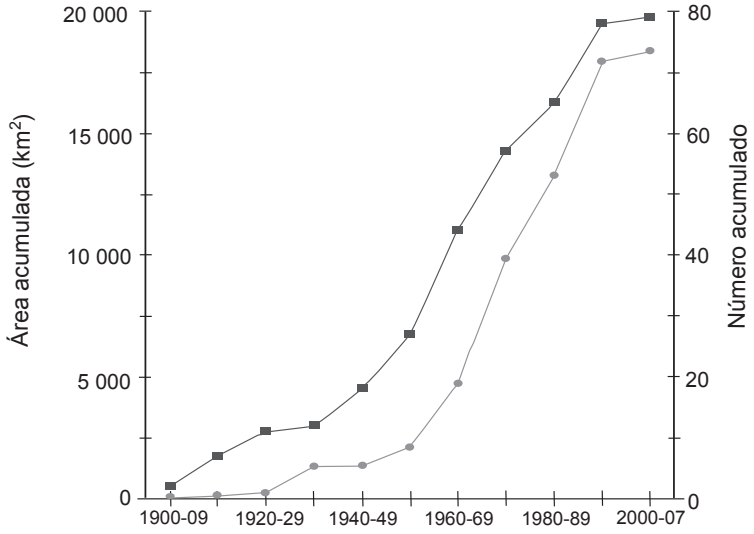


Figura 16.1. Área cubierta por los embalses(■) y número de represas (●) construidas en Brasil (adaptado de Agostinho *et al*., 2007a).

Cuadro 16.1. Listado de las represas hidroeléctricas más grandes de Brasil (adaptado de Agostinho *et al.,* 2007a).

Represa	Cuenca	Superficie del embalse (km²)	Altura (m)	Potencia (MW)
Sobradinho	San Francisco	4 214	40	1 050
Balbina	Tocantins	2 875	93	4 000
Puerto Primavera	Paraná	2 250	38	4 540
Serra da Mesa	Tocantins	1 784	144	1 275
Furnas	Paraná	1 440	127	1 218
Itaipú	Paraná	1 350	196	12 600
Ilha Solteira	Paraná	1 195	74	3 444
Tres Marias	San Francisco	1 142	75	396

tinente como Ecuador, Venezuela, Paraguay, Colombia y Argentina aún cuando poseen grandes obras, su número permanece reducido (ICOLD, 1983).

En la cuenca alta del río Paraná y sus tributarios (Brasil), más de 3 000 km de río fueron transformados en embalses o cadenas de embalses (Agostinho *et al.,* 2003), y las represas actualmente producen el 70% de la energía del país (Petrere *et al.,* 2002). Esta cuenca se ha transformado así en una de las más reguladas del mundo. Actualmente existe un total de 450 represas (Okada *et al.,* 1996; Oldani *et al.,* 2007), de las cuales 130 poseen una altura mayor a 10 metros (Agostinho *et al.,* 2003). Asimismo, la cuenca sobresale por tener la mayor cantidad de las grandes represas, que representan el 38 % de la superficie embalsada y el 78 % de la energía producida (Cuadro 16.1).

IMPACTO DE LAS REPRESAS SOBRE LAS COMUNIDADES DE PECES

La construcción de represas de gran altura posee un efecto considerable en la fragmentación del paisaje fluvial, creando una barrera física para el movimiento longitudinal de los peces, así como la reducción de su diversidad (Agostinho & Gomez, 2002; Oldani *et al.,* 2007). En general los problemas ambientales y sociales generados por las represas exceden con creces a los beneficios que deparan, y ello se potencia en el caso de las grandes represas (Cuadro 16.2).

Los aspectos mejor estudiados relacionados con la construcción de embalses son los cambios y la evolución de las poblaciones de peces a las nuevas condiciones limnológicas que se imponen (Benson, 1982). Los impactos derivados de la construcción de una represa son procesos complejos que se manifiestan tanto aguas arriba como aguas abajo (Baigún & Oldani, 2005). Existen impactos directos que afectan las características bionómicas (mortalidad, crecimiento, hábitos tróficos, estrategias reproductivas, uso de hábitats, patrones migratorios, etc.) y aspectos hidrológicos y morfológicos. La fragmentación de poblaciones altera las frecuencias génicas y afecta drásticamente el reclutamiento posterior (Agostinho *et al.,* 1999; Agostinho *et al.,* 2003; Fernandez *et al.,* 2007).

La composición de las comunidades de peces en un embalse depende fuertemente de especies preadaptadas evolutivamente a ambientes lacustres (Fernando & Holcik, 1991). Al producirse variaciones drásticas en la composición de la ictiofauna se genera un reemplazo de especies con alto valor pesquero y económico por especies de menor valor, lo que reduce la calidad de la pesquería. Se reconoce que el embalse, como ambiente nuevo, sufre un proceso de colonización debido a la presencia de especies

Cuadro 16.2: Principales problemas y beneficios de reservorios creados por represas hidroeléctricas en Brasil (modificado de Tundisi *et al*., 2003).

Problemas	Beneficios
• Eutrofización • Incremento de la toxicidad y contaminación • Sedimentación • Proliferación de insectos y aumento de enfermedades cuyos vectores son acuáticos (malaria) • Hipolimnion anóxico e impactos severos río abajo • Diversidad baja de la ictiofauna en comparación con ríos • Cambios en la calidad de las pesquerías • Colonización por especies exóticas • Tasa de reciclaje de nutrientes interno muy alto y sedimento tóxico • Crecimiento de macrófitas, asociado con la eutrofización • Pérdida de tierra • Relocalización de poblaciones humanas • Alteración de los ciclos hidrológicos • Cambios geomorfológicos del cauce aguas abajo • Reducción de llanuras aluviales por regulación del caudal • Pérdida de nutrientes y materia orgánica aguas abajo • Obstrucción de migraciones de peces	• Producción de energía • Control del transporte de material suspendido • Fuentes para la provisión de agua • Nuevas oportunidades para recreación y turismo • Piscicultura intensificada • Navegación • Incremento del potencial del agua para riego • Regulación de ríos y control de inundaciones • Nuevas alternativas económicas en regiones empobrecidas

oportunistas (r-estrategas), euritópicas y de pequeño porte, capaces de aprovechar los recursos de un ambiente altamente perturbado y de alta inestabilidad ambiental. Este período tiene una duración variable dependiente de la tasa de recambio del agua, la morfología, la existencia de áreas de cría y desove, el desarrollo de línea de costa, la composición de la comunidad de peces, etc. En el embalse de Itaipú, se observó una duración de 15 años (Agostinho *et al.,* 1999), y en el de Salto Grande apenas dos años (Delfino & Baigún, 1991). Durante la etapa de llenado se produce un aumento brusco de la productividad del sistema debido a un masivo aporte de nutrientes y materia orgánica desde áreas inundadas (suelos, vegetación, etc). La producción generada es canalizada por especies detritívoras-iliófagas, herbívoras u omnívoras, hacia los niveles tróficos superiores. Una vez estabilizado el embalse, estas especies son desplazadas por otras mejor adaptadas a condiciones lénticas, en general representadas por unos pocos taxones dominantes. Los cambios de las condiciones lóticas a lénticas reducen los estímulos para los desplazamientos y los hábitats de desove y cría, y el consiguiente desplazamiento de las especies migradoras hacia los tramos que aún conservan las características del río. Los cambios en la estructura de las comunidades no son meros reemplazos taxonómicos sino que reflejan el resultado de diferentes estrategias bionómicas y de modificaciones en el uso de los recursos. La productividad que exhibe el embalse estabilizado resulta entonces menor que la del río original y con mayores fluctuaciones debido a la regulación artificial de los niveles hidrométricos. La formación del embalse, por otra parte, incrementa la mortalidad natural de larvas y huevos de aquellas especies con desove libre en los tramos fluviales. Estos cambios han sido bien documentados en la represa de Yacyretá, donde Roa & Permingeat (1999) encontraron que la comunidad de peces presentó una alta riqueza inicial con especies adaptadas a aguas lóticas y lénticas. Sin embargo, diez años después del llenado del embalse, las especies dominantes fueron *Hemiodus orthonops*, *Pachyurus bonariensis* y *Trachydoras paraguayensis*, todas de pequeño porte y sin valor pesquero (Roa *et al*., 2000; Roa *et al*., 2001).

Aguas abajo de la represa de Salto Grande (Argentina-Uruguay), que es la última de una serie de embalses construidos en el río Uruguay, la operación de los niveles (restringida únicamente por la demanda eléctrica) ocasionó permanentes cambios en los niveles hidrométricos del río. Ello derivó en un incremento del número de crecientes de 1 a 2 días de duración, y la reducción de aquellas mayores a 8 días. Asimismo, la duración de la creciente media anual, antes y después del llenado del embalse disminuyó de 3.1 a 2.0 días (Oldani & Baigún, 2008). Dependiendo del nivel hidrométrico, estas alteraciones produjeron un incremento de la predación y pérdida de hábitats que los peces migradores utilizaban en sus desplazamientos ascendentes o como áreas de reproducción, cría y alimentación, y un aumento en el estrés de las poblaciones (Baigún & Oldani*,* 2005; Oldani *et al.,* 2005; Baigún *et al.,* 2007).

Las figuras 16.2 y 16.3 presentan una síntesis de losdiversos procesos que se observan arriba y debajo de una represa que pueden resultar en la modificación de la comunidad de peces.

SISTEMAS DE TRANSFERENCIA PARA PECES

Los sistemas de transferencia o facilidades para peces son estructuras que se instalan en las represas para atraer a los peces (reproductores) y transportarlos desde el río al embalse con el fin que los mismos puedan completar su ciclo de vida, garantizar el intercambio genético e incrementar la productividad (Oldani *et al.,* 2002). Otros objetivos deseables pueden ser recuperar la conectividad entre aguas arriba y abajo para favorecer la conservación de la diversidad de la ictiofauna en las cuencas (Agostinho *et al.,* 2002). Un aspecto fundamental a tener en cuenta es que los ciclos de vida de las especies de peces migratorios de Sudamérica difieren en varios aspectos fundamentales de los salmónidos en Amé-

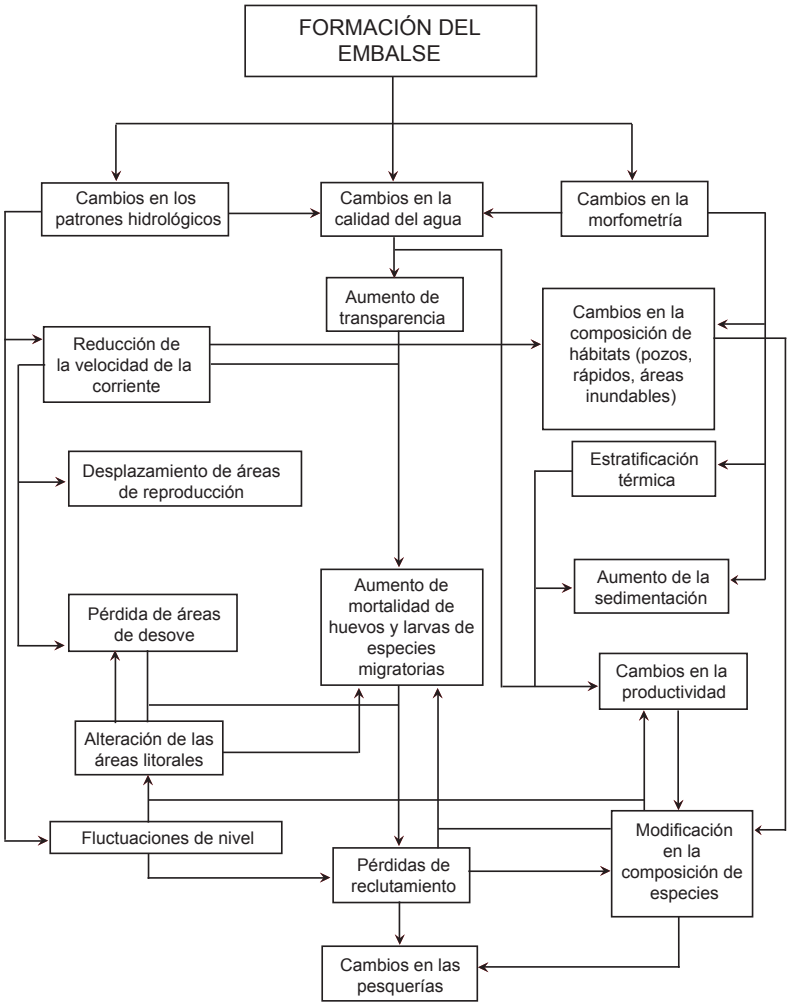


Figura 16.2. Potenciales impactos generados sobre las comunidades de peces aguas arriba de una represa, a partir de cambios en factores ambientales relevantes que ocurren por la construcción de un embalse (Elaboración propia)

rica del Norte, los cuáles por su importancia socioeconómica han dado origen al diseño de todos los sistemas de pasajes de peces conocidos (Oldani *et al.,* 2005). Las poblaciones de peces migradores en Sudamérica son pótadromas e iteróparas (Petrere, 1985; Tablado *et al.,* 1988; Oldani *et al*., 1998), es decir que realizan desplazamientos periódicos sin abandonar el agua dulce, se reproducen varias veces durante su vida y sus juveniles son reófilos (Oldani *et al.,* 1998). Este reconocimiento es importante para diseñar estructuras eficientes que permitan conservar este tipo de especies. En términos generales, la construcción de los sistemas de transferencia de peces debe tomar en consideración aspectos del comportamiento migratorio, capacidad natatoria, patrones hidráulicos, calidad del agua, etc. (Larinier, 2001). Agostinho *et al.* (2007b) argumentaron que uno de los aspectos críticos

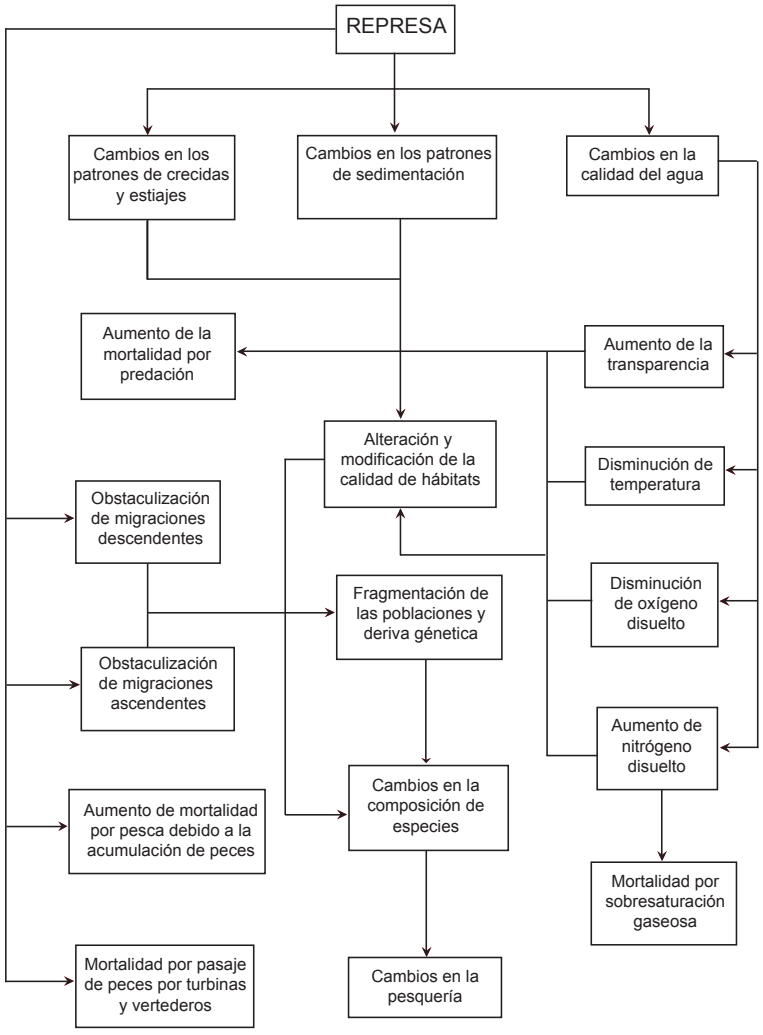


Figura 16.3. Potenciales impactos generados sobre las comunidades de peces aguas abajo de una represa, a partir de cambios en factores ambientales relevantes que ocurren por la construcción de un embalse (Elaboración propia)

que afectan la eficiencia de sistemas de transferencia de peces es el mecanismo de atracción a la entrada del sistema. Por su parte, Nestler *et al.* (2007) remarcaron la importancia de considerar los aspectos hidrodinámicos como factores que condicionan la probabilidad que los peces migradores ingresen a los sistemas de pasaje.

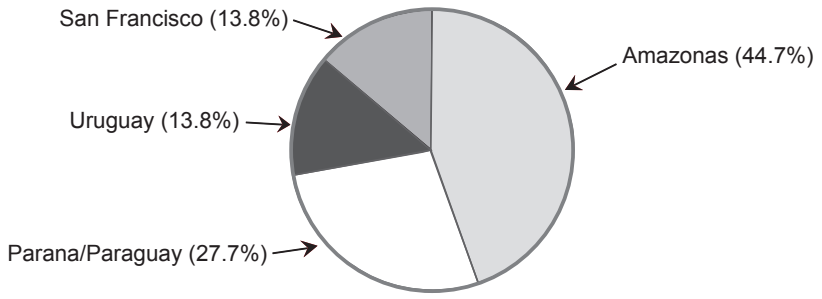


Figura 16.4. Porcentaje de especies migradoras por cuenca (adaptado de Agostinho *et al*., 2007a)

El elevado número de especies migratorias que existen en los grandes ríos de Sudamérica define una característica sobresaliente de la ictiofauna de los ríos de este continente (Agostinho *et al.,* 2000). El número de especies migratorias varía según la cuenca (Fig. 16.4). Según Carolsfeld *et al.* (2003), en Sudamérica existen más de 50 de ellas, como *Salminus brasiliensis, Colossoma macropomum, Mylossoma sp., Oxydoras kneri, Pterodoras granulosus, Rhmadia quelen, Pseudoplatystoma corruscans, P. fasciatum y Zungaro zungaro,* con presencia común en la mayoría de las grandes cuencas.

Los sistemas de transferencia de peces construidos en los ríos de Sudamérica son escasos y la mayoría de las represas carecen de ellos (Quiros, 1989). A pesar que existen diversos diseños que se han desarrollado para permitir el paso de peces en diferentes regiones del mundo, solo algunos se han implementado en los ríos de las cuencas de Sudamérica. Los modelos existentes del tipo escalera (escalones-tanques) son los que han gozado de mayor aceptación y preferencia. Estos sistemas, en rigor, representan réplicas de los sistemas diseñados en el hemisferio norte para transferir salmónidos y clupéidos desde aguas abajo hacia aguas arriba (ver Clay, 1995; Larinier, 2001, para una recopilación de diseños existentes). Pereira de Godoy (1985) menciona que en el noroeste de Brasil existen más de 20 de estos sistemas construidos en pequeñas represas o azudes, que transfieren mayormente sábalos (*Prochilodus scrofa*), bogas (*Leporinus copelandii, L. octofasciatus, L. elongatus*), dorados (*Salminus brasiliensis, S. hillari*) y bagre amarillo. Bizzotto *et al.* (2009) indican que actualmente ya existen cerca de 50 instalaciones de este tipo.

En todo caso, existe un déficit de estudios sobre su eficiencia como herramienta para la conservación de la ictiofauna, especialmente para peces migratorios. Agostinho *et al.* (2007b), por ejemplo, investigaron la selectividad de un sistema de escalera para peces, localizado

cerca de la represa Lajeado en el río Tocantins (Brasil) y concluyeron que la selectividad de la misma representaba un cuello de botella importante para peces migradores. Las especies predominantes fueron *Raphiodon vulpinus, Psectrogaster amazonica* y *Oxydoras niger,* que en conjunto constituyeron el 70% de la abundancia. Si bien los sistemas de escalera permiten el ingreso de un número moderado de especies, como se documentó en Itaipu (Fernandez *et al.,* 2004), en la represa de Igarapava (Vono *et al.,* 2004) y de Salto Moraes (Godinho *et al.,* 1991), la mayor limitación está dada por el escaso número y cantidad de especies migradoras que hacen uso de estos sistemas. Ello puede ser atribuido a diferentes causas como velocidad del agua, turbulencia, temperatura, turbidez, etc. a lo largo de su trayecto, sea en el interior del sistema o en sus alrededores (Alves *et al.*, 2007). Un problema similar fue observado por Makrakis *et al*. (2007a), quienes encontraron que la escalera de peces instalada en la represa Engenheiro Sergio Motta (Brazil), en el río Paraná, favorecía de forma selectiva a un reducido número de especies con alta habilidad de natación. En este sistema, *Rhinelepis aspera* dominó el pasaje de peces, pero las especies blanco de las pesquerías como *Prochilodus, Salminus y Pseudoplatystoma* presentaron muy baja abundancia. El problema de la selectividad cobra mayor importancia cuando se trata de ríos que exhiben un alto número de especies, como los de Sudamérica.

En las represas de la cuenca del Paraná, por su parte, se han implementado diferentes sistemas de transferencia para el paso de los peces (Makrakis *et al.,* 2007a). En Porto Primavera, por ejemplo, se ha instalado un ascensor (CESP, 2000) y una escalera (CESP, 2002). En represas de moderada altura, los sistemas de elevadores han recibido particular atención. Pompeu & Martínez (2006) mencionan que diferentes elevadores han sido propuestos para 10 represas a erigirse en la zona de Mina Gerais. El caso mejor estudiado, sin embargo, corresponde a la represa de Yacyreta en Argentina, la cuál está provista de cuatro elevadores. Estos sistemas fueron construidos bajo la premisa de poder permitir el paso de un gran número de ejemplares de todas las especies (Clay, 1995). Estos, si bien permiten el pasaje de un alto número de peces (Roncati *et al.,* 2001; Oldani & Baigún, 2002; Oldani & Baigún, 2008) parecen ser fuertemente selectivos para unas pocas especies. Oldani & Baigún (2002) señalan que *Pimelodus maculatus* resultó la especie dominante en número (73%), seguido de *Pterodoras granulosus* (12%), mientras que los grandes migradores (*P. corruscans, L. obtusidens, P. lineatus, S. brasiliensis, P. mesopotamicus,* etc.) no superaron el 2%. Según Oldani *et al.* (2007), los sistemas de transferencia de esta represa exhiben importantes problemas de diseño tanto de los canales colectores como de los elevadores, lo que incide en su eficiencia. Oldani & Baigún (2008) concluyeron que resulta fundamental conocer los aspectos comportamentales de la ictiofauna previo a la construcción de estos sistemas, poniendo en evidencia que la instalación de estos elevadores no tomó en consideración las rutas de desplazamiento de los peces migradores previo al represamiento. Esta ruta correspondió a un área localizada a 5 km de la entrada actual a los elevadores reduciendo así su eficiencia (Oldani *et al.,* 2001).

La represa de Itaipú se destaca por disponer de un canal de piracema de 10 km de longitud (en operación desde 2002), considerado como el canal artificial más largo en el

mundo (Carolsfeld *et al*., 2003). El mismo resulta de una combinación de un río natural preexistente (río Bela Vista) modificado con canales artificiales, lagunas y escaleras. Makrakis *et al.* (2007b) evaluaron su funcionamiento y notaron que las especies dominantes fueron tetragonoperinos de pequeña talla, destacándose por su abundancia *Bryconamericus exodon*. Estos autores notaron que la mayoría de las especies migradoras ingresaba al canal pero su número se reducía a medida que progresaban en su desplazamiento hacia la represa de Itaipú e identificaron a *Leporinus elongatus, L. obtusidens, P. lineatus* y *S. brasiliensis* como las especies con mayor facilidad para traspasar hacia el embalse.

Por su parte, en la cuenca media del Uruguay la represa de Salto Grande presenta el único sistema de esclusa Borland instalado en el continente. Los escasos resultados disponibles muestran que *Auchenipterus nuchalis, Parapimelodus valenciennesi* y *Lycengraulis grossidens* fueron las especies dominantes en las esclusas, mientras que las especies migradoras como *S. brasiliensis, L. obtusidens* y *P. lineatus* las utilizaron de forma esporádica (Espinach Ros *et al.,* 1997).

Cowx & Welcomme (1998) presentan los criterios generales que deberían cumplir los sistemas para transferencia o paso de peces, cuya gran mayoría son aplicables a ejemplos de Sudamérica. Básicamente, ellos sugieren que los sistemas deben permitir el paso de todos los peces migratorios, tener funcionamiento anual bajo diferentes regimenes hidrológicos, y disponer de suficiente capacidad de transferencia para migraciones ascendentes. Sus entradas deben estar localizadas en sitios accesibles presentando estímulos de atracción adecuados y las salidas deben estar ubicadas en áreas alejadas de turbinas y vertederos. Sin embargo, un aspecto no considerado es que los sistemas de pasaje de peces deberían brindar la posibilidad de realizar migraciones descendentes, lo que es muy necesario en el caso de los peces sudamericanos. Con excepción de los de tipo by-pass o canales que simulan ríos naturales, ninguno de los sistemas previamente mencionados ofrece posibilidades de pasaje de peces río abajo. Las mayores deficiencias de sistemas de transferencia para peces pueden resumirse como sigue:

a) Facilitan los desplazamientos de especies no deseadas (Agostinho *et al.,* 2007c).
b) Facilitan la conexión entre áreas (particularmente en las cuencas altas) que en términos ictiofaunísticos estuvieron aisladas millones de años y producen impactos ecológicos significativos (por ejemplo, introducción de especies, hibridaciones y desaparición o extinción de especies; Makrakis *et al*., 2007b).
c) Impiden o retardan los desplazamientos hacia zonas de desove.
d) Dificultan los desplazamientos de los peces por la presencia de predadores exóticos y/o nativos (peces, aves o mamíferos) (Agostinho *et al.,* 2007b; 2007c).
e) Son unidireccionales, diseñados para los desplazamientos ascendentes, pero no permiten el retorno de reproductores, huevos, larvas o juveniles (Agostinho *et al.,* 2007a).
f) Generan problemas de reclutamiento en los stocks pesqueros aguas abajo de las represas (Agostinho *et al*., 2002; 2007c; Makrakis *et al.,* 2007b).

Cuadro 16.3. Comparación de diferentes sistemas de traspaso utilizados en ríos sudamericanos (adaptado de Oldani *et al.,* 2007).

Sistema	Ventajas	Desventajas	Ejemplos
Ranuras verticales ("vertical slots")	Permite operar con diferentes niveles de agua.	Ofrece dificultades de paso para especies de gran porte. Carece de áreas de descanso para los peces.	Represa de Iagarpava (río Grande, Brasi)
Escaleras (escalones-tanques) ("pool and weir")	Apropiadas para represas de baja altura y gran flexibilidad de diseños.	Alta selectividad de especies. Sensible a los cambios de caudal. Poca efectividad para especies de fondo.	Represa de Lajeado (río Tocantins, Brasil) Represa de Salta Morais (río Tijuco, cuenca alta del río Paraná, Brasil)
Ascensores	El costo es independiente de la altura de la represa. Requiere poco espacio para su instalación. Poco sensible a las variaciones de nivel del embalse.	Costo elevado de construcción, operación y manutención. Genera estrés en los peces y mortandad por aglomeración. El número de peces transferidos depende del volumen del ascensor y del tiempo del ciclo.	Represa Engenheiro, Represa Sergio Motta (río Paraná, Brasil) Represa de Funil (río Grande, Brasil) Yacyreta (río Paraná, Argentina-Paraguay) Represa Santa Clara (río Mucuri).
Esclusas ("fish locks")	Diseño flexible que puede ser adaptado a distintos tipos de represas hidroeléctricas.	Baja capacidad de transferencia. El número de peces transferido depende del número de ciclos diaríos. Durante la fase del llenado, el flujo de atracción se reduce o se elimina.	Represa de Salto Grande (río Uruguay, Argentina-Uruguay)
Sistemas de by-pass (ríos artificiales)	Alta capacidad de transferencia. Permiten simular las condiciones naturales del río. Amplio espectro de velocidades de agua Utilizables para migraciones descendentes. Proporcionan hábitats para especies residentes.	Requieren de un amplio espacio para su instalación cuando la altura de la represa es considerable debido a su baja pendiente. Susceptible a variaciones del nivel de agua en el reservorío. Riesgo de introducción de especies no-deseadas.	Canal de Piracema, Represa Itaipú, río Paraná (Paraguay-Brasil)

Según Larinier (2002), todos los sistemas de transferencia exhiben condiciones de selectividad y por lo tanto serían poco eficientes en ríos donde existen muchas especies migradoras con características ecológicas diferentes. El cuadro 16.3 resume las ventajas y desventajas que poseen los diferentes sistemas de pasajes de peces actualmente instalados en Sudamérica.

IMPACTOS SOBRE LAS PESQUERÍAS

Una de las consecuencias más críticas relacionadas con la construcción de represas es la pérdida de calidad de las pesquerías por reducción o desaparición de especies migradoras.

La formación de embalses genera cambios en los rendimientos pesqueros, observándose como patrón general un fuerte incremento inicial inmediatamente después del cierre o el llenado del embalse. Posteriormente, se verifica una caída importante en el rendimiento durante la fase de estabilización del embalse, acompañado por un paulatino, pero irreversible, cambio en la composición de especies (Agostinho *et al.,* 2007a). El incremento de la producción pesquera de la etapa inicial suele generar la falsa impresión que el embalse posee condiciones pesqueras superiores a las del río original, y puede conducir a un sobredimensionamiento de la pesquería. Sin embargo, en general, la producción pesquera de los embalses resulta inferior a la de los grandes ríos con llanura aluvial en condiciones naturales y particularmente cuando se trata de embalses profundos (Cuadro 16.4).

Cuadro 16.4. Producción pesquera comparada entre diversos tipos de ambientes (adaptado de Jackson & Marmulla, 2000).

Ambiente	Producción pesquera (kg ha^{-1})
Estanque de piscicultura desde extensiva a semintensiva	400-9 300
Planicies de inundación	200-2 000
Lagos someros	50-200
Embalses someros	110-300
Grandes ríos	30-100
Lagos profundos	10-100
Embalses profundos	10-50
Ríos de bajo orden	5-20

En rigor, los grandes embalses por su profundidad experimentan las mismas limitaciones productivas que los lagos profundos, con el agravante que la vegetación inundada y la presencia de termoclinas favorecen la formación de hipolimnios anóxicos, y por lo tanto son menos aptos para la ictiofauna (Tundisi *et al.,* 1993). Agostinho *et al.* (2007a) recopilaron ejemplos de la transformación que sufrieron varias pesquerías en diferentes cuencas del Brasil. Algunos de estos resultados y otros logrados en la cuenca baja del Plata se resumen a continuación con el fin de ilustrar los drásticos cambios que sufren las pesquerías tras el llenado de los embalses.

Cuenca del Paraná

En los embalses de la cuenca alta del Paraná, el rendimiento pesquero de varias de las represas construidas oscila entre 4 y 14 kg ha^{-1} (Agostinho, 1994). Las mayores capturas están representadas por la corvina *(Plagioscion squamosissimus),* una especie introducida de la cuenca del río San Francisco, mandi *(Pimelodus maculatus, Iheringicthys labrosus)* y tararira *(Hoplias malabaricus)*. La abundante información lograda en el embalse de Itaipú permite generalizar los efectos del represamiento sobre las pesquerías de esta cuenca. En este embalse, mientras la CPUE decreció fuertemente poco tiempo después del llenado del embalse, el rendimiento global de la pesquería logró mantenerse (Okada

et al., 1996). Ello fue atribuido a un cambio en la composición de las capturas. Mientras el curimbatá o sábalo comenzó a dismunuir drásticamente tres años después de terminada la represa, otras especies como el mapará *(Hypophthalmus edentatus)*, armado *(Pterodoras granulosus)* y corvina la reemplazaron en los desembarques de pescadores. Un aspecto interesante es que los mayores rendimientos se observaron en embalses que retuvieron tramos fluviales libres aguas arriba, notándose que el 50% de las capturas provinieron de la zona de transición del embalse (Okada *et al.,* 1996). En el caso de la represa de Furnas, donde también se dispone de extensa información, el 95% de la captura estuvo representada por lambari *(Astyanax altiparanae)*, tilapia, mandi, tararira y sagüiru (*C. modesta*), estando prácticamente ausentes las especies migradoras que eran tradicionalmente la base de la pesquería.

En el embalse de Yacyretá, la información proporcionada por Roa *et al.* (2000) y Roa *et al.* (2001) permite observar que diez años después del llenado del embalse comienzan a predominar unas pocas especies como *Hemiodus orthonops, Pachyurus bonariensis* y *Trachydoras paraguayensis*, y disminuye la abundancia de especies migradoras de gran porte como el sábalo y la boga.

Cuenca del río San Francisco

Esta cuenca es considerada como una de las más importantes por su pesca. El caso de la represa de Sobradinho, una de las más grandes de Brasil, representa un notable caso de incremento de las capturas después del represamiento del río, habiéndose advertido un incremento de 2 400 a 24 000 toneladas. La pesquería basada inicialmente en la captura de especies migradoras como curimbata y pintado (*P. corruscans*) terminó delineada a solo 3 000 toneladas, sostenida en buena medida por la corvina (*Pachiurus* sp. y *Plagioscion* sp.).

Cuencas del noreste

Estos embalses construidos fundamentalmente con fines de riego poseen productividades muy elevadas, habiéndose estimado un valor medio de 150 kg ha^{-1} (Paiva *et al.,* 1994; Petrere, 1996). Este rendimiento se debe por un lado a la existencia de condiciones morfométricas más favorables y la buena adaptación de especies introducidas como tilapia, tucunaré (*Cichla* sp.) y corvina.

Cuenca del Amazonas

Las represas en esta región son aún escasas pero su impacto potencial es grande si se considera la importancia que poseen los numerosos ríos que la integran como corredo-

res de migracion para las diferentes especies y poblaciones de peces. Dos Santos (1995) realizó un estudio comparativo de la ictiofauna antes y después de la construcción de la represa Samuel en el río Jacari (cerca de Porto Velho) y registró una pérdida de la biodiversidad de peces, la proliferación de algunas especies (por ejemplo *Cichla* sp., *Schizodon fasciatus, Hypophtalmus marginatus, Pimelodus* spp. y *Serrasalmus rhombeus*), una disminución de peces detritívoros y frugívoros, y un incremento de los ictiófagos.

Cuenca del río Tocantins

El estudio de caso más conocido es la represa Tucuruí cuyos impactos sobre la ictiofauna han sido estudiados por diferentes autores (Barrow, 1987; 1988; Ribeiro *et al.,* 1995; Merona *et al.,* 2001; Tundisi *et al.,* 2003; Barros & Tur, 2006). Los principales cambios observados fueron los siguientes:

- Reducción de la riqueza de peces con la pérdida de 102 especies, comparada con el río.
- Modificaciones de la cadena trófica en el embalse y en el río, y en el tramo aguas abajo de la represa.
- Cambios en la fauna acuática como consecuencia de la baja concentración de oxígeno disuelto y cambios en la química de las aguas.
- Incremento en biomasa del embalse y en las capturas de algunas especies (por ejemplo *Cichla ocellaris*).
- Pérdidas de hasta el 70% en las capturas de aguas debajo la represa debido, probablemente, a fallas en el reclutamiento y la sobrepesca.

La figura 16.5 permite observar como los rendimientos pesqueros tienden a reducirse en aquellos embalses más grandes, siendo contrario a la creencia que los reservorios de mayores dimensiones proveerán más beneficios para la pesca.

Asimismo, es interesante apreciar que casi ninguna de las pesquerías afectadas por los represamientos pudieron sostener las capturas de especies migradoras. En la fase de preembalsado estas especies dominaron en los desembarques, pero una vez estabilizado el embalse fueron desplazadas en las capturas por especies pequeñas y de tipo sedentario (Fig. 16.6).

CONCLUSIONES Y LECCIONES APRENDIDAS

Las principales pesquerías de los grandes ríos de Sudamérica se basan en el aprovechamiento de especies migradoras, potádromas e iteróparas que exhiben a menudo com-

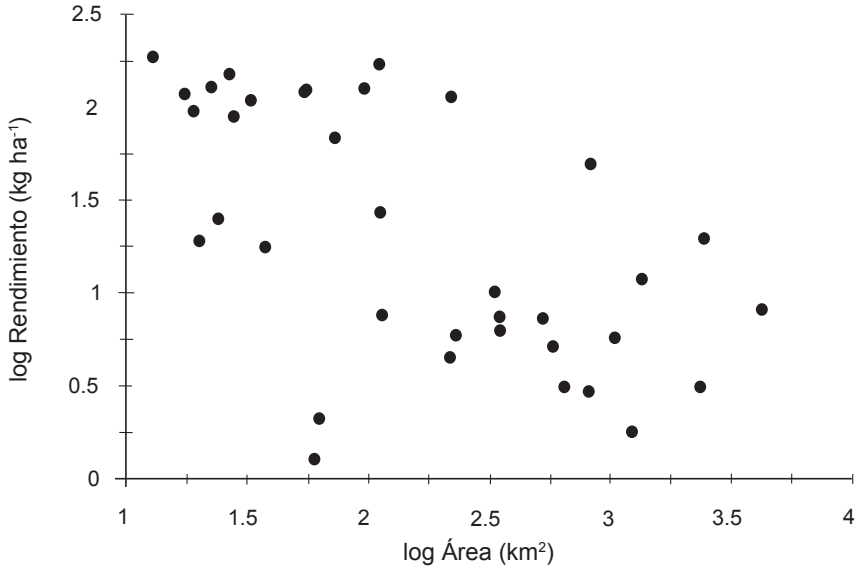


Figura 16.5. Relación entre rendimiento pesquero y áreas de algunos de los principales embalses de Brasil (adaptado de Agostinho *et al.,* 2007a).

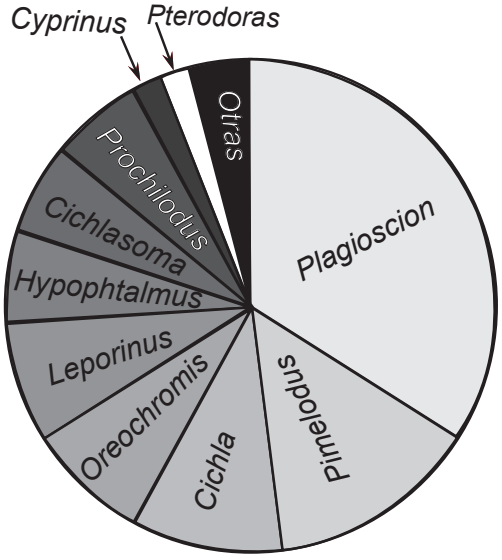


Figura 16.6. Especies dominantes observadas en varios embalses brasileños una vez alcanzada la etapa de estabilización trófica (datos de Agostinho *et al.,* 2007a)

plejos desplazamientos acoplados a los regimenes hidrológicos. Al igual que ocurre en otros embalses del mundo, en los embalses de Sudamérica existe un surgimiento trófico que tiene como efecto favorecer la producción secundaria, incluyendo la pesquera. Es en esta etapa cuando las pesquerías de los embalses alcanzan su máximo desarrollo dada la coexistencia de especies reófilas que aún permanecen en el nuevo ambiente y la aparición de especies colonizadoras mejor adaptadas a un ambiente más léntico que lótico. Este incremento puede exceder la pesquería original del río, generando la errónea impresión de un rendimiento futuro superior al del río preexistente y ocasionando falsas expectativas en los pescadores y otros usuarios. Más aún, muchos de ellos se sobrecapitalizan mediante la adquisición de equipos de pesca para acopiar y procesar pescado. Sin embargo, terminada la fase de surgimiento trófico, la cual puede ser variable de acuerdo a la morfometría del embalse, clima y condiciones de la cuenca, se ingresa en una fase donde la paulatina desaparición de especies migradoras, o bien su desplazamiento hacia los tributarios o áreas fluviales del embalse, deteriora la pesquería. Paulatinamente aparecen y dominan especies sedentarias de menor porte y calidad que son las que terminarán por definir el nuevo perfil que tendrá a futuro la pesquería. A menudo este escenario, que involucra modificaciones irreversibles en las comunidades de peces, no es considerado por los planificadores de este tipo de obras. No se toma en cuenta que la producción de las pesquerías en los grandes ríos depende de las extensas llanuras aluviales y su libre conectividad con el cauce principal, la existencia de los pulsos de inundación y las migraciones ascendentes y descendentes de los peces.

En este sentido, una importante lección aprendida a partir de los represamientos previos observados en Sudamérica es que las pesquerías terminan por transformarse y adaptarse al aprovechamiento de especies de menor porte, perdiendo valor y deteriorando la calidad de vida de los pescadores. En todo caso y tal como lo demuestran los diferentes casos examinados en este capítulo, en la mayoría de los embalses, y particularmente los de grandes dimensiones, los rendimientos pesqueros se reducen drásticamente. Esto también pone de relieve otros conceptos errados como asumir que los grandes embalses posibilitarán el desarrollo de importantes pesquerías, pero que terminan por estimular la introducción de especies exóticas mediante siembras indiscriminadas y que a menudo generan un impacto severo sobre las especies nativas.

La segunda lección importante que ha dejado la construcción de las represas en los ríos de Sudamérica es que los sistemas de transferencia construidos o los repoblamientos por medio la piscicultura no han logrado recuperar la pérdida de especies migradoras. Los estudios disponibles en distintos sistemas de transferencia demuestran que los mismos han resultado poco eficientes y muy selectivos.

En el caso de las represas a construirse en la cuenca del río Madera se presentan sin duda conflictos e incertidumbres dada las características distintivas de estos emprendimientos, que en cierto modo difieren de otras represas ya construidas en otras cuencas. Las

altas tasas de recambio del agua y las características morfométricas que tendrán estos embalses, como por ejemplo el bajo desarrollo de línea de costa, la elevada profundidad media, la extensa área fluvial y posiblemente la ausencia de estratificación generarán reservorios con condiciones intermedias entre un río y un lago. La permanencia de un extenso sector de río libre con condiciones naturales aguas arriba del embalse, preservando áreas con llanura aluvial en estado prístino, permitiría la conservación de poblaciones de especies migradoras. Sin embargo, es incierto como se adaptarán las poblaciones que permanezcan aguas abajo si sus áreas de reproducción se ubican actualmente en los sectores de la cuenca alta.

Mientras esta situación puede reducir el impacto sobre la ictiofauna original, la altura de estas represas representará un serio impedimento para el libre desplazamiento de las poblaciones de peces migradores, generando su fragmentación. La información recabada de los diferentes sistemas ya instalados en las cuencas de Sudamérica indica que aún existen grandes vacios de conocimiento en cuanto a como diseñar sistemas de transferencia de peces eficientes. Para ello será necesario adoptar criterios de bioingeniería dirigidos a obtener una mejor información de los aspectos bioecológicos y de comportamiento de las diferentes especies y de los cambios geomorfológicos, hidrológicos e hidrodinámicos que se generan al construirse las represas.

REFERENCIAS

Agostinho, A.A. (1994). Consideracões sobre a atuaçao do setor electrico na preservação da fauna aquática a dos recursos pesqueiros. .Seminario sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Reuniones temáticas preparatorias. Cuaderno 4. Fundamentos. Rio de Janeiro-RJ: COMASE/Eletrobrás: 38-61.

Agostinho, A., L.E. Miranda, L.M. Bini, L.C. Gomes, S.M. Thomaz & H.I. Suzuki (1999). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. p. 227-265. In: Tundisi, J.G. & M. Straskraba (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos-SP, Brazil, 370 p.

Agostinho, A.A., S.M. Thomaz, C.V. Minte-Vera & K.O. Winemiller (2000). Biodiversity in the high Paraná River floodplain. p. 89-118. In: Gopal, B., W.J. Junk & J.A. Davis (Eds.). Biodiversity in wetlands assessment function and conservation, V. 1, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 353 p.

Agostinho, A.A. & L.C. Gomez (2002). Biodiversity and fisheries management in the Paraná river basin: successes and failures. Blue Millenium-World Fisheries Trust-CRDI_UNEP, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Agostinho, A.A., L.C. Gomes, D.R. Fernandez & H.I. Suzuki (2002). Efficiency of fish ladders for Neotropical icthyofauna. River Research and Applications, 18 (3): 299-306.

Agostinho, A.A., L.C. Gomes, H.I. Suzuki & H.F. Júlio Jr. (2003). Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. p. 19-98. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds.). Migratory fishes of South América: biology, fisheries and conservation status. World Fisheries Trust, IDRC, World Bank. British Columbia, Canada. 380 p.

Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice (2007a). Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Ed. Universidade Estadual de Maringa, EDUEM, 512 p.

Agostinho, A.A., E.E. Marques, C.S. Agostinho, D.A. de Almeida, R.J. De Oliveira, J.R. Bezerra de Melo (2007b). Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? Neotropical Ichthyology, 5 (2): 121-136.

Agostinho, C.S., A.A. Agostinho, F. Pelicice, D.A. de Almeida & E.E. Marques (2007c). Selectivity of fish ladders: a bottleneck in neotropical fish movement. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 205-213.

Alves, C.B.M., L.G. Martins da Silva & A. Lima Gondinho (2007). Radiotelemetry of a female jaú, *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), passed upstream of Funil Dam, rio Grande, Brazil. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 229-232.

Baigún, C. & N. Oldani (2005). Impactos ecológicos de represas en ríos de la porción inferior de la cuenca del Plata: Escenarios aplicados a los recursos pesqueros. p. 449-474. En: Peteán, J. & J. Cappato (Eds.). Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un Manejo Sustentable. Proteger ediciones, Santa Fe, Argentina.

Baigún, C.R.M., J.M. Nestler, N.O. Oldani, R.A. Goodwin & L.J. Weber (2007). Can north american fish passage tools work for south american migratory fishes? Neotropical Ichthyology, 5 (2): 109-119.

Barros R. & S.P. Tur (2006). Performance assessment of the Tucuruí hydropower complex, Brazil. International Water Management Seminar 2006/07. ETH. 29 p.

Barrow, C.J. (1987). The environmental impacts of the Tucuruí Dam on the Tocantins River Basin, Brazil. Regulated Rivers, 1: 49-60

Barrow, C.J. (1988). The impact of hydroelectric development on the Amazonian environment, with particular reference to the Tucuruí Project. Journal of Biogeography, 15: 67-78.

Benson, N.G. (1982). Some observations on the ecology and fish management of reservoirs in the United Stated. Canadian Water Research Journal, 7: 2-25.

Bizzotto P.M., A.L. Godinho, V. Vono, B. Kynard & H.P. Godinho (2009). Influence of seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the Igarapava fish ladder, Brazil. Ecology of Freshwater Fish, 18: 461-472.

Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds.). (2003). Migratory fishes of South America Biology, fisheries and conservation status. Washington: World FisheriesTrust-World Bank-IDRC. 380 p.

Clay C.H. (1995). Design of fishways and other fish facilities. Boca Raton. Lewis Publishers. 248 p.

Companhia Energética de São Paulo (CESP) (2000). Informe no publicado.

Companhia Energética de São Paulo (CESP) (2002). Informe no publicado.

Cowx, I. & R.L. Welcomme (Eds.). (1998). Rehabilitation of rivers for fish. FAO and Fishing New Books, Blackwell Science, Ltd, Oxford, UK.

Delfino, R. & C. Baigún (1991). Cambios en la comunidad de peces en el embalse de Salto Grande. En: Vila, I. (Ed.). Segundo simposio internacional de ecología de peces de lagos y embalses. FAO COPESCAL Tech. Doc. 9: 110-117.

Dos Santos, G. (1995). Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do Rio Jamari (Rondônia, Brasil). Acta Amazonica, 25 (3/4): 247-280.

Espinach Ros, A., F. Amestoy, R. Delfino, S. Sverlij, R. Foti, M. Spinetti & G. Chediak (1997). Monitoreo del funcionamiento del sistema de transferencia de peces. p. 15-26. En: Espinach Ros, A. & C. Ríos (Eds.). Conservación de la fauna íctica en el embalse de Salto Grande. Comisión Administradora del Río Uruguay.

Fernandez, D.R., A.A. Agostinho & L.M. Bini (2004). Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná river, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 47 (4): 579-586.

Fernandez, D.R., A.A. Agostinho, L.M. Bini & F.M. Pelicice (2007). Diel variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group influences. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 215-222.

Fernando, C.H. & J. Holcik (1991). Fish in reservoirs. Internazionale Revue der Gesellschaft Hydrobiologie, 76: 149-167.

Godinho, H.P., A.L. Godinho, P.S. Formagio & V.C. Torquato (1991). Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. Ciência e Cultura, 43 (1): 63-67.

Gubiana, E.A., L.C. Gomes, A.A. Agostinho & E.K. Okada (2007). Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. Ecology of Freshwater Fish, 16: 191-197.

International Commission of Large Dams (ICOLD) (1983). World register of dams, Paris, 340 p.

Jackson, D. & G. Marmulla (2000). The influence of dams on river fisheries. In: World Commission of Dams, Prepared for thematic review II.I: dams, ecosystem functions and environmental restoration. Final Report.

Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migrations. In: Marmulla, G. (Ed.). Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution. FAO Fisheries Technical Paper, No 419.

Larinier, M. (2002). Fishways: general considerations. Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture, 364: 21-77.

Makrakis, S., M.C. Makrakis, R.L. Wagner, J.H. Pinheiro Dias & L.C. Gomes (2007a). Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 197-204.

Makrakis, S., L.C. Gomes, M.C. Makrakis, D.R. Fernandez & C.S. Pavanelli (2007b). The canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. Neotropical Ichthyology, 5: 185-195.

Merona, B. de, M. Dos Santos & G. de Almeida (2001). Short term effects of Tucuruí dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. Environmental Biology of Fishes, 60 (4): 375-392.

Nestler, J.M., R.A. Goodwin, D.L. Smith, J.J. Anderson & S. Li (2007). Optimum fish passage and guidance designs are based on the hydrogeomorphology of natural rivers. River Research and Applications, 24 (2): 148-168.

Okada, E.K., A.A. Agostinho & M. Petrere Jr. (1996). Catch and effort data and the management of the commercial fisheries of Itaipú reservoir in the upper Parana River, Brazil. p. 161-164. In: Cowx, I. (Ed.). Stock assessment in inland water fisheries. Fishing New Books, London, UK. 513 p,

Oldani, N.O. (1990). Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná. Revue d´Hydrobiologie tropicale, 23 (1): 67-76.

Oldani, N., C. Baigún & R. Delfino (1998). Fishway performances in south american regulated rivers: Engineering approaches to ecosystem restoration, Session M-6; Hayes, D.F.; ASCE American Society of Civil Engineers; Denver, Colorado EEUU.

Oldani, N., P. Minotti, R. Rodriguez, R. Delfino & C. Baigún (2001). Incidencia de factores ambientales en la abundancia y distribución de peces del río Paraná y su relación con los sistemas de transferencia de la represa de Yacyretá. Natura Neotropicalis, 32 (1): 41-48.

Oldani, N & C. Baigún (2002). Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná river (Argentina-Paraguay). River Research and Management, 18: 171-183.

Oldani, N., C.R.M. Baigún & R.L. Delfino (2002). Consideraciones sobre el funcionamiento de los sistemas de transferencia para peces en las represas de los ríos de la porción inferior de la cuenca del Plata. Insugeo, 14: 367-382.

Oldani, N.O, C. Baigún & R. Delfino (2005) Consideraciones sobre los sistemas de transferencia para peces en las represas de los grandes ríos de la cuenca del Plata en la Argentina. En: Aceñolaza F.G. (Ed.). Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. Insugeo*,* Misceláneas*,* 14: 361-381.

Oldani, N.O., C.R.M. Baigún, J.M. Nestler & R.A. Goodwin (2007). Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata river basin? Neotropical Ichthyology, 5 (2): 89-102.

Oldani, N. & C. Baigún (2008). Monitoreo y comportamiento de la fauna de peces en el tramo inferior del río Uruguay (lado argentino), frente al emplazamiento de la planta de celulosa Botnia. Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay, Convenio Secretaria de Medio Ambiente de la Nación y Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP). Informe final noviembre 2008.

Paiva, M.P. (1982). Grandes represas do Brasil. Editerra, Brasília, Brasil. 482 p.

Paiva, M.P., M. Petrere Jr., A.J. Petenate & F.H. Napomuceno (1994). Relationship between the number of predatory fish and the fish yield in large north-eastern Brasilian reservoirs. p. 120-129. In: Cowx, I. (Ed.). Stock assessment in inland fisheries, Fishing News Books. London, UK. 513 p.

Pereira de Godoy, M.P. (1985). Aquicultura. Atividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para passagens de peixes. Estacoes de piesciculura. Electrosul-Electrobras. 77 p.

Petrere, M. Jr. (1985). Migraciones de peces de agua dulces en América Latina, algunos comentarios. COPESCAL Documento ocasional, 1: 1-13.

Petrere, M. Jr. (1996). Fisheries in large tropical reservoirs in South America. Journal of Fish Biology, 2: 111-133.

Petrere, M. Jr., A.A. Agostinho, E.K. Okada & H.F. Julio Jr. (2002). Review of the fisheries in the Parana/Pantanal Basin. p. 123-143. In: Cowx, I.G. (Ed.). Management and ecology of lake and reservoir fisheries. Oxford, UK, Blackwell Science. New Fishing Books, Blackwell.

Pompeu, P. dos S. & C.B. Martínez (2006). Temporal patterns of fish passage in Santa Clara Power Plant's fish lift, Mucuri River, east Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, 23: 340-349.

Quirós R. (1989). Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: Latin America, FAOCOPESCAL Technical Paper 5. Rome, FAO. 41 p.

Quirós, R. (1990). Factors related to variance of residuals in chlorophyll total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. In: Gulati, R.D., E.H.R.R.Lammers, M.L. Meijer & E. van Donk (Eds.). Biomanipulation - Tool for Water Management. Hydrobiologia, 200-201: 343-355.

Quirós, R. (2004). Cianobacterias en lagos y embalses de Argentina: década del 80. Serie de Documentos de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática. Departamento de Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Documento No. 2, 23 p.

Ribeiro, M.C.L. de B., M. Petrere & A.A. Juras (1995). Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. Regulated Rivers: Research and Management, 11: 325-350.

Roa, B.H. & E.D. Permingeat (1999). Composición y abundancia de la fauna íctica en dos estaciones de muestreo del embalse de Yacyretá, Argentina. Revista Ictiología, 7: 49-57.

Roa, B.H., I.M. Hirt, P. Araya, S. Flores, H. Roncati, A. Lucia & D.R. Aichino (2000). Informe final sobre la campaña de pesca experimental en el Río Paraná entre las progresivas 1478 (Toma de agua ERIDAY) y km 1625 (Arroyo Yabebiri)-Argentina, Convenio EBY-UnaM, 139 p. y Anexos.

Roa, B.H., H. Roncati, A. De Lucia & A. Aichino (2001). Evaluación de los recursos pesqueros aguas arriba. Informe Final Convenio VI, EBY-Unam: 123 p.

Roncati, H.A., J.A. Bechara, J.P. Roux & A. González (2001). Monitoreo y evaluación de la fauna íctica transferida por las instalaciones para peces de la central hidroeléctrica de Yacyretá-CHY, Posadas, Misiones, Argentina, Entidad Binacional de Yacyretá-Universidad Nacional del Nordeste-Universidad Nacional de Misiones, 141 p.

Tablado, A., N.O. Oldani, L. Ulibarrie & C. Pignalberi de Hassan (1988). Cambios estacionales de la densidad de peces en una laguna del valle aluvial del río Paraná (Argentina). Revue d'Hydrobiologie tropicale, 21 (4): 335-348.

Tundisi, J.G., T. Matsamura-Tundisi & M.C. Calijuri (1993). Limnology and management of reservoirs in Brazil. p. 25-55. In: Straskraba, M., J.G. Tundisi & A. Duncan (Eds.). Comparative reservoir limnology and water quality management. Kluwer, Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

Tundisi, J.G., M.A. Santos & C.F.S. Menezes (2003). Tucurui Reservoir: Experience and lessons learned brief. p. 421-429 on CD accompanying: ILEC, Managing lakes and basins for their sustainable use. A report for lake basin managers and stakeholders. International Lake Environment Committee Foundation, Kusatsu, Japan. 166 p.

Vono, N., P.M. Bizzotto, H.P. Godinho, A.L. Godinho & B. Kynard (2004). Fish passage at the Igarapava fish ladder, Rio Grande, Brazil. In: Annals of the International Congress on the Biology of Fish, Manaus, American Fisheries Society: 1-5.

World Commission on Dams (WCD) (2000). Dams and Development. A new framework for decision making. Earthscan Publ. Ltd., London and Sterling, VA, 404 p.

17 FUNCIONAMIENTO DE COMPONENTES DE LAS REPRESAS DEL RÍO MADERA EN RELACIÓN AL PASO DE PECES: VERTEDEROS, TURBINAS Y SISTEMAS DE TRANSPOSICIÓN DE PECES

FISH PASSAGE THROUGH MADERA DAMS: AN EVALUATION OF THE FUNCTIONING OF SPILLWAYS, TURBINES AND FISHWAYS

Jorge MOLINA CARPIO

RESUMEN

Se analiza el funcionamiento hidráulico de algunas obras que serán parte componente de las represas de Jirau y Santo Antonio (río Madera). Según los constructores estos componentes permitirán el paso de peces migratorios en uno u otro sentido. El análisis se realizó en base a los diseños que se encuentran en los estudios de factibilidad e impacto ambiental para el caso de los vertederos y turbinas, y en un informe más reciente del consorcio para el sistema de transposición de peces (STP). El análisis muestra que la mayor parte del flujo anual del río pasará por las turbinas, donde la probabilidad de sobrevivencia de los peces adultos, huevos y larvas que se mueven río abajo es muy baja. Se evaluaron algunas características del flujo a través de las turbinas, que podrían influir en la mortalidad de peces y larvas, así como de algunos componentes del sistema hidráulico asociado. Un porcentaje relativamente pequeño del flujo pasará por los vertederos, donde la posibilidad de sobrevivir sería mayor, pero solamente durante los meses de enero a mayo. Finalmente, se describen algunas características del STP proyectado en base a un prediseño incluido en un informe reciente, ya que aún no existe un diseño final y que recién se está estudiando su funcionamiento hidráulico en un modelo reducido. Se realiza también un análisis preliminar del funcionamiento de este componente usando los resultados presentados por varios investigadores en otros ríos del Brasil.

SUMMARY

The hydraulic functioning of some of the components of the Jirau and Santa Antonio dams on the Madera river and their effectiveness for the upstream and downstream passing of fish is analyzed. The study was done on the basis of the designs of the spillways and rotors included in the feasibility studies and environmental impact assessments and of the design of the fishway included in a more recent study. The analysis shows that the larger part of annual water flow will pass through the ro-

tors, where the possibility of survival of adult fish, eggs and fish larvae which move downstream is very low. Some characteristics of components of the hydraulic system as well as the water flow through the rotors which might influence mortality of fish and larvae are evaluated. It is shown that only a small part of water flow will pass by the spillways, where the possibility of survival would be relatively higher, but only between January and May. Finally, some characteristics of the projected fishways are described, based on a preliminary design, because the final design is still under study and hydraulic functioning is being studied in a reduced model. A preliminary analysis of these components is realized based on the experiences of research conducted in other Brazilian rivers.

INTRODUCCIÓN

Las empresas FURNAS-ODEBRECHT, impulsoras del complejo hidroeléctrico del río Madera, difundieron documentos entre pobladores del estado de Rondonia y del norte de Bolivia, en los que afirman que no habrá impactos de las hobras idraúlicas sobre los peces migratorios (y por lo tanto sobre la riqueza íctica, la pesca y los pescadores). Esta misma posición fue adoptada por el gobierno brasileño en su documento de respuestas a las preguntas planteadas por el gobierno boliviano (noviembre 2007).

Según esos documentos, los peces adultos que suben a desovar en los afluentes del Alto Madera en Bolivia podrán pasar el obstáculo que representan las represas ascendiendo por un Sistema de Transposición de Peces (STP), una obra hidráulica anexa que aún está en fase de estudio y diseño. Por otro lado, se afirma que los huevos, larvas, juveniles y peces adultos que descienden por el río Madera podrían pasar por las represas a través de los vertederos de excedencia, que funcionan durante la época de caudales altos, de enero a marzo.

Por el contrario, un análisis técnico (marzo 2007) del Instituto Brasileño del Medio Ambiente (IBAMA) concluyó que la extensión a Bolivia y Perú de los impactos directos e indirectos de las represas Jirau y Santo Antonio es indudable en relación a la productividad de la actividad pesquera y la viabilidad poblacional de varias especies como el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*). En el presente capítulo se analizan las condiciones de funcionamiento de los vertederos y turbinas de las centrales de Jirau y Santo Antonio, con el objeto de proporcionar información que sirva de base para analizar los impactos que podrían tener las represas sobre la ictiofauna, la pesca y la economía pesquera en Bolivia. Se describe también algunas características del STP, en base a un prediseño incluido en un informe reciente, y se realiza un análisis preliminar del funcionamiento de ese sistema.

CAUDAL A TRAVÉS DE VERTEDEROS Y TURBINAS

FURNAS-ODEBRECHT y el gobierno brasileño (2007) afirman que “en la Amazonía, las especies de peces que realizan migraciones ascendentes desovan en los trechos correntosos de los ríos, en el periodo de crecidas, y sus huevos y larvas derivan río abajo, con la

corriente. En ese periodo de crecidas, los huevos y larvas deberán pasar por los embalses y el vertedero de cada represa, que estarán necesariamente abiertos para dejar pasar los caudales excedentes".

Además de huevos y larvas, posiblemente también peces adultos que han subido para desovar deben descender y pasar a través de los vertederos o turbinas. Para que los especialistas en peces puedan evaluar la probabilidad real de que ocurra ese paso por los vertederos, en el presente análisis se estima el caudal que pasará mensualmente por esos vertederos y por las turbinas. Los cálculos se realizaron en base a los datos presentados en estudios recientes (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a,b), que son complementarios a los estudios de factibilidad.

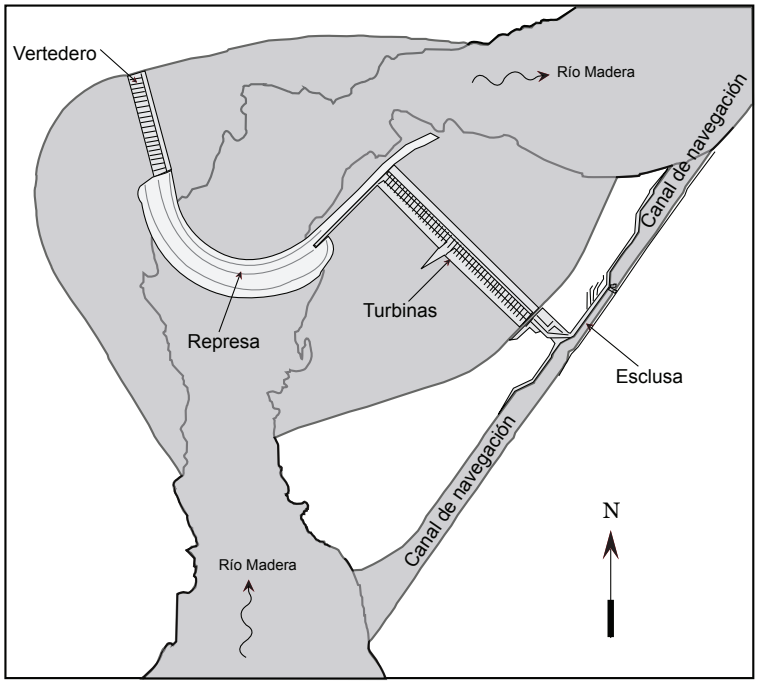


Figura 17.1. Disposición de las obras de la central de Jirau (en base a FURNAS-ODEBRECHT, 2004a). El canal de navegación no está previsto en el diseño que está en fase de implementación.

La figura 17.1 muestra en planta la disposición de las obras de la central hidroeléctrica de Jirau, según el estudio de factibilidad (FURNAS-ODEBRECHT, 2004a). Las turbinas y casa de máquinas se construirán sobre un sector a ser excavado sobre la orilla derecha, mientras que el vertedero estará situado sobre la orilla izquierda. En Santo Antonio, la disposición es inversa: la casa de máquinas estará situada sobre la orilla izquierda. El vertedero está dividido en 21 vanos, cada uno de 20 m de ancho provisto de una compuerta segmentada. El número de turbinas será de 44, cada una con su respectivo canal de aproximación. El canal de navegación con esclusas se construiría sobre la margen derecha en el caso de

Jirau y sobre la margen izquierda en Santo Antonio. Las esclusas no fueron incluidas en la licencia ambiental y no forman parte de los proyectos que se adjudicaron los respectivos consorcios.

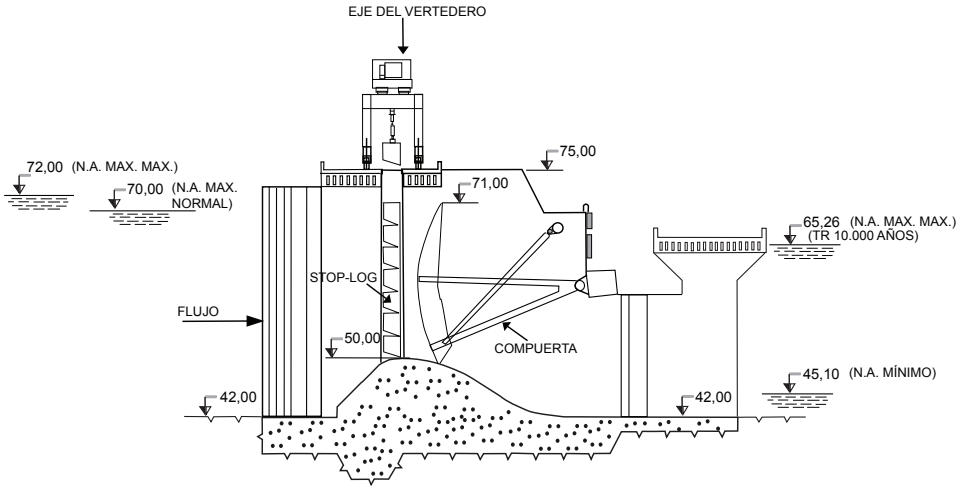


Figura 17.2. Corte longitudinal del vertedero de Santo Antonio (en base a FURNAS-ODEBRECHT, 2004b)

La figura 17.2 es un corte longitudinal del vertedero de Santo Antonio. Se puede observar que la cresta del lecho (cota=50.0) está 8 m por encima del fondo (cota=42.0). Un dato adicional de interés es que la caída hidráulica en condiciones normales será del orden de 15 m, resultado de restar el nivel de agua normal aguas abajo para flujo a través de todas las turbinas (55.29 m, no indicado en la figura) y el nivel de agua normal en el embalse (70.0 m). A modo de comparación, Ruggles & Murray (1983) indicaron que la caída máxima para permitir la sobrevivencia total del salmón del Pacífico era de 21 a 40 m para juveniles y de aproximadamente 13 m para peces adultos. Por encima de 13 m la mortalidad varía con la especie, caída y localización del vertedero.

Pompeu & Martinez (2004) indican también que la mortalidad durante el paso por vertederos puede ocurrir debido a choques, cuando la altura de la represa es significativa o por la sobresaturación de gases (hiperoxigenación en vertederos y estructuras de disipación de energía). Los choques se dan contra las estructuras hidráulicas o contra el lecho y márgenes del río.

Caudal por los vertederos

En el Relatorio Complementario de los Estudios de Viabilidad (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a; 2007b) se hace una revisión de la producción energética de Santo Antonio y Ji-

rau, usando el Modelo de Simulación de Usinas Individualizadas − MSUI (versión 3.0) de la Eletrobrás para Santo Antonio y el modelo MSU-HIC para Jirau. Como el Relatorio solamente presenta las series de producción energética y caudal turbinado para Santo Antonio, el análisis a continuación corresponde a esos datos. Sin embargo, el comportamiento de la central hidroeléctrica de Jirau es muy similar, por lo que las conclusiones son válidas para las dos centrales.

Cuadro 17.1. Parámetros energéticos utilizados en la simulación de la producción energética para la represa de Santa Antonio (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a)

Nivel del agua máximo (m)	70.0
Nivel del agua mínimo (m)	70.0
Tipo de turbina	Bulbo
Número de unidades	44
Potencia nominal (MW)	71.6
Potencia total (MW)	3 150.4
Pérdida hidráulica (m)	0.30
Rendimiento medio turbina/generador (%)	93.0
Indisponibilidad programada (IP)(%)	0.0
Tasa equivalente de indisponibilidad forzada (TEIF)(%)	0.5

El cuadro 17.1 muestra los parámetros energéticos que se utilizaron en la simulación. Se consideraron también pérdidas medias mensuales de caudal por operación de la esclusa, por uso consuntivo en toda la cuenca y por operación del sistema de transposición de peces (STP), que se muestran en el cuadro 17.2. El cuadro 17.3 muestra la evaporación neta (evaporación-precipitación) media mensual. Para el uso consuntivo y el STP se adoptó un caudal constante de 90 y 40 $m^3 s^{-1}$, respectivamente.

Cuadro 17.2. Pérdidas de caudal medio mensual ($m^3 s^{-1}$) (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a)
UC= uso consuntivo en la cuenca; STP = caudal para el sistema de transposición de peces.

Tipo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Med.
Esclusa	15	24	36	36	36	36	36	36	24	15	15	15	27
UC	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
STP	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40

La simulación se realizó usando los datos revisados de caudal de FURNAS-ODEBRECHT (2007a) para Porto Velho, que como se indicó en Molina Carpio & Vauchel (2011), son 1.5% más grandes que los estimados por Vauchel (2008) para el periodo común 1967-2005. El anexo 17.1 muestra los caudales turbinados (que pasan por las turbinas) para el periodo 1931-2005, calculados con el modelo MSUI para el periodo 1931-1995 para Santo Antonio y extendido hasta el año 2005. Para calcular los caudales que pasan por el vertedero, se usó la serie hidrológica de caudales mensuales registrados/estimados por FURNAS-ODEBRECHT para el periodo 1931-2005, que se presenta en el anexo 17.2.

El anexo 17.3 muestra los caudales que pasarían por el vertedero de Santo Antonio para el periodo 1931-2005 (75 años). La suma del caudal turbinado (anexo 17.1) más el caudal que pasa por el vertedero (anexo 17.3) es ligeramente inferior al caudal mencionado en el anexo 17.2 debido a las pérdidas netas (cuadros 17.2 y 17.3). La figura 17.3 muestra el caudal medio mensual del río Madera en Porto Velho y el caudal que pasa por los vertederos.

Cuadro 17.3. Evaporación neta mensual (mm) (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a)

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Med.
-80.4	-67.1	-93.2	-80.9	-73.6	-29.3	10.7	40.6	-25.1	-82.4	-66.2	-81	-52.3

Análisis de los resultados

El anexo 17.3 y la figura 17.3 muestran que solamente entre los meses de enero y mayo puede presentarse flujo sobre el vertedero y solamente en marzo y abril habría flujo todos los años del periodo de simulación. Para algunos años no habría flujo en febrero y para un número aún más grande de años no habría flujo en enero y mayo. De junio a diciembre (7 meses) no habrá flujo sobre el vertedero. Para el periodo 1931-95, en promedio solamente 14.7% del volumen de flujo anual escurre por el vertedero. Otra parte pequeña (0.8%) corresponde a las "pérdidas" descritas en los cuadros 17.2 y 17.3, e incluyen los caudales por las esclusas y sistema de transposición de peces, así como el uso consuntivo previsto. El resto escurre a través de las turbinas. Para el periodo 1931-2005 el flujo sobre el vertedero es aún menor: 14.2% del flujo anual promedio, debido a que el caudal medio del río se reduce con respecto a 1931-1995.

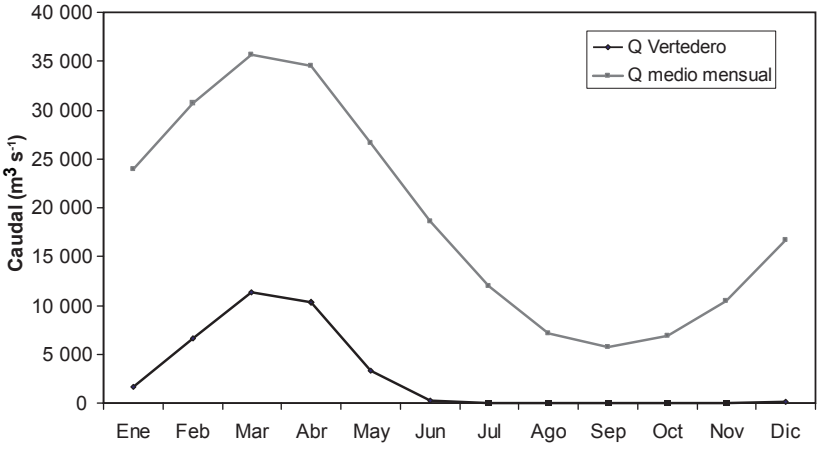


Figura 17.3. Caudal medio mensual ($m^3 s^{-1}$) y por el vertedero de Santo Antonio, 1931-95 (Elaboración propia)

Otro aspecto relevante es que aún en los meses en que haya flujo sobre el vertedero, solamente una parte menor del caudal presente en el río escurrirá sobre esa estructura. El cuadro 17.4 y la figura 17.4 muestran esos valores como porcentaje del caudal medio mensual. Se observa que aún en el mes más húmedo (marzo), en promedio solo un 32% del caudal presente en el río pasa por el vertedero. La proporción se reduce a solamente 12% en mayo y 7% en enero. En consecuencia, cabe esperar que el material en suspensión o flotante seguirá las líneas de corriente impuestas por el funcionamiento hidráulico del conjunto de las obras de la central (ver figuras 17.1 y 17.2). Eso probablemente signifique que aún en aguas altas la mayor parte de los huevos, larvas, juveniles e incluso peces adultos se dirigirá hacia las turbinas.

Cuadro 17.4. Caudal promedio y mediano sobre el vertedero, en $m^3 s^{-1}$; % Qvm, % Qv_{50}=caudal promedio y mediano sobre el vertedero en $m^3 s^{-1}$, % Qvm, % Qv_{50}= caudal promedio y mediano sobre el vertedero en porcentaje del caudal medio del río)

Variable	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Qvm	1 650	6 646	11 351	10 266	3 272	265	0	0	0	0	0	162
% Qvm	7	22	32	30	12	1	0	0	0	0	0	1
Qv_{50}	456	5 617	10 821	9 796	1 345	0	0	0	0	0	0	0
% Qv_{50}	2	18	31	29	5	0	0	0	0	0	0	0

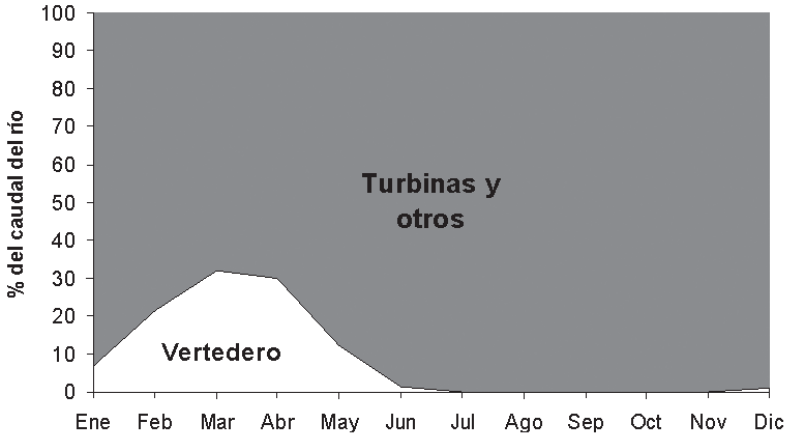


Figura 17.4. Flujo sobre el vertedero como porcentaje del caudal mensual

El anexo 17.4 muestra el porcentaje del caudal del río que representa el escurrimiento por el vertedero, para toda la serie de las tablas presentadas en los anexos 17.1 y 17.3. Esos resultados y los que se muestran en las últimas filas de la tabla del anexo 7.3 indican que la probabilidad de que huevos, larvas o peces pasen por el tramo es aún menor que los porcentajes promedio del cuadro 17.4, debido a que en muchos años no habrá flujo sobre el vertedero en enero y mayo. La mediana de los caudales, definida como el valor central

o que es igualado o superado por el 50% de los valores de un grupo de datos, evidencia lo anterior. Los caudales medianos, en $m^3 s^{-1}$ y en porcentaje, que se muestran en el cuadro 17.4, son muy inferiores a los caudales promedio sobre el vertedero en enero y mayo.

Otro riesgo adicional es que se produzca deposición de huevos y larvas en los embalses. Esa deposición se ve favorecida tanto por la disminución de la velocidad de flujo en el embalse como por la existencia de obstáculos como las ataguías usadas para desviar el río en la época de construcción o el vertedero mismo, cuya cresta se encuentra por encima del lecho del río. En una nota técnica mencionada en las Respuestas al IBAMA (FURNAS-ODEBRECHT, 2007b), un investigador de INPA (Manaus) dice que "si los huevos y larvas del dorado descienden el río Madera en el período de aguas altas, cuando la velocidad y volumen del agua son mayores, no deberíamos suponer que los huevos y larvas deberían depositarse". Además se propone al IBAMA llevar a cabo un proyecto de investigación que apunte a un modelo matemático predictivo de deposición de huevos y larvas de peces, que use el río Madera como caso piloto.

Sin embargo, las condiciones hidráulicas de los embalses son diferentes a las supuestas por el investigador de INPA. Molina *et al.* (2008) mostraron que en el tramo cercano a la represa de Santo Antonio se produce una significativa reducción de la velocidad de flujo, para todo el rango de caudales presentes en el río. Esa reducción va desde cerca de un 50% para la crecida máxima anual, hasta un 75% en aguas bajas. Y respecto al modelo, que se desarrollará cuando las centrales estén construidas y funcionando, no parece justo con los afectados convertir al río Madera en un caso experimental.

FLUJO A TRAVÉS DE LAS TURBINAS HIDRÁULICAS

El análisis del punto anterior muestra que el 85% del flujo anual del río pasará por las turbinas. Por su comportamiento pasivo, cabe esperar que una proporción similar de los huevos, larvas y juveniles que descienden anualmente el río Madera como parte de su ciclo biológico natural sean llevados por las líneas de corriente hacia esos equipos electromecánicos y sus obras hidráulicas anexas. Adicionalmente, una parte de los peces adultos que descienden por el río después de desovar en la cuenca del Alto Madera podrían también ser arrastrados hacia las turbinas.

En el presente subcapítulo se describen y evalúan algunas características del flujo a través de las turbinas, que podrían influir en la mortalidad de peces y larvas, así como de algunos componentes del sistema hidráulico asociado. Para ello se recurrió a la descripciones y diseños de los estudios de factibilidad (FURNAS-ODEBRECHT, 2004a; 2004b) y documentos técnicos recientes.

Las condiciones hidráulicas en las turbinas de las dos centrales hidroeléctricas de Santo Antonio y Jirau son similares, por lo que se hará una descripción única, basada ante todo en

las dimensiones del sistema de Santo Antonio, que cuenta con información más detallada. Sin embargo, se incluirán datos de Jirau donde sea relevante.

Datos de diseño

De acuerdo a FURNAS-ODEBRECT (2004a,b; 2007a), Santo Antonio y Jirau contarán con 44 unidades de grupos generadores equipados con turbinas de eje horizontal tipo bulbo. La potencia nominal de cada turbina es de 73 MW (Santo Antonio) y 75 MW (Jirau) para el caudal nominal o de equipamiento máximo (con el distribuidor totalmente abierto). La velocidad del rotor de Santo Antonio será de 81.8 rpm (revoluciones por minuto) que corresponde a la velocidad de un generador de 88 polos. Esto significa que el rotor da más de un giro por segundo (81.8 rpm=1.36 giros/segundo). Las características principales de las turbinas se muestran en los cuadros 17.5 y 17.6.

Cuadro 17.5. Características de las turbinas de Santo Antonio (FURNAS-ODEBRECHT, 2004b)

Tipo	Bulbo con rotor Kaplan
Potencia nominal de cada unidad generadora	71.6 MW
Potencia nominal en el eje de la turbina	73 MW
Número de grupos generadores	44
Capacidad total de la central	3 150 MW
Caída neta de referencia	13.90 m
Velocidad de rotación	81.8 rpm
Rendimiento máximo de la turbina	aprox. 96%
Rendimiento medio turbina/generador	93%
Caudal nominal por turbina	561 $m^3 s^{-1}$
Diámetro estimado del rotor de la turbina	8.15 m

Cuadro 17.6. Características de las turbinas de Jirau (FURNAS-ODEBRECHT, 2004a)

Tipo	Bulbo con rotor Kaplan
Potencia nominal en el eje de la turbina	75 MW
Número de grupos generadores	44
Capacidad total de la central	3 300 MW
Caída neta de referencia	15.2 m
Velocidad de rotación	85.7 rpm
Rendimiento máximo de la turbina	aprox. 96%
Rendimiento medio turbina/generador	93%
Caudal nominal por turbina	542 $m^3 s^{-1}$
Diámetro estimado del rotor de la turbina	8.1 m

Turbinas Bulbo

Las turbinas hidráulicas tipo bulbo (Fig. 17.5) son turbinas de flujo netamente axial, que cuentan con un rotor tipo hélice con una serie de paletas o álabes por donde circula el

flujo. Los álabes pueden ser fijos como en las turbinas tipo Hélice o móviles como en las turbinas tipo Kaplan, donde se acomodan a caudales variables de ingreso manteniendo siempre una eficiencia alta, situación que no se da con álabes fijos donde se obtiene alta eficiencia solo para el caudal de diseño. Las turbinas bulbo con rodetes de álabes móviles tipo Kaplan (que es el caso de Jirau y Santo Antonio) cuentan con un distribuidor ubicado antes del rotor, cuyas aletas guía fijas dirigen el flujo hacia la hélice y sirven también de soporte estructural. Los rotores bulbo cuentan con cuatro o cinco álabes (paletas) de diseño hidrodinámico similares a las hélices de los barcos (figura 17.5). Este tipo de turbinas son motores hidráulicos de reacción y su principio de funcionamiento se basa en la fuerza de reacción sobre el rotor ocasionada por la fuerza de acción debida a la aceleración del flujo al pasar entre los álabes.

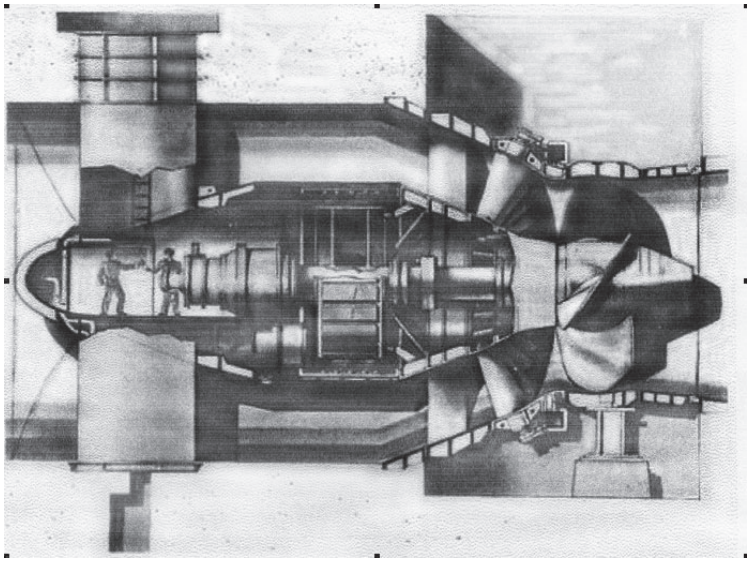


Figura 17.5. Turbina tipo bulbo de álabes móviles

El eje de la turbina, que puede ser horizontal o inclinado (en las centrales del río Madera son de eje horizontal), se conecta al generador que se instala en un bulbo o carcasa aguas arriba del rotor. Todo el conjunto se encuentra sumergido como un submarino fijado en una galería recorrida por una corriente de agua que hace girar su hélice. El acceso al bulbo desde el exterior se realiza a través de un pozo de diseño exterior hidrodinámico que evita obstaculizar el paso del agua. La turbina Bulbo tiene algunas ventajas sobre la turbina Kaplan. Una de esas ventajas es que no hay cambio de dirección del flujo, mientras en la Kaplan el flujo cambia de horizontal a vertical y luego nuevamente a horizontal.

La figura 17.6 muestra un plano de corte de las centrales hidroeléctricas de Santo Antonio. Se observan las compuertas “Ensecadeiras” (de secado) en el lado de la toma (aguas arriba entre secciones B y C), que permiten el vaciado del circuito hidráulico para realizar

en seco el mantenimiento de las turbinas. En el lado de aguas abajo se observa el tubo de succión/aspiración (entre secciones D y F), que tiene una compuerta vagón de emergencia, accionada por cilindro hidráulico y compuertas ensecadeiras que tienen el mismo objetivo que las del lado aguas arriba.

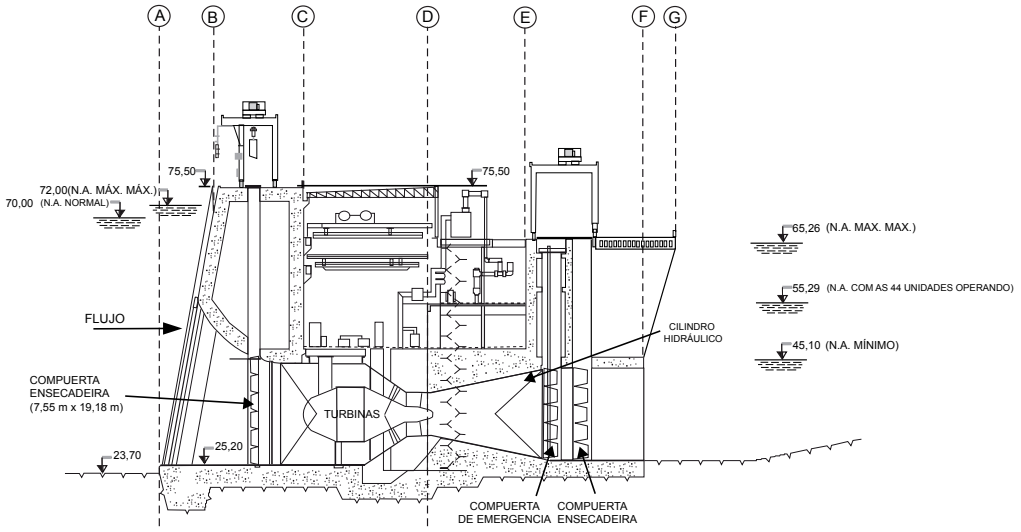


Figura 17.6. Corte a través de una turbina y casa de máquinas de Santo Antonio (FURNAS-ODEBRECHT, 2004b)

El cierre o apertura del distribuidor provoca un transitorio hidráulico que a su vez causa sobrepresiones y aumento rápido de las velocidades. Según los proyectistas, la velocidad de cierre del distribuidor será ajustada, de modo que la sobrepresión máxima será limitada a 40% (sobre la presión normal) y el aumento de velocidad será, como máximo, 60% por encima de la velocidad nominal.

Otro aspecto relevante para este análisis es que se proyecta un dispositivo, tipo red o malla, a ser instalado aguas abajo del tubo de aspiración, ya en el canal de fuga (restitución) para impedir la entrada de peces en el circuito hidráulico de la casa de máquinas. Los proyectistas estiman que la velocidad media de flujo, en una sección situada a 150 m aguas arriba de la toma de agua, en la condición de caudal máximo turbinado, será del orden de 2.0 m s^{-1} (FURNAS-ODEBRECHT, 2004a; 2004b).

Velocidades a través de la turbina

Las turbinas bulbo, debido a su baja caída, tienen bajas velocidades de rotación. En el caso de Jirau y Santo Antonio, se estima una velocidad de rotación de 81.8 rpm para un

rotor de diámetro exterior aproximado de 8.15 m y una altura neta de caída de 13.9 m. Estas condiciones de baja caída, a diferencia de las centrales de mayor presión y caída, originan velocidades relativamente bajas de circulación del flujo en la galería donde se instala la turbina, a través del rotor y a través del tubo de aspiración aguas abajo del rotor.

Para cuantificar estas velocidades, es necesario conocer la geometría de la galería, la geometría del rotor y la del tubo de aspiración. Para el análisis se contó con dimensiones aproximadas, obtenidas a partir de la figura 17.6. En base a estos datos, se calculó velocidades también aproximadas en diferentes secciones de la galería de entrada (toma) y del tubo de aspiración/succión. Para estimar las velocidades en el rotor, principalmente la velocidad absoluta del flujo entre los álabes, se requiere conocer a detalle la geometría de estos, lo que no fue posible.

Las velocidades se calcularán a partir de la ecuación de continuidad, para el caudal de diseño de las turbinas de 561 $m^3 s^{-1}$, considerando la dirección del flujo totalmente axial y en el sentido del flujo, desde aguas arriba hacia aguas abajo. El cuadro 17.7 muestra la síntesis de las velocidades desde el punto a) antes de la turbina al punto d) después.

a) Velocidad de entrada aguas arriba del bulbo:
   Diámetro de la galería = 18.3 m
   Área de paso = 263.0 m^2
   Velocidad del flujo = 2.13 m s^{-1}

b) Velocidad inmediatamente aguas arriba del rotor:
   Diámetro de la galería = 8.20 m
   Diámetro del cubo = 2.30 m
   Área de paso = 48.65 m^2
   Velocidad del flujo = 11.5 m s^{-1}

c) Velocidad al inicio del tubo de aspiración/succión:
   Diámetro del tubo = 6.90 m
   Diámetro del cubo = 2.10 m
   Área de paso = 34.00 m^2
   Velocidad del flujo = 16.5 m s^{-1}

d) Velocidad a la salida del tubo de aspiración/succión:
   Diámetro del tubo = 15.60 m
   Área de paso = 191.13 m^2
   Velocidad del flujo = 2.93 m s^{-1}

Como se observa, las velocidades a la entrada del sistema (cerca a la sección A de la figura 17.6) son moderadas y del mismo orden que en el canal aguas arriba. Las velocidades máximas se alcanzan al inicio del tubo de aspiración (cerca de la sección D de la figura 17.6).

Flujo a través del rotor de la turbina

El flujo a través del rotor de una turbina hidráulica es complejo. Una partícula de flujo que ingresa al rotor presenta dos tipos de movimiento: uno de traslación entre los álabes casi paralelo al eje de la turbina y otro de rotación debido al movimiento del rotor. La velocidad absoluta del flujo será la resultante de la velocidad relativa del flujo con respecto al álabe y la velocidad tangencial del rotor. Como se indicó anteriormente, para poder estimar estas velocidades se requiere conocer la geometría de los álabes del rotor, dato con el que no se contó. El campo de flujo es relativamente complejo, aunque puede ser analizado mediante modelos matemáticos. Dependiendo de su posición, sobre una partícula predominará el movimiento de traslación o el de rotación.

Cuadro 17.7. Velocidades de flujo a través de la turbina de San Antonio

Ubicación	Velocidad (m s^{-1})
Aguas arriba del bulbo	2.13
Aguas arriba inmediatamente antes de la entrada del rotor	11.50
Inicio del tubo de aspiración	16.50
Salida del tubo de aspiración	2.93

Como en todo movimiento de rotación, en el rotor se produce una aceleración y fuerza centrífuga que actúa sobre las masas que rotan arrastrándolas hacia el exterior. Un objeto que ingrese al rotor, como por ejemplo un pez, se verá sometido a esta fuerza que lo empujará hacia la parte exterior de este. La magnitud de la fuerza centrífuga depende de la velocidad tangencial de rotación en el punto, la masa del objeto y el radio del rotor:

$$F_c = \frac{mU^2}{R}$$

F_c = Fuerza centrífuga, m = Masa, U = Velocidad tangencial, R = Radio

Conociendo la velocidad n de rotación de la turbina y el diámetro D de esta, es posible calcular la velocidad tangencial U:

$$U = \frac{\pi n D}{60}$$

La fuerza centrífuga se calcula considerando el diámetro medio del rotor, es decir el diámetro a la mitad de los álabes. Se consideran las siguientes magnitudes:

Velocidad de rotación del rotor n = 81.8 rpm
Diámetro externo del rotor D_e = 8.15 m.
Diámetro del cubo D_c = 2.30 m

A partir de estos datos se obtiene un diámetro medio D_m = 5.23 m y un radio medio R_m = 2.62 m. Considerando el diámetro externo y el diámetro medio respectivamente, la velocidad tangencial externa del rotor U_e = 34.9 m s^{-1} y la velicodad tangencial para el rotor será: U_m = 22.4 m s^{-1}, que se traduce en una aceleración de 191.5 m s^{-2}. Aún considerando el diámetro externo, la aceleración sería de 123.0 m s^{-2}, es decir 12 veces la de la gravedad.

Las siguientes relaciones permiten estimar la fuerza centrífuga aproximada que actuará sobre un objeto de peso conocido que ingrese al rotor, en función de la masa m o del peso P:

$$F_c = 191.5\ m \quad (N)$$
$$F_c = 19.5\ P \quad (kgf)$$

Por otra parte, existe la posibilidad de que una parte de los peces arrastrados hacia el rotor, antes de pasar entre los álabes, colisione contra los bordes de estos. Esta colisión, considerando la velocidad de aproximación de 11.5 m s^{-1} (41.4 km h^{-1}) antes de la entrada al rotor, puede causarles graves lesiones.

Consideraciones finales

Los estudios de Evaluación de Impacto Ambiental y los estudios complementarios (FURNAS-ODEBRECHT, 2005; 2006a) asumen implícitamente que la mortalidad de huevos, larvas y juveniles que pasen a través de las turbinas será muy alta. Esa es la explicación más probable de la insistencia con que los informes de esas empresas mencionan a los vertederos como las obras de paso para todas las formas de peces que deben descender por el río Madera en su ciclo natural. Ese criterio fue adoptado también por el gobierno brasileño, que en sus respuestas al gobierno boliviano (2007) indica que “se prevé que los huevos, larvas, juveniles y adultos de peces del río Madera desciendan el río a través de los vertederos”.

Solamente en el documento de respuestas al IBAMA (2007) se encontró una mención a una nota técnica elaborada por Á. Agostinho (NUPELIA/UEM), en que se informa que “evaluaciones realizadas inmediatamente debajo de la represa de Itaipú indican que apenas 30% de las larvas (de especies pelágicas que desovan en el embalse) sufrieron daños, un porcentaje considerado aceptable tomando en cuenta la elevada mortalidad natural en esa fase de desarrollo”. Según ese documento, cabe esperar que el porcentaje de daños serios a huevos y larvas en Jirau y Santo Antonio sea aún menor. Prácticamente en ningún documento brasileño se menciona lo que podría ocurrir con los adultos de las especies que deben descender por el río después de haber desovado al pie de los Andes y en los afluentes de la llanura boliviana.

Es difícil extrapolar los resultados de un sitio como Itaipú, situado en la cuenca del Plata, a la cuenca amazónica. Más aún, la nota atribuida a Agostinho no especifica si las larvas pasaron por los vertederos o por las turbinas. Y existen estudios que llegan a conclusiones diametralmente opuestas. Therrien & Bourgeois (2000) indican que la tasa media de mortalidad de salmónidos en turbinas de hélice como las Bulbo y Kaplan es de 15%. Pompeu & Martinez (2004) realizaron un estudio en peces migradores del orden de las Characiformes en la central hidroeléctrica de Santa Clara, en la costa atlántica de Brasil. Son nadadores rápidos y de columna, que son comparados con los salmónidos para estudios de STP en Brasil. Ese estudio mostró que apenas 3.5% de los peces recapturados río abajo de la central parecían haber pasado por las turbinas, por lo que concluyeron que la mortalidad al pasar por esos equipos debía ser muy elevada. El resto de los peces recapturados río abajo debían haber pasado por los vertederos, aunque solamente una parte de los peces había logrado cruzar con éxito por alguno de esos pasos.

Por su relativamente baja velocidad de rotación y características técnicas, la turbina Bulbo aparentemente podría dejar pasar seres vivos con una mortalidad menor al 100%. Sin embargo, el funcionamiento descrito muestra que la probabilidad de que los peces adultos sobrevivan al pasar por el rotor es muy baja. Además, la red o malla a ser instalada aguas abajo, en el canal de fuga o restitución, representa otro obstáculo muy serio. En cuanto a los huevos y larvas, las condiciones hidráulicas (como la aceleración centrífuga) en las turbinas parecen indicar que la mortalidad será también elevada.

SISTEMA DE TRANSPOSICIÓN DE PECES

En el Estudio de Impacto Ambiental (EIA) de los aprovechamientos hidroeléctricos de Santo Antonio e Jirau (FURNAS-ODEBRECHT, 2005), se identificaron como de alta magnitud los impactos negativos sobre los peces migratorios y se sugirió implantar sistemas de transposición junto a las represas, como medida de mitigación del impacto que la interrupción de la ruta migratoria de los peces del río Madera podría traer a los stocks pesqueros regionales. Sin embargo, el EIA no definió el tipo de sistema a ser implantado.

En los estudios complementarios al EIA (FURNAS-ODEBRECHT, 2006b), un grupo de expertos contratados por esas empresas analizó por primera vez las justificaciones para construir un Sistema de Transposición de Peces (STP) y recomendó un tipo. El STP tendría por objetivo permitir el paso de peces adultos que ascienden por el río para desovar en el Alto Madera, apuntando sobre todo a los grandes bagres migratorios. Sin embargo, esos expertos indican que existen serias dudas técnicas y ambientales sobre la eficiencia de esos sistemas:

a) La subida de los bagres migratorios no es garantizada dada la selectividad de los STP
b) Transponer las poblaciones adultas para garantizar eventos reproductivos aguas

arriba de las represas no garantiza el éxito del descenso de huevos, larvas, juveniles y adultos para repoblar (y eventualmente garantizar la variabilidad genética) las áreas aguas abajo, del eje Solimoes-Amazonas

c) El hecho de que son dos embalses consecutivos, o sea, dos obstáculos a ser superados, aumenta la incertidumbre sobre la eficiencia de esos mecanismos de transposición.

d) Existen especies con presencia limitada tanto arriba como abajo de las cachuelas, y los STPs podrían actuar como un introductor de especies alóctonas a cada uno de los dos "subsistemas" del río Madeira, separados por el tramo de cachuelas.

Según los expertos "a pesar de esas dudas, hay suficiente motivación técnica y política, debido a cuestiones biológicas y socio-económicas, para implantar STPs en los proyectos hidroeléctricos del río Madera, ya que la interferencia en la migración de peces, especialmente de los grandes bagres, extrapola los límites del territorio brasileño, interfiere el flujo genético en los stocks pesqueros transnacionales, pudiendo alterar la producción pesquera y la estructura de las comunidades de peces, tanto en Brasil como en Bolivia y Perú". Además: "La construcción de un canal junto a las represas se presenta como el tipo de STP más adecuado para Santo Antonio y Jirau desde el punto de vista técnico y biológico. Deberá garantizar dimensiones (10 m de ancho), profundidad mínima (1.5 metros) y sustrato (preferiblemente no será revestido) adecuadas al paso de peces de gran porte como el dorado".

En fecha posterior (Abril 2007), como se cita en el documento de Respuestas al IBAMA (FURNAS-ODEBRECHT, 2007), A. Agostinho, de la Universidad Estadual de Maringá, concluye que "en el contexto de la ictiofauna local y la información disponible, un canal lateral es la mejor opción de transposición, a pesar de las incertidumbres que rodean al tema".

Sin embargo, a la fecha (diciembre 2009) aún no se cuenta con un diseño final de los STPs. La descripción y análisis de este subcapítulo está basado en "El Projeto Conceitual do Sistema de Transposição de Peixes" que se incluye en el Informe Complementario (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a).

Descripción de los STP propuestos

El proyecto conceptual es de carácter general y se puede aplicar tanto a Santo Antonio como Jirau. En la Licencia Previa Nº 251/2007, emitida por el IBAMA para las dos centrales, se establece que "se debe elaborar el proyecto ejecutivo (diseño final) del sistema de transposición de peces, compuesto por dos canales semi-naturales laterales a las centrales, para propiciar la subida de las especies objetivo y dificultar la subida de especies segregadas en los diferentes tramos del río, reproduciendo de la mejor forma los obstáculos naturales hoy existentes, y considerando el sitio de paso preferido por las especies objetivo". Un representante del IBAMA indicó que actualmente (octubre

2008) se están haciendo los estudios del STP en modelo hidráulico reducido, pero que aún no se dispone de informes.

Las especies objetivos del STP (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a) son los grandes bagres migradores macroregionales (por ejemplo dorado *Brachyplatystoma rousseauxii*), que desovan arriba de las represas, en territorio boliviano y peruano. Se sabe que también otros Siluriformes y varias especies de Characifomes (*Triportheus* spp., *Prochilodus* sp.) utilizan el cauce del río Madera como ruta migratoria para áreas de desove situadas aguas arriba del tramo, pero como la información sobre ellos es escasa, no fueron consideradas especies objetivo.

El STP ha sido proyectado para un caudal de aproximadamente 35 $m^3 s^{-1}$. El canal tendrá una profundidad mínima de 1.50 m y un ancho mínimo de 10.0 m. La longitud en línea recta entre la entrada y la salida es de unos 1 800 m, para un desnivel de agua medio del orden de 15 m. Sin embargo, el prediseño prevé un alineamiento con muchas curvas, por lo que la longitud efectiva es mucho mayor y por tanto la pendiente menor que el valor 15/1 800=0.8%.

Como el canal destinado al paso de peces que ascienden por el río, la entrada al canal se sitúa abajo de la represa y junto al canal de fuga o restitución de las turbinas. La entrada tendrá forma convergente en planta y estará a una distancia adecuada de la salida de los tubos de sección de la central. El prediseño toma en cuenta la gran variación natural de los niveles de agua en el río Madera, de hasta 16 m (entre las cotas 44.57 y 60.50) en el caso de Santo Antonio. Se propone que la cota de fondo a la entrada del canal sea igual a la del canal de restitución o a la del lecho natural del río en ese punto. Para Santo Antonio se adoptó la cota de 42.0 m. Es decir la profundidad a la entrada variará de 2.57 a 18 m según la época y el caudal del río.

En Santo Antonio, el nivel del agua en el embalse se mantendrá constante en 70.0 m, excepto en crecidas extremas donde puede llegar hasta 72.0 m. El prediseño prevé que la salida del canal tendrá una cota de fondo de 68.30 m, con lo que la profundidad normal a la salida será de 1.7 m y en casos extremos, de 3.7 m. La situación es muy diferente en Jirau, donde según la curva guía de operación del embalse, el nivel del agua variará normalmente entre 82.5 y 90 m y hasta 92 m en crecidas extremas. En el documento de referencia no se indica como se tratará este problema.

La entrada al STP tiene forma divergente y se localiza cerca a 1.3 km aguas arriba de la represa, entre el canal de aducción para las tomas de las turbinas y el de aproximación a la esclusa. Según el proyectista, en ese punto las velocidades en el embalse son menores, por lo que no hay riesgo de que los peces sean arrastrados hacia la toma o el vertedero.

En el prediseño, se indica que deberán existir estructuras de control del caudal de mane-

ra de garantizar velocidades de flujo que varíen estacionalmente y con la misma magnitud de las velocidades naturales, tanto en los trechos de cachuelas como en los trechos sin ellas. Los caudales deben ser fijados para garantizar una profundidad mínima de 1.5 m, incluso en época de estiaje.

Las estructuras de control de caudal y del nivel están situadas cerca de la salida del canal, una para época de estiaje y la otra para época de lluvias. Cada una estará formada por 5 compuertas tipo segmento. Habrán tres sitios para las instalaciones de monitoreo: cerca a la entrada, junto a las estructuras de control y junto al puente de la pista del coronamiento de la presa. Se han previsto también dispositivos para atraer a los peces a la entrada del STP, que consisten en difusores dispuestos en planos verticales, que forman chorros de agua.

La mayor parte del canal tendrá sección trapecial de 10.0 m de ancho en la base y taludes de inclinación 1.0(V)-1.5(H). Será excavado en suelo natural solo. Donde haya estructuras de concreto, el canal será rectangular de 10 m de ancho mínimo. Se prevé también trechos de descanso o adaptación, donde el ancho será mucho mayor y las velocidades más bajas. En las inmediaciones y aguas abajo de las estructuras de control, tramos de canales de extensiones diferentes simularían los desniveles existentes en los periodos de crecida y de estiaje en la cachuela de Teotonio, del orden de 3.5 m y 9.0 m, respectivamente.

Análisis preliminar

¿Es posible evaluar las posibilidades de éxito del canal propuesto como STP para el paso de los peces adultos en dirección aguas arriba? Es claro que no, pero se mencionarán algunas características hidráulicas a tomar en cuenta en una evaluación.

En primer lugar, el caudal de diseño del canal STP es de 35 $m^3 s^{-1}$, es decir apenas 0.2% del caudal medio del río Madera. Con un valor relativamente tan pequeño, cabe preguntarse ¿qué porcentaje de los peces que suben a desovar cada año podrán ser atraídos hacia el canal y lo usarán como paso?

Por otro lado, resulta evidente que es imposible que el canal pueda reproducir adecuadamente las características hidráulicas y morfológicas del cauce natural del río Madera. La profundidad sirve un ejemplo. La figura 11.7 muestra la sección transversal en la sección correspondiente a la cachuela de Jirau. En esta sección, el nivel de agua varía naturalmente entre 73 y 86 m según la época del año, lo que significa que la profundidad varía entre 11 y 24 m. Y es una de las secciones menos profundas de todo el tramo. En el STP la profundidad mínima será de solamente 1.5 m. Según FURNAS-ODEBRECHT (2007a), citando a Agostinho, los grandes bagres se mueven por el fondo del cauce del río, es decir a profundidades mucho más grandes que las que se presentarán en el canal.

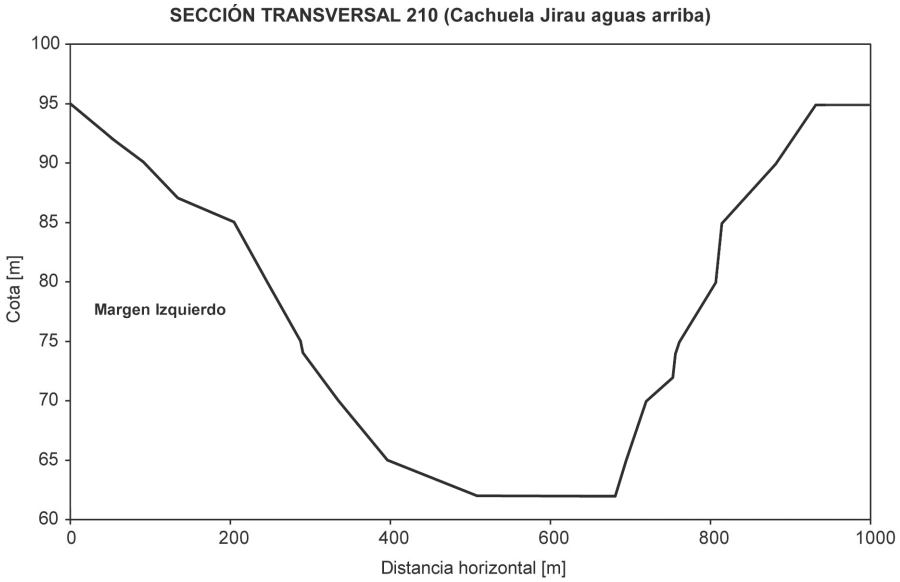


Figura 17.7: Sección del río Madera en la cachuela de Jirau

En cuanto a la velocidad media de flujo en el canal, cabe esperar que sea en promedio inferior al tramo correspondiente del río, debido a que la pendiente media del canal será menor a la del río. El manejo de las velocidades que se propone, mediante el control del caudal, tiene serias limitaciones para un canal de longitud considerable, como un análisis hidráulico lo puede mostrar fácilmente. El estudio en modelo reducido puede apuntar a este tema, pero como ya se indicó, no se tienen aún resultados.

Sobre lo anterior, existen otras variables cuyas consecuencias sobre los peces son difíciles de evaluar con el conocimiento actual. Ese es el caso de las condiciones de flujo a la entrada y salida del STP, las condiciones de flujo en los embalses (donde las velocidades disminuirán apreciablemente). Frente a eso, los impulsores citan a Agostinho y otros (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a) para indicar que la principal ventaja del canal es la de permitir modificaciones a posteriori, en base a un monitoreo continuo, con vista a facilitar la transposición de las especies objetivo. Lo mismo se aplicaría para impedir el paso de especies que solamente habitan río arriba o abajo de las represas. Sin embargo, esos y otros autores mencionan repetidamente lo mucho que se desconoce sobre los peces amazónicos y sobre la efectividad de los STPs. En publicaciones recientes, algunos sugieren incluso demoler STPs ya existentes.

La conclusión parece ser que el STP será otro gran experimento a escala de toda la cuenca del río Madera, cuyo éxito no lo puede garantizar nadie. Ni siquiera se ha fijado qué representaría ese nivel de éxito.

REFERENCIAS

FURNAS-ODEBRECHT (2004a). Complexo hidrelétrico do rio Madeira, Estudos de Viabilidade do AHE Jirau, 700 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2004b). Complexo hidrelétrico do rio Madeira, Estudos de Viabilidade do AHE Santo Antônio, 700 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudos de Impacto Ambiental, Rio Madera – Rondônia, Tomos A y B -vol.7.

FURNAS-ODEBRECHT (2006a). Complementação e adequação dos estudos ambientais dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Rio Madeira, Rondônia, Vol I: Meio Físico, 202 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2006b). Complementação e adequação dos estudos ambientais dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Rio Madeira, Rondônia, Vol II: Meio Biotico, 341 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2007a). Estudos de Viabilidade do AHE Santo Antônio, Relatório Complementar, Oício ANEEL 1116/2007 – SGH/ANEEL, 205 p.

FURNAS-ODEBRECHT (2007b). Respostas às perguntas apresentadas pelo IBAMA no âmbito do processo de licenciamento ambiental do Complexo Madeira, Informações técnicas Nos 17, 239 p.

Gobierno del Brasil (2007). Respostas as perguntas al Gobierno Brasileiro sobre los emprendimientos hidro-electricos de Jirau y Santo Antonio, 25 p.

Molina, J., F. Ledezma & P. Vauchel (2008). Estudio del río Madera: Remanso hidráulico y sedimentación, Informe final, La Paz, 124 p.

Molina, J. & P. Vauchel (2011). Régimen hidrológico del río Madera y de sus tributarios. p. 3-14. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Pompeu, P. & C. Martinez (2004). A transposição manual de peixes em barramentos de usinas hidrelétricas, Belo Horizonte.

Ruggles, C.P. & D.G Murray (1983). A review of fish response to spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1172.

Therrien, J. & G. Bourgeois (2000). Fish passage at small Hydro sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa.

ANEXOS

Anexo 17.1. Caudales turbinados en Santo Antonio ($m^3 s^{-1}$) (FURNAS-ODEBRECHT, 2007a)

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1931	24367	23323	22972	23442	24214	22669	15963	11868	7193	7952	12733	19728
1932	24199	23660	23103	23238	23773	24610	20159	11254	6152	6788	17587	24652
1933	23903	23169	22929	22732	23647	23018	11558	5887	4453	8537	8432	15416
1934	23221	23743	23462	23429	24327	22137	17145	8551	3223	4132	10703	24095
1935	23452	22963	23016	23294	23649	17714	12112	9417	6252	7138	9903	15472
1936	23622	24401	24481	24178	22692	20225	11765	6593	5361	5509	6145	15431
1937	24110	23572	22844	23162	24704	15239	11291	6413	5463	7007	9052	10915
1938	19170	24438	24358	24685	19506	10743	8211	3893	2514	3821	6355	9069
1939	15391	21699	24587	24261	19983	8327	3640	2177	1258	4210	6775	16366
1940	24695	24254	23674	23983	24702	21838	18146	17499	15673	8926	13150	19958
1941	20343	24252	22838	23109	23757	23548	15011	12122	10688	13486	16509	22535
1942	24516	23540	23524	23553	23890	24268	20236	12576	11627	12466	13525	13249
1943	17613	24633	23859	23974	24495	20032	12781	7653	5470	6811	15628	21404
1944	24674	23915	23238	23589	23350	15978	10708	7144	5599	6894	16400	17986
1945	23687	23884	23516	23435	24468	13839	6183	5297	5987	7988	13220	19724
1946	23955	24349	23696	23649	24489	21088	16229	11061	8283	9297	11133	21748
1947	24373	24115	23888	24529	20855	12625	7822	5551	4822	5629	12745	15032
1948	18207	23414	24467	24240	24570	19128	12599	7767	4644	4315	7027	13969
1949	20210	24607	24095	24061	24696	18848	12517	7834	4655	5149	9200	14373
1950	21972	24431	23847	23919	24615	18945	11356	6043	3989	5315	9903	15162
1951	21285	24482	24072	24233	23851	17089	10942	6513	5371	6682	10797	16300
1952	22112	24327	23958	24169	24157	17899	11501	7355	4716	5808	9051	14763
1953	20763	24704	24395	24395	23490	16891	10498	5928	3730	4894	8949	16452
1954	23426	24320	23746	23797	24566	18480	11052	5742	3239	3504	6453	11540
1955	16306	23821	24285	24153	24403	17513	10609	6101	3583	3621	6771	12452
1956	21620	24368	24201	24463	22474	15307	9788	6133	4962	6828	9946	15810
1957	20497	24468	24369	24340	24075	17679	11386	8076	6272	7896	11741	18270
1958	24612	24211	23989	24026	24428	17305	10410	6315	3980	6063	10647	17322
1959	24684	24014	23789	23827	24581	18071	10676	5772	3880	5062	8688	14719
1960	22060	24475	24157	24163	24643	18970	11406	6501	4604	5954	10195	15331
1961	19137	22883	24699	24571	23824	18171	11603	6379	3687	3905	8556	16453
1962	23532	24356	24180	24298	23549	16307	9409	5245	3390	4697	6641	11177
1963	19105	24692	24223	24249	23683	16567	10312	5625	3116	3573	5361	9016
1964	16547	22669	24358	24093	24604	19077	11752	6582	4934	8534	12821	17801
1965	23986	24336	24166	24249	23580	15719	9453	5947	3892	5242	8674	14437
1966	19886	23803	24676	24606	21879	17463	13068	8585	5471	6462	9360	12911
1967	18287	23353	24420	24346	16766	11903	6639	4996	3663	3924	7591	9821
1968	13489	23647	24083	24418	13621	6915	4694	3558	4807	4786	7203	11729
1969	22485	24290	24303	23818	15394	12007	7609	4785	4242	11053	6458	13527
1970	16576	22302	24518	24520	23362	17124	9660	5367	4733	4743	6077	9546
1971	18742	24423	24084	24682	17313	10119	7667	4599	4171	6435	8997	14777
1972	19787	24602	23922	23940	22868	16373	8792	7495	9750	10347	9607	19655
1973	23686	24033	23635	23747	24571	20579	13041	8732	6620	6755	12658	20435
1974	24407	23889	23349	23852	24518	18995	11799	7437	5270	5889	10529	13432
1975	21417	24271	23752	23981	23845	16771	12833	6697	4808	7572	8419	17728
1976	24667	23857	23572	23876	24682	17872	9388	5186	4417	4740	8108	12598
1977	23955	24451	23493	23835	24481	19077	12032	7436	5740	7434	12792	19327
1978	24663	24080	23483	24002	24059	17709	12547	5842	3654	4492	8112	20313
1979	24361	23832	23652	23386	24024	21390	11646	6301	5072	5209	6777	10996
1980	20288	24605	23955	23877	24555	22611	13454	8073	7152	8167	9046	12315
1981	18062	24489	23821	23824	24448	23372	11978	6015	4519	7005	12671	19699
1982	24343	23719	23257	22993	23593	24606	19415	10758	6704	12156	18285	22662
1983	24271	24273	23895	24248	24320	23691	20976	12952	6636	5594	8524	13136
1984	24117	23979	23341	22893	23480	24671	16314	8014	5309	5597	15128	21130
1985	24421	23963	23892	23834	24019	23352	14563	10414	7356	8683	12411	16377
1986	24262	23844	23279	23115	23927	24681	17323	11065	9125	10197	8848	17563
1987	24705	24202	24510	23548	22269	14097	8351	5718	4085	5153	10679	20907
1988	24522	24113	23872	23423	24218	21905	13013	6131	3744	4102	5679	9956
1989	21657	24466	24134	24218	23661	15452	10557	6013	5727	5052	6398	10213
1990	21115	24526	24440	23908	22459	18739	12665	6572	5288	6622	14998	19543
1991	24599	23951	23773	23949	24530	19726	12098	7844	5948	7059	10860	16012
1992	24185	24653	23603	23736	24121	23792	20142	10239	12459	15326	16623	22760
1993	24272	23499	23213	23147	24071	20159	11150	7538	6933	6794	12426	19256
1994	24111	24095	23988	23973	24430	15080	8824	5850	3502	5389	13470	21075
1995	24490	24448	23747	23888	23773	14858	8734	6927	3613	3650	5333	13664

Anexo 17.2. Caudales mensuales estimados en Porto Velho/Santo Antonio ($m^3 s^{-1}$) (FURNAS-ODEBRECHT,

2007a)

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Media
1931	29770	41350	45922	39931	31375	22829	16131	12042	7342	8081	12864	19857	23958
1932	31508	37388	44138	42406	36131	27350	20327	11428	6301	6917	17718	26900	25709
1933	34671	43283	46540	49622	37545	23178	11726	6061	4602	8666	8563	15545	24167
1934	23350	36448	39686	40082	30198	22297	17313	8725	3372	4261	10834	32611	22431
1935	39787	46041	45312	41713	24283	17874	12280	9591	6401	7267	10034	15601	23015
1936	24207	29428	28626	25332	22843	20385	11933	6767	5510	5638	6276	15560	16875
1937	32446	38401	47805	43373	26417	15399	11459	6587	5612	7136	9183	11044	21239
1938	19299	29056	29877	26597	19657	10903	8379	4067	2663	3950	6486	9198	14178
1939	15520	21839	27564	30885	20134	8487	3808	2351	1407	4339	6906	16495	13311
1940	26482	30941	37240	33822	26434	21998	18314	17673	15822	9055	13281	20087	22596
1941	20472	30970	47902	44064	36311	24090	15179	12296	10837	13615	16640	22664	24587
1942	25976	38772	38955	38627	34840	30819	20404	12750	11776	12595	13656	13378	24379
1943	17742	27099	35173	33920	28494	20192	12949	7827	5619	6940	15759	21533	19437
1944	26286	34557	42406	38207	23684	16138	10876	7318	5748	7023	16531	18115	20574
1945	24336	34890	39049	40013	28759	13999	6351	5471	6136	8117	13351	19853	20027
1946	24869	29966	36984	37523	25945	21248	16397	11235	8432	9426	11264	21877	21264
1947	29710	32406	34858	28150	21006	12785	7990	5725	4971	5758	12876	15161	17616
1948	18336	23801	28772	31104	26105	19288	12767	7941	4793	4444	7158	14098	16551
1949	20339	27358	32620	32992	26487	19008	12685	8008	4804	5278	9331	14502	17784
1950	22101	29122	35309	34523	27291	19105	11524	6217	4138	5444	10034	15291	18342
1951	21414	28613	32865	31175	24685	17249	11110	6687	5520	6811	10928	16429	17790
1952	22241	30191	34094	31841	25292	18059	11669	7529	4865	5937	9182	14892	17983
1953	20892	26406	29499	29505	23966	17051	10666	6102	3879	5023	9080	16581	16554
1954	23815	30263	36427	35863	27776	18640	11220	5916	3388	3633	6584	11669	17933
1955	16435	24614	30629	32015	25776	17673	10777	6275	3732	3750	6902	12581	15930
1956	21749	29765	31504	28811	22625	15467	9956	6307	5111	6957	10077	15939	17022
1957	20626	25892	29766	30068	25129	17839	11554	8250	6421	8025	11872	18399	17820
1958	26165	31395	33754	33362	25826	17465	10578	6489	4129	6192	10778	17451	18632
1959	26305	33479	35949	35531	27630	18231	10844	5946	4029	5191	8819	14848	18900
1960	22189	28675	31969	31906	27015	19130	11574	6675	4753	6083	10326	15460	17980
1961	19266	23023	26454	27725	24632	18331	11771	6553	3836	4034	8687	16582	15908
1962	24027	29894	31722	30500	24084	16467	9577	5419	3539	4826	6772	11306	16511
1963	19234	26519	31280	31009	24350	16727	10480	5799	3265	3702	5492	9145	15583
1964	16676	22809	29874	32643	27398	19237	11920	6756	5083	8663	12952	17930	17662
1965	24931	30093	31873	31004	24145	15879	9621	6121	4041	5371	8805	14566	17204
1966	20015	24579	26687	27381	22030	17623	13236	8759	5620	6591	9491	13040	16254
1967	18416	23678	29240	29999	16917	12063	6807	5170	3812	4053	7722	9950	13986
1968	13618	24268	32747	25804	13772	7075	4862	3732	4956	4915	7334	11858	12912
1969	22614	25543	25575	24618	15545	12167	7777	4959	4391	11182	6589	13656	14551
1970	16705	22442	28253	28232	23709	17284	9828	5541	4882	4872	6208	9675	14803
1971	18871	29210	32736	26630	17464	10279	7835	4773	4320	6564	9128	14906	15226
1972	19916	27405	34489	34288	23019	16533	8960	7669	9899	10476	9738	19784	18515
1973	24335	33283	37676	36420	27731	20739	13209	8906	6769	6884	12789	20564	20775
1974	29354	34839	41039	35254	28254	19155	11967	7611	5419	6018	10660	13561	20261
1975	21546	30769	36365	33842	24674	16931	13001	6871	4957	7701	8550	17857	18589
1976	26750	35183	38409	34991	26626	18032	9556	5360	4566	4869	8239	12727	18776
1977	24870	28921	39322	35442	28626	19237	12200	7610	5889	7563	12923	19456	20172
1978	26794	32780	39445	33623	25098	17869	12715	6016	3803	4621	8243	20442	19287
1979	29831	35467	37490	40595	33388	21550	11814	6475	5221	5338	6908	11125	20434
1980	20417	26162	34128	34980	27887	22771	13622	8247	7301	8296	9177	12444	18786
1981	18191	28534	35597	35567	28969	23737	12146	6189	4668	7134	12802	19828	19447
1982	30010	36723	42178	45639	38171	27384	19583	10932	6853	12285	18416	22791	25914
1983	25494	30746	34781	31018	30277	24375	21144	13126	6785	5723	8655	13265	20449
1984	25190	33864	41140	47069	39476	26749	16482	8188	5458	5726	15259	21259	23822
1985	29214	34031	34813	35450	33436	23698	14731	10588	7505	8812	12542	16506	21777
1986	25476	35328	41899	43985	34430	26646	17491	11239	9274	10326	8979	17692	23564
1987	26383	31491	28331	24079	22420	14257	8519	5892	4234	5282	10810	21036	16895
1988	25987	32420	35037	40148	31328	22065	13181	6305	3893	4231	5810	10085	19208
1989	21786	28769	32210	31327	24307	15612	10725	6187	5876	5181	6529	10342	16571
1990	21244	28166	29043	24797	22610	18899	12833	6746	5437	6751	15129	19672	17611
1991	27422	34162	36130	34196	26026	19886	12266	8018	6097	7188	10991	16141	19877
1992	25324	26899	38048	36543	32349	24577	20310	10413	12608	15455	16754	22889	23514
1993	30745	39244	42727	43573	32883	20319	11318	7712	7082	6923	12557	19385	22872
1994	25179	32614	33770	33936	25830	15240	8992	6024	3651	5518	13601	21204	18797
1995	25926	28947	36415	34855	24530	15018	8902	7101	3762	3779	5464	13793	17374
1996	19101	28422	29752	31571	20849	14245	8656	4685	4720	6161	13940	17290	16616
1997	24798	32589	43169	44207	33883	23306	14167	8087	4999	6814	9755	17178	21913
1998	21736	24241	33440	34188	21647	12230	7308	4693	4400	6126	13942	21221	17098
1999	26606	33933	34299	33174	22667	14511	10349	5329	3738	4275	5906	13684	17373
2000	19444	25650	31004	27552	19109	13900	8857	5639	6341	4559	9794	15839	15641
2001	24029	32829	40935	35490	25626	18139	10605	6609	4469	5527	11493	16978	19394
2002	23067	27904	35724	29905	23005	16998	9211	5722	4707	5877	8684	15235	17170
2003	21897	29124	32677	32937	21950	15329	8253	5095	3926	6010	7490	13499	16516
2004	26948	29717	26884	26380	20749	13328	8881	6287	4248	4649	8902	15221	16016
2005	21627	24493	29097	25731	16126	12563	6924	3552	2626	4063	8735	15263	14233

Anexo 17.3. Caudales que pasan por el vertedero de Santo Antonio ($m^3 s^{-1}$) (Elaboración propia)

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1931	5274	17887	22801	16339	7010	0	0	0	0	0	0	0
1932	7180	13588	20886	19018	12207	2580	0	0	0	0	0	2119
1933	10639	19974	23462	26740	13747	0	0	0	0	0	0	0
1934	0	12565	16075	16503	5720	0	0	0	0	0	0	8387
1935	16206	22938	22147	18269	483	0	0	0	0	0	0	0
1936	456	4887	3996	1004	0	0	0	0	0	0	0	0
1937	8207	14689	24812	20061	1562	0	0	0	0	0	0	0
1938	0	4478	5370	1762	0	0	0	0	0	0	0	0
1939	0	0	2828	6474	0	0	0	0	0	0	0	0
1940	1658	6547	13417	9689	1581	0	0	0	0	0	0	0
1941	0	6578	24915	20805	12403	382	0	0	0	0	0	0
1942	1331	15092	15282	14924	10799	6391	0	0	0	0	0	0
1943	0	2326	11165	9796	3848	0	0	0	0	0	0	0
1944	1483	10502	19019	14468	183	0	0	0	0	0	0	0
1945	520	10866	15384	16428	4140	0	0	0	0	0	0	0
1946	785	5477	13139	13724	1305	0	0	0	0	0	0	0
1947	5208	8151	10821	3471	0	0	0	0	0	0	0	0
1948	0	247	4156	6714	1384	0	0	0	0	0	0	0
1949	0	2611	8376	8781	1640	0	0	0	0	0	0	0
1950	0	4551	11313	10454	2525	0	0	0	0	0	0	0
1951	0	3991	8644	6792	683	0	0	0	0	0	0	0
1952	0	5724	9987	7522	984	0	0	0	0	0	0	0
1953	0	1562	4955	4960	325	0	0	0	0	0	0	0
1954	260	5803	12532	11916	3059	0	0	0	0	0	0	0
1955	0	653	6195	7712	1222	0	0	0	0	0	0	0
1956	0	5257	7154	4198	0	0	0	0	0	0	0	0
1957	0	1284	5248	5578	903	0	0	0	0	0	0	0
1958	1424	7044	9616	9186	1247	0	0	0	0	0	0	0
1959	1492	9325	12011	11554	2898	0	0	0	0	0	0	0
1960	0	4060	7663	7593	2221	0	0	0	0	0	0	0
1961	0	0	1606	3004	657	0	0	0	0	0	0	0
1962	366	5398	7393	6052	384	0	0	0	0	0	0	0
1963	0	1687	6908	6610	516	0	0	0	0	0	0	0
1964	0	0	5367	8400	2643	0	0	0	0	0	0	0
1965	816	5617	7558	6605	414	0	0	0	0	0	0	0
1966	0	636	1862	2625	0	0	0	0	0	0	0	0
1967	0	185	4671	5503	0	0	0	0	0	0	0	0
1968	0	481	8515	1236	0	0	0	0	0	0	0	0
1969	0	1113	1123	650	0	0	0	0	0	0	0	0
1970	0	0	3586	3562	196	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	4647	8503	1798	0	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	2663	10418	10198	0	0	0	0	0	0	0	0
1973	520	9110	13892	12523	3009	0	0	0	0	0	0	0
1974	4818	10810	17541	11252	3585	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	6358	12464	9711	678	0	0	0	0	0	0	0
1976	1954	11186	14688	10965	1793	0	0	0	0	0	0	0
1977	786	4330	15680	11457	3994	0	0	0	0	0	0	0
1978	2002	8560	15813	9471	888	0	0	0	0	0	0	0

1979	5341	11495	13689	17059	9213	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	1417	10024	10953	3181	0	0	0	0	0	0	0
1981	0	3905	11627	11593	4370	205	0	0	0	0	0	0
1982	5538	12864	18772	22496	14427	2618	0	0	0	0	0	0
1983	1094	6333	10737	6620	5806	524	0	0	0	0	0	0
1984	944	9745	17650	24026	15845	1918	0	0	0	0	0	0
1985	4664	9928	10772	11466	9266	186	0	0	0	0	0	0
1986	1085	11344	18471	20720	10352	1805	0	0	0	0	0	0
1987	1549	7149	3672	381	0	0	0	0	0	0	0	0
1988	1336	8167	11016	16575	6959	0	0	0	0	0	0	0
1989	0	4163	7927	6959	495	0	0	0	0	0	0	0
1990	0	3500	4454	739	0	0	0	0	0	0	0	0
1991	2694	10071	12208	10097	1345	0	0	0	0	0	0	0
1992	1010	2106	14296	12657	8077	625	0	0	0	0	0	0
1993	6344	15605	19365	20276	8661	0	0	0	0	0	0	0
1994	939	8379	9633	9813	1249	0	0	0	0	0	0	0
1995	1307	4359	12519	10817	606	0	0	0	0	0	0	0
Media	1650	6646	11351	10266	3272	265	0	0	0	0	0	162
NM Q=0	30	4	0	0	13	55	65	65	65	65	65	63
%T Q=0	46	6	0	0	20	85	100	100	100	100	100	97

NM Q=0: Número de años en que no hay escurrimiento sobre el vertedero (Q=0) para el mes correspondiente
%T Q=0: Porcentaje del tiempo en que no hay escurrimiento sobre el vertedero (Q=0) para el mes correspondiente

Anexo 17 .4: Caudal sobre el vertedero en relación (%) al caudal presente en el río (Elaboración propia)

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1931	18	43	50	41	22	0	0	0	0	0	0	0
1932	23	36	47	45	34	9	0	0	0	0	0	8
1933	31	46	50	54	37	0	0	0	0	0	0	0
1934	0	34	41	41	19	0	0	0	0	0	0	26
1935	41	50	49	44	2	0	0	0	0	0	0	0
1936	2	17	14	4	0	0	0	0	0	0	0	0
1937	25	38	52	46	6	0	0	0	0	0	0	0
1938	0	15	18	7	0	0	0	0	0	0	0	0
1939	0	0	10	21	0	0	0	0	0	0	0	0
1940	6	21	36	29	6	0	0	0	0	0	0	0
1941	0	21	52	47	34	2	0	0	0	0	0	0
1942	5	39	39	39	31	21	0	0	0	0	0	0
1943	0	9	32	29	14	0	0	0	0	0	0	0
1944	6	30	45	38	1	0	0	0	0	0	0	0
1945	2	31	39	41	14	0	0	0	0	0	0	0
1946	3	18	36	37	5	0	0	0	0	0	0	0
1947	18	25	31	12	0	0	0	0	0	0	0	0
1948	0	1	14	22	5	0	0	0	0	0	0	0
1949	0	10	26	27	6	0	0	0	0	0	0	0
1950	0	16	32	30	9	0	0	0	0	0	0	0
1951	0	14	26	22	3	0	0	0	0	0	0	0
1952	0	19	29	24	4	0	0	0	0	0	0	0
1953	0	6	17	17	1	0	0	0	0	0	0	0

1954	1	19	34	33	11	0	0	0	0	0	0	0
1955	0	3	20	24	5	0	0	0	0	0	0	0
1956	0	18	23	15	0	0	0	0	0	0	0	0
1957	0	5	18	19	4	0	0	0	0	0	0	0
1958	5	22	28	28	5	0	0	0	0	0	0	0
1959	6	28	33	33	10	0	0	0	0	0	0	0
1960	0	14	24	24	8	0	0	0	0	0	0	0
1961	0	0	6	11	3	0	0	0	0	0	0	0
1962	2	18	23	20	2	0	0	0	0	0	0	0
1963	0	6	22	21	2	0	0	0	0	0	0	0
1964	0	0	18	26	10	0	0	0	0	0	0	0
1965	3	19	24	21	2	0	0	0	0	0	0	0
1966	0	3	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0
1967	0	1	16	18	0	0	0	0	0	0	0	0
1968	0	2	26	5	0	0	0	0	0	0	0	0
1969	0	4	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0
1970	0	0	13	13	1	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	16	26	7	0	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	10	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0
1973	2	27	37	34	11	0	0	0	0	0	0	0
1974	16	31	43	32	13	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	21	34	29	3	0	0	0	0	0	0	0
1976	7	32	38	31	7	0	0	0	0	0	0	0
1977	3	15	40	32	14	0	0	0	0	0	0	0
1978	7	26	40	28	4	0	0	0	0	0	0	0
1979	18	32	37	42	28	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	5	29	31	11	0	0	0	0	0	0	0
1981	0	14	33	33	15	1	0	0	0	0	0	0
1982	18	35	45	49	38	10	0	0	0	0	0	0
1983	4	21	31	21	19	2	0	0	0	0	0	0
1984	4	29	43	51	40	7	0	0	0	0	0	0
1985	16	29	31	32	28	1	0	0	0	0	0	0
1986	4	32	44	47	30	7	0	0	0	0	0	0
1987	6	23	13	2	0	0	0	0	0	0	0	0
1988	5	25	31	41	22	0	0	0	0	0	0	0
1989	0	14	25	22	2	0	0	0	0	0	0	0
1990	0	12	15	3	0	0	0	0	0	0	0	0
1991	10	29	34	30	5	0	0	0	0	0	0	0
1992	4	8	38	35	25	3	0	0	0	0	0	0
1993	21	40	45	47	26	0	0	0	0	0	0	0
1994	4	26	29	29	5	0	0	0	0	0	0	0
1995	5	15	34	31	2	0	0	0	0	0	0	0

18

REPRESAS EN EL RÍO MADERA: IMPACTOS AMBIENTALES ANUNCIADOS Y VACÍOS DE INFORMACIÓN

DAM CONSTRUCTION IN THE MADERA RIVER: ANUNCIATED IMPACTS AND INFORMATION GAPS

Marc POUILLY

RESUMEN

Las represas pueden representar un apoyo al desarrollo local y regional, pero también pueden causar impactos ecológicos y sociales negativos. Por lo tanto, la evaluación de estos impactos y la elaboración de soluciones alternativas a las grandes represas son ahora consideradas como pasos imprescindibles durante la fase de planificación de estos proyectos. Sin embargo, aunque existen lecciones aprendidas con represas ya en funcionamiento en grandes ríos tropicales, el marco conceptual y las herramientas disponibles para la evaluación de los impactos en estos sistemas son todavía débiles. En el caso del río Madera y de sus afluentes bolivianos, existen algunas condiciones que hacen imprescindible una evaluación detallada de los impactos: el tamaño de los ríos afectados, las grandes cantidades de sedimentos y mercurio transportadas por las aguas, la extensa zona de inundación, la alta productividad vegetal, la presencia de especies de peces migratorias y el aprovechamiento local de los recursos naturales. Además de describir a grandes rasgos la sensibilidad del norte amazónico boliviano a los impactos de represas, el presente capítulo incluye recomendaciones de estudio para llenar los vacíos de información necesaria para poder realizar una evaluación de los impactos más pertinentes, además se sugieren soluciones alternativas para generar electricidad para el desarrollo de la región.

SUMMARY

Dams can trigger local and regional development, but at the same time can cause collateral ecological and social impacts. Impact evaluation and definition of alternative solutions are now a prerequisite during the planning stage of large dam projects. However, for large tropical rivers, a framework neither the tools to perform these evaluations exist, though observations of existing dams and reservoirs in tropical areas can provide a general idea of the main impacts to be expected. In the case of the Madera river and its Bolivian headwaters, the local conditions that

should be given special attention in Environmental Impact Assessments are: the river size, high levels of sediment and mercury transport, presence of an extensive floodplain, high vegetal productivity, presence of migratory fish species and local resource use. This chapter describes the ecological vulnerability of the northern Bolivian Amazon, provides some recommendations on the information that needs to be collected to increase the efficiency of impact assessments and suggests some alternatives of electricity production in the northern Bolivian Amazon.

INTRODUCCIÓN: DESARROLLO SOSTENIBLE Y REPRESAS

El control del recurso agua mediante represas es una opción interesante para el desarrollo, no solamente por estar ligado a la producción energética sino también porque puede facilitar el abastecimiento de agua (potable, industrial, agrícola) y el control de los efectos negativos de las inundaciones. En los países que comparten la cuenca amazónica, como Bolivia, existe un importante potencial hídrico e hidroeléctrico. Las pequeñas cuencas alto-andinas, con elevada pendiente, permiten generar energía con grandes caídas y pequeños caudales. Técnicamente es posible aprovechar también los enormes caudales de los grandes ríos amazónicos de baja pendiente.

Las actividades humanas generalmente producen impactos negativos sobre el ambiente. La búsqueda de tecnologías y modelos de desarrollo que minimicen esos impactos representa uno de los mayores desafíos. En este marco, las represas son consideradas como una herramienta de desarrollo sostenible y limpia porque permiten un mejor aprovechamiento del recurso agua y sus impactos parecen menores a los generados por otras tecnologías de producción de energía como las plantas térmicas. Las principales ventajas a favor de la hidroelectricidad son el uso de un recurso renovable, una menor tasa de emisión de gases (que agravan el efecto invernadero), y una baja tasa de producción de partículas atmosféricas o liquidas susceptibles a alterar la calidad del aire o de las aguas (superficiales y/o subterráneas) (WDC, 2000).

Esa visión positiva debe ser ajustada, puesto que no todas las represas pueden ostentar un balance favorable. De hecho, si bien existen represas que todavía siguen dando servicio a más de 2000 años de su construcción, como por ejemplo la represa de Marib en el Yemen que fue construida 750 A.C., en varios países se han destruido represas después de un análisis profundo de la relación entre costo y beneficio (WDC, 2000).

Como respuesta a las crecientes preocupaciones y polémicas acerca de los impactos de las represas, se conformó una Comisión Mundial de Represas (CMR, “World Dam Comission” WDC en inglés), que tuvo el objetivo de realizar una síntesis de la eficacia de las grandes represas para el desarrollo y evaluar alternativas para la gestión de los recursos hídricos (WDC, 2000). Las principales conclusiones de este amplio trabajo fueron el de recalcar el importante rol de las represas para el desarrollo humano.

Sin embargo, el informe menciona también que en muchos casos las represas han generado un costo "inaceptable y a menudo innecesario, en especial en términos sociales y ambientales" (WDC, 2000). Siguiendo las recomendaciones de esta comisión, las grandes instituciones que apoyan este tipo de construcciones de alta inversión (BID, Banco Mundial, FMI) modificaron los criterios de selección de los proyectos para asegurar una mejor planificación. En la actualidad, bajo el marco del desarrollo sostenible, la implementación de una represa debe proyectarse tomando en cuenta aspectos económicos, sociales, culturales y ambientales. Además debe demostrarse los beneficios del proyecto en relación a los obtenidos con otras alternativas.

En este capítulo recordamos los impactos ambientales de las represas internacionalmente reconocidos y generalmente tomados en cuenta en la evaluación de los proyectos. Se presentan argumentos de la vulnerabilidad del norte amazónico boliviano en relación a estos impactos, además de indicar los vacíos de información en esta zona. Finalmente, se presentan recomendaciones acerca de la informacion que se debería recolectar para llenar los vacíos y permitir una evaluación objetiva de los impactos ambientales más importantes en la zona.

IMPACTOS POTENCIALES DE REPRESAS Y SU EVALUACIÓN

En contrapeso a la serie de beneficios que puede generar la construcción de una represa (producción de energía, mejoramiento de la capacidad industrial, agricultura, transporte y mejoramiento de la salud pública mediante el abastecimiento de agua potable), existen impactos negativos locales y regionales que pueden ser clasificados en tres tipos:

- *Los impactos directos*, que corresponden a los cambios físicos a lo largo del tramo afectado. Algunos impactos directos son: cambio en la superficie inundada, mayor volumen del agua retenida, cambios en los ciclos hidrológicos, el aumento de la tasa de sedimentación en el embalse y aumento de la tasa de erosión río abajo. Generalmente, estos impactos se evalúan en el embalse creado y río abajo de la represa.

- *Los impactos indirectos de primer orden* se generan como consecuencia del cambio del medio físico sobre los procesos biológicos (cambio de composición y de producción en las comunidades vegetales y animales) y sociales (migración de poblaciones humanas por inundación).

- *Los impactos indirectos de segundo orden* se dan como consecuencia de los anteriores y afectan principalmente al desarrollo y bienestar de las comunidades humanas mediante la pérdida de actividades económicas (pesca, agricultura) y problemas de salud pública (contaminación por mercurio,

disminución de la calidad de agua, surgimiento de enfermedades como la malaria).

Los cambios directos son previsibles y pueden cuantificarse al momento de la realización de la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), sobre la base de un conocimiento básico de la topografía y batimetría del río, de la carga sedimentaria del agua y del ciclo hidrológico. En cambio, los impactos indirectos, por ser complejos y por depender de muchos factores, son difíciles de cuantificar. Se debe reconocer que las herramientas de evaluación de este tipo de impactos no están suficientemente desarrolladas como para generar una evaluación contundente. La CMR atribuye esta situación a los insuficientes esfuerzos realizados para entender el funcionamiento de los ecosistemas y a la naturaleza de los impactos de las represas (WDC/CMR, 2000). Más allá de esta crítica general debemos notar que, además de la falta de herramientas estandarizadas para la evaluación de los impactos indirectos, el mayor problema viene del tiempo dedicado a la evaluación ambiental. En el caso del río Madera, por ejemplo, las primeras observaciones y recomendaciones sobre el aprovechamiento del potencial hidroeléctrico se hicieron en el año 1970. Sin embargo, los primeros estudios ambientales se realizaron en el año 2005, cuando el proyecto ya estaba en la fase de toma de decisiones. Muchos de los procesos ecológicos que garantizan el equilibrio de un sistema se desarrollan a una escala de tiempo superior a la década. Los estudios que se realizan a escala más corta observan en primer orden la variabilidad anual y no siempre pueden captar la complejidad de estos procesos. Por lo tanto, consideramos que la falta de anticipación es, en muchos casos, la primera causa de la debilidad de los estudios ambientales. Otro factor que explica esa debilidad proviene de la no difusión de los estudios de monitoreo de las represas existentes, que en su gran mayoría se quedan en forma de literatura gris de difícil alcance. Plantear una iniciativa para la sistematización de la información sobre los impactos observados en represas existentes (salud, emisión de gases, perdida de biodiversidad, etc.), es un paso imprescindible para generar una línea base de evaluación de impactos más eficiente y pertinente.

Uno de los puntos más importantes en la reciente evolución de las prácticas de evaluación ambiental de los proyectos es la necesidad de plantear alternativas. En base a estas alternativas se debe realizar un compromiso entre el costo de las diferentes soluciones técnicas, los objetivos de desarrollo perseguidos, y la minimización de los impactos. Este último punto es uno de las componentes de la Evaluación Ambiental definida por el Banco Mundial (1999).

Ledec & Quintero (2003) consideran de manera general que la medida de mitigación más eficiente es el proceso de selección del sitio, ya que este proceso puede asegurar que la represa tendrá el menor impacto posible. Al respecto, estos autores dan una lista de criterios que se pueden proponer como la base de una evaluación y de comparación entre proyectos alternativos (Cuadro 18.1). Bajo este principio, el caso del río madera debe complementarse con criterios específicos.

Cuadro 18.1: Lista no exhaustiva de criterios ambientales para la selección de sitios favorables o desfavorables para la construcción de una represa (según Ledec & Quintero, 2003).

Criterios	Situación desfavorable	Consecuencias previsibles
Superficie de embalse	Grande	Modificación de procesos ecológicos
Zona de inundación	Grande	Pérdida de vida silvestre
Tamaño del río	Grande	Pérdida de biodiversidad acuática
Profundidad del embalse	Baja	Tiempo de vida útil corto
Afluentes río abajo	No	Problema de calidad de agua río abajo
Ubicación	Zonas bajas tropicales o subtropicales	Enfermedades por vectores
Bosque sumergido	Presencia	Problema de calidad de agua
Vegetación acuática	Presencia	Problema de calidad de agua

VULNERABILIDAD DEL NORTE AMAZÓNICO ANTE LA IMPLANTACIÓN DE REPRESAS HIDROELÉCTRICAS

Características de la llanura aluvial del Beni

La llanura aluvial del Beni presenta una de las mayores zonas de inundación en la cuenca amazónica (Fig. 18.1). Su extensión no está todavía bien estimada y puede variar de 78 000 km² hasta 200 000 km² (Bourrel *et al.,* 1999; Crespo & Van Damme, 2011). Aunque la mayor parte de las zonas de inundación en esta región se extiende a lo largo de los ríos Beni, Mamoré e Iténez (sistema de várzea), la llanura de inundación del Beni abarca también grandes extensiones distintas de los ríos y que se caracterizan por inundaciones causadas por precipitación local.

La llanura de inundación de la Amazonía boliviana está desconectada de la Amazonía central porque su vertedero, el río Madera, presenta características fluviomorfológicas particulares al atravesar el escudo brasileño generando un curso encajonado y entrecortado por cachuelas. Esta situación genera una ecología particular en la Amazonía boliviana que se refleja en la presencia de especies endémicas, como es el caso del bufeo boliviano, *Inia boliviensis* (Tavera *et al*., 2011).

La formación de la llanura del Beni se debe a tres factores principales que se resumen de la siguiente manera:

- la presencia de importantes cachuelas situadas en los cursos inferiores de los ríos Beni, Mamoré y en la parte alta del río Madera. Estas cachuelas actúan como barrera y regulan el nivel del agua como pequeñas represas naturales (Molina Carpio, 2011).

- una topografía homogénea y con pendiente suave (Fig. 18.2) que favorece la retención de las aguas que no pueden ser evacuadas por el control hidrológico de las cachuelas.

- una estacionalidad climática que produce un pulso de inundación anual muy marcado (Fig. 18.3). Los grandes volúmenes de agua están asociados con la presencia de las cachuelas, que impiden su evacuación rápida y provocan un almacenamiento temporal. El control hidráulico se traduce en un aumento de los niveles de agua, que por la falta de relieve generan inundaciones extensas.

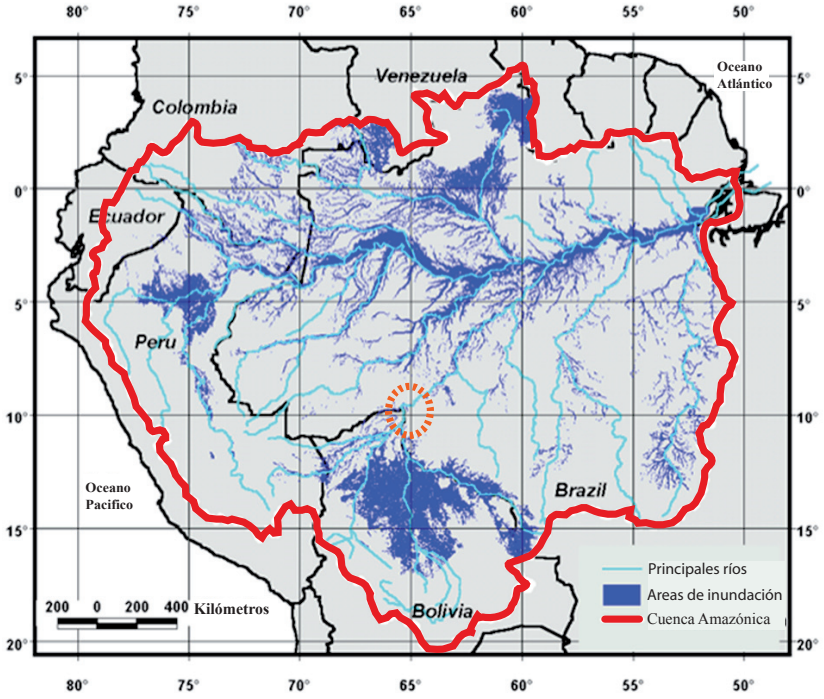


Figura 18.1. Principales ríos y extensión de las zonas de inundación en la cuenca Amazónica (Elaborado por Martínez & Le Toan, 2007- IRD, comunicación personal). El círculo indica la zona de cachuelas en el Bajo Mamoré, Alto Madera y Bajo Beni.

Vulnerabilidad ambiental del norte amazónico boliviano

El análisis de los impactos observados de las represas ya en funcionamiento en la Amazonía permite definir, por lo menos a grandes rasgos, los impactos potenciales que podrían ser causados por un nuevo proyecto. A continuación presentamos las condiciones ambientales particulares que podrían agravar los impactos esperados de las represas que están en construcción o proyectadas en la cuenca alta del río Madera:

- El río Madera y sus tributarios (particularmente el río Beni; Molina Carpio & Vauchel, 2011) se caracterizan por su alta carga sedimentaria. Sedimentación y erosión son los procesos que mantienen un equilibrio dinámico de la morfología de

un río. Las represas generan una reducción de las velocidades de flujo, la cual favorece a su vez una mayor sedimentación en el embalse. Los efectos concretos de este proceso son: a) el relleno del embalse, que pierde paulatinamente una parte del volumen útil de retención de agua (hasta eventualmente perderlo totalmente); b) la sedimentación de partículas de metales pesados, como el mercurio, pudiendo generar contaminación; c) el aumento de los procesos erosivos río abajo que pueden afectar de forma irreversible la morfología del río (pérdida de la llanura de inundación, hundimiento del canal principal, desestabilización de las orillas).

- El suave relieve en la cuenca baja de la Amazonia boliviana es responsable por la presencia de zonas de inundación extensas. Una represa construida en la cuenca del río Madera creará un embalse de relativa baja profundidad donde los procesos biológicos de producción primaria o degradación de la materia orgánica se tornarán más eficientes. Esas condiciones pueden provocar por un lado una desoxigenación del ambiente acuático que se vuelve inhóspito para la vida silvestre. Por otro lado, esas condiciones asociadas al alto nivel de productividad característica de la zona amazónica generan una situación favorable para la eutrofización, y en consecuencia para la proliferación de enfermedades y una disminución de la calidad del agua. Es la razón por la cual se observa que en general las represas aumentan la magnitud de los problemas de salud, pero también la magnitud de los impactos sociales (desplazamiento de población) y económicos (pérdida de oportunidades basadas en la recolección).

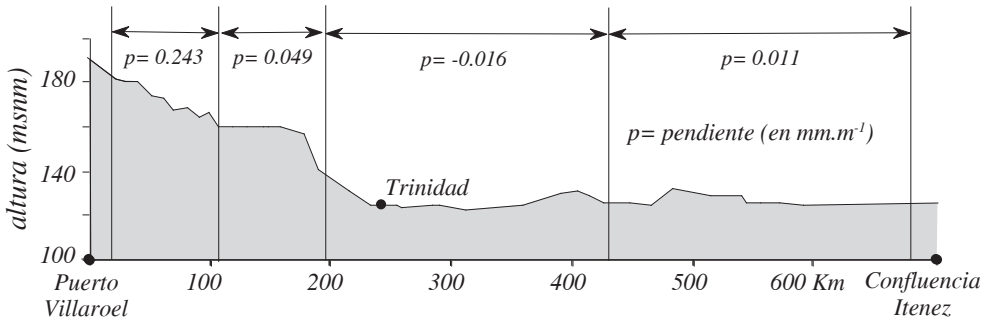


Figura 18.2. Perfil de pendiente (p) (en mm m^{-1}) en cuatro sectores del río Mamoré entre Puerto Villarroel y su confluencia con el río Iténez (Extraído de Charrière *et al.*, 2004).

- La confluencia en el río Madera de tres grandes ríos con características muy diferentes (Beni, Mamoré, Iténez) genera una alta complejidad en el funcionamiento ecológico. El resultado es un sistema en equilibrio dinámico y frágil. Por ejemplo, las cachuelas presentes hacen que el río Madera actúe como un filtro para los peces, dejando pasar algunas especies pero bloqueando a otras. Hoy en día, no existen sistemas de traspaso capaces de "imitar" las cachuelas. Los peces migratorios, que generalmente son depredadores de gran tamaño con un rol importante en el equilibrio trófico del sistema y

que además son las especies de alto valor comercial en las pesquerías de la región (Van Damme *et al*., 2011), son las más influenciadas por las represas (Agosthino *et al.,* 2008),

- Finalmente, se ha demostrado que la construcción de represas en serie sobre una misma cuenca genera un efecto cumulativo de la magnitud de los impactos tales como la retención de sedimentos, el bloqueo de las rutas migratorias de los organismos y la emisión de gases de efecto invernadero.

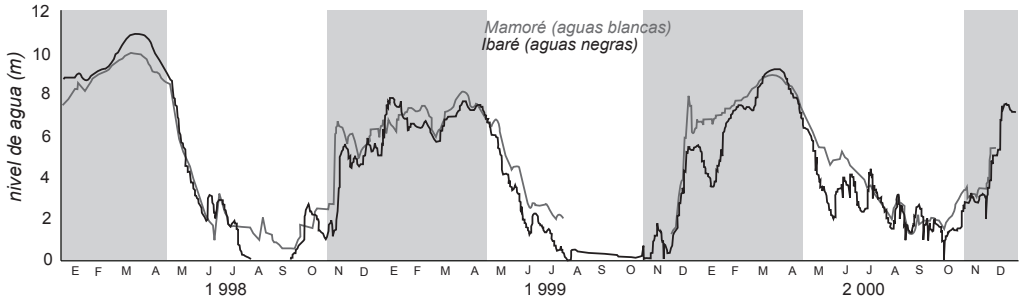


Figura 18.3. Niveles de agua en los ríos Mamoré e Ibaré cerca de Trinidad en la llanura de inundación del Beni (Bolivia) de enero 1998 a diciembre 2000 (Extraído de Pouilly *et al*., 2004). Las barras indican la época de aguas altas.

IMPACTOS ESPERADOS

La construcción de represas sobre el río Madera, y en especial las que se piensa levantar cerca de la llanura de inundación (Ribeirão y Cachuela Esperanza), tendrán un impacto directo sobre el control hidrológico, sobrepasando el control ejercido por las cachuelas existentes. Los cambios hidrológicos previsibles son la reducción de la velocidad de flujo y un cambio en la dinámica estacional de los niveles de agua. Esto se traducirá en un aumento de la sedimentación (incluyendo las partículas de metales pesados), y de la duración y superficie de inundación.

A nivel ambiental, estos cambios pueden generar impactos indirectos sobre el uso del territorio, las prácticas agrícolas, el ciclo de sustancias tóxicas (como mercurio, presente en altas concentraciones en la región), la ecología de los sistemas terrestres y acuáticos, y la biodiversidad presente en la llanura.

El impacto de represas sobre peces migratorios es uno de los impactos más reportados en zonas tropicales (Agosthino *et al.,* 2008; Baigun *et al*., 2011). La ictiofauna puede ser afectada tanto a nivel de la composición de las comunidades como a nivel de la producción secundaria (Agosthino *et al.,* 2008). Los peces en el embalse, río abajo y río arriba de la represa, pueden verse afectados. Aparte de la interrupción de las rutas migratorias, los otros impactos corresponden a la desaparición de especies nativas (migratorias u otras)

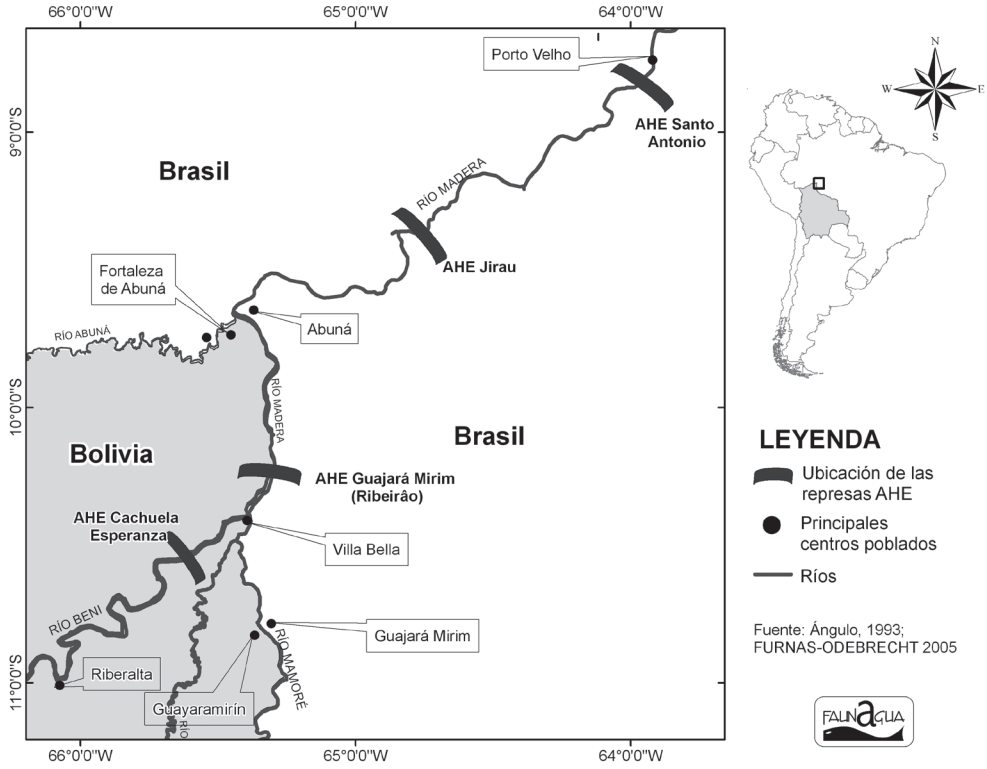


Figura 18.4. Localización geográfica de las cuatro represas del proyecto de aprovechamiento hidroeléctrico del río Madera. El nombre de AHE Guajará Mirim ha cambiado por el de Ribeírão (extraído de FURNAS-ODEBRECHT, 2005).

y a la introducción de especies exóticas (que logran pasar por los sistemas de traspaso poco selectivos). Estos impactos a gran escala se suman a otros más locales como la disminución o desaparición local de especies que no logran adaptarse a las nuevas condiciones del embalse, la proliferación de unas pocas especies "oportunistas" y la bio-acumulación de contaminantes que se almacenan en el embalse (como por ejemplo el mercurio). Aparte de estos impactos ecológicos que pueden modificar el equilibrio ecológico de la zona, la pérdida de producción pesquera es un impacto económico reportado en varias represas tropicales (Pouilly *et al*., 2008).

RECOMENDACIONES SOBRE ESTUDIOS PREVIOS A UNA EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN EL NORTE AMAZÓNICO BOLIVIANO

La magnitud de los impactos de represas, tanto directos como indirectos, es difícil de estimar. Los impactos ambientales se presentan mayormente cerca del embalse o

indirectamente río abajo de la represa. Considerando la configuración topográfica, la proximidad entre los proyectos de represas y la extensión de las llanuras del Beni, una de las principales preguntas es: ¿cúal será el alcance de los efectos directos e indirectos en Bolivia de las represas y embalses sobre el río Madera?

Las condiciones medioambientales tropicales, así como el gran tamaño del río Madera, explican la alta sensibilidad de este sistema a la construcción de represas. No existe una evaluación ambiental detallada del proyecto hidroeléctrico del río Madera para el norte amazónico boliviano, y los conocimientos científicos actuales no son suficientemente avanzados y precisos como para permitir una evaluación objetiva. Solo existen análisis preliminares (Molina *et al*., 2008, Pouilly *et al*., 2008) que muestran que esa región es muy sensible a los impactos indirectos causados por las represas, como la sedimentación, la extensión de las inundaciones, la emisión de gases de efecto invernadero, y la pérdida de ictiofauna, bosque y recursos silvestres. La situación es aún más critica si se toman en cuenta los posibles impactos sobre la salud humana, como la contaminación por mercurio y la propagación de la malaria.

Los datos actualmente disponibles no permiten evaluar la magnitud de esos impactos. Por lo tanto se recomienda incentivar y realizar a corto plazo estudios y recopilación de información para permitir una evaluación más precisa y global del proyecto en territorio boliviano. Los primeros análisis realizados sugieren que a nivel de los impactos directos, las represas de Cachuela Esperanza y Ribeirão podrían retener una gran parte de los sedimentos más gruesos (arenas) transportados por los ríos que dan origen al río Madera y que son los que determinan sus características morfológicas. En una lógica de proyectos integrados, estas dos represas tendrían un tiempo de vida útil más corto por el relleno de sedimentos y aumentarían el tiempo de vida útil de las dos represas brasileñas río abajo. Sin embargo, debido a las condiciones particulares de la hidrología, calidad de agua y del relieve de la parte boliviana, esa configuración produciría impactos probablemente más fuertes en la llanura boliviana, donde la superficie inundada sería más grande. Por lo tanto, se recomienda realizar la evaluación de impacto ambiental del proyecto completo (cuatro represas) y no fase por fase. Al mismo tiempo, debido a los impactos más importantes en el territorio boliviano, las medidas compensatorias deberían ser evaluadas en términos generales de costo y beneficio para los dos países, lo que será más complicado si los proyectos se tratan de forma separada.

A raíz de las conclusiones establecidas en los estudios preliminares, a continuación se presenta una orientación para realizar estudios prioritarios en orden de importancia y factibilidad (Pouilly *et al.,* 2008):

1- Hidrología / topografía-batimetría: la primera tarea imprescindible es la de obtener datos confiables y precisos de la dinámica hidrológica, las inundaciones, la topografía y batimetría de los ríos, que permitan mejorar el poder de predicción

de los cambios directos causados por las represas. De estos trabajos dependerá la posibilidad de tener una mejor comprensión y pronóstico de los demás impactos.

2- Mercurio: La contaminación con mercurio representa un problema mayor en la región amazónica. Se ha establecido que las actividades humanas que generan un cambio en la cobertura vegetal y, de forma más general, en la erosión de los suelos son factores importantes para explicar la contaminación por el mercurio (Ovando Leyton, en prensa). Las concentraciones de mercurio que fueron detectadas en el río Beni y el crecimiento de las actividades humanas en el norte amazónico de Bolivia generan un potencial de contaminación que será agravado por la presencia de represas. Los trabajos realizados hasta ahora son preliminares y conciernen la cuantificación del mercurio en las aguas y en los sedimentos. Por lo tanto, se sugiere plantear un estudio que permita evaluar el potencial actual de metilación del mercurio en la zona y evaluar escenarios de evolución de la dinámica hidrológica que podrían imponer las represas. Al mismo tiempo, se sugiere realizar un estudio completo de las concentraciones de mercurio a lo largo de la cadena trófica y en especial en las especies de consumo como son los peces. Un estudio con estas características será una base imprescindible para los monitoreos futuros que deberían acompañar la realización del proyecto hidroeléctrico.

3- Salud: Un futuro proyecto de investigación y de evaluación ambiental debería contemplar la parte de salud, en especial enfocada en la malaria y el dengue, que son las enfermedades con mayor probabilidad de aumentar por las represas.

4- Flora y fauna: Estudios de relevamiento de presencia de especies y de sensibilidad de las mismas a los cambios en el régimen de inundación son importantes para poder evaluar los impactos de las represas sobre la pesca y la explotación forestal. El análisis e identificación de las estrategias de vida de las especies que colonizan actualmente el norte amazónico boliviano es un primer paso para lograr este objetivo. Al mismo tiempo, estos estudios servirán como base para la planificación de un programa de monitoreo y serán de gran aporte para iniciar un trabajo de identificación de medidas compensatorias.

Siguiendo los principios internacionales en vigencia, se recomienda también plantear alternativas que permitan alcanzar los objetivos del gobierno boliviano, de generar energía para cubrir las necesidades de la región, minimizando los impactos ambientales. Actualmente, la demanda máxima en el Sistema Interconectado Nacional es ligeramente superior a 1 000 MW y el consumo combinado de las tres ciudades del norte amazónico (Guayaramerín, Riberalta y Cobija) es inferior a los 20 MW (Molina, 2010). Una alternativa podría ser la evaluación de un proyecto de abastecimiento energético local con una represa más pequeña en Cachuela Esperanza que no corte todo el río y que genere alrededor de 50 MW en vez de los 600-800 MW previstos actualmente (un proyecto similar fue estudiado a nivel de factibilidad por ENDE en 1989; Molina, com.

pers.) o pequeñas represas en afluentes como está actualmente previsto por ENDE (2010) en el Tahuamanu (pequeña central hidroeléctrica de pasada y de baja caída, con una potencia mínima instalada de 6 MW).

Una represa más pequeña podría permitir mantener e impulsar las actividades económicas tradicionales como la producción de castaña, la explotación forestal, la ganadería y la pesquería, que son actividades que podrían ser alteradas negativamente con un proyecto de gran envergadura. De forma general, se recomienda realizar un trabajo a nivel nacional de evaluación energética, económica, social y ambiental de los proyectos alternativos y de priorizar proyectos hidroeléctricos en las zonas montañosas, ya que en esta zona se reduce significativamente la magnitud de los impactos ambientales asociados.

REFERENCIAS

Agostinho A.A., F.M. Pelicice & L.C. Gomes (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. Brazilian Journal of Biology, 68 (4): 1119-1132.

Baigún, C., N. Oldani & P.A. Van Damme (2011). Represas hidroeléctricas en America Latina y su impacto sobre la ictiofauna: lecciones aprendidas. p. 397-416. En: Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: Hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Banco Mundial (1999). Evaluación Ambiental. Manual de operaciones Normas de Procedimiento del Banco. BP.4.01.

Bourrel, L., S. Moreau & L. Philips (1999). Dinámica de las inundaciones en la cuenca amazónica boliviana. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 6: 5-17.

Charriere M., L. Bourrel, E. Gautier & M. Pouilly (2004). Divisíon geomorfológica del río Mamoré. p. 77-94. En: Pouilly M., S.G. Beck, M. Moraes & C. Ibañez (Eds.). Diversidad biológica de la llanura de inundación del Río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial. Centro de Ecología Simón I. Patiño, Sta. Cruz de la Sierra, Bolivia.

Crespo, A. & P.A. Van Damme (2011). Patrones espaciales de inundación en la cuenca amazónica de Bolivia. p. 15-27. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

ENDE (2010). Plantas y proyectos de generación hidroeléctrica, termoeléctrica y energías alternativas: http://www.ende.bo/generacion.php

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudos de Impacto Ambiental, Río Madera – Rondônia, Tomos A y B -vol.7.

Ledec, G. & J.D. Quintero (2003). Good dams and bad dams : environmental criteria for site selection of hydroelectric projects. The World Bank, Latin America and Caribbean Region, Sustainable Development Working Paper # 16. 19 p.

Martinez, J.-M. & T. Le Toan (2007). Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. Remote Sensing of Environment, 108 (3): 209-223.

Molina J., T. Dunne, F. Ledezma & P. Vauchel (2008). Estudio del río Madera. Informe I: Remanso hidráulico. FOBOMADE, IRN. La Paz-Bolivia. 69 p.

Molina, J. (2010) ¿Es viable el proyecto Cachuela Esperanza? Todo sobre el Agua, 14: 12-18.

Molina Carpio, J. (2011). Funcionamiento de componentes de las represas del río Madera en relación al paso de peces: vertederos, turbinas y sistemas de transposición de peces. p. 417-441. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Ovando Leyton, A. (en prep.). Deforestación e inundaciones en la cuenca del Iténez como indicadores de la contaminación por mercurio. En Van Damme, P.A., M. Maldonado, M. Pouilly & C.R.C. Doria (Eds.). Aguas del Iténez-Guaporé.Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia-Brasil).

Pouilly, M., S.G. Beck, M. Moraes & C. Ibañez (Eds.) (2004). Diversidad biológica de la llanura de inundación del Río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial. Centro de Ecología Simón I. Patiño, Sta Cruz de la Sierra, Bolivia. 396 p.

Pouilly, M., L. Córdova, J.M. Martínez, L. Maurice, J. Molina & A. Ovando (2008). Evaluación preliminar de impactos del complejo hidroeléctrico del río Madera en el Norte Amazónico Boliviano. Informe técnico WWF-IRD. 98 p.

Tavera, G., P. Becerra, M. Ruíz-García, F.M. Carvajal-Vallejos, A. Salinas & P.A. Van Damme (2011). El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) en la amazonía boliviana: distribución, estado poblacional y amenazas. p. 65-82. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

WDC/CMR (2000). Represas y desarrollo. Un nuevo marco para la toma de decisiones. World Comission on Dams (www.dams.org). 417 p.

19

VULNERABILIDAD DE LOS PECES DE LAS TIERRAS BAJAS DE LA AMAZONÍA BOLIVIANA

VULNERABILITY OF FISH SPECIES FROM THE LOWLANDS OF THE BOLIVIAN AMAZON

Paul A. VAN DAMME, Fernando M. CARVAJAL-VALLEJOS, Jaime SARMIENTO y Pilar BECERRA

RESUMEN

La Amazonía boliviana alberga una alta diversidad íctica; las últimas estimaciones se aproximan a una cifra de 800 especies. Los peces brindan varios servicios a los pobladores amazónicos como fuente alimenticia, de recreación o de empleo. Aunque existen amenazas crecientes, se considera que las especies de peces de esta zona se encuentran en buen estado de conservación. En el último Libro Rojo de la fauna silvestre de los vertebrados de Bolivia, sólo siete especies de las tierras bajas de la Amazonía boliviana fueron incluidas en las categorías vulnerable (VU) y casi amenazada (NA). Tres de ellas son especies grandes con importancia comercial, las otras cuatro son especies pequeñas con distribución estrecha. Existen nuevas amenazas cuyos impactos aún no han sido cuantificados, como la introducción de especies no nativas, la construcción de represas hidroeléctricas en la cuenca media y alta del río Madera y los cambios climáticos. Sin embargo, no existen líneas base que en el futuro nos puedan ayudar a detectar tendencias negativas en el tamaño de las poblaciones o en la estructura de las comunidades. El único enfoque disponible en la actualidad para estimar la vulnerabilidad de las especies a las amenazas mencionadas es a través de modelos predictivos teóricos. En el presente capítulo se discute la relación que existe entre los rasgos de vida y el riesgo de extinción de las especies incluidas en el Libro Rojo y de las especies que no fueron incluidas en el mismo por encontrarse fuera de peligro. Además, se estimó la vulnerabilidad de aproximadamente 600 especies amazónicas a las amenazas existentes aplicando seis índices: la amplitud de distribución, el tamaño máximo del adulto, la vulnerabilidad intrínseca, la capacidad de recuperación (resiliencia), el nivel trófico y la distancia de migración realizada. Se concluye que en las tierras bajas las especies grandes migratorias son las más vulnerables a la sobrepesca y a la construcción de represas, mientras que especies pequeñas con distribución restringida tienden a ser más vulnerables a la pérdida o degradación de hábitats acuáticos.

SUMMARY

The Bolivian Amazon is characterized by high fish diversity, with species richness currently estimated in the order of 800 species. Fish provide important services to human populations, contributing to food security, recreation and employment. In general, despite increasing threats, fish in the Bolivian Amazon are considered to be relatively well protected. The Red Book of Bolivian Vertebrates includes seven fish species from the Bolivian lowlands as vulnerable (VU) or nearly threatened (NT). Three are large commercial species, the remaining four being small species with restricted distribution. New threats with not well known impacts, such as the introduction of non-native or alien species, dam development and climate change, are of growing concern for fish conservation. However, base line studies which would allow us the monitoring of future impacts do not exist. The only way to know the vulnerability of Amazonian fish species to the mentioned threats is through the use of predictive models. In this chapter we discuss the relationships between the life history and vulnerability of fish species included in the Bolivian Red Book. Vulnerability of 600 Bolivian Amazon species was evaluated using six approaches: distribution range, maximum body size, intrinsic vulnerability, resiliency, trophic level and migration distance. We suggest that in the lowlands of the Bolivian Amazon, migratory species are vulnerable to dams and overfishing, whereas smaller species with a narrow distribution range are more vulnerable to habitat loss and degradation.

INTRODUCCIÓN

Las tierras bajas de la Amazonía boliviana albergan una alta diversidad de peces. En las dos últimas décadas, nuestro conocimiento de la riqueza de especies ha ido incrementándose rápidamente. Lauzanne *et al*. (1991) registraron 389 especies para la cuenca amazónica pero reconocieron importantes vacíos geográficos, particularmente en la cuenca de los ríos Madre de Dios y Beni. Ocho años más tarde, Chernoff *et al.* (1999) inventariaron 87 nuevos registros en la cuenca alta del río Orthon, incrementando a 501 el número de especies reconocidas en la Amazonía boliviana.

En un trabajo más reciente, Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) consideran la presencia de 714 especies sólo en las tierras bajas (< 300 msnm). Según los mismos autores, 394 especies han sido registradas en la subcuenca del río Mamoré, 303 en la subcuencia del Madre de Dios, 429 en la subcuenca del río Iténez, 323 en la subcuenca del río Beni y 69 en la subcuenca del río Madera. El aumento de más de 200 especies en comparación con la lista presentada por Chernoff *et al.* (1999) y por Sarmiento & Barrera (2004) se debe principalmente a la inclusión de un gran número de especies del río Iténez que no fueron contabilizadas por estos autores (ver Jegú *et al*., en prep., para una descripción reciente de la riqueza de la ictofauna en la cuenca del río Iténez).

Varios factores nos hacen suponer que la cifra presentada por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) sigue representando una sub-estimación del número total presente en la Amazonía boliviana. Por una parte, considerando la gran cantidad de ríos no explorados hasta la fecha, se puede presumir que existen varias especies por descubrirse. Además, las prospecciones realizadas en áreas remotas en los años pasados revelaron

siempre la existencia de un gran número de nuevos registros, y ocasionalmente de nuevas especies (por ejemplo, Chernoff *et al*., 1999; 2000; Fuentes Rojas & Rumiz, 2008). Por otro lado, si bien Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) incluyeron gran número de especies de la cuenca del Iténez, los datos de Jegú *et al.* (en prep.) sugieren que existen aún más especies por contabilizar. Estos últimos autores registraron para la cuenca del Iténez-Guaporé (compartida entre Bolivia y Brasil) 619 especies, aunque sólo 556 fueron reconocidas como válidas y 63 tienen identificación incompleta o representan identificaciones dudosas. Aunque no se puede excluir la posibilidad de que algunos de sus registros representen endemismos para los tributarios del Iténez que se encuentran en territorio brasileño, estos datos hacen suponer que la cifra presentada por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández para esta cuenca (429) aún está por debajo del número total de especies presentes.

Como mencionamos anteriormente, los datos de Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) sólo representan el número de especies presentes en las tierras bajas. Una rápida evaluación de datos proporcionados por Sarmiento & Barrera (1997) para la zona subandina revela que por lo menos 68 especies adicionales ocurrirían restringidas a zonas de piedemonte y subandino (entre 200 y 1 500 msnm). Sin embargo, esta se puede considerar una estimación aun conservadora tomando en cuenta el registro de 67 especies en una sola localidad de la cuenca del río Beni situada a 500 m de altitud (Sarmiento *et al*., 2010). Además, la zona andina (> 3 000 msnm) alberga unas pocas especies adicionales, la mayoría de ellas pertenecientes a las familias Characidae, Trichomycteridae y Astroblepidae. Recientemente, Arraya *et al.* (2009) reportaron cuatro especies de Trichomycteridae para la cuenca alta amazónica y se puede esperar la presencia de un número mayor por la extensión de la zona. Resumiendo, se puede suponer que el número total de especies de peces en toda la cuenca amazónica boliviana probablemente supera la cifra de 800.

Las especies de agua dulce de Sudamérica enfrentan actualmente una serie de amenazas (Xenopolous *et al*., 2005; Dudgeon *et al*., 2006; Junk *et al*., 2007; Barletta *et al*., 2010). Las amenazas más importantes en la Amazonía boliviana son la sobrepesca, degradación y pérdida de hábitats, contaminación y la introducción de especies no nativas (Van Damme *et al*., 2011a). A estas amenazas se suma la inminente construcción de represas en zonas transfronterizas, afectando mayormente a los peces migratorios (Molina Carpio, 2011; Baigún *et al*., 2011). Para ninguna de estas amenazas existe información detallada de su impacto actual o futuro a nivel regional y local. Existen algunas percepciones generales, como por ejemplo que la sobrepesca en la región no representa una amenaza muy significativa. Las especies comerciales cuyas poblaciones muestran señales de disminución son mayormente migratorias y reciben alta presión pesquera en los países vecinos (Van Damme *et al*., 2011b). La degradación del hábitat acuático y la contaminación no están bien documentadas (Van Damme *et al*., 2011a), lo mismo que los posibles impactos de la introducción de especies no nativas (ver Carvajal-Vallejos *et al*., 2011). Finalmente, no existe información detallada que indique como la pérdida de hábitats acuáticos afecta a especies pequeñas con distribución restringida.

A pesar de la existencia de amenazas, los recursos ícticos de la Amazonía boliviana están relativamente bien conservados en comparación a los países vecinos como Brasil, Colombia y Perú. En el reciente Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009), ninguna especie amazónica fue considerada como en peligro de extinción y sólo tres especies fueron consideradas como vulnerables (Van Damme *et al*., 2009) (Cuadro 19.1). Estos últimos autores presentan como principales amenazas, todas con tendencia creciente, la degradación y pérdida de los hábitats acuáticos y ribereños, la contaminación con sustancias químicas, la introducción de especies no nativas, la sobrepesca (mayormente en países vecinos), y los cambios hidrológicos causados por diferentes actividades humanas, incluyendo los causados por los cambios climáticos regionales o globales. Según Junk *et al.* (2007) y Agostinho *et al.* (2008), las represas hidroeléctricas y las hidrovías son las amenazas más significativas en la Amazonía en un futuro próximo. Pueden bloquear la ruta de migraciones, además de causar una serie de impactos secundarios (contaminación con mercurio, pérdida de zonas de inundación, cambios en el régimen hidrológico, etc.) sobre los peces amazónicos (Pouilly *et al*., 2008).

No se dispone de líneas base ni de sistemas de monitoreo para detectar tendencias negativas en la riqueza de las comunidades de peces y en el estado de las poblaciones. Los criterios utilizados por IUCN (2001) para asignar especies de peces a alguna categoría de riesgo de extinción (en peligro crítico, en peligro, vulnerable) son mayormente cuantitativos (Baigún, 2010) y, generalmente, no se dispone de información apropiada para aplicarlos. Esta falta de datos aumenta el riesgo de que algunas poblaciones colapsen o se extingan especies sin posibilidades de detección y/o documentación.

Como consecuencia de la falta de datos cuantitativos, existe una tendencia de adoptar otros enfoques para medir la vulnerabilidad de especies de peces a la extinción o el grado de amenaza a que están expuestas, como SUMIN (Bello & Úbeda, 1998) y MEGA (Aguirre *et al.,* 2009). Estos métodos se basan mayormente en criterios que miden la vulnerabilidad intrínseca de las distintas especies, y además toman en cuenta una percepción relativamente subjetiva del nivel de las amenazas.

Se define la vulnerabilidad como las características intrínsecas de la biología de una especie (ciclo de vida o características reproductivas), que incrementan la sensibilidad a amenazas externas inhibiendo o dificultando la pronta recuperación a una amenaza específica. Aparte del componente intrínseco, la vulnerabilidad también tiene un componente extrínseco (características de la amenaza). Generalmente, en ambientes acuáticos, es muy difícil separar los impactos de los diferentes tipos de amenazas sobre los peces.

Tomando en cuenta la necesidad de contar con un procedimiento objetivo e integral al respecto de la evaluación del grado de amenaza y riesgo que enfrentan los peces en la Amazonía boliviana, el presente estudio explora y evalúa la utilidad de índices que tienen

potencial para predecir el grado de vulnerabilidad de las diferentes especies. Primero, el tamaño máximo es considerado como una variable que afecta su vulnerabilidad, ya que según algunos autores especies grandes serían más vulnerables a ciertos tipos de amenazas (sobre todo la pesca comercial) que las especies pequeñas; especialmente estudiadas en sistemas marinos (ver Cheung *et al*., 2005). Segundo, especies de niveles tróficos altos (carnívoros) serían más vulnerables que especies de niveles bajos (detritívoros y herbívoros) (ver Pauly *et al.,* 1998). Tercero, especies ampliamente distribuidas tendrían menor riesgo de extinción que especies con distribución restringida. Cuarto, las especies migratorias, que encuentran varias amenazas a lo largo de su ciclo de vida, serían más vulnerables que las especies sedentarias. Quinto, especies con alta capacidad de resiliencia tienden a recuperarse mejor de perturbaciones que especies con baja resiliencia (Musick *et al*., 1999). Finalmente, especies con alta vulnerabilidad intrínseca (sensu Cheung *et al*., 2005; edad de primera madurez tardía, mortandad alta, baja fecundidad, etc.) tendrían un mayor riesgo de extinción.

ESPECIES DE PECES AMENAZADAS DE LA AMAZONIA BOLIVIANA

De las 714 especies de peces mencionadas por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) para las tierras bajas de la Amazonía boliviana, el estado de conservación de sólo 55 (7.7%) especies fue evaluado en el último Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009). De las otras 659 especies no se conoce su estado de conservación, y para la gran mayoría de esas tampoco se dispone de datos confiables que muestren tendencias en sus poblaciones.

El Libro Rojo ha categorizado a cuatro especies de peces de las tierras bajas de la Amazonía boliviana como vulnerable (VU), lo que equivale a 0.6% de las especies presentes en la región (Van Damme *et al*., 2009). Es importante indicar al respecto que una de las especies categorizadas como vulnerable, *Oligosarcus schindleri,* se encuentra mayormente a una altura entre 2 200 y 3 400 msnm en el departamento de Cochabamba, y que existe solo una pequeña población en el río Chipiriri, tributario del río Chapare, cerca del piedemonte a 220 msnm (Menezes & Géry, 1983; Carvajal-Vallejos *et al.*, 2009a). Esta población en las tierras bajas probablemente es menos amenazada que las poblaciones en las partes más altas.

Ninguna de las especies fue categorizada en el Libro Rojo como en peligro (EN) o en peligro crítico (CR). En cambio, tres especies (0,5%) fueron categorizadas como casi amenazadas (NT) (Van Damme *et al.*, 2009). Las familias con representantes en las categorías vulnerable y casi amenazada son Serrasalmidae, Characidae, Pimelodidae, Heptapteridae, Rivulidae y Cichlidae. Además, 20 especies fueron asignadas a la categoría preocupación menor (LC); y a 28 especies no se les pudo asignar una categoría debido a la falta de datos concernientes a su estado (MMAyA; datos no publicados) (Cuadro 19.1).

De las 55 especies evaluadas dentro del marco de la elaboración del Libro Rojo, sólo siete fueron categorizadas por IUCN (2010) (Cuadro 19.1). No existen mayores incongruencias entre IUCN y la categorización utilizando la metodología MEGA, con excepción de *Brachyplatystoma rousseauxii* que en el Libro Rojo de los peces de Bolivia fue considerada como vulnerable (VU) (Carvajal-Vallejos & Van Damme, 2009), mientras que IUCN (2010) la incluye en la categoría de preocupación menor (LC). Esta misma especie fue categorizada como vulnerable (VU) en Perú (Anónimo, 2004) y como en peligro (EN) en Colombia (Mojica *et al*., 2002). En el Brasil, no fue incluida en el Libro Rojo de los peces, sin embargo, fue incluida en la normativa del Ministerio de Medio Ambiente de Brasil como una especie sobre-explotada (Rosa & Lima, 2008).

Cuadro 19.1. Especies amenazadas (VU), casi amenazadas (NT) (Van Damme *et al*., 2009), no amenazadas (LC) y especies con datos deficientes (DD) (MMAyA, datos no publicados). Entre paréntesis se indica la categoría según IUCN (2010).

VULNERABLE (VU)
Brachyplatystoma rousseauxii (LC)
Colossoma macropomum
Oligosarcus schindleri
Phreatobius sanguijuela
CASI AMENAZADAS (NT)
Cichla pleiozona
Moema pepotei
Trigonectes rogoaguae
PREOCUPACIÓN MENOR (LC)
Agoniates anchovia
Brachyplatystoma filamentosum
Brycon cephalus
Carnegiella strigata
Clupeacharax anchoveoides
Entomocorus benjamini
Hyphessobrycon megalopterus (LC)
Hypostomus bolivianus (LC)
Lepidosiren paradoxa
Phractocephalus hemioliopterus
Piaractus brachypomus
Potamorrhaphis eigenmanni
Prochilodus nigricans
Pseudoplatystoma fasciatum
Pseudoplatystoma tigrinum
Pterygoplichthys disjunctivus
Salminus brasiliensis
Scoloplax dichra
Sorubimichthys planiceps
Zungaro zungaro

DATOS DEFICIENTES (DD)
Aphyocharacidium bolivianum
Apistogramma linkei
Apistogramma luelingi
Apistogramma staecki
Astyanax guaporensis (LC)
Brachyplatystoma platynemum
Brachyplatystoma tigrinum
Bryconamericus bolivianus
Chalceus guaporensis
Catoprion mento
Corydoras geryi
Gnathocharax steindachneri
Helogenes marmoratus
Hemisorubim platyrhynchos
Heros severus
Heros spurius
Hypopygus lepturus
Leiarius marmoratus
Microschemobrycon guaporensis
Mikrogeophagus altispinosus
Monocirrhus polyacanthus
Nannostomus trifasciatus
Phenacogaster beni (LC)
Pimelodella boliviana
Pimelodella chaparae
Potamotrygon hystrix (DD)
Potamotrygon motoro (DD)
Xenurobrycon polyancistrus

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizan dos listas de especies de peces. La primera es la lista de especies de las tierras bajas de la Amazonía boliviana compilada por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández

(2011). De esta lista, que contiene 714 especies, se eliminaron los taxones no identificados hasta el nivel de especie. Además, trece especies fueron excluidas de la lista porque no estaban incluidas en FishBase (Froese & Pauly, 2010) en la fecha de consulta (15 de mayo 2010) o porque existe confusión en la taxonomía, quedando una lista de 598 especies.

La segunda lista contiene las 55 especies cuyo estatus de conservación fue evaluado durante el taller que precedió la elaboración de la lista de los peces de Bolivia para el Libro Rojo (MMAyA, 2009) (cuadro 19.1). Cabe mencionar que la mayoría de las 55 especies evaluadas son de gran tamaño: la longitud estándar promedio de las especies evaluadas (44.4 ± 60.1 cm) fue mayor que la longitud estándar de las especies no-evaluadas (17.2 ± 21.0 cm), aunque estas diferencias no fueron significativas (prueba de Kruskal Wallis; H= 2.18; p=0.13). Además, se incluyó un número relativamente elevado de especies comerciales: 40% de las especies evaluadas tiene importancia en la pesca comercial, mientras que en el caso de las especies no-evaluadas este porcentaje es sólo de 4%.

Para las 598 especies de la primera lista se registró la talla máxima, el nivel trófico al que pertenecen, su capacidad de recuperación y su vulnerabilidad intrínseca en base a FishBase (Froese & Pauly, 2010). Otros parámetros como la talla de madurez sexual, la edad de madurez sexual y la fecundidad no están disponibles para la mayoría de las especies y no fueron utilizados en el análisis.

La talla máxima es la longitud estándar máxima registrada por FishBase. Debido a que la mayoría de las tallas (79%) son expresadas como longitud estándar (LE), los valores de longitud total fueron transformados a longitudes estándar en base a regresiones lineares encontradas en la literatura o en FishBase o, en su ausencia, restando 10% a la longitud total. El ancho de los peces de la familia Potamotrygonidae fue incluido en el análisis sin ninguna transformación. Se obtuvieron datos de longitud para 571 especies.

El nivel trófico de las especies de peces registrado en FishBase denota el número de pasos de transferencia de energía a lo largo de la cadena trófica. Por definición, los productores primarios y el detritus ocupan el nivel trófico 1 (Mathews, 1993). El nivel trófico de peces varía de 2.0 (consumidores primarios) a 4.5 (consumidores terciarios) y es estimado como:

Nivel trófico = 1 + nivel trófico promedio de los ítems alimenticios

En la práctica, existen tres métodos para estimar el nivel trófico de los ítems alimenticios. El primer método, basado en la composición de la dieta, es el más exacto pero estos datos sólo están disponibles en FishBase para trece de las 598 especies. Por otro lado, la determinación del nivel trófico en base al número de ítems alimenticios descritos en la literatura está disponible para 171 especies (FishBase). Para el resto de las especies, a

falta de información primaria sobre su dieta, su nivel trófico fue estimado por FishBase en base a las estimaciones realizadas para especies congéneres (414 especies).

Aparte de estos dos índices también se obtuvieron los valores para dos índices "compuestos", es decir que integran información biológica y ecológica de cada especie. Los valores de vulnerabilidad intrínseca que fueron estimados por FishBase utilizando la metodología propuesta por Cheung *et al*. (2005) incorporan características del ciclo de vida, comportamiento y variables ecológicas: longitud máxima, edad de primera madurez, crecimiento, mortandad, edad máxima, amplitud de la distribución, fecundidad y comportamiento gregario. El valor varía de 1 (baja vulnerabilidad) a 100 (alta vulnerabilidad). Este índice está disponible en FishBase para todas las especies. Una limitación de este índice es que para la mayoría de las especies el valor es calculado sólo en base al tamaño máximo, lo cual explica que muchas especies pequeñas presenten valores bajos.

La resiliencia o "capacidad de recuperación ante perturbaciones" (Musick, 1999) es calculado en base a datos de crecimiento (coeficiente K), fecundidad, edad de madurez sexual (t_m) y edad máxima (t_{max}) (Cuadro 19.2). Lo mismo que el índice de vulnerabilidad intrínseca, la disponibilidad de valores para una de estas variables ya es suficiente para que FishBase (Froese & Pauly, 2010) mencione el grado de resiliencia. La capacidad de recuperación varía entre "alta" (especies muy resilientes) y "muy baja" (especies poco resilientes). Las especies con alta resiliencia duplican el tamaño de sus poblaciones en un tiempo de 1.4 años, las de mediana resiliencia en 1.4-4.4 años, las de baja resiliencia en más de 4.4-14 años, y las de muy baja resiliencia en más de 14 años. Los valores de resiliencia están disponibles en FishBase para 396 especies (66.2% del total), pero solo para 10.9% del total de las especies la estimación de la resiliencia se basa en datos publicados de K, fecundidad, t_m o t_{max}; para las otras especies esta estimación se basa en información preliminar sobre su crecimiento o fecundidad. De las 55 especies incluidas en el Libro Rojo (cuadro 19.1), solo siete especies (12.7%) cuentan con una estimación de resiliencia obtenida en base a datos publicados.

Cuadro 19.2. Valores de cuatro parámetros que describen los rasgos de vida, que son utilizados en FishBase (Froese & Pauly, 2010) para evaluar la resiliencia de especies de peces (en base a Musick, 1999).

	Alta	Mediana	Baja	Muy baja
Coefficiente de crecimiento K (año $^{-1}$)	> 0.3	0.16 - 0.30	0.05 - 0.15	< 0.05
Fecundidad (año $^{-1}$)	> 10 000	100 - 1 000	10 - 100	< 10
Edad de primera madurez t_m (años)	< 1	2 - 4	5 - 10	> 10
Edad máxima t_{max} (años)	1 - 3	4 - 10	11 - 30	> 30

Para las 55 especies que fueron evaluadas en el marco de la elaboración del Libro Rojo, se registró además sus hábitos migratorios y su amplitud de distribución. Los hábitos migratorios se basaron en Van Damme *et al*. (2011c), quienes distinguieron entre migradores de largas distancias (distancia de migración mayor a 1 500 km), migradores de

medianas distancias (entre 100 y 1 500 km) y especies sedentarias (menor a 100 km). El área de distribución en la Amazonía boliviana fue estimada de forma preliminar a partir de mapas elaborados durante la preparación del Libro Rojo de la Fauna Silvestre el año 2009 (Van Damme *et al*., 2009; MMAyA, 2009). Cabe destacar que estas estimaciones incluyen la superficie de cuerpos de agua además de zonas terrestres.

Las relaciones entre los diferentes índices que miden la vulnerabilidad fueron exploradas con la prueba de correlación de Spearman. También, se analizaron diferencias a nivel de vulnerabilidad entre especies clasificadas en las categorías de amenaza (incluyendo especies casi amenazadas) y en la categoría de menor preocupación (LC). Finalmente, se exploró la relación entre la vulnerabilidad de las especies y las amenazas a las que están expuestas.

RESULTADOS

Vulnerabilidad de las especies de peces amazónicos de Bolivia

El 50% de las especies en las tierras bajas de la Amazonía boliviana tiene una longitud estándar menor a 11 cm. Solo 12 especies (2.1%) tienen una longitud estándar mayor a 100 cm (Fig. 19.2). La especie más pequeña es *Microcharacidium weitzmani* (longitud estándar máxima 1.0 cm), mientras que la especie más grande es el bacalao o piraíba *Brachyplatystoma filamentosum* (longitud estándar máxima 324 cm). La longitud estándar promedio de todas las especies es de 19.7 ± 28.3 cm (N=571).

El nivel trófico promedio de todas las especies es de 3.1 $\pm$ 0.6 (N=597) (Fig. 19.1). El 6.4% de las especies (38 especies) son consumidores primarios (herbívoras y detritívoras) con un nivel trófico de 2.0. Aproximadamente 24% de las especies tienen el índice trófico menor a 3.0 y consumen exclusivamente o parcialmente plantas, frutas y/o detritus. Por otro lado, la mayor parte de las especies (53.4%) tiene un índice trófico entre 3.0 y 3.9: en su mayoría son consumidores secundarios y terciarios; algunos de ellos tienen una dieta omnívora que consiste de una alta variedad de ítems alimenticios, y combinan carne con plantas, frutas y/o detritus (Fig. 19.1). En total, 17 especies (2.9% del total) son consumidores terciarios exclusivamente carnívoros con un nivel trófico de 4.5. De ellas, una especie (*Pellona flavipinnis)* pertenece al orden Clupeiformes*,* seis especies *(*pertenecientes a los géneros *Cynodon, Hydrolycus, Rhaphiodon* y *Hoplias)* al orden Characiformes*,* y diez especies *(*pertenecientes a los géneros *Brachyplatystoma, Hemisorubim, Leiarius, Megalonema, Pinirampus, Pseudoplatystoma, Sorubimichthys y Zungaro)* al orden Siluriformes*.*

La mayor parte de las especies (76.4%) tiene una alta resiliencia o capacidad de recuperación. Sólo 3.8 % de las especies tiene una baja hasta muy baja resiliencia (Fig. 19.1). Las especies con muy baja resiliencia generalmente son las más grandes:

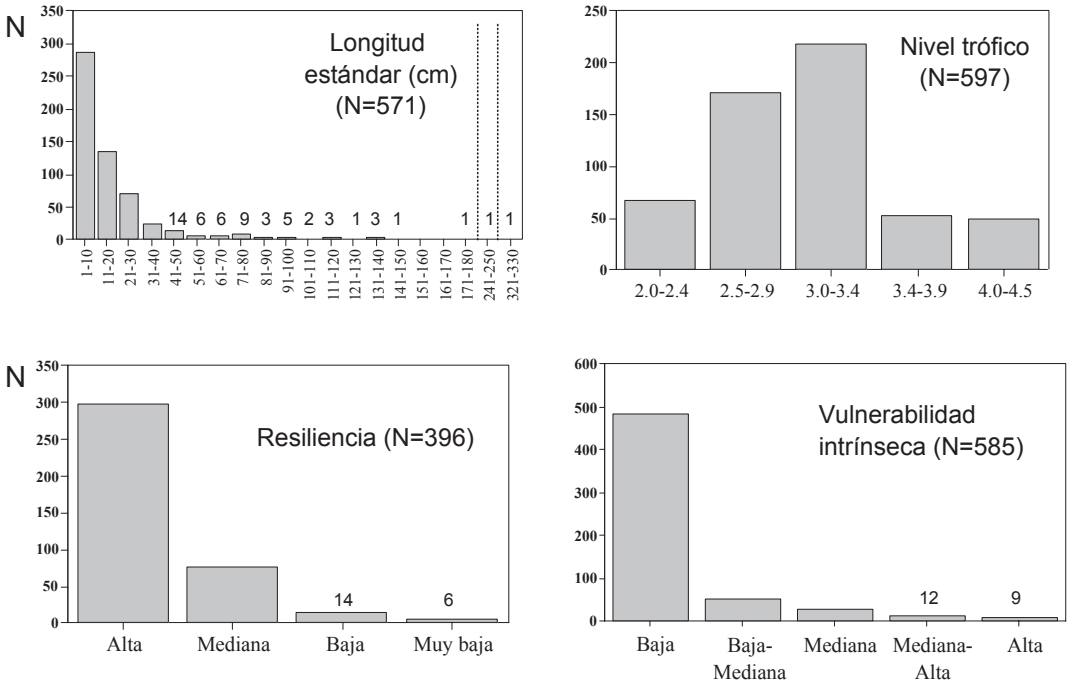


Figura 19.1. Distribución de valores de los índices de vulnerabilidad para especies de peces de las tierras bajas de la Amazonía boliviana

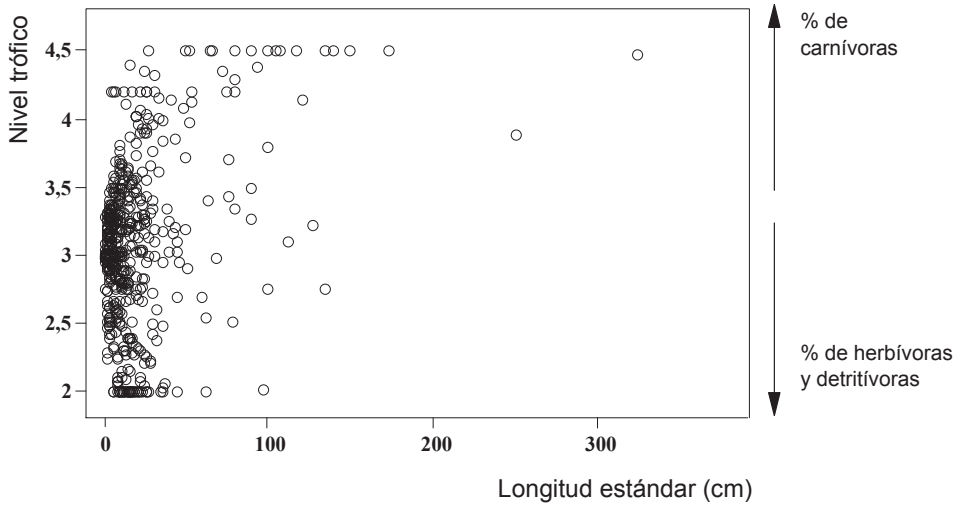


Figura 19.2. Relación entre el nivel trófico y la longitud estándar máxima de 578 especies de peces de las tierras bajas de la Amazonía boliviana

Potamotrygon hystrix, Sorubimichthys planiceps, Zungaro zungaro, Lepidosiren paradoxa, Brachyplatystoma rousseauxii y *B. filamentosum*. Sin embargo, cabe mencionar que para la mayoría de las especies el cálculo de la resiliencia en FishBase se basa en valores de unos pocos parámetros (Cuadro 19.4). También, al interpretar este cuadro, se debe tomar en cuenta que algunos de los valores utilizados en FishBase son obsoletos. Por ejemplo, la fecundidad máxima de *C. macropomum* fue estimada por Nuñez *et al*. (2005a) en más de 1 000 000 de huevos. De la misma manera, se supone que la edad de primera madurez de *P. brachypomus* estimada por FishBase (siete años) está sobreestimada.

El mismo patrón se encuentra para la vulnerabilidad intrínseca: el 82.8% de las especies tienen una baja vulnerabilidad (valor del índice <12%) (Fig. 19.1). Las tres especies con vulnerabilidad más alta (valor del índice > 76%) son *Brachyplatystoma rousseauxii*, *B. filamentosum* y *Sorubimichthys planiceps*, seguidos por *Piaractus brachypomus*, *B. vaillanti, Phractocephalus hemioliopterus*, *Synbranchus marmoratus, Plagioscion squamosissimus* y *Zungaro zungaro* (índice 65-76%).

Existe una correlación positiva entre el nivel trófico y la longitud estándar (Prueba de Spearman; Rs=0.17; p<0.0001), sugiriendo una tendencia de un mayor tamaño para carnívoros (Fig. 19.2). Igualmente existe una correlación positiva entre la longitud estándar y la vulnerabilidad intrínseca (Prueba de Spearman, Rs=0.83; p<0.0001) sugiriendo que las especies grandes son las más vulnerables intrínsecamente.

Vulnerabilidad de las especies de peces amazónicos categorizadas en el Libro Rojo

Las especies de peces categorizadas como amenazadas y casi amenazadas en el Libro Rojo (MMAyA, 2009) son levemente más pequeñas que las especies no amenazadas, y tienen una amplitud de distribución menor. Sin embargo, ninguna de estas diferencias es significativa debido a la variación grande en estas variables. El promedio de los niveles tróficos tanto de especies amenazadas y casi amenazadas como de las no amenazadas es de 3.4 (Cuadro 19.3.). Además, no existe un patrón definido en la vulnerabilidad intrínseca y la capacidad de recuperación: contra las expectativas, existen especies amenazadas con vulnerabilidad baja y resiliencia alta (*Phreatobius sanguijuela, Oligosarcus schindleri*), además especies no amenazadas con vulnerabilidad alta y resiliencia baja (por ejemplo *Brachyplatystoma filamentosum, Zungaro zungaro* y *Sorubimichthys planiceps*)

Las especies asignadas a las categorías vulnerable y casi amenazada en el Libro Rojo (Cuadro 19.2) se dividen en dos grupos: por una parte especies de tamaño medio hasta grande y con un rango de distribución amplia. Dos de estas especies (*B. rousseauxii, Cichla pleiozona*) son carnívoras (consumidores terciarios), mientras que una es herbívora (frugívora) (*C. macropomum*). Tienen una vulnerabilidad intrínseca entre moderada

Cuadro 19.3. Estado de conservación, vulnerabilidad y amenazas de las 27 especies amazónicas amenazadas que están enlistadas en el Libro Rojo de la fauna silvestre de Bolivia (MMAyA, 2009)

	ESTADO DE CONSERVACIÓN		INDICADORES DE VULNERABILIDAD						AMENAZAS			
	Categoría Libro Rojo Bolivia	IUCN	Longitud estándar máxima (cm)	Rango de distribución (km²)	Nivel trófico	Resiliencia	Vulnerabilidad intrínseca	Patron de migración	Degradación hábitat	Contaminación acuática	Especies introducidas	Sobrepesca
ESPECIES AMENAZADAS O CASI AMENAZADAS												
Colossoma macropomum	VU	-	97.2	410 000	2.02 [2]	Media [b]	Moderada a alta (47%)	Mdm	Inter-media	-	Inter-media	Severa
Oligosarcus schindleri	VU	-	8.2	900	3.57 [1]	Alta [a]	Baja (10%)	Sed	Severa	Inter-media	Severa	-
Phreatobius sanguijuela	VU	-	4.2	100	3.14 [1]	-	Baja (10%)	Sed	Intermedia	Leve	-	-
Brachyplatystoma rousseauxii	VU	LC	172.8	330 000	4.63 [1]	Muy baja [a]	Muy alta (78%)	Mdl	Leve	-	-	Severa
Moema pepotei	NT	-	10.8	1 200	3.3 [1]	Alta [a]	Baja (10%)	Sed	Intermedia	Leve	-	-
Trigonectes rogoaguae	NT	-	9.0	13 100	3.27 [1]	Alta [a]	Baja (10%)	Sed	Intermedia	Leve	-	-
Cichla pleiozona	NT	-	34.0	378 000	4.16 [1]	Media [a]	Moderada (40%)	Sed	Intermedia	Leve	Leve	Intermedia
PROMEDIO (N=7)			48.0 ± 64.0	162 000 ± 199 000	3.40 ± 0.80		29.3 ± 26.7					
ESPECIES NO AMENAZADAS												
Prochilodus nigricans	LC	-	33.3	382 000	2.38 [3]	Media [a]	Baja-moderada (31%)	Mdm	-	-	-	Leve
Carnegiella strigata	LC	-	3.5	134 000	3.31	-	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Agoniates anchovia	LC	-	14.8	81 000	3.04 [1]	Alta [a]	Baja (12%)	Sed	-	-	-	-

Brycon cephalus	LC	-	22.0	419 000	2.00 [3]	Alta [a]	Baja (19%)	Mdm	-	-	-	Leve
Clupeacharax anchoveoides	LC	-	6.6	68 000	3.02 [1]	Alta [a]	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Hyphessobrycon megalopterus	LC	LC	3.6	400	3.21 [3]	Alta [a]	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Salminus brasiliensis	LC	-	100.0	233 000	3.79 [3]	Media [b]	Moderada-alta (52%)	Mdm	-	-	-	Leve
Piaractus brachypomus	LC	-	79.2	363 000	2.52 [3]	Bajo [b]	Alta-muy alta (66%)	Mdm	Leve	-	Intermedia	Leve
Scoloplax dichra	LC	-	1.4	275 000	2.98 [1]	-	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Hypostomus bolivianus	LC	LC	13.5		2.30 [1]	-	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Pterygoplichthys disjunctivus	LC	-	63.0	344 000	2.0 [1]	Media [b]	Baja-moderada (31%)	Sed	-	-	-	-
Brachyplatystoma filamentosum	LC	-	324.0	347 000	4.47 [3]	Muy baja [a]	Muy alta (87%)	Mdm	-	-	-	Leve
Phractocephalus hemioliopterus	LC	-	120.6	332 000	4.15 [3]	Baja [a]	Alta-muy alta (67%)	Mdm	-	-	-	Leve
Pseudoplatystoma fasciatum	LC	-	93.6	373 000	4.38 [3]	Media [b]	Moderada (39%)	Mdm	-	-	-	Leve
Pseudoplatystoma tigrinum	LC	-	117.0	375 000	4.50 [2]	Bajo [b]	Alta (57%)	Mdm	-	-	-	Leve
Sorubimichthys planiceps	LC	-	150.0	388 000	4.50 [3]	Muy baja [a]	Muy alta (78%)	Mdm	-	-	-	-
Zungaro zungaro	LC	-	140.0	446 000	4,50 [3]	Muy baja [a]	Alta-muy alta (74%)	Mdm	Leve	-	-	-
Entomocorus benjamini	LC	-	7.0	208 000	3.28 [1]	-	Baja (10%)	Sed	-	-	-	-
Potamorrhaphis eigenmanni	LC	-	28.8	300 000	3.90 [1]	Alto [a]	Baja (16%)	Sed	-	-	-	-
Lepidosiren paradoxa	LC	-	112.5	469 000	3.11 [3]	Muy bajo [b]	Alta (61%)	Sed	-	-	-	-
PROMEDIO (N=20)			71.7 ± 78.5	291 000 ± 135 000	3.40 ± 0.90		37.5 ± 27.5					

Estado de conservación: VU: Vulnerable; NT: Casi Amenazada; LC: Sin preocupación. Nivel trófico: [1] basado en el nivel trófico y el tamaño de especies cercanas; [2] basado en estudios de dieta; [3] basado en ítems alimenticios. Patrón de migración: Mdl: Migratoria de larga distancia; Mdm: Migratoria de distancia media; Sed: Sedentaria. Resiliencia: [a] Resliencia estimada en base a datos preliminares de coeficiente de crecimiento (K) o fecundidad; [b] Resiliencia estimada en base a datos de coeficiente de crecimiento (K), edad de primera madurez (t_m) y/o edad máxima (t_{max}) (ver Cuadro 19.4).

(40%; *C. pleiozona*) y muy alta (78%; *B. rousseauxii*) y resiliencia media a muy baja. Las otras cuatro especies son pequeñas, con tallas menores a 12 cm de longitud estándar y con amplitudes de distribución muy reducidas. Estas especies son consumidores secundarios (nivel trófico entre 3.1-3.6) con diferentes grados de omnivoría, no realizan desplazamientos migratorios y, según FishBase, tienen alta resiliencia y baja vulnerabilidad intrínseca (Cuadro 19.3).

Las especies grandes están generalmente más expuestas a la sobrepesca, mientras que las especies pequeñas son más afectadas por la pérdida y la degradación de sus hábitats (Cuadro 19.3). Se supone que algunas especies están afectadas en menor grado por el impacto de la introducción de especies introducidas. Es el caso de *Oligosarcus schindleri*, que posee una población no afectada en las tierras bajas, y poblaciones en los valles interandinos que se encuentran afectadas por la introducción de especies no nativas como el pejerrey (*Odonthestes bonariensis*) (Carvajal-Vallejos *et al*., 2009a).

DISCUSIÓN

Existen evidencias de que el ciclo de vida y las características biológicas y ecológicas de las especies de peces de agua dulce determinan su vulnerabilidad a amenazas externas y el riesgo de extinción. Algunos de estos factores son la amplitud de su distribución, especialización en el uso de hábitats, posición en la cadena trófica, características reproductivas, abundancia y tamaño corporal (ver por ejemplo Angermeier, 1995; Parent & Schriml, 1995; Reynolds *et al*., 2005). Según varios autores (p.e. Cheung *et al*., 1995), especies grandes que llegan tardíamente a la primera madurez serían más vulnerables que las especies pequeñas. Sin embargo, la aplicación de este criterio singular para explicar los patrones de riesgo de extinción sólo es válida para sistemas marinos donde la pesca es la amenaza principal, mientras que para especies de aguas continentales la situación es más compleja (Duncan & Lockwood, 2001; Reynolds *et al*., 2005; Olden *et al*., 2007).

Cuadro 19.4. Valores de indicadores de crecimiento y reproducción para seis especies incluidas en el Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009). (en base a FishBase; Froese & Pauly, 2010)

	Resiliencia	Edad de primera madurez (t_m) (años)	Edad máxima (t_{max}) (años)	K (coeficiente de crecimiento)	Fecundidad
Colossoma macropomum	Media	-	-	0.23	7 000 – 300 000 [a]
Salminus brasiliensis	Media	2-3	9	0.21-0.23	1 000
Piaractus brachypomus	Baja	7	28	-	-
Pterygoplichthys disjunctivus	Media	-	> 3 [b]	-	-
Pseudoplatystoma fasciatum	Media	3-5	8.7	0.31-0.47 [a]	-
Pseudoplatystoma tigrinum	Baja	5-8	18	-	-
Lepidosiren paradoxa	Muy baja	-	> 30 [b]	-	-

[a] Valores no tomados en cuenta para determinar la resiliencia; [b] Estimación hipotética

En sistemas de agua dulce, es importante distinguir entre distintos tipos de amenazas y tomar en cuenta que el conjunto de especies generalmente enfrenta más de una amenaza: aparte de la sobrepesca, una amenaza cada vez más recurrente es la pérdida y degradación de los hábitats de reproducción y alimentación, debido a la construcción de represas, canalización de ríos, contaminación de cuerpos de agua con diversos agentes, y otras (Barletta *et al*., 2010). Otra amenaza, de orden biológico, es la introducción de especies no nativas, lo cual puede afectar negativamente a la ictiofauna nativa (Zambrano *et al*., 2006; Carvajal-Vallejos *et al*., 2011). Este conjunto de impactos puede afectar peces pequeños y grandes de distintas maneras. Esto explica que no existe una relación muy significativa entre el tamaño del pez y el riesgo de extinción, como es el caso en especies marinas (ver Angermeier, 1995; Parent & Schriml, 1995).

La distribución de tamaños de las especies de peces amenazadas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana parece ser bimodal (Cuadro 19.3). En concordancia con lo encontrado en otros sistemas de agua dulce y estuarinos (p.e. Reynolds *et al*., 2005; Olden *et al*., 2007), en la Amazonía las especies vulnerables o casi amenazadas por cambios locales en el hábitat son muy pequeñas y con una distribución muy restringida, mientras que las especies amenazadas por sobrepesca generalmente son las más grandes (*Colossoma macropomum*, *Brachyplatystoma rousseauxii*). Por otro lado, cambios en los ciclos hidrológicos producidos por una barrera, por ejemplo, pueden tener efectos severos tanto para especies pequeñas como para grandes en sistemas lóticos. Las especies pequeñas más sedentarias y/o reofilícas pueden ser afectadas inmediatamente si los flujos en inmediaciones de las represas son alterados. Lo mismo puede pasar con especies que dependen del pulso de inundación para su alimentación y/o reproducción. Al mismo tiempo, las represas pueden impedir el paso de especies migratorias, generalmente de gran porte (Barthem *et al*., 1991; Godinho & Kynard, 2008).

A pesar de sus desventajas, los indicadores de vulnerabilidad permiten una priorización rápida de los peces en riesgo y, por lo tanto, su aplicación puede ayudar a lograr una conservación proactiva en ausencia de datos contundentes que muestran la declinación de poblaciones.

Los peces en el Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia

Usualmente, aparecen en los Libros Rojos las especies mejor estudiadas y existe un gran número de especies con información deficiente (Duncan & Lockwood, 2001). Durante la elaboración del Libro Rojo (MMAyA, 2009), más de 50% de las especies de peces evaluadas fueron incluidas en la categoría Datos Deficientes. Por otra parte, las especies en la categoría “vulnerable” (VU) generalmente son las más estudiadas y son muy emblemáticas; dos aspectos que pudieron influir para que sean incluidas durante el proceso de evaluación. Se puede considerar que otras especies no llegaron a ser incluidas en este libro porque existe relativamente menos información para ellas. En Bolivia, en el caso de

las especies comerciales, la escasez de información es particularmente notoria porque no existen estadísticas pesqueras después del año 1995 (Van Damme *et al*., 2011b).

Los autores del Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia decidieron utilizar un sistema "propio" de evaluación del grado de amenaza (MEGA), argumentando que no existe suficiente información para aplicar los criterios utilizados por IUCN (2001) para categorizar especies (Aguirre *et al*., 2009). MEGA se compone de cinco criterios (distribución del taxón, estado de conservación del hábitat, estado poblacional, vulnerabilidad intrínsica, principales amenazas), cada uno con sus subcriterios (13 en total). Además, el método contempla la posibilidad de que una especie sea asignada, en base al conocimiento subjetivo de expertos, a una categoría inmediata superior o inferior a la categoría asignada mediante MEGA (Aguirre *et al*., 2009). Para la categorización de peces, el método fue adaptado por Van Damme *et al*. (2009).

En contraste con el método MEGA, el método de categorización adoptado por IUCN (2001) utiliza como principal criterio el estado de las poblaciones de peces y tiene como objetivo evaluar el riesgo de extinción de las especies. En cambio, el método MEGA tiene como principal objetivo categorizar las especies según su vulnerabilidad y el grado de amenaza a que están expuestas, como base para establecer prioridades para la conservación. La vulnerabilidad de una especie depende de la interacción entre amenazas "extrínsecas" y la capacidad intrínseca de las poblaciones para afrontar los las adversidades que se imponen. En total, el 61.5% de los subcriterios utilizados por MEGA no son considerados por IUCN (2001). Estos subcriterios no considerados miden el grado de vulnerabilidad intrínseca (17.9%), el grado de amenaza (41%) y la estabilidad taxonómica (2.6%). Estas características del método MEGA explican porque especies comerciales como *Colossoma macropomum* y *Brachyplatystoma rousseauxii* fueron categorizadas como vulnerables en el Libro Rojo (Carvajal-Vallejos *et al.,* 2009b; Carvajal-Vallejos & Van Damme, 2009), aunque no están en riesgo de extinción inmediata (pero ver Van Damme *et al*., 2011a, para una discusión del posible impacto de represas sobre *B. rousseauxii*).

Como ocurre con la mayoría de los métodos propuestos para la evaluación de la vulnerabilidad, el método MEGA utilizado en el Libro Rojo para la categorización de peces necesita mayor explicación, validación y calibración. Entre otros, se recomienda dar más peso a los subcriterios que miden el alcance de la distribución de las especies, redefinir el criterio "estado de conservación del hábitat" y mejorar la definición y el concepto de los subcriterios que describen la vulnerabilidad biológica intrínseca. Al respecto de este último punto, es imperante fundamentar de mejor manera a los subcriterios de uso de hábitat (4.1), patrones de reproducción (4.2) y nivel trófico (4.3).

Según el subcriterio 4.1, las especies especialistas (que usan un tipo de hábitat) y las especies migratorias (que usan distintos tipos de hábitats en distintas etapas de su vida) tendrían la misma vulnerabilidad intrínseca, para lo cual no existe evidencia convincente

en la literatura. Por ejempo, Angermeier (1995) demostró que especies especializadas son más vulnerables que las que utilizan distintos hábitats. Por otro lado, aunque sabemos que muchas especies son migratorias, no se conocen bien los patrones migratorios de la mayoría. Una gran proporción de las especies migratorias forma parte de las pesquerías comerciales en Suramérica. Por tanto, están expuestas no sólo a los cambios en los hábitats que ocupan en diferentes fases de su vida y a impactos debidos a la construcción de represas, sino también a los impactos de la pesca en diferentes zonas, durante la migración o durante el período de reproducción cuando se concentran en las zonas de desove (Payne & Harvey, 1989; Smolders, 2006). Por el contrario, los peces de cavernas que ocupan algunos de los hábitats más especializados que se conocen, al mismo tiempo se pueden considerar especies que ocupan algunos de los hábitats más estables a largo plazo (Winemiller & Rose, 1992).

El subcriterio 4.2, siguiendo la terminología de Winemiller & Rose (1992), indica que especies oportunistas (tamaño pequeño, baja longevidad, madurez sexual temprana, baja fecundidad pero reproducción continua, bajo inversión en las crías y rápido desarrollo larval) son menos vulnerables. Especies periódicas (tamaño grande, alta longevidad, madurez sexual tardía pero alta fecundidad, baja inversión en crías, alta variación en reclutamiento pero reproducción sincrónica) tienen vulnerabilidad intermedia y las especies equilibradas (tamaño intermedio a pequeño, baja fecundidad, huevos de gran tamaño, alta inversión en crías, cuidado parental) son las más vulnerables. Es importante mencionar al respecto, que el tamaño grande, la reproducción retardada y la baja inversión en crías (especies periódicas) aumentan la vulnerabilidad a la pesca. Por otro lado, se ha establecido que su alta fecundidad no necesariamente implica una baja vulnerabilidad, de la misma manera que fue encontrado para muchas especies marinas (Sadovy, 2001). Además, muchas de estas especies periódicas son migratorias y están amenazadas por la obstrucción de sus rutas migratorias por represas y por degradación de hábitats, tanto en las áreas de reproducción como de crecimiento. Por otro lado, varias especies "equilibradas" son menos vulnerables a pesar de su baja fecundidad, gracias a su cuidado parental que da lugar a mayores niveles de sobrevivencia y poblaciones más estables (Winemiller & Taphorn, 1989; Winemiller, 1992), lo cual contradice las valorizaciones utilizadas dentro de este subcriterio en MEGA. Por otro lado, las especies oportunistas aparentemente poseen todas las características para enfrentar amenazas externas (esfuerzo reproductivo alto y altas tasas de crecimiento intrínseco), pero generalmente son muy vulnerables porque tienden a vivir en hábitats pequeños temporales que están muy amenazados. En la Amazonía boliviana, las especies "oportunistas" por excelencia son las que pertenecen a la familia Rivulidae, especies muy vulnerables a amenazas externas. Cabe mencionar al respecto que las especies mencionadas por Pouilly *et al*. (2004) como "oportunistas" no lo son en el sentido de la definición de Winemiller & Rose (1992) y poseen características más parecidas a las especies periódicas.

Finalmente, los descriptores del subcriterio 4.3 contradicen el consenso según el cual carnívoros (consumidores terciarios) son más vulnerables que herbívoros y detritívoros (con-

sumidores primarios) (Cheung *et al*., 2005). Sin embargo, este consenso existe para especies vulnerables a la pesca comercial, pero no necesariamente es válido para especies que son más vulnerables a la contaminación y a la pérdida y degradación de los hábitats. Estos ejemplos demuestran que se necesita definir mejor los conceptos utilizados y justificar en mayor detalle el uso de los diferentes criterios y subcriterios del método MEGA.

Vulnerabilidad de los peces a la sobrepesca

Generalmente, las especies grandes son más vulnerables a la sobrepesca que las pequeñas (solo se considera los efectos de pesca comercial; no consideramos la pesca ornamental ya que es de poca importancia por el momento en Bolivia). Reciben una presión pesquera más alta porque son más fáciles de capturar y tienen un valor más alto en los mercados. Además, en general se considera que las especies grandes tienen menores posibilidades de recuperación después de la disminución de sus poblaciones (Jennings & Reynolds, 2007). Generalmente, la madurez sexual se alcanza a edad más tardía y, entre otros rasgos, el crecimiento es más lento, lo cual aumenta su vulnerabilidad. En la Amazonia boliviana, 80% de las especies comerciales son mayores a 80 cm (Van Damme *et al*., 2011b). Además, más que 84% del volumen de pesca reportada por esos autores se atribuye a especies mayores de 80 cm. En Europa, el tamaño de peces fue un buen indicador de vulnerabilidad a la pesca comercial (Reynolds *et al*., 2005).

Dos de las especies categorizadas como vulnerables (VU) en el Libro Rojo son *Colossoma macropomum* (una de las especies de mayor tamaño dentro del orden Characiformes) y *Brachyplatystoma rousseauxii* (una de las especies más grandes del orden Siluriformes). Estas y otras especies grandes generalmente tuvieron un alto valor de "vulnerabilidad intrínseca" y una baja resiliencia (cuadro 19.2). Las especies de tallas mayores tienen capacidad de recuperación baja porque ya tienen edad avanzada cuando llegan a la madurez y porque sus poblaciones tienen bajas tasas intrínsecas de crecimiento (Musick, 1999; Morato *et al*., 2006). Sin embargo, estos autores se refieren principalmente a especies marinas y, mayormente, a especies de profundidad que efectivamente presentan altas longevidades y edades de madurez sexual tardías. Exceptuando *Potamotrygon* y *Lepidosiren*, las especies amazónicas grandes circunscritas con alta vulnerabilidad tienen una fecundidad muy elevada. Sin embargo, la relación entre alta fecundidad y baja vulnerabilidad ha sido cuestionada reiteradamente, debido a la baja tasa de sobrevivencia de los huevos y crías de estas especies (Sadovy, 2001).

Existe mucha variación entre especies. Algunas especies grandes como los Siluriformes son de crecimiento relativamente rápido y pueden alcanzar en tiempos relativamente cortos la primera madurez sexual (Maldonado Salazar, 2004, Amadio & Bittencourt, 2005; Nuñez *et al*., 2005b). Por ejemplo, el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*) tiene un crecimiento muy acelerado durante el primer año y ya madura a una edad de tres años (Alonso & Fabré, 2003; García Vasquez *et al*., 2009). Estas especies y sus poblaciones probablemente

son menos vulnerables a la sobrepesca de lo que se esperaría. En cambio, especies como *Piaractus brachypomus* y *Colossoma macropomum* llegan a primera madurez después 4-5 años (Nuñez *et al*., 2005a) y probablemente son más vulnerables a la pesca.

Cabe mencionar que generalmente la única variable disponible para el cálculo de la vulnerabilidad intrínseca (Cheung *et al*., 2005) para todas las especies es el tamaño corporal, y para pocas especies existe información adicional sobre otras variables que componen el índice. Debido a esto, este índice no tiene mayor potencial de predictibilidad que el tamaño máximo. Lo mismo ocurre con la resiliencia, cuyo cálculo se base en diferentes parámetros para cada especie.

La existencia de una correlación positiva entre el tamaño de los peces y el nivel trófico sugiere que las especies más grandes son mayormente carnívoras (o consumidores secundarios). Según Pauly *et al*. (1998), los pescadores primero capturan especies de nivel trófico alto y enseguida pasan a capturar especies de menor nivel trófico. Esta tendencia se manifiesta como una disminución en el nivel trófico de los desembarques. Al respecto, la Amazonía ofrece condiciones excepcionales porque existen especies grandes con alto valor comercial y muy explotadas que se alimentan mayormente de frutos. Por ejemplo, la especie más apetecida en Bolivia, *Colossoma macropomum*, tiene un nivel trófico de sólo 2.02 en FishBase, aunque esto parece ser una subestimación ya que la especie se alimenta ocasionalmente también de insectos y cangrejos. De todos modos, el nivel trófico no está necesariamente relacionado con la vulnerabilidad a la pesca. En la Amazonía boliviana, Van Damme *et al*. (2011) mostraron un aumento relativo de capturas de especies detritívoras en 2008 en comparación con el período 1989-1995. Sin embargo, contra las expectativas, el nivel trófico promedio de las capturas subió levemente (de 3.80 a 3.87), debido a la aparición en las capturas del paiche o pirarucú (*Arapaima gigas*), especie foránea introducida que se alimenta de forma exclusiva de peces. En comparación, en la Amazonía peruana, el nivel trófico en el período 1986-1994 es de sólo 2.62 (García Vásquez *et al*., 2009), lo cual sugiere que en esta región las capturas consisten en su mayoría de herbívoros-detritívoros (consumidores primarios). Eso demuestra que en Bolivia, en contraste con Perú, el fenómeno de "pescar bajando la cadena trófica" (Pauly *et al*., 1998) no se ha dado aún.

Cabe indicar que especies que tienen comportamiento gregario y que forman cardúmenes durante las migraciones de alimentación o reproducción podrían tener una vulnerabilidad más alta a la pesca que especies no-gregarias. En muchos casos los impactos de la pesca sobre estas especies son difíciles de detectar porque la captura por esfuerzo no disminuye con las disminuciones de su abundancia; un fenómeno que se conoce como "hiper-estabilidad de las tasas de captura" (Hilborn & Walters, 1992). Asimismo, para estas especies su comportamiento durante el desove, generalmente muy localizado, puede ser afectado por las actividades pesqueras. En la Amazonía boliviana, una especie que muestra comportamiento gregario es *Colossoma macropomum*; las implicaciones para su manejo fueron descritas por Cordova *et al*. (en prep.).

Vulnerabilidad de los peces a la degradación y pérdida de hábitats acuáticos y ribereños

El tamaño máximo y el "índice de vulnerabilidad intrínseca" pueden predecir exitosamente el riesgo de amenazas como la pesca pero generalmente no predicen adecuadamente la vulnerabilidad de especies que enfrentan amenazas como la degradación de sus hábitats (Olden *et al*., 2007). Especies raras con una amplitud de distribución muy limitada están particularmente en riesgo (Angermeier, 1995). Una de las razones es que falta información sobre las características ecológicas de las especies, y además falta estudiar si estos índices tienen suficiente sensibilidad y/o son suficientemente eficaces para estimar la vulnerabilidad a este tipo de amenazas.

Según el cuadro 19.2, la amplitud de distribución parece ser el mejor criterio de predicción de riesgo para estas especies pequeñas. Especies pertenecientes a la familia Rivulidae (*Moema pepotei* y *Trigonectes rogoaguae*) y especies como *Phreatobius sanguijuela* y *Oligosarcus schindleri* son particularmente vulnerables a la pérdida y la degradación de hábitats acuáticos debido a su restricción a áreas relativamente pequeñas. *P. sanguijuela*, una especie que vive en aguas subterráneas, se encuentra en una superficie estimada de menos que 100 km^2 y es particularmente vulnerable a la extracción de agua mediante pozos domésticos (Carvajal-Vallejos & Fernández, 2009). *Oligosarcus schindleri* es conocida de una localidad cerca del piedemonte a 220 msnm, además de algunas localidades a una altura de 2 200-3 400 msnm, donde es amenazada por la introducción de especies exóticas, contaminación de las aguas y la pérdida de hábitat (Carvajal-Vallejos *et al*., 2009a). Por otro lado, como ya fue expuesto, los peces de la familia Rivulidae son muy vulnerables al drenaje del agua para uso agropecuario (Sarmiento & Barrera, 2009a; 2009b) y se desconocen sus mecanismos de dispersión. Esta última familia es extremadamente vulnerable a la degradación de hábitats, lo cual justifica su inclusión en el Libro Rojo de Bolivia, además en otros libros rojos en Sudamérica (ver por ejemplo la inclusión de 24 especies vulnerables, 15 especies en peligro y 13 especies en peligro crítico, en el Libro Rojo de los peces de Brasil; Rosa & Lima, 2008).

El criterio D utilizado por IUCN (2001) para la categorización de especies según su riesgo de extinción, sugiere que especies con poblaciones muy pequeñas o con distribución muy restringida son muy vulnerables a la extinción porque son propensos a los efectos de la actividad humana o a eventos fortuitos del ambiente. El MEGA, utilizado para la categorización de las especies de peces en el Libro Rojo de Bolivia (MMAyA, 2009), también considera que especies que sólo están presentes en una zona restringida dentro de un sistema ecológico acuático tienen mayor vulnerabilidad que especies con distribución amplia. Este criterio justificará la inclusión de más especies como amenazadas, sin embargo la información es demasiado escasa para concluir qué especies deben ser incluidas, además algunas especies podrían estar más ampliamente distribuidas de lo que se sospecha. El conocimiento de las especies de peces es desproporcionado. Las especies comerciales y emblemáticas generalmente son las más estudiadas. En cambio, la amplitud

de distribución de muchas especies pequeñas no está muy bien conocida, y se puede asumir que varias de ellas están amenazadas por la degradación de sus hábitats.

Vulnerabilidad de los peces a las represas hidroeléctricas

La vulnerabilidad de los peces a las represas hidroeléctricas en la Amazonía boliviana depende de la ubicación y el tipo de las mismas. En la actualidad, las represas que más afectarán a las comunidades de peces en ésta área son Jirau y Santa Antonio, en proceso de construcción sobre el río Madera (Brasil) entre Porto Velho y la frontera con Bolivia. Además de ellas, varias otras represas más pequeñas en territorio boliviano están en etapa de estudio técnico y/o diseño.

Las represas usualmente generan impactos notables porque cambian el ambiente acuático y los ecosistemas de forma rápida y extrema (reducción de la velocidad de la corriente, cambios en la profundidad de la columna del agua, oxigeno y temperatura, reducción de la heterogeneidad de los hábitats acuáticos, disminución de la fauna migratoria, etc.) (Duncan & Lockwood, 2001; Freeman 2003). Además, simplifican la estructura física de ríos y de sus zonas inundadas, resultando en una pérdida de hábitats. Un ejemplo es la pérdida de la alternancia de rápidos y pozas. Por otro lado, es muy difícil predecir el éxito de paso de especies "deseadas" o "no-deseadas" a través de las turbinas y vertederos que están asociados con represas. Las estructuras que han sido diseñadas para el paso artificial de los peces raramente cumplen con las expectativas (p.e. Makrakis *et al*., 2007; 2010; Baigún *et al*., 2011). Bajo el conjunto de estas condiciones nuevas, resulta difícil predecir cuales especies estarán más vulnerables a las represas.

Según varios autores, las especies migratorias que se desplazan a lo largo de los ríos para desovar en tramos superiores o en las cabeceras de los ríos amazónicos son las más vulnerables a la construcción de represas hidroeléctricas (Agostinho *et al*., 2008; Baigún *et al*., 2011). Sin embargo, el grado de impacto de las represas varía mucho en función del ciclo de vida de cada especie migratoria y su estructura poblacional. Se considera que las especies que obligatoriamente migran largas distancias hacia sus zonas de desove son las más afectadas. A este grupo (migración reproductiva mayor a 1 500 km) pertenecen algunas especies del género *Brachyplatystoma*. Son bagres grandes que migran hasta las cabeceras de la cuenca alta amazónica, situadas en los países andinos Bolivia, Perú, Colombia, para desovar. Los huevos y larvas derivan río abajo para llegar a las zonas de cría que, en el caso de *B. rousseauxii* y probablemente también de *B. platynemum* y *B. vaillanti*, se sitúan en el estuario del río Amazonas. Existe evidencia de que estas especies obligatoriamente deben pasar por las cachuelas del río Madera para completar su ciclo de vida (Barthem & Goulding, 2007; García Vásquez *et al*., 2009), y evidentemente estarán influenciadas por el conjunto de estructuras hidráulicas (vertederos, turbinas, sistemas de traspaso de paso) que representarán una barrera para la migración una vez que se concluye la construcción de las represas Jirau y Santa Antonio en el río Madera.

Esto implica una retardación en la migración o la mortandad de los peces que intentan pasar las estructuras. Adicionalmente, se ha visto que estas especies podrían estar compuestas por varias poblaciones. En el caso *B. rousseauxii* Carvajal-Vallejos *et al*. (2009c) sugieren a través del análisis de frecuencias haplotípicas del DNA mitocondrial, que en la Amazonía boliviana existen por lo menos dos poblaciones diferenciadas de una mayor en la Amazonía Central (Perú + Brasil). El tipo de estructura poblacional que poseen las especies de peces es un elemento adicional que incrementa la complejidad de su vulnerabilidad a las amenazas impuestas por la naturaleza y/o las actividades humanas.

Para la mayoría de las otras especies migratorias, no se conoce la distancia de migración ni la fracción de la población que anualmente migra. A este grupo pertenecen los grandes Siluriformes que utilizan exclusivamente el canal principal de los ríos amazónicos para su migración reproductiva (*Zungaro zungaro*, *Brachyplatystoma filamentosum*, *Pseudoplatystoma fasciatum*, *P. tigrinum* y *Sorubimichthys planiceps*). Además, varias especies frugívoras y detritívoras de mediano y gran porte del orden Characiformes (*Colossoma, Piaractus*, *Salminus*, *Prochilodus*, *Brycon, Mylossoma*, entre otras) realizan migraciones de distancias no conocidas. Existe evidencia de varias fuentes que en la actualidad algunas de estas especies de peces pueden pasar la zona de cachuelas del río Madera. Los métodos utilizados para demostrarlo son el análisis de frecuencia de distribución de longitudes a lo largo de la ruta migratoria de especies seleccionadas (Goulding, 1980), la observación empírica y estudios genéticos (Farias *et al*., 2010). Hasta ahora, la telemetría (ver sobre su aplicación para el estudio de migraciones Godinho & Kynard, 2006; Hahn *et al*., 2007; Alves *et al*., 2007) no fue utilizada intensivamente en la Amazonía para estudiar patrones migratorios de peces. Debido a la falta de estudios, no se conoce el porcentaje de las poblaciones de peces presentes en territorio boliviano que pasa estas cachuelas ni se sabe la importancia de la cuenca media del río Madera para mantener la variabilidad genética de las poblaciones de especies (ver Hrbek *et al*., 2010).

Debido a que Bolivia posee una red hidrológica extensa dentro de su territorio amazónico, hay la posibilidad de que peces con desplazamientos relativamente cortos (100-1 500 km) completen su ciclo de vida dentro del mismo país. Ejemplares que se encuentran cerca de las cabeceras de los ríos principales, posiblemente tengan mayor probabilidad de completar su ciclo de vida (crecer y reproducirse) dentro de Bolivia. Aquellos que se encuentren en las partes más bajas de la cuenca tendrían una menor probabilidad de completar su ciclo de vida en territorio boliviano de manera parcial y gradual. Esta probabilidad disminuiría a medida que los especímenes se encuentren más distantes de las cabeceras.

Al margen de las migraciones reproductivas hacia las zonas de desoves, los adultos de especies migratorias también pueden realizar migraciones río abajo post-desove. Juveniles y adultos pueden realizar migraciones para su alimentación (Godinho & Kynard, 2009). Estos desplazamientos pueden aumentar su vulnerabilidad a represas que bloquean las rutas de migración.

Según Van Damme *et al*. (2011c), el desove y la consiguiente deriva río abajo de larvas de especies migratorias se correlaciona con los flujos hidrológicos. Basándose en datos indirectos presentados por Muñoz & Van Damme (1998), Inturias Canedo (2007), Nuñez *et al*. (2005a; 2005b), estos autores estiman que el pacú (*Colossoma macropomum*), el surubí (*Pseudoplatystoma fasciatum*) y el dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*) tienen picos de desove en diciembre, febrero y abril, coincidente con la época de crecida, aguas altas y de descenso, respectivamente. Se asume que las dos primeras especies desovan en varios puntos a lo largo del canal principal de los ríos, mientras que la última especie mencionada tiene el desove confinado a la cabecera del río Mamoré (Ichilo) entre 200 y 400 msnm. La evidencia para las afirmaciones de Van Damme *et al*. (2011c) proviene de observaciones realizadas en la cuenca de Madre de Dios por Cañas & Pine (2010). Estos últimos autores demostraron que el transporte de larvas de Pimelodidae y de otras especies coincide significativamente con los caudales más altos durante la época de aguas altas, y asumen que el desove tiene lugar entre 200 y 400 msnm, coincidiendo con la zona subandina. Sin embargo, sus resultados no excluyen la posibilidad de que los peces desoven también más abajo. En conclusión, aunque los datos a nivel de especie son aun escasos, las observaciones son suficiente contundentes para afirmar que el desove de especies migratorias y el transporte de sus larvas río abajo está estrechamente ligado al régimen hidrológico del río, y que tiene lugar principalmente en la época de aguas altas. La probabilidad de que los huevos y larvas pasan vivos por las estructuras hidráulicas de las represas (turbinas, vertederos) está en función de las características de estas estructuras, de la hidrología del reservorio creado por las represas y de cantidad de agua que pasará por las estructuras a lo largo del año (Molina Carpio, 2011).

Las especies sedentarias de peces en general son menos vulnerables al establecimiento de represas hidroeléctricas que las especies migratorias. Sin embargo, cambios en la estructura y la calidad de los hábitats acuáticos río arriba (inundación permanente, formación de un reservorio con características distintas al río original, etc) y río abajo de la represa (disminución del caudal en los "tailwaters", pérdida de hábitats) pueden afectar especies locales o endémicas (Baigún *et al*., 2011). Además, también pueden ser afectadas directamente por efectos de succión en las cercanías de los vertedores y turbinas. Generalmente, la vulnerabilidad de especies sedentarias a la construcción de represas disminuye en función a la distancia de las represas.

Vulnerabilidad de los peces a especies introducidas

Contrario a la hipótesis de Barthem & Goulding (2005) de que la composición de las comunidades de peces en la cuenca alta (Bolivia) y media (Brasil) del río Madera sea muy similar, un análisis preliminar de las listas presentadas por Carvajal-Vallejos & Zeballos Fernández (2011) para la Amazonía boliviana y por FURNAS-ODEBRECHT (2005) para la cuenca media del río Madera muestra que 381 especies (53.4%) de las 714 especies encontradas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana son exclusivas de Bolivia. Ade-

más, 147 (29.8%) de las 493 especies encontradas por FURNAS-ODEBRECHT (2005) son exclusivas de la cuenca media del río Madera; 217 son especies comunes para ambas regiones. Para 116 taxones bolivianos y 129 taxones brasileros no se pudo evaluar la coincidencia puesto que no fueron identificadas hasta nivel de especie. Por otro lado, recientemente, Torrente-Vilara (2009; en prensa) mostró que las comunidades de peces en las porciones por debajo y encima de la serie de cachuelas del río Madera son notablemente diferentes, siendo la cachuela de Teotônio (y en menor grado Jirau) el límite divisorio, independientemente de factores locales y regionales. Aunque estos datos y cálculos son preliminares, aparentemente las cachuelas representan una barrera geográfica importante para la mayoría de los peces amazónicos, en particular para las especies no-migratorias (sedentarias). El alto grado de endemismo en la cuenca alta del río Madera ya fue reportado anteriormente por Sarmiento & Barrera (2004) para la familia Cichlidae, el género *Creagrutus* (basándose en Kullander, 1986, y Vari, 1988, respectivamente) y para la familia Trichomycteridae. Se registra también un alto grado de endemismo en otros taxones como *Serrasalmus* (Hubert, 2006) y varios géneros de Characidae (p.e. *Knodus*, *Hemibrycon*, *Astyanax*), entre varios otros.

Especies endémicas con amplitudes estrechas de distribución son, generalmente, muy vulnerables a cambios en el hábitat inducidos por la presencia humana. El alto grado de endemismo de los peces en la cuenca alta del río Madera podría implicar un alto grado de vulnerabilidad a la construcción de represas y a la introducción de especies no nativas. Evidentemente, su vulnerabilidad dependería de muchos otros factores adicionales, como su distribución a micro-escala, abundancia, etc.

Las vías por las cuales las especies introducidas afectan a las nativas no están conocidas. Hasta la fecha, no se dispone de informaciones del impacto que estarían produciendo las dos especies no nativas más evidentes introducidas en las tierras bajas de la Amazonía boliviana (*Arapaima gigas* y *Semaprochilodus insignis*), y de otras (p.e. *Oreochromis niloticus*, *Poecilia* cf. *reticulata*) que todavía no han sido sistemáticamente registradas (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011).

Es probable que de forma general especies nativas oportunistas (sensu Winemiller & Rose, 1992; Winemiller, 2005) sean las más vulnerables a introducciones voluntarias y no voluntarias en la Amazonía boliviana (ver también Olden *et al*., 2006). Igual que en el caso de Norte América, es posible que las especies nativas periódicas sean menos vulnerables a las introducciones.

Sin embargo, es difícil generalizar. Cabe mencionar al respecto que *Arapaima gigas*, un pez introducido que ha colonizado con mucho éxito la región noroeste de la Amazonía boliviana, es una especie "equilibrada" (sensu Winemiller & Rose, 1992) posee todas las características típicas de un invasor exitoso (Carvajal-Vallejos *et al*., 2011). En este caso, el impacto se podría manifestar como una competencia por alimento con otras especies carnívoras de lagunas (*Pseudoplatystoma, Cichla, Plagioscion*) o como un efecto sobre

especies nativas que forman parte de su dieta. En el caso de *Semaprochilodus insignis*, es probable que exista una competencia con otras especies detritívoras (p.e. *Prochilodus nigricans*).

Especies sedentarias o sus poblaciones que se encuentran muy distantes a represas pueden verse afectadas por introducciones de especies no-deseadas. En casos de deficiencias en su construcción, represas y las estructuras hidráulicas asociadas (turbinas, vertederos, sistemas de traspaso de peces) pueden permitir el paso de especies no-deseadas con potencial de afectar la fauna nativa. No existe mucha información en la literatura sobre cuales especies son más propensas a poder pasar represas, aunque existe evidencia que sistemas de traspaso de peces son frecuentemente utilizados por especies de tamaño mediano que originalmente no fueron objetivo de estudios (por ejemplo, Makrakis *et al*., 2007; Bizzotto *et al*., 2009; Makrakis *et al*., 2010). Una vez que estas especies se establecen río arriba de la represa, pueden causar impactos indirectos sobre la fauna acuática local cerca a la represa, pero en algunos casos también a distancias largas de las represas. Se ha demostrado que especies como *Semaprochilodus insignis* y *Arapaima gigas* pueden invadir en relativamente corto plazo toda una cuenca y -probablemente- provocar impactos ecológicos a miles de kilómetros del punto donde fueron introducidas.

Conclusiones: ¿cuáles especies de peces están amenazadas?

Generalmente, en la Amazonía boliviana se considera que las especies pequeñas, endémicas, con amplitud estrecha de distribución y/o raras tienen mayor riesgo de extinción que las grandes. En la misma línea, se asume que la pérdida de hábitats acuáticos representa una amenaza más severa que la sobrepesca. Un aspecto importante, sin embargo, es que considerando el nivel de conocimiento actual sobre la gran mayoría de las especies de peces, el número de especies en peligro es probablemente mucho mayor de lo que indican los Libros Rojos (Duncan & Lockwood 2001).

El Libro Rojo de la Fauna de Vida Silvestre de Bolivia (MMAyA, 2009) brinda un panorama actualizado del estado de conservación de las especies de peces en las tierras bajas de la Amazonía boliviana: los recursos pesqueros están relativamente bien conservados; unas pocas especies grandes migratorias (mayormente *Colossoma macropomum* y *Brachyplatystoma rousseauxii*) son sobre-explotadas en Bolivia y/o en los países vecinos. Esa situación podría resultar en la extinción comercial de poblaciones de estas especies en unos pocos años, aunque es improbable que las especies se extingan. Sin embargo, se debe estar alerta al impacto que pueda generar sobre estas especies el establecimiento de dos represas hidroeléctricas en la cuenca media del río Madera (Brasil) desde el año 2012. Baigun *et al*. (2011) han revisado el funcionamiento de varios sistemas de transferencia de peces instalados en Sudamérica concluyendo que los mismos resultaron altamente ineficientes para los Siluriformes migratorios de gran talla.

La situación es un poco más compleja para las especies pequeñas, vulnerables a la pérdida y la degradación de los hábitats acuáticos y ribereños. Muchas de estas especies son "oportunistas" (sensu Winemiller & Rose, 1992) y son muy propensas a ser afectadas por impactos ambientales (Winemiller, 2005). En el Libro Rojo se incluyeron unas pocas especies en las categorías vulnerable y casi amenazada y ninguna especie en la categoría en peligro. Esta situación posiblemente es una subestimación del número real de especies amenazadas, particularmente en zonas muy afectadas por la actividad humana como son las zonas subandinas y de piedemonte. También, las especies pequeñas generalmente son poco conocidas, consecuentemente no se dispone de información sobre el estado de sus poblaciones y sobre su distribución total. Las especies incluidas en el Libro Rojo reflejan el estado del conocimiento que se tiene de los peces bolivianos.

En contraste con las evidencias mencionadas anteriormente, en un estudio sobre la declinación de peces de agua dulce a nivel mundial (Duncan & Lockwood, 2001) no se encontró evidencia de la existencia de características biológicas o ecológicas que aumentan el riesgo de extinción de familias de peces de agua dulce. Sobre esta base estos autores sugirieron que las alteraciones en sistemas acuáticos generalmente son tan severas que las especies son llevadas a la extinción por factores extrínsecos más que por factores intrínsecos. Uno de esos factores extrínsecos en Bolivia podría ser por ejemplo la alteración generalizada de cabeceras de ríos amazónicos por erosión (p.e. ver Mclain & Naiman, 2008), que puede ser tan severa que resulta en la extinción de especies, independiente de su tamaño o su ecología. Sin embargo, en otras zonas se considera que la degradación de los hábitats no es tan avanzada, y que existe una respuesta diferenciada de especies ante las amenazas, en función a su vulnerabilidad.

En la misma línea de Duncan & Lockwood (2001), y enfrentando la imposibilidad de colectar datos biológicos y ecológicos para cada una de las especies a corto plazo que nos pudieran permitir estimar su vulnerabilidad, sugerimos dar prioridad en los próximos años al mapeo de la distribución de las especies, con una revisión más exhaustiva de su sistemática a nivel nacional/internacional y al conocimiento y la mitigación de las amenazas más importantes. Actualmente, sin embargo, considerando la inutilidad de las generalizaciones en relación a la importancia de factores intrínsecos en relación a la vulnerabilidad a la extinción (Duncan & Lockwood 2001), sería recomendable considerar de manera prioritaria la reducción de los probables impactos extrínsecos que afectan a las especies de peces de agua dulce, muchas de las cuales (construcción de represas, contaminación, drenaje de sistemas palustres, incremento de sedimentos finos en los ríos, etc.), son más fáciles de identificar que los aspectos inherentes a cada especie.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Fabrice Duponchelle (IRD) y a Claudio Baigún (IIB-INTECH, Chascomus, Argentina) por la revisión de una primera versión del manuscrito.

REFERENCIAS

Agostinho, A.A., F.M. Pelicice & L.C. Gomes (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. Brazilian Journal of Biology, 68 (4, Suppl.): 1119-1132.

Aguirre, L.F., R. Aguayo, J. Balderrama, C. Cortéz, T. Tarifa, P.A. Van Damme, L. Arteaga & D. Peñaranda (2009). El método de evaluación del grado de amenaza para especies (MEGA). p. 7-17. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Alonso, J.C. & N. Fabré (2003) Spatial and temporal pattern of the population structure and current state of fishing exploitation of the dourada (*Brachyplatystoma flavicans*, Lichtenstein, 1819). En: LARS2 Large River Symposium, Phnom Penh, Cambodia. www.lars2.org/ unedited_papers/unedited_paper/Alonso.pdf

Alves, C.B.M., L.G. Martins da Silva & A.L. Godinho (2007). Radiotelemetry of a female jaú, *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), passed upstream of Funil Dam, rio Grande, Brazil. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 229-232.

Amadio, S.A. & M.M. Bittencourt (2005). Tácticas reproductivas de peixes em ambientes de várzea na Amazonia Central. p. 65-72. En: Renno, F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Comunicaciones del Coloquio Internacional sobre Biología de las Poblaciones de Peces de la Amazonia y Piscicultura. IRD – IIAP / RIIA. Iquitos, Perú.

Angermeier, P.L. (1995). Ecological attributes of extinction-prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. Conservation Biology, 9: 143-158.

Arraya, M., M. Maldonado, F.M. Carvajal-Vallejos & L. Fernández (2009). Contribución al conocimiento de los peces del género *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) en los Andes de Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 26: 45-52.

Baigún, C.R.M. (2010). Evaluación de riesgos de extinción aplicados a especies de interés pesquero de la baja Cuenca del Plata. p. 37-50. En: Cappato, J., V. de la Balze, J. Peteán & J. Liotta (Eds.). Conservación de los peces de la cuenca del Plata en Argentina: enfoques metodológicos para su evaluación y manejo. Fundación Humedales /Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 80 p.

Baigún, C.R.M., N. Oldani & P.A. Van Damme (2011). Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictiofauna: lecciones aprendidas. p. 397-416. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Barletta, M., A. Jaureguizar, C. Baigun, N.F. Fontoura, A.A. Agostinho, V. Almeida-Val, A. Val, R.A. Torres, L.F. Jimenes, T. Giarrizzo, N.N. Fabré, V. Batista, C. Lasso, D.C. Taphorn, M.F. Costa, P.T. Chaves, J.P. Viera & M.F.M. Correa (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. Journal of Fish Biology, 76: 2118-2176.

Barthem, R.B., M.C. Riberio & M. Petrere (1991). Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. Conservation Biology, 55: 339-345.

Barthem, R. & M. Goulding (2007). Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca. ACCA/ ACA, Lima, Perú. 243 p.

Bello, M.T. & C.A. Úbeda (1998). Estado de conservación de los peces de agua dulce de la Patagonia Argentina. Aplicación de una metodología objetiva. Gayana Zoología, 62 (1): 45-60.

Bizzotto, P.M., A.L. Godinho, V. Vono, B. Kynard & H.P. Gondinho (2009). Influence of seasonal, diel, lunar, and other environmental factors on upstream fish passage in the Igarapava Fish Ladder, Brazil. Ecology of Freshwater Fish, 18: 461-472.

Cañas, C.M. & W.E. Pine III (2010). Documentation of the temporal and spatial patterns of Pimelodidae catfish spawning and larvae dispersion in the Madre de Dios River (Perú): insights for conservation in the Andean-Amazon headwaters. River Research and Applications, n/a. doi: 10.1002/rra.1377.

Carvajal-Vallejos, F.M. & P.A. Van Damme (2009). *Brachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau, 1855). P. 73-74. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & L. Fernández (2009). *Phreatobius sanguijuela* Fernández, Saucedo, Carvajal-Vallejos y Schaefer, 2007. P. 75-76. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., H. Muñoz & P.A. Van Damme (2009a). *Oligosarcus schindleri* Menezes & Géry, 1983. p. 65-66. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, M. Jégu & J.P. Torrico (2009b). *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816). p. 69-70. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Carvajal-Vallejos, F.M., F. Duponchelle, J.P. Torrico, S. Sirvas, J. Nuñez, C. García & J.F. Renno (2009c). Estructura poblacional de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el Alto Madera (Bolivia) revelada por secuencias de DNA mitocondrial. www.riiaamazonia.org.

Carvajal-Vallejos, F.M., P.A. Van Damme, L. Cordova & C. Coca (2011). La introducción de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonía boliviana. p. 367-395. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Carvajal-Vallejos, F.M. & A. Zeballos Fernández (2011). Diversidad y distribución de los peces de la Amazonía boliviana. p. 101-147. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Chernoff, B., P.W. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, A. Machado-Allison, N. Menezes & H. Ortega (1999). Fishes of the Ríos Tahuamanu, Manuripi and Nareuda, Dpto. Pando, Bolivia: Diversity, Distribution, critical habitats and economic value. Bulletin of Biological Assessment, 15: 39-46.

Chernoff, B., A. Machado-Allison, P. Willink, J. Sarmiento, S. Barrera, N. Menezes & H. Ortega (2000). Fishes of three Bolivian rivers: diversity, distribution and conservation. Interciencia, 25 (6): 273-283.

Cheung, W.W.L., T.J. Pitcher & D. Pauly (2005). A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. Biological Conservation, 124: 97-111.

Cordova *et al*. (en prep.). Pesca y manejo participativo del pacú (*Colossoma macropomum*) en el área protegida Iténez (Amazonía boliviana). En: Aguas del Iténez-Guaporé: recursos hídricos e hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny & C.A. Sullivan (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81: 163-182.

Duncan, J.R. & J.L. Lockwood (2001). Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. Biological Conservation, 102: 97-105.

Farias, I.P., J.P. Torrico, C. García-Dávila, M. da C. Freitas Santos, T. Hrbek & J.F. Renno (2010). Are rapids a barrier for floodplain fishes of the Amazon basin? A demographic study of the keystone floodplain species *Colossoma macropomum* (Teleostei: Characiformes). Molecular Phylogenetics and Evolution, in press.

Freeman M.C. (2003). Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. American Fisheries Society Symposium, 35: 255–266.

Froese, R. & D. Pauly (Eds.). (2010). FishBase. www.fishbase.org.

Fuentes Rojas, V. & D.I. Rumiz (2008). Estudio preliminar de la ictiofauna y los hábitats acuáticos del Río Bajo Paraguá, Santa Cruz, Bolivia. Biota Neotropical, 8 (1): 73-81.

FURNAS-ODEBRECHT (2005). Estudio de Impacto Ambiental, Río Madera – Rondônia, Tomos A y B – vol. 5.

García Vásquez, A., J.C. Alonso, F. Carvajal, J. Moreau, J. Nuñez, J.F. Renno, S. Tello, V. Montreuil & F. Duponchelle (2009). Life-history characteristics of the large Amazonian migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii*

in the Iquitos region, Peru. Journal of Fish Biology, 75: 2527-2551.

Godinho, A.L. & B. Kynard (2006). Migration and spawning of radio-tagged zulega *Prochilodus argenteus* in a dammed Brazilian river. Transactions of the American Fisheries Society

Godinho, A.L. & B. Kynard (2008). Migratory fishes of Brazil: life history and fish passage needs. River Research and Applications, 25: 702-712.

Goulding, M. (1980) The Fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history University of California Press, Bekeley and Los Angeles, USA.

Hahn, L., K. English, J. Carolsfeld, L.G. Martins da Silva, J.D. Latini, A.A. Agostinho & D.R. Fernandez (2007). Preliminary study on the application of radio-telemetry techniques to evaluate movements of fish in the Lateral canal at Itaipu Dam, Brazil. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 103-108.

Hilborn, R. & J. Walters (1992). Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 p.

Hubert, N. (2006). Evidence of reproductive isolation among closely related sympatric species of *Serrasalmus* (Ostariophysii, Characidae) from the Upper Madeira River, Amazon, Bolivia. Journal of Fish Biology, 69 (Supplement A): 31-51.

Inturias Canedo, A.D. (2007). Edad, crecimiento y reproducción de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en la Amazonía boliviana. Tesis de M.Sc., UMSA. La Paz, Bolivia. 88 p.

IUCN (2001). IUCN Red List categories. Version 3.1. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.

IUCN (2010). The UICN Red List of Threatened Species 2010.4. http://www.iucnredlist.org

Jegú, M., L. Jardim de Queiroz, J. Camacho Terrazas, G. Torrente-Vilara, F.M. Carvajal-Vallejos, M. Pouilly & J.A. Sampaio Zuanon (en prep.). Catálogo de los peces de la cuenca Iténez (Bolivia y Brasil). En: Aguas del Iténez-Guaporé: recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia.

Jennings, S. & J.D. Reynolds (2007). Body size, exploitation and conservation of marine organisms. P. 266-285. In: Hildrew, A.G., D. Rafaelli & R. Edmonds-Brown (Eds.). Body size: the structure and function of aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

Junk, W., M.G. Mota Soares & P.B. Bayley (2007). Freshwater fishes of the Amazon river basin: their biodiversity, fisheries and habitats. Aquatic Ecosystem Health & Management, 10 (2): 153-173.

Kullander, S.O. (1986). Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Swedish Museum of Natural History. Stockholm

Lauzanne, L., G. Loubens & B. Le Guennec (1991). Liste commentée des poisons de l'Amazonie bolivienne. Revue Hydrobiologie Tropicale, 24 (1): 61-76.

Makrakis, S., .C. Gomes, M.C. Makrakis, D.R. Fernandez & C.S. Pavanelli (2007). The Canal de Piracema as a fishpass system. Neotropical Ichthyology, 5: 185-195.

Makrakis, S. L.E. Miranda, L.C. Gomes, M.C. Makrakis & H.M.F. Junior (2010). Ascent of neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. River Research and Applications, in press.

Maldonado Salazar, L.E. (2004). Biología de la reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en la Amazonia boliviana. Tesis Facultad de Ciencias Farmaceticas y Bioquímicas. Maestría en Ciencias Biológicas y Biomédicas. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz – Bolivia.

Matthews, C.P. (1993). Productivity and energy flows at all trophic levels in the River Thames, England. p. 161-171. In. Christensen, V. & D. Pauly (Eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings, 26. 390 p.

McClain, M.E. & R.J. Naiman (2008). Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazo river. BioSciece, 58 (4): 325-338.

Menezes, N. & J. Géry (1983). Seven new Acestrorhynchini Characid species (Osteichthyes, Ostariphysi, Characiformes) wit comments on the systematic of the group. Revue Suisse Zoologie, 90 (3): 563-592.

MMAyA (Ministerio de Medio Ambiente y Aguas) (2009). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Mojica, J.I., C. Castellanos, J.S. Usma & R Álvarez (Eds.). (2002). Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia. ICN/IAH/Minambiente.

Molina Carpio, J. (2011). Funcionamiento de componentes de las represas del río Madera en relación al paso de peces: vertederos, turbinas y sistemas de transposición de peces. p. 417-441. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Morato,T., R. Watson, T.J. Pitcher and D. Pauly (2006). Fishing down the deep. Fish and Fisheries, 7:24-34.

Muñoz, H. & P.A. Van Damme (1998). Parámetros de reproducción de 4 especies de peces comerciales (*Pseudoplatystoma fasciatum, P. tigrinum, Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomus*) en la cuenca del río Ichilo (Bolivia). Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 4: 39-54.

Musick, J.A. (1999). Ecology and conservation of long-lived marine animals. p. 1-10. In: Musick, J.A. (Ed). Life in the slow lane: Ecology and conservation of long-lived marine animals. American Fisheries Society Symposium, 23. Bethesda, MD.

Nuñez, J., E. Maldonado, R. Dugué, F. Duponchelle, C. Aliaga, R´Rivera & J.F. Renno (2005a). Reproducción y crecimiento de *Colossoma macropomum* en las cuencas del Iténez y de Mamoré (Amazonia Boliviana). p. 52-57. En: Renno, F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Comunicaciones del Coloquio Internacional sobre Biología de las Poblaciones de Peces de la Amazonia y Piscicultura. IRD – IIAP / RIIA. Iquitos, Perú.

Nuñez, J., A. Inturias, R. Dugué, J. Barreto, R. Rivera, F. Duponchelle & J.F. Renno (2005b). Reproducción y crecimiento de *Pseudoplatystoma fasciatum* en la cuenca amazónica Boliviana. p. 47-51. En: Renno, F., C. García-Dávila, F. Duponchelle & J. Nuñez (Eds.). Comunicaciones del Coloquio Internacional sobre Biología de las Poblaciones de Peces de la Amazonia y Piscicultura. IRD – IIAP / RIIA. Iquitos, Perú.

Olden, J.D., N. Le Roy Poff & K.R. Bestgen (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado river basin. Ecological Monographs, 76 (1): 25-40.

Olden, J.D., Z.S. Hogan & M.J. Vander Zanden (2007). Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. Global Ecology and Biogeography, 16: 694-701.

Parent, S. & L.M. Schriml (1995). A model for the determination of fish species at risk based upon life-history traits and ecological data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52: 1768-1781.

Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres Jr. (1998). Fishing down marine food webs. Science, 279: 860-863.

Payne, A.I. & M.J. Harvey (1989). An Assessment of the *Prochilodus platensis* Holmberg population in the Pilcomayo River fishery, Bolivia, using scale-based and computer-assisted Methods. Aquaculture and Fisheries Management, 20: 233-248.

Pouilly, M., F. Lino & T. Yunoki (2004). Peces de las lagunas. p. 321-358. En: Pouilly, M., S. Beck, M. Moraes & C. Ibañez (Eds.). Diversidad biológica en la llanura de inundación del río Mamoré: importancia ecológica de la dinámica fluvial. Fundación Simón I. Patiño, Bolivia. 383 p.

Pouilly, M., T. Pérez, A. Ovando, F. Guzmán, P. Paco, J.L. Duprey, J. Chinchero, B. Caranza, F. Barberi & J. Gardon (2008). Diagnóstico de la contaminación por el mercurio en la cuenca Iténez. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia. 96 p.

Reynolds, J.D., T.J. Webb & L.A. Hawkins (2005). Life history and ecological correlates of extinction risk in European freshwater fishes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 62: 854-862.

Rosa, R.S. & F.C.T. Lima (2008). Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. P. 9-275. En: Monteiro Machado, A.B., G. Moreira Drummond & A. Pereira Paglia (Eds.) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Vol. II. Brasilia, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Sadovy, Y. (2001). The threat of fishing to highly fecund fishes. Journal of Fish Biology, 59 (Supplement A): 90-108.

Sarmiento, J. & S. Barrera (1997). Observaciones preliminares sobre la ictiofauna de la vertiente oriental andina de Bolivia. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 2: 77-99.

Sarmiento, J & S. Barrera (2004). Fish. p. 122-127 and 566-574. In: Ibisch, P.L. & G. Mérida (Eds.). Biodiversity: The richness of Bolivia. Ministry of Sustaiable Devlopment. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra – Bolivia.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2009a). *Moema pepotei* (Costa 1992). p. 579-580. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Sarmiento, J. & S. Barrera (2009b). *Trigonectes rogoaguae* (Pearson & Myers, 1924). p. 581-582. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Sarmiento, J., S. Barrera, M. Velasco y S. Illa. (2010). La fauna de peces de la localidad de Sara Ana (Prov. Caranavi, Dpto. La Paz, Bolivia). p. 150-159 en Beck, S.G., N. Paniagua-Zambrana, R.P. López y N. Nagashiro (Eds.). Biodiversidad y Ecología en Bolivia – Simposio de los 30 años del Instituto de Ecología. Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz – Bolivia.

Smolders, A.J.P. (2006). Una evaluación de la situación ictícola y lineamientos para el manejo de los humedales del río Pilcomayo. Proyecto de Gestión Integrada y Plan Maestro de la Cuenca del Río Pilcomayo. Comisión Trinacional para la Cuenca del río Pilcomayo. Formosa – Argentina.

Torrente-Vilara, G. (2009). Heterogeneidade ambiental e diversidade ictiofaunística do trecho de corredeiras do rio Madeira, Rondônia, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior. Manaus, Instituto Nacional de Pesquizas da Amazônia - INPA. Doutor**:** 155.

Torrente-Vilara G., J. Zuanon, F. Leprieur, T. Oberdorff & P. Tedesco (2011). Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). Ecology of Freshwater Fish (en prensa).

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento, S. Barrera Maure, K. Osinaga & G. Miranda-Chumacero (2009). Peces. p. 29-90. En: MMAyA (Ed.). Libro Rojo de la fauna silvestre de vertebrados e Bolivia. MMAyA, La Paz, Bolivia. 571 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos,M. Pouilly, T. Pérez & J. Molina Carpio (2011a). Amenazas para los peces y pesquerías de la Amazonía boliviana. p. 327-365. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, A. Rua, L. Cordova & P. Becerra (2011b). Pesca comercial en la cuenca amazónica boliviana. p. 247-291. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos, J. Camacho, H. Muñoz & J. Coronel (2011c) Peces migratorios de la Amazonía boliviana. p. 149-200. En: Van Damme, P.A., F.M. Carvajal-Vallejos & J. Molina Carpio (Eds.). Los peces y delfines de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p.

Vari (1988). The Curimatidae a lowland tropical fish family (Pisces: Characiformes): Distribution, endemism and phylogenetic biogeography. in Heyer P.E & P.E. Vanzolini (eds.) Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. Academia Brasileira de Ciencias, Río de Janeiro: 343-377.

Winemiller, K.O. & D. C. Taphorn (1989). La evolución de las estrategias de vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. Biollania 6: 77-122.

Winemiller, K.O. (1992). Life history strategies and the effectiveness of sexual selection. Oikos 63 (2): 318-327.

Winemiller, K.O. & K.A. Rose (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49 (10): 2196-2218.

Winemiller, K.O. (2005). Life history strategies, population regulation and implications for fisheries management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62: 872-885.

Xenopolous, M.A., D.M. Lodge, J. Alcamo, M. Marker, K. Schulze & D.P. Van Vuuren (2005). Scenarios of

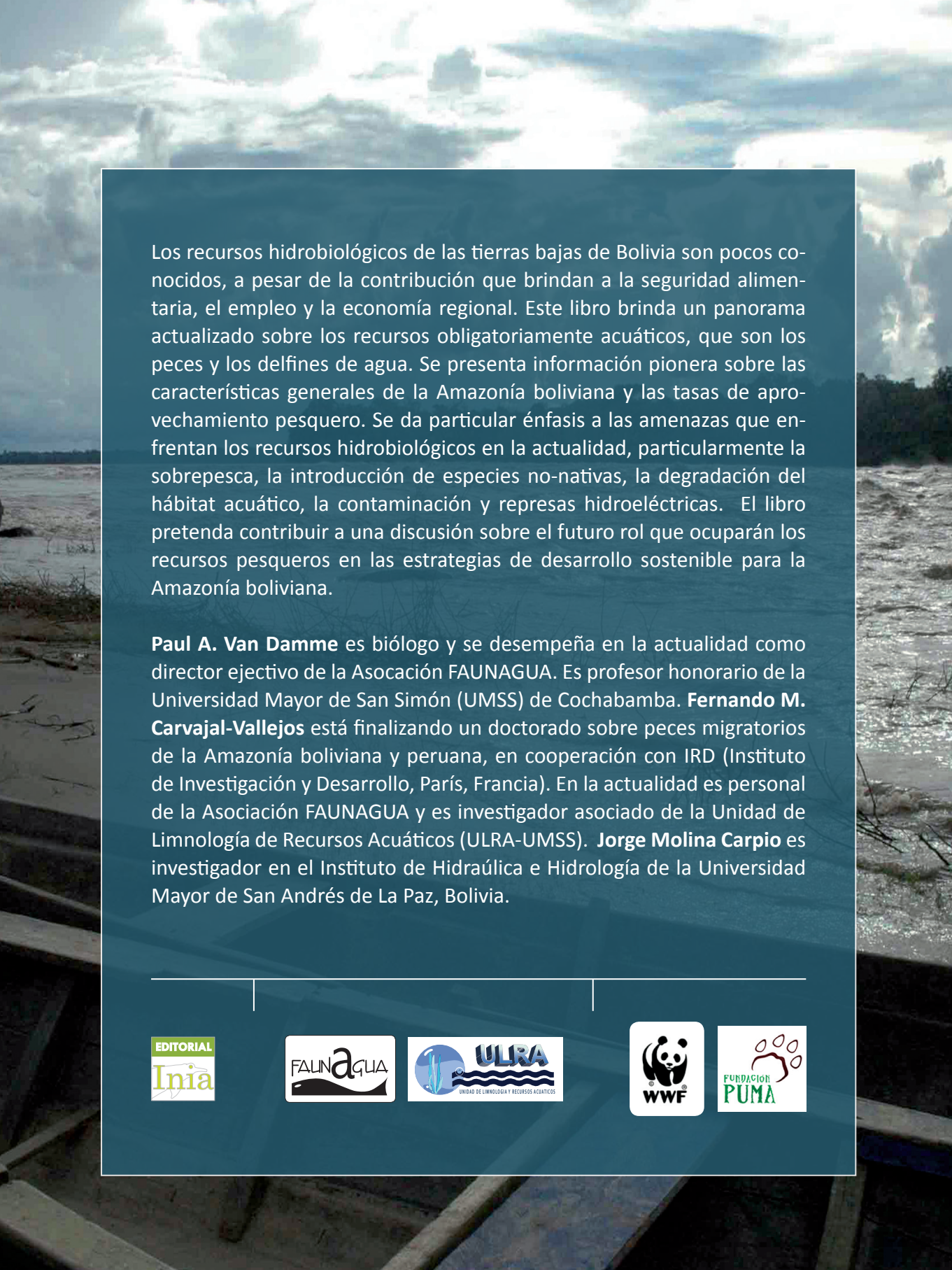
freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. Global Change Biology, 11: 1557-1164.

Zambrano L., E. Martínez-Meyer, N. Menezes, A. Townsend Peterson (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63: 1903-1910.

LISTA DE AUTORES

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CIUDAD, PAIS	CORREO ELECTRONICO
Baigún Claudio	Instituto Tecnológico de Chascomús (IIB-INTECH), Universidad Nacional de General San Martín	Chascomús, Argentina	cbaigun@yahoo.com
Becerra Pilar	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	pilar_bec@yahoo.com pilarbecerra@faunagua.org
Bello Ikebana	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	ikebana_29@hotmail.com
Camacho Jimena	Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), Universidad Mayor de San Simón	Cochabamba, Bolivia	jime_camacho@yahoo.com
Carvajal-Vallejos Fernando M.	Asociación FAUNAGUA y Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), Universidad Mayor de San Simón	Cochabamba, Bolivia	fmcvalle@yahoo.com
Coca Claudia	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	claudinacoca@gmail.com claudiacoca@faunagua.org
Cordova Leslie	Asociación FAUNAGUA	Bolivia	leslie.cordova@gmail.com
Coronel Jorge	Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), Universidad Mayor de San Simón	Bolivia	js.crnl@gmail.com jscoronel@hotmail.com
Crespo Álvaro	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	alvaro.crespo@gmail.com
Maldonado Mabel	Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), Universidad Mayor de San Simón	Cochabamba, Bolivia	limnommm@fcyt.umss.edu.bo mabelmaldonado.m@fcyt.umss.edu.bo
Miranda-Chumacero Guido	Wildlife Conservation Society (WCS)	La Paz, Bolivia	gmiranda@wcs.org
Molina Carpio, Jorge	Instituto de Hidráulica e Hidrologia (IHH), Universidad Mayor de San Andrés	La Paz, Bolivia	amolina@correo.umsa.bo
Muñoz Huascar	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	huascar811@hotmail.com
Oldani Norbert	Centro Científico Tecnológico	Santa Fe, Argentina	gbio@ceride.gov.ar
Pérez Tamara	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	tamaraperezr@gmail.com tamaraperez@faunagua.org
Portocarrero Aya Marcela	Fundación OMACHA	Bogotá, Colombia	marcela@omacha.org marzop@gmail.com
Pouilly Marc	Instituto de Investigación para el Desarrollo (IRD)	Bolivia/ Francia	pouilly@ird.fr
Rua Adam	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	rqa_21@yahoo.com.ar

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CIUDAD, PAIS	CORREO ELECTRONICO
Ruiz-García Manuel	Pontificia Universidad Javeriana	Bogotá, Colombia	mruiz@javeriana.edu.co mruizgar@yahoo.es
Salas Roxana	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	roxanasalasp@gmail.com roxanasalas@faunagua.org
Salinas Adriana	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	delfin97@hotmail.com
Sarmiento Jaime	Museo Nacional de Historia Natural (MNHM)	La Paz, Bolivia	jsarmientotavel@gmail.com
Tavera Gabriela	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	gabriela_tavera@yahoo.com.ar tavera.gabriela@gmail.com
Terrazas Aizar	Consejo Indígena del Pueblo Takana (CIPTA)	La Paz, Bolivia	-
Trujillo Fernando	Fundación OMACHA	Bogotá, Colombia	fernando@omacha.org
Van Damme Paul A.	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	faunagua@yahoo.com paulvandamme@faunagua.org
Vauchel Philippe	Instituto de Investigación para el Desarrollo (IRD)	Brasil/Francia	vauchel@ird.org
Wallace Robert	Wildlife Conservation Society (WCS)	La Paz, Bolivia	rwallace@wcs.org
Zeballos Fernández América J.	Asociación FAUNAGUA	Cochabamba, Bolivia	america_jazmin@yahoo.com



Los recursos hidrobiológicos de las tierras bajas de Bolivia son pocos conocidos, a pesar de la contribución que brindan a la seguridad alimentaria, el empleo y la economía regional. Este libro brinda un panorama actualizado sobre los recursos obligatoriamente acuáticos, que son los peces y los delfines de agua. Se presenta información pionera sobre las características generales de la Amazonía boliviana y las tasas de aprovechamiento pesquero. Se da particular énfasis a las amenazas que enfrentan los recursos hidrobiológicos en la actualidad, particularmente la sobrepesca, la introducción de especies no-nativas, la degradación del hábitat acuático, la contaminación y represas hidroeléctricas. El libro pretenda contribuir a una discusión sobre el futuro rol que ocuparán los recursos pesqueros en las estrategias de desarrollo sostenible para la Amazonía boliviana.

Paul A. Van Damme es biólogo y se desempeña en la actualidad como director ejectivo de la Asocación FAUNAGUA. Es profesor honorario de la Universidad Mayor de San Simón (UMSS) de Cochabamba. **Fernando M. Carvajal-Vallejos** está finalizando un doctorado sobre peces migratorios de la Amazonía boliviana y peruana, en cooperación con IRD (Instituto de Investigación y Desarrollo, París, Francia). En la actualidad es personal de la Asociación FAUNAGUA y es investigador asociado de la Unidad de Limnología de Recursos Acuáticos (ULRA-UMSS). **Jorge Molina Carpio** es investigador en el Instituto de Hidraúlica e Hidrología de la Universidad Mayor de San Andrés de La Paz, Bolivia.

EDITORIAL Inia
FAUNAGUA
ULRA UNIDAD DE LIMNOLOGIA Y RECURSOS ACUATICOS
WWF
FUNDACION PUMA