



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Centro UC
Cambio Global

Conservación de Peces y su Desplazamiento a través una Cuenca

Preparado para la Mesa de Hidroelectricidad Sustentable

Por: Shaw Lacy | Secretaría Técnica

Ministerio de Energía | Chile

Diciembre de 2016

Contenidos

Resumen.....	3
Introducción	4
La Ecología de los Peces Chilenos	5
Baja diversidad.....	5
Alto Endemismo	7
Nivel de Conservación.....	9
Impacto de Especies Exóticas.....	9
Pérdida de Hábitat.....	12
Impactos del Cambio del Uso de Suelo	13
Impactos de las obras de infraestructura en ríos	13
Pasos de Peces.....	16
Infraestructura con gestión pasiva	16
Infraestructura con gestión activa	16
Uso de Instrumentos	17
Problemas Potenciales con Pasos de Peces.....	17
Leyes y Normas en Chile.....	19
Descripciones de Marcos Legales de Otros Países.....	22
Nueva Zelanda	23
Japón	24
Unión Europea	25
Inglaterra y Gales.....	26
Noruega.....	26
Canadá.....	27
Estados Unidos.....	28
Referencias.....	30
Anexo: ¿Por qué pensar en conservación de peces?.....	36

Resumen

Chile tiene 42 especies de peces nativos, caracterizados por su alto nivel de endemismo, pequeño tamaño, y alto nivel de amenaza de extinción. Las especies de peces exóticas, los impactos del cambio del uso de suelo e impactos de los embalses afectan los peces nativos negativamente. Los embalses pueden funcionar como barreras de acceso en redes hidrológicas, y estos cortes al acceso de la red hidrográfica imponen presiones negativas en las comunidades de peces con interés de conservación. Una solución usada en cuencas del hemisferio norte es el uso de varios sistemas de paso de peces. La mayoría de los pasos de peces fueron diseñado para apoyar el desplazamiento de truchas y salmones, las cuales han sido descritas como invasoras en aguas chilenas por los efectos negativos que éstas especies poseen sobre las comunidades de peces nativos chilenos. Por eso, es importante que la cuestión del uso de paso de peces y el desarrollo de medidas de mitigación de los impactos de obras de infraestructura, incluya los impactos potenciales de favorecer el desplazamiento y/o presencia de peces exóticos. En el mismo sentido, es importante invertir en estudios científicos sobre el desplazamiento preferencial y protección de especies nativas por sobre especies exóticas. También, es posible realizar cambios en el marco de gobernanza en Chile sobre la mantención de desplazamiento y protección de peces nativos, los cuales son revisados en este documento.

Introducción

Las cuencas u hoyas hidrográficas incluyen los cauces acuáticos y territorios asociados, los cuales representan una variedad de valores ambientales, sociales y culturales. Los ríos y esteros son sistemas complejos, en los cuales interactúan los regímenes de caudal, temperatura de agua y sedimentos, en adición a los factores de clima y geología, entre otros. Todos esos interactúan para formar una matriz cambiante de hábitats usados por las especies acuáticas (Jowett, 1993), configurando un sistema eco-hidro-geomorfológico. Además, las acciones humanas dentro de las cuencas cambian los regímenes y factores que definen a los ríos y sus hábitats asociados (Andreoli et al., 2012), alterando la disponibilidad de hábitats y el acceso a ellos. Las acciones humanas que cambian la forma de ríos y la disponibilidad de hábitats incluyen cambios de uso de suelo (Allan, 2004; Meador & Goldstein, 2003; Miserendino et al., 2011) y la construcción de barreras en los ríos (Agostinho, Pelicice, & Gomes, 2008; Ferguson, Healey, Dugan, & Barlow, 2011; Freedman, Lorson, Taylor, Carline, & Stauffer, 2014; Katano, Nakamura, Abe, Yamamoto, & Baba, 2006), que incluyen diques, bocatomas, y embalses (agrícolas, para agua potable, hidroelectricidad, etc). Una herramienta para disminuir los impactos de la interrupción causada por la construcción de barreras en los ríos es el uso de sistemas de paso de peces.

Para ampliar el entendimiento respecto a que los ecosistemas acuáticos son una interacción de todas las fuerzas locales y regionales, es fundamental conocer la ecología nativa y los impactos en ella de las especies exóticas, el cambios de uso de suelo, y la construcción de embalses (y su operación) antes de considerar la pertinencia de distintas soluciones, entre ellas

los sistemas de paso de peces en ríos chilenos, los cuales respondan a las necesidades de conservación de las especies nativas.

Este informe caracteriza de la ecología íctica de los sistemas acuáticos de Chile y las amenazas contra ella, incluye la pérdida de hábitat debido a la construcción de barreras en los ríos. El informe describe brevemente varios tipos de pasos de peces usados para reconectar los hábitats arriba y debajo de una barrera y discute los problemas actuales en el uso de las tecnologías de paso de peces en Chile. Finalmente, el informe resume el marco legal en Chile para la conservación de desplazamiento de peces, identifica las brechas en el marco e introduce y describe varios marcos legales desde otros países usados para mantener y/o restaurar el desplazamiento de sus peces nativos a sus redes hidrográficas.

La Ecología de los Peces Chilenos

Respecto a la ecología íctica de las aguas continentales de Chile, es importante destacar algunos elementos: la riqueza de especies es relativamente baja, la mayoría de las especies son endémicas (Vila, Fuentes, & Contreras, 1999), la mayoría de las especies están en peligro de extinción o presentan algún riesgo de conservación (Habit, Dyer, & Vila, 2006), y las presiones de extinción incluyen impactos de especies exóticas y la pérdida de hábitat por cambios en uso de suelo y cambios en el régimen hidrológico.

Baja diversidad

Chile tiene 42 peces nativos a través todo el país (Tabla 1) pero la distribución de ellos no es uniforme. Basada en los datos de presencias de peces desde la base de datos del Ministerio del Medio Ambiente (MMA), en el norte, las cuencas entre el Lluta y Loa tienen entre 1 y 3 especies nativas. En la zona semi-árida, las cuencas entre el río Huasco y Ligua poseen entre 2 y 7

especies nativas. En comparación, la cuencas entre el río Aconcagua y Bueno tienen entre 8 y 24 especies nativas, siendo las cuencas del río BioBío y Valdivia consideradas como “hotspots” o áreas particularmente valiosas en términos de biodiversidad en el país. Finalmente la biodiversidad es baja en Patagonia, con cuencas entre el río Yelcho y Baker con entre 4 y 6 especies nativas (Figura 1; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Tabla 1. Lista de especies nativas de peces continentales chilenos con nombre común, nombre científicos y estado de conservación de cada especie. Códigos de estado de conservación significan: LC (Preocupación menor), NT (Casi amenazada), VU (Vulnerable), EN (En peligro), CR (En peligro crítico), y R (Rara). Especies con dos códigos tienen clasificaciones distintas norte y sur de Región VII. (Fuente: Ministerio de Medio Ambiente)

Nombre Común	Nombre Científico	Estado
Farionela	<i>Aplochiton marinus</i>	EN
Farionela	<i>Aplochiton taeniatus</i>	EN
Farionela listada	<i>Aplochiton zebra</i>	EN
Pejerrey chileno	<i>Basilichthys australis</i>	VU/NT
Pejerrey del norte	<i>Basilichthys microlepdotus</i>	VU
Pejerrey	<i>Basilichthys semotilus</i>	EN
Puye	<i>Brachygalaxias bullocki</i>	NT
Puye	<i>Brachygalaxias gothei</i>	-
Bagrecito	<i>Bullockia maldonadoi</i>	EN
Pocha del sur	<i>Cheirodon australe</i>	VU
Pocha de lagos	<i>Cheirodon galusdae</i>	VU
Pocha	<i>Cheirodon killiani</i>	EN-R
Pocha	<i>Cheirodon pisciculus</i>	VU
Tollo	<i>Diplomystes camposensi</i>	EN
Tollo de agua dulce	<i>Diplomystes chilensis</i>	EN-R
Tollo	<i>Diplomystes nahuebutaensis</i>	EN
Robalo	<i>Eleginops maclovinus</i>	LC
Puye	<i>Galaxias globiceps</i>	EN-R
Puye	<i>Galaxias maculatus</i>	VU/LC
Puye	<i>Galaxias platei</i>	LC
Lamprea de bolsa	<i>Geotria australis</i>	VU
Bagre	<i>Hatcheria macraei</i>	VU
Lamprea de agua dulce	<i>Modacia lapicida</i>	EN
Lisa	<i>Mugil cephalus</i>	LC
Bagre grande	<i>Nematogenis inermis</i>	VU
Cauque del norte	<i>Odontesthes brevianalis</i>	VU
Pejerrey Patagónico	<i>Odontesthes hatcheri</i>	NT
Cauque/Pejerrey	<i>Odontesthes mauleanum</i>	VU
Pejerrey Marino	<i>Odontesthes regia</i>	LC
Corvinilla	<i>Orestias agassi</i>	EN
Corvinilla	<i>Orestias ascotanensis</i>	EN
Corvinilla	<i>Orestias chungarensis</i>	EN
Corvinilla	<i>Orestias laucaensis</i>	EN
Corvinilla	<i>Orestias parinacotensis</i>	EN

Corvinilla	<i>Orestias piacotensis</i>	CR
Trucha negra	<i>Percichthys melanops</i>	VU
Perca trucha	<i>Percichthys trucha</i>	NT/LC
Carmelita	<i>Percilia gillisi</i>	EN
Carmelita de Concepción	<i>Percilia irwini</i>	EN
Bagrecito	<i>Trichomycterus areolatus</i>	VU
Bagrecito	<i>Trichomycterus chiltoni</i>	EN-R
Bagrecito	<i>Trichomycterus chungarensis</i>	EN-R
Bagrecito	<i>Trichomycterus laucaensis</i>	EN
Bagrecito	<i>Trichomycterus rivulatus</i>	EN-R

Alto Endemismo

En ecología, el endemismo es un término que significa que, el rango geográfico de un taxón (como especie, género, familia, etc.) está limitado a un área. Mientras más limitado es la distribución geográfica de la especie, más endémica es. Por ejemplo, al dentro del todo el mundo, el bagre grande (*Nematogenys inermis*) está solamente presente en las cuencas entre Maipo y Biobío. Además, esta especie es el único ejemplo de su género (*Nematogenys*) y es el único ejemplo de su familia (Nematogenyidae). Si se pierde el bagre grande chileno, el mundo va a perder no sola una especie, perderá un género entero y una familia entera también. Por eso, dentro del marco filosófico y ético de conservación, el endemismo es importante, dado que puede ser utilizado como indicador de la importancia relativa de una especie en comparación con otras.

En Chile, el nivel de endemismo entre los peces continentales es muy alto, aunque hay solo 42 especies nativas. Si considera los bordes políticos en la definición de “endemismo”, o sea, aquellas especies solo presentes en Chile, existen 29 especies endémicas, o un nivel de endemismo de 69% (Figura 1). Además, 21 especies endémicas (72% del total) viven en la zona entre las cuencas de Maule (en Chile Central) y Pascua (en el sur de Patagonia).

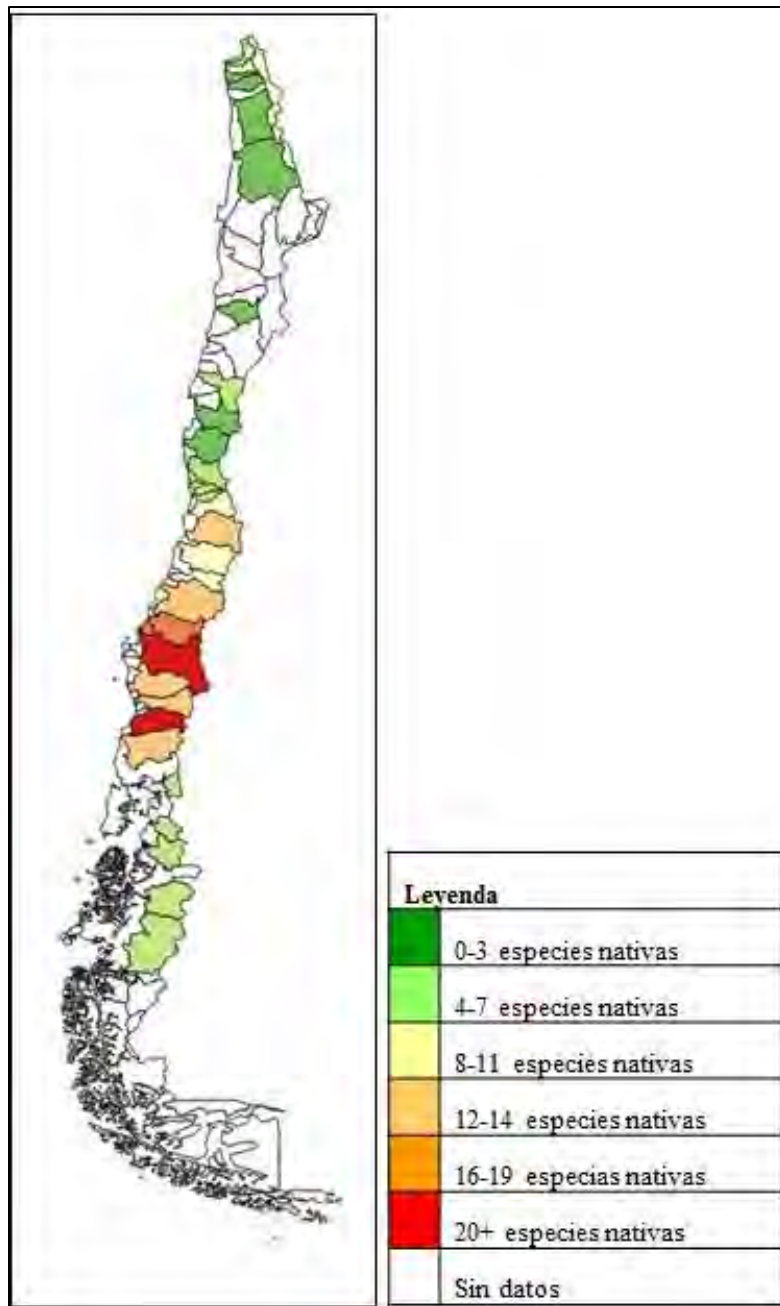


Figura 1. Riqueza ecológica de peces nativos por cuenca. Datos de presencia desde la base de datos de MMA. (Elaboración propia.)

Nivel de Conservación

Cada especie identificada tiene asignado un estado de conservación, bajo el Reglamento para la Clasificación de Especies según Estado de Conservación (Decreto N° 29 de 2011)¹, basado en estudios académicos, opiniones de expertos, y la designación establecida por la Lista Roja de la UICN. Existen 7 clases de estado de conservación (en orden de preocupación creciente): LC (Preocupación menor), NT (Casi amenazada), VU (Vulnerable), EN (En peligro), CR (En peligro crítico), EW (Extinta en la naturaleza), EX (Extinta). En conservación se emplea que categorías “VU” o superiores, indican que la especie se encuentra amenazada de extinción.

En Chile, el MMA reporta que 83% de peces continentales (35 especies) presentan una categoría “Vulnerable” o más (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Esta cifra se compara con el informe de OCDE en 2005, el que indica un nivel de amenaza a los peces continentales de 92%, siendo este nivel de amenaza el más alto en comparación de otros países de la OCDE (OECD & ECLAC, 2005).

Impacto de Especies Exóticas

En las aguas continentales de Chile, SERNAPESCA indica que hay 24 especies exóticas (Tabla 2;**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), y 71% de ellas (17 especies) son encontradas entre las cuencas de río Maule (en Chile Central) y río Pascua (en sur de Patagonia). Entre estas cuencas, los impactos de los peces exóticos han cambiado dramáticamente la ecología.

Tabla 2. Lista de especies ícticas exóticas en Chile con nombre común y nombre científico de cada especie. (Fuente: Base de datos de Sernapesca)

Nombre Común	Nombre Científico
Bagre cabeza de toro marrón	<i>Ameiurus nebulosus</i>
Cebrita	<i>Brachydanio rerio</i>
Pez japonés	<i>Carassius auratus</i>

¹ <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1039460>

Nombre Común	Nombre Científico
pez dorado	<i>Carassius carassius</i>
Mojarra Colita negra	<i>Cheirodon interruptus</i>
Chanchito	<i>Cichlasoma facetum</i>
Gambusia manchada	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>
Lake whitefish	<i>Coregonus clupeaformis</i>
Grass carp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
Carpa común	<i>Cyprinus carpio</i>
Gambusia común	<i>Gambusia holbrooki</i>
Pejerrey argentino	<i>Odontesthes bonariensis</i>
Salmón rosa	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>
Chum salmon	<i>Oncorhynchus keta</i>
Salmón plateado	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
Masu salmon	<i>Oncorhynchus masou</i>
Trucha arcoiris	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Sockeye salmon	<i>Oncorhynchus nerka</i>
Chinook salmon	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>
Trucha marrón	<i>Salmo salar</i>
Trucha café	<i>Salmo trutta</i>
Brook trout	<i>Salvelinus fontinalis</i>
Trucha de lago	<i>Salvelinus namaycush</i>
Tenca	<i>Tinca tinca</i>

Los impactos de especies exóticas en las especies nativas son varios y dependen de las especies que estén presentes y comparten el hábitat. Estudios científicos han descrito que algunos de los impactos de las especies exóticas en Chile sobre las especies nativas, incluyen depredación por truchas en Patagonia (Soto et al., 2006) y exclusión competitiva (Penaluna, Arismendi, & Soto, 2009) entre otros.

Los impactos de depredación pueden ser muy impactantes porque además de que las especies nativas presentan un alto nivel de endemismo y por tanto, una distribución geográfica limitada, la mayoría presentan características que las hacen vulnerables a los impactos de las especies exóticas, concretamente su tamaño y preferencia de hábitat. En general, los peces nativos no crecen más de 20 cm (Vila et al., 1999), en comparación a la trucha arcoíris, la que puede crecer hasta 120 cm, la trucha marrón hasta 140 cm, la carpa 120 cm, y el pejerrey argentino 50 cm, siendo estas diferencias de tamaño parte de los factores que explican los

impactos por especie. Por ejemplo, todas las truchas y salmones son predadores voraces que solamente están limitados por el tamaño de su boca en lo relativo a sus presas, siendo muchos de los peces nativos en Chile constituyentes de su dieta (Figura 2; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

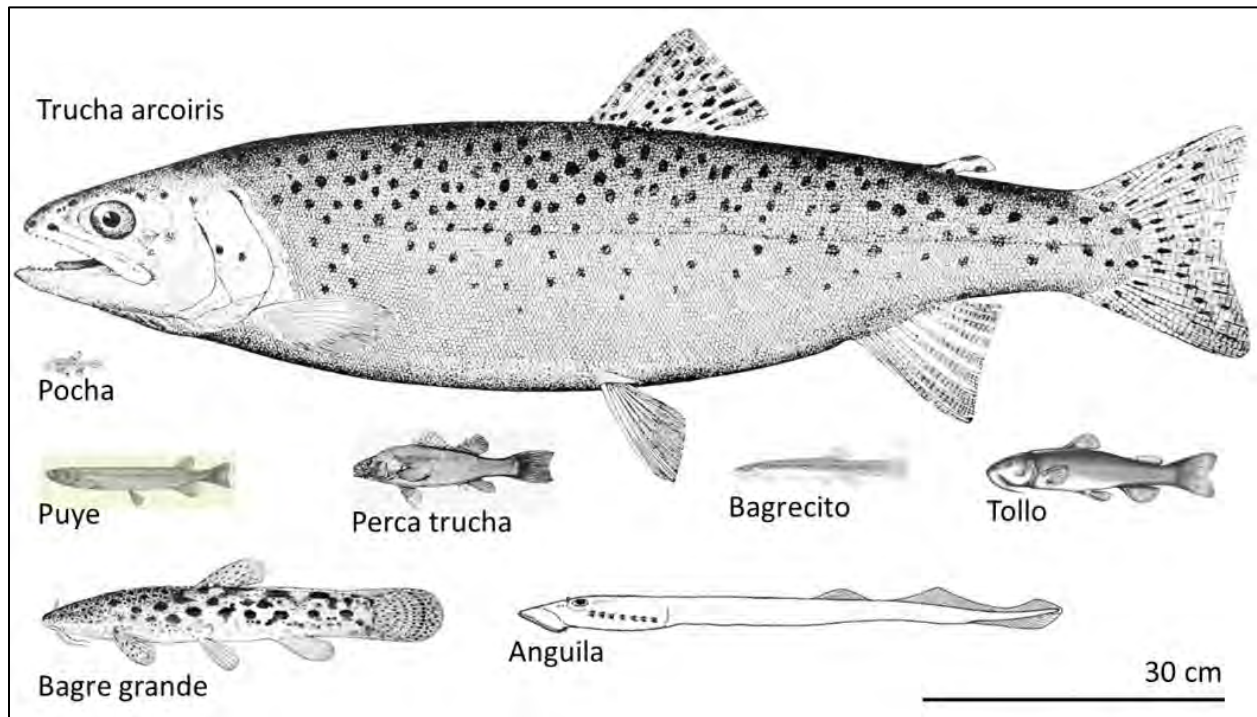


Figura 2. Comparación visual de tamaños máximos entre trucha arcoiris (pez exótico) y siete peces chilenos. (Dibujos individuales de peces encontrados en línea.)

Cuando se realiza la evaluación de los impactos directos entre especies exóticas y nativas, es importante reconocer que los peces poseen sangre fría, lo que significa que sus preferencias de hábitat están dictadas por los requisitos fisiológicos, en especial asociados a la temperatura del agua. Debido a su evolución, la mayoría de las especies nativas en Chile prefieren aguas más templadas y tramos de río con poca pendiente (existiendo excepciones) (Vila et al., 1999). Por su parte, los salmónidos (truchas y salmones) requieren aguas frías con alto niveles de oxígeno disuelto (como aquellos existentes en tramos con turbulencia causados por la alta pendiente en

las áreas cordilleranas). Estas distintas preferencias entre la mayoría de peces nativos y las principales especies exóticas (truchas y salmones) significa que el rango de habitabilidad de éstas está limitada, en la zona norte de Chile (solamente puede vivir en las cabeceras de los ríos en estas zonas). En Chile Central el porcentaje de la cuenca en que las truchas pueden vivir se expande hasta la situación en las cuencas en el sur (Arismendi et al., 2014; Pascual et al., 2007; Penaluna et al., 2009; Soto et al., 2006), en que las truchas (y salmones) pueden estar presentes en toda la cuenca.

En otras palabras, los impactos de peces exóticos (como trucha café, carpa común, etc.) son caracterizados por los factores físicos entre los tramos del río. Por eso, los impactos cambian – en general – por latitud, siendo distintos en ríos de la zona norte, centro, sur y austral dada su diferencia respecto a la segregación de hábitats entre especies nativas y exóticas, aumentando el traslape de norte a sur.

Pérdida de Hábitat

Un factor importante en la conservación de especies nativas y en la mantención de una comunidad ecológica con alta calidad (desde la que se puede recibir más y mejores servicios ecosistémicos) es la existencia de hábitats de calidad y calidad suficiente que estén disponibles para las especies. Como fue explicado más arriba, cada especie tiene sus propios requisitos físicos de hábitat, los cuales responden al proceso evolutivo de estas especies con tal de aprovechar los sistemas hidrológicos en que se desarrollaron. Como fue explicado en la introducción, bajo el marco teórico de eco-hidro-geomorfología, cambios a los regímenes (de hidrología, transporte de sedimentos, etc.) cambian la disponibilidad de hábitats (por cambios de patrones en espacio o tiempo). Hay varias fuentes específicas de estos cambios, pero en general

pueden ser agrupados en dos categorías: impactos de cambio de uso de suelo e impactos por obras de infraestructura.

Impactos del Cambio del Uso de Suelo

Impactos de escalas grandes de cambio en el uso de suelo sobre la presencia y calidad de hábitats en sistemas acuáticos han sido investigados por décadas. En general, conocemos que transformaciones del uso de suelo traen cambios en varios componentes del sistema acuático, como la química, la temperatura, y el transporte de sedimentos (que son típicamente categorizados bajo del marco de “calidad de agua”). Específicamente, efectos de agricultura, urbanismo, y plantaciones forestales disminuyen la calidad de hábitats y la presencia total de hábitats adecuados a las comunidades acuáticas nativas (Allan, 2004; Miserendino et al., 2011; Wang, Lyons, Kanehl, & Gatti, 1997). Esta disminución de hábitats para la fauna nativa crea oportunidades para especies exóticas, especialmente si las exóticas tienen una ventaja competitiva en ambientes transformados por los cambios del uso de suelo. Además, si una especie exótica se desarrolla en estos ambientes modificados, pueden generar presiones sobre especies nativas en las zonas en que viven o imponer cambios significativos en las comunidades ecológicas.

Impactos de las obras de infraestructura en ríos

Aunque los impactos de uso de suelo pueden disminuir la disponibilidad de hábitats, aquellos impactos son distintos en comparación a los impactos asociados con la construcción de barreras en ríos. Todas las interrupciones en ríos tienen algunos impactos en común, como cortes en la accesibilidad de la red hidrográfica y cambios del régimen hidrológico. Se entiende que la infraestructura en los ríos modifica la temporalidad y cantidad de agua en los ríos, generando situaciones de sobre-caudal y bajo-caudal. Estas modificaciones producen efectos como

cambios en la química, temperatura de agua, y el transporte de sedimentos. Adicionalmente los embalses de vocación hidroeléctrica tienen un impacto adicional a los ecosistemas fluviales: el hydropeaking, el cual será revisado más adelante.

El sobre-caudal ocurre cuando hay más agua en el río de lo que existe en el régimen natural, como el aumento de caudal en periodos del año en que naturalmente existe un caudal bajo (como en verano y otoño). Este sobre-caudal modifica el régimen natural de transporte de sedimentos, lo que cambia la matriz de hábitats aguas abajo. En el régimen natural, los peces nativos están adaptados a cambios estacionales de caudal para usar zonas distintas en la sección transversal que normalmente son más profundos. En esta manera, el sobre-caudal altera estas condiciones de hábitat para las especies nativas, pudiendo además favorecer el desplazamiento y acceso de especies exóticas a estos sistemas, con los consecuentes impactos.

El bajo-caudal ocurre cuando los embalses acumulan agua, disminuyendo el caudal que fluye naturalmente a aguas abajo. El bajo-caudal cambia el transporte de sedimentos del sistema, resultando en la pérdida de hábitats por sedimentación. También el bajo-caudal puede resultar en una pérdida de desplazamiento de peces, especialmente si no haya flujos de agua suficiente para permitir el desplazamiento por la red hídrica. En general, este problema es discutido y abordado por el caudal ecológico (DGA) y caudal ambiental (SEA).

El “Hydropeaking” es un término que refiere a una forma de operación de embalses hidroeléctricos, el cual genera frecuentes e importantes cambios en los caudales aguas debajo de la obra caracterizados por un pulso de muy alto caudal de corta duración, intercalado con periodos de muy bajo caudal o incluso caudal cero. El cambio del régimen de caudales causado por el hydropeaking es homologable a que en un periodo de algunas horas el caudal aguas debajo de un embalse presente valores cercanos al máximo del año seguido por el caudal mínimo del

año, pudiendo esto ocurrir varias veces en un mismo día (García, Jorde, Habit, Caamaño, & Parra, 2011). En adición a los impactos al régimen caudal, el hydropeaking impacta bastante el régimen de transporte de sedimentos y crea una pérdida de hábitats aguas debajo de la operación (Meile, Boillat, & Schleiss, 2011). Además, los cambios fuertes en caudal son frecuentemente tan grandes para la mayoría de las especies que viven en aguas debajo, que si no existen zonas de refugio o estas son muy frágiles o degradadas, la práctica de hydropeaking resulta en extirpaciones locales de peces (Saltveit, Halleraker, Arnekleiv, & Harby, 2001). Esta forma de operación ha sido abordada por el Ministerio de Energía en el informe sobre “Análisis de medidas de mitigación para los efectos de las variaciones intradiarias de caudal, producto de la generación de punta” (Ministerio de Energía, 2015)

Finalmente, la construcción de una barrera en el cauce de río crea cortes en la accesibilidad de la red hidrográfica. Desde el punto de vista de un pez, una represa significa un límite no traspasable, y por tanto todos los hábitats aguas arriba de esta obra dejan de estar disponibles por falta de accesibilidad (Cote, Kehler, Bourne, & Wiersma, 2009; Link & Habit, 2015). Una pérdida de accesibilidad a la red hidrográfica significa que los hábitats disponibles a una población de peces han disminuido, y por tanto el tamaño de la población disminuye. Y con menos población, es más probable que un impacto (como una sequía u otro tipo de presiones) puede extirpar la población, empujando a la especie, población por población, más cerca de la extinción.

Hasta ahora no existe una buena forma de describir y evaluar los impactos los cortes a la red hidrográfica sobre las especies. Por ahora una manera en que este problema ha sido afrontado es por distintos sistemas de pasos de peces.

Pasos de Peces

Los pasos de peces son una solución para mantener las conexiones ecológicas en el río. Estos pasos utilizan varias formas para realizar el objetivo de reconectar las aguas bajo un embalse con las aguas arriba del mismo, pudiendo ser clasificados en tres categorías amplias: infraestructura con gestión pasiva, infraestructura con gestión activa, y el uso de instrumentos. Cada categoría y forma de paso de peces tiene sus propias fortalezas y debilidades, y cada situación puede requerir más que una solución única.

Infraestructura con gestión pasiva

Estas estructuras son las opciones más reconocidas y comunes asociadas a sistemas de paso de peces. Son sistemas construidos en la barrera o al alrededor e incluyen escaleras de peces, ascensores de peces, sistemas de “by pass,” entre otros. La mayoría de ellas son desarrolladas por el uso en el paso de truchas y salmones en el hemisferio norte y sur (Agostinho, Agostinho, Pelicice, & Marques, 2012; Godinho & Kynard, 2009; Kemp & O’Hanley, 2010; Link & Habit, 2015; Pelicice & Agostinho, 2008; Roscoe, Hinch, Cooke, & Patterson, 2011).

Infraestructura con gestión activa

A veces, la construcción de un sistema completo posee un costo muy elevado, o es imposible construir una estructura por razones de topografía del sitio de emplazamiento. En otros casos, los objetivos de gestión de río han cambiado, por ejemplo, para controlar una especie invasora o para restaurar una especie amenazada. En este tipo de casos, es común utilizar estructuras con gestión activa, que selecciona de manera activa las especies de peces a las cuales se busca pasar aguas arriba o bajo la interrupción del cauce según los objetivos de gestión. A modo de ejemplo, su uso es parte de la gestión de ríos canadienses en la región de los Grandes

Lagos, en los cuales el gobierno provincial de Ontario gasta CAN\$800 (\$400.000 pesos chilenos) por semana por punto de operación, 24 horas por día, 7 días por semana, durante el tiempo de la migración de salmones, el cual alcanza aproximadamente 14 semanas. Dado que este ejemplo está basado en el caso de migración de salmones, no es posible extrapolar directamente para el caso de las especies nativas chilenas.

Adicionalmente es posible utilizar sistemas de siembras de peces que “pasan” los peces no en espacio, pero en tiempo. Este sistema forma parte de la gestión de pesca recreativa en varios sectores de los Grandes Lagos (EE.UU. y Canadá), en que los salmones son colectados en los ríos, se recolectan huevos y esperma para crear huevos fertilizados que son transportados a las siembras en distintos lugares. Hasta el tiempo de iniciar su migración, los peces maduran en tanques y luego de un tiempo, son liberados en los ríos, aguas abajo de las barreras a través la región por camiones con depósitos de agua.

Uso de Instrumentos

Finalmente, es posible utilizar varios instrumentos para mover los peces o aguas arriba o aguas debajo. La forma más común es en camiones con tanques (Kareiva, Marvier, & McClure, 2000), pero en algunos lugares muy aislados, el transporte es realizado por avión (Pister, 2001). También, hay otros sistemas utilizados, como un cañón de peces². Pero, como ha sido explicado en el caso de la infraestructura con gestión activa, los costos pueden ser muy altos.

Problemas Potenciales con Pasos de Peces

Cuando se habla sobre el tema de paso de peces, es importante reconocer que las soluciones tecnológicas poseen fortalezas y debilidades. Este es el caso de los sistemas de pasos de peces, los cuales fueron desarrollados principalmente como una solución que permite la

² www.whooshh.com/fish-passage1.html

migración de salmones hasta sus cabeceras natales (Kemp & O’Hanley, 2010; Link & Habit, 2015; Roscoe & Hinch, 2010). Este comportamiento de migración y las características fisiológicas y de nado es por lo que estas especies son consideradas invasoras y competitivas respecto a las especies nativas chilenas (Laborde et al., 2016; Link & Habit, 2015). Como consecuencia, la implementación de un paso de peces en el contexto chileno, de la forma tradicional usada para especies de salmónidos propios del hemisferio norte, puede aumentar el desplazamiento de peces exóticos y disminuir el rango de movimiento de peces nativos (C. S. Agostinho, Agostinho, Pelicice, Almeida, & Marques, 2007).

Adicionalmente, la implementación de los pasos de peces no solamente se relacionan a la construcción de una estructura o a la aplicación de un sistema activo. Requiere mucho conocimiento en teorías de diseño, comportamiento de peces y funcionamiento de sistemas físicos y ecológicos (Bunt, Castro-Santos, & Haro, 2012), necesitando aproximaciones integradoras de estas distintas líneas de investigación y desarrollo (Calles & Greenberg, 2005; Castro-Santos, Cotel, & Webb, 2009; Tummers, Hudson, & Lucas, 2016). Todo esto requiere una importante inversión y esfuerzo en el desarrollo de ciencia en Chile respecto a estos temas, con el entendimiento de que, la importación de soluciones desarrolladas en otros contextos no necesariamente cumplen las necesidades de las especies nativas chilenas, y por tanto, los objetivos de un desarrollo ecológicamente sustentable.

Solo en las últimas décadas se ha desarrollado el conocimiento científico y tecnológico sobre los paso de peces para otras especies distintas a salmónidos, al incluir anguilas y otros peces migratorios que utilizan otras formas de natación (Mallen-Cooper & Brand, 2007; Tummers et al., 2016). Asimismo es reciente la cuestión de la gestión selectiva de especies de peces. Por ejemplo, en la región de los Grandes Lagos en Estados Unidos, donde hay varias

especies acuáticas invasoras y varias especies nativas que no tienen migraciones regulares, un proyecto de 15 años, se ha desarrollado en el río Boardman, con el objeto de investigar la habilidad de usar un sistema de paso de peces para ayudar a las especies nativas a evitar a las especies exóticas, conservando su desplazamiento, salud comunitaria, y hábitats a través la cuenca³.

Leyes y Normas en Chile

En Chile existen leyes y normas que abordan las temáticas de las especies acuáticas y sus hábitats, aun existiendo brechas en el área de conservación de especies fluviales, especialmente contra los efectos de infraestructura y la operación de embalses hidroeléctricos. Esta sección revisa las leyes y normas chilenas relacionadas a la protección de ecosistemas acuáticos y los peces asociados con ellos.

El marco legal en Chile sobre la protección de ecosistemas acuáticos no existe dentro de un marco integrado de leyes o normas. La gobernanza de la cantidad y calidad de agua se encuentra a cargo de la Dirección General de Aguas (DGA), la gestión de flujos a centros hidroeléctricos por guías del SEA, la presencia de especies acuáticas exóticas por SERNAPESCA, la conservación de especies en peligro de extinción por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), la mantención de áreas de conservación por MMA y CONAF, entre otros. A pesar de que la malla de leyes y normas no están integradas desde el punto de vista de gobernanza de peces continentales, podemos decir que la Ley de Pesca y Acuicultura (“Ley de Pesca”) es el instrumento legal principal que afecta los peces continentales y su gestión. La Ley de Pesca da control sobre la gobernanza de peces (marinos y continentales) a la Servicio

³ <http://www.glf.org/pressrel/2016%20-%20Boardman%20River%20site%20selection.pdf>

Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) y la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA), además de crear el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) cuyo objetivo es investigar y transferir conocimientos para aumentar la práctica de la pesca. No obstante la mayoría de las actividades de estos organismos han sido enfocadas en actividades y ecosistemas marinos y no han dado mucha atención (comparativamente) a los sistemas de aguas continentales.

Para enfrentar los impactos descritos arriba y con objetivos de conservación ecológica, el conjunto actual de leyes y normas se concentran en la protección de hábitats asociados al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE; Ley de Pesca, Artículo 158, 159), los cuales, aunque estos sitios significan grandes áreas en el sur de Chile, no alcanzan a cubrir las áreas de distribución de todos los peces nativos (Tognelli, de Arellano, & Marquet, 2008). Adicionalmente y bajo un tratado internacional con Argentina sobre recursos hídricos compartidos (Decreto 67), es considerada la protección de los recursos, en los cuales se incluyen la fauna íctica. El alcance de este tratado está limitado a aquellos sistemas hidrográficos compartidos, los cuales se encuentren en el área de Patagonia.

Con 83% de especies en algún nivel de peligro de extinción, las especies de peces nativos son potenciales objeto de planes de conservación y restauración bajo la ley 20.417 del año 2010 del Ministerio del Medio Ambiente que crea la figura de los Planes de Recuperación, Conservación y Gestión de Especies⁴. Hasta ahora, solo existen dos ejemplos del uso de esta herramienta en conservación, ninguna de ellas peces continentales.

Adicionalmente, la Ley de Pesca promueve el desarrollo de acuicultura de especies exóticas que pueden funcionar como un vector de enfermedades (Arismendi et al., 2009;

⁴ <http://portal.mma.gob.cl/planes-de-recuperacion-conservacion-y-gestion-de-especies/>

Buschmann et al., 2009; Soto, Jara, & Moreno, 2001), no existiendo un cuerpo normativo para abordar estos impactos. Sin embargo existen resoluciones como Resolución 996 de 2013 en que SUBPESCA declara varios cuerpos de agua bajo de plaga de *Didymosphenia geminata* (alga “Dídimo”) o bajo riesgo de esta plaga.

Los efectos de las disminuciones en el caudal son discutidos en los marcos normativos de caudal ecológico (DGA) y la guía de caudal ambiental (SEA). Sin embargo los efectos de la infraestructura en la sobre-oferta de caudal en comunidades de peces, así como el hydropeaking no han sido integrados bajo de un marco normativo integrado.

En el caso de la mantención del desplazamiento de peces al dentro de la red hidrográfica, la Ley de Pesca plantea que los titulares de proyectos necesitan o hacer un programa de siembra de especies nativas o hacer un sistema de paso de peces (Artículo 168), existiendo ciertos elementos que dificultan su implementación. El artículo habla sobre “migración natural de los peces,” pero no define el significado de “migración” (hay solamente un uso de la palabra “migración” en todo la ley). Como la mayoría de especies no migran al mar – pero si se desplazan dentro de la red hidrográfica – , una interpretación posible es que un embalse no afecta la migración de peces. Además, el objetivo de la siembra es “mantener el nivel original de sus poblaciones, en ambos lados de la represa,” pero no define ni explica si este “nivel original” es medido por abundancia y diversidad o solamente por diversidad y si hay especies que no migran al mar, es posible mantener la diversidad (con pérdidas de abundancia) en ambos lados de la represa. Finalmente, el uso real del Artículo 168 está afectado por la falta de conocimiento suficiente del funcionamiento de sistemas fluviales en Chile.

Además de las brechas arriba mencionadas, existen otros elementos asociados a la conservación y que son específicos a los peces continentales, que el marco legal en Chile no

cubre suficientemente. Estos están asociados con capacidad institucional de los organismos gubernamentales que tienen a cargo la gestión de agua, tierra y especies. Para efectuar planes de conservación y gestión de recursos naturales y bióticos, es necesario saber dónde se encuentran y cuáles son sus características. Por eso, otros países han creado sistemas de monitoreo amplios, los que incluyen la distribución de especies de interés, ubicación y catastro de las interrupciones en los ríos, tipos de hábitat existen a través la red hidrográfica, entre otros. También, se han creado o fundado institutos de investigación para el desarrollo científico y tecnológico necesarios para los objetivos de conservación y gestión.

Descripciones de Marcos Legales de Otros Países

Cuando se consideran las brechas que existen en Chile sobre la conservación ecológica fluvial y específicamente la conectividad ecológica dentro de la red hidrográfica, una cosa que puede hacer es usar las experiencias en otros países. En esta sección, 6 países (Nueva Zelanda, Japón, Inglaterra & Gales, y Noruega) fueron seleccionados para examinar cómo han gestionado este tipo de temáticas en formas complementarias a la gestión de recursos hídricos y generación de hidroelectricidad. Los países y estados seleccionados poseen una relevante actividad hidroeléctrica y fueron escogidos por presentar factores comparables con Chile, específicamente topografía, clima, hidrología y ecología (Tabla 3; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Tabla 3. Varias comparaciones entre condiciones de similitud entre Chile y otros países usados para determinar las similitudes y diferencias entre las condiciones naturales de Chile contra otros países. Códigos de países: NZD (Nueva Zelanda), NOR (Noruega), JPN (Japón), GBR (Inglaterra y Gales), CAN (Canadá, nivel federal), USA (Estados Unidos, nivel federal). Código de similitud: ✓ (es similar con Chile), - (es disimilar con Chile). Eleboración propia.

Eje de similitud con Zona Sur y Patagonia	NZD	NOR	JPN	GBR	CAN	USA
Área superficial de cuencas	✓	✓	✓	✓	-	-
Topografía	✓	✓	✓	-	✓	✓
Clima	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Eje de similitud con Zona Sur y Patagonia	NZD	NOR	JPN	GBR	CAN	USA
Alto nivel de endemismo de peces	√	√	√	√	-	-
Alto nivel de peligro de extinción de peces	√	-	-	√	√	√
Bajo nivel de biodiversidad acuática	√	√	-	-	-	-
Caudal de ríos	√	√	√	√	-	-
Capacidad de hidroelectricidad (Chile: 6 GW)	5.3	29	27	1.7	13	40
Producción de hidroelectricidad (Chile: 19.4 TWh)	23	141	69	5	53	135

Basada en los factores compartidos y distintos entre Chile y los lugares elegidos, es claro que Chile tiene más factores similares con Nueva Zelanda, con capacidad y producción de hidroelectricidad muy parecidas, factores físicos más parecidas con Chile, y factores ecológicos más similares con Chile en comparación con los otros lugares. Por su parte a nivel nacional, Canadá y los Estados Unidos son muy distintos a Chile en varios factores, pero son considerados ejemplos clásicos en lo que respecta a la hidroelectricidad y su gobernanza, por lo cual son incluidos en la evaluación siguiente (Tabla 4; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Tabla 4. Tipos de leyes y/o normas vigentes en seis países que conservar y/o restaurar el desplazamiento de peces a través ríos. Códigos de países: NZD (Nueva Zelanda), NOR (Noruega), JPN (Japón), GBR (Inglaterra y Gales), CAN (Canadá, nivel federal), USA (Estados Unidos, nivel federal). Códigos de vigencia: √ (existe y aplicado), P (aplicación inconsistente), × (no existe o existe sin aplicación) Elaboración propia.

Ley/Norma	NZD	NOR	JPN	GBR	CAN	USA
Licencias de plazos limitados (p.ej. EE.UU. = 30 años)	P	√	×	×	P	√
Modificaciones de la represa requieren re-licencia	√	√	×	×	√	√
Re-licencia puede requiere modificaciones a la represa	P	√	×	×	√	√
Todas nuevas estructuras en ríos necesitan autorización	√	√	√	√	√	√
Asegura el desplazamiento de peces en estructuras nuevas	√	P	P	√	√	√
Asegura el desplazamiento de peces en estructuras antiguas	×	P	P	√	√	P
La legislación puede proteger ríos o tramos contra desarrollo	√	√	√	√	√	√
Agencias tienen poderes en dictar normas de conservación	√	√	√	√	√	√
Asegura migraciones de peces sin interrupciones	√	√	×	√	√	P
Considera regímenes de caudal basadas en ecología	×	√	P	P	×	P
Desarrollo capacidad institucional	√	√	√	√	√	√
Identificar barreras al acceso de la red hidrográfica	√	√	×	×	√	P
Programas de monitoreo sistemático	√	√	√	√	√	√

Nueva Zelanda

La regulación sobre el desplazamiento de peces en ríos está abordada en primer lugar por el la Ley de Gestión de Recursos de 1991 (*Resource Management Act of 1991*, RMA), la Ley de Pesca de 1996 (*Fishery Act of 1996*) y las Normas de Pescas de Aguadulce de 1983 (*Freshwater Fisheries Regulations of 1983*, FFR) y son gestionados por el Departamento de Conservación (*Department of Conservation*, DOC). Estos tres cuerpos normativos forman un marco de conservación de peces, protegen sus hábitats, y regulan la construcción de barreras en ríos. Por otra parte estas normativas poseen sus propias brechas, siendo una de ellas el que no existe la posibilidad de requerir la instalación de sistemas de paso de peces en represas que fueron construidos antes de 1983. Dado que la mayoría de los grandes embalses de Nueva Zelanda fueron construidos antes de este año, no existen muchas soluciones implementadas asociadas a estas grandes obras.

Hoy en día, Nueva Zelanda no tiene planes para construir grandes embalses, pudiendo enfocarse en desafíos locales en temas de desplazamiento de peces nativas, evitando el paso de los exóticos. Adicionalmente se ha formado el Grupo Asesor de Paso de Peces de Nueva Zelanda (*New Zealand Fish Passage Advisory Group*) con el cargo de identificar los cortes de accesibilidad en las redes hidrográficas y desarrollar una guía de remediación de dichos cortes. La mayoría de los cortes incluyen alcantarillas, presas filtrantes, y otras construcciones de menos de 4 metros de altitud.

Japón

En Japón, la conservación y gestión de la fauna íctica están bajo jurisdicción de la Ley de Protección de Recursos Pesqueros de 1951. La ley requiere que las rutas de migración de peces

anádromos⁵ sean mantenidas abiertas, dando varios poderes al Ministro de Agricultura, Forestal, y Pesca para monitorear los ríos y fiscalizar las infracciones. Por otra parte, hasta la década de los 90s, la política de aguas se concentraba en la construcción de represas para la prevención de inundaciones (Taniguchi, et al. 2001), hasta que en 1997, la Ley de Ríos fue enmendada para incluir consideraciones sobre los ambientes fluviales.

Desde 1896, han existido varias versiones de la Ley de Ríos con la versión actual enmendada en 1997. Los propósitos básicos de la Ley son (1) la gestión de inundaciones, (2) la utilización de aguas fluviales, y (3) la mantención y conservación de ambiente fluvial. Esta ley da control de regulación al Departamento de Agua y Administración de Desastres en el Ministerio de Tierra, Infraestructura y Transporte y cada cuenca tiene su propio plan de gestión y su propio administrador (Art. 9, 10, 100). Cada administrador tiene varios poderes de regulación y restricción del acceso y uso del río (Art. 23-29), pero su mayor cargo es la definición de la Política Fundamental de Gestión del Río y Plan de Mejoramiento del Río que deben incluir consideraciones a pesqueros, entre otras (Art. 16 y Decreto Gob. Art. 10). Asimismo existen requisitos para la construcción de pasos de peces cuando la construcción de ciertas obras de canalización interrumpen el desplazamiento natural (Art. 35). Desde 1997, la Ley de Ríos, la Ley de Protección de Recursos Pesqueros, y la Ley General del Ambiente han funcionado en combinación para aumentar y restaurar el desplazamiento de peces mediante la construcción de pasos de peces en barreras fluviales, incluyendo represas de hidroelectricidad.

Unión Europea

Todos los países de la Unión Europea (UE) son parte de la Directiva Marco del Agua (DMA) que define una política de agua para toda la UE. Bajo la DMA, los países miembros se

⁵ Peces Anádromos: Peces que viven principalmente en agua salada y se aparean en dulce.

comprometen a realizar mantener un buen estatus de todos los cuerpos acuáticos, promover el uso sustentable, y garantizar la disponibilidad del agua al largo plazo. La DMA es un marco que determina los objetivos y etapas para su cumplimiento de la forma tradicional, definiendo limitaciones por criterios de calidad biológica, calidad hidromorfología, y calidad físico-químico. El tema de desplazamiento es unas de las solicitudes centrales de la DMA, la que requiere migración ininterrumpida para los peces, implicando la construcción de paso de peces y otras formas de re-establecimiento de conexiones entre cuerpos de agua. Aunque la DMA tiene varios requisitos sobre la política de agua, cada miembro país puede usar sus propios marcos legales para realizarlo.

Inglaterra y Gales

Dentro del Reino Unido, Inglaterra y Gales tienen un marco legal distinto que Escocia e Irlanda del Norte. Son parte de la Unión Europea y por eso la Agencia del Medio Ambiente (*Environment Agency*) gobierna las aguas por la DMA, bajo de la Ley de Salmones y Pesquerías Continentales de 1975 (*Salmon and Freshwater Fishery Act of 1975*, SAFFA) y las Normas de Anguilas de 2009 (*Eels Regulations de 2009*). Bajo de este marco legal, los titulares a cargo de cortes y barreras en los ríos deben construir pasos de peces. Además, la Agencia del Medio Ambiente puede construir pasos de peces en estructuras privadas para lograr la mantención de desplazamiento. En el caso de anguilas, la Agencia puede mandar la construcción de un paso de anguilas en lugares determinados que las anguilas son impedidas en su migración. Como las anguilas necesitan pasos de peces distintas, es posible que la presencia de un paso de peces no sirva en la migración de las anguilas. En los dos casos, la Agencia del Medio Ambiente puede solicitar al titular la construcción de un paso apropiado a estas especies. En caso de no cumplirse

este requerimiento, puede solicitar la remoción (destrucción) de la obra que interrumpe el desplazamiento.

Noruega

Aunque Noruega no es parte de la Unión Europea, desde 2013, el país ha instituido la DMA para unificar su marco legal sobre política de agua. Los ríos noruegos son impactados considerablemente por represas hidroeléctricas y las leyes actuales tratan mejorar las condiciones de medio ambiente, las que incluyen la mantención de conectividad ecológica. Noruega, en una forma análoga a los Estados Unidos, aborda este tema mediante un sistema de licencia de operación de represas hidroeléctricas. Bajo la Ley de Energía de 1990, la Dirección Noruega de Recursos Hídricos y Energía (NVE) da licencias de operación hasta 30 años. Durante el proceso de revalidación de las licencias de operación, el titular del proyecto necesita actualizar la infraestructura o el proceso de operación para dar cumplimiento a todas las reglas, normas, y leyes que hayan sido aprobadas durante los años de operación. Además, bajo de la Ley de Recursos Hídricos del 2000, la Dirección Noruega de Medio Ambiente, tiene el poder de revisar y evaluar impactos de las construcciones actuales.

Canadá

Desde 1868, un año después de la formación de la Confederación Canadiense, han existido varias versiones del Ley Federal de Pesca (*Federal Fisheries Act*), la cual considera el requerimiento sobre los titulares de obras que obstaculicen el cauce, para la instalación de pasos de peces. Actualmente, el Ley Federal de Pesca y las normas regulatorias provinciales gobiernan casi todos los aspectos que afectan las pescas comerciales, recreativas, e indígenas y los peces que alimentan dichas pescas. Estos aspectos incluyen la mantención y restauración del desplazamiento de peces nativos a través las cuencas del país. También, las enmiendas de

2013/2013 expanden las formas de gestión al incluir la protección de hábitats de los peces contra varias actividades que los pueden alterar o destruir permanentemente. Existe solamente un cuerpo gubernamental que gestiona las pescas canadienses: el Departamento de Pesca y Océanos (*Department of Fisheries and Oceans, DFO*).

En adición a la Ley Federal de Pesca, el Ley Federal de Especies en Peligro de Extinción (*Species at Risk Act, SARA*) gobierna aquellos peces y hábitats que son particularmente raros y/o que tiene protecciones especiales. Bajo de este Ley, los requisitos de paso de peces pueden ser reforzados.

Finalmente, el DFO ha desarrollado varios documentos (como *A Practioner's Guide to Fish Passage*⁶ y *A Practioner's Guide to the Risk Management Framework*⁷) para sus agentes de gestión de hábitats, con el objeto de apoyar el proceso de toma de decisiones regulatorias bajo la Ley Federal de Pesca y SARA.

Aunque estas Leyes dan muchos poderes institucionales, el proceso de identificar obstáculos de desplazamiento y la instalación de paso de peces (o implementación de otras medidas) comienza con negociaciones entre el gobierno y titular. Las medidas contempladas en las leyes son implementados solamente después de que las oportunidades de negociación han fallado.

Estados Unidos

La regulación sobre embalses hidroeléctricos está a cargo de varias leyes, federales y estatales, pero como en todos los cursos navegables bajos el control del gobierno federal, aplica la Ley de Ríos y Puertas de 1899 (*Rivers and Harbors Act of 1899*). La gran mayoría de las

⁶ <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/343445.pdf>

⁷ <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/343443.pdf>

centrales hidroeléctricas operan bajo leyes federales. El organismo gubernamental a cargo de la conservación del desplazamiento de peces en represas hidroeléctricas no es una agencia ambiental sino la Comisión Federal Reguladora de Energía (*Federal Energy Regulatory Commission*, FERC) que tiene la responsabilidad de dar licencia de operación, monitorear y fiscalizar las condiciones de licencias, las cuales incluyen factores de conservación del desplazamiento de peces bajo la Ley de Poder Federal (*Federal Power Act*, FPA). Para realizar este mandato, la FERC tiene que consultar con el Servicio Nacional de Pesquerías Marina (*National Marine Fisheries Service*, NMFS), el Servicio de Peces y Vida Silvestre de Estados Unidos (*U.S. Fish and Wildlife Service*, FWS), y agencias de gestión de terreno (como el Servicio de Parques Nacionales) en ciertos casos para conocer las condiciones necesarios para la facilitación del desplazamiento de peces bajo la Ley de Coordinación de Peces y Vida Silvestre (*Fish and Wildlife Coordination Act*). En casos que un proyecto impacte a especies en peligro de extinción, la FERC tiene que consultar con el NMFS y FWS para determinar si ciertas acciones tienen la posibilidad de aumentar las dificultades de conservación de las especies bajo de la Ley de Especies en Peligro de Extinción (*Endangered Species Act*, ESA). Finalmente, la FERC tiene prohibido dar licencias a proyectos en tramos que afectan ríos bajo la protección de la Ley de los Ríos Salvajes y Paisajísticos Nacionales (*National Wild and Scenic Rivers Act*). Aunque la FERC tiene el poder de monitorear las condiciones de las licencias, su poder de fiscalización ha sido usado infrecuentemente para el objetivo de mejorar la conectividad ecológica de ríos.

Referencias

- Agostinho, A. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Marques, E. E. (2012). Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, *10*(4), 687–696.
doi:10.1590/S1679-62252012000400001
- Agostinho, A., Pelicice, F., & Gomes, L. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, *68*(4 Suppl), 1119–1132.
- Agostinho, C. S., Agostinho, A. A., Pelicice, F., Almeida, D. A. de, & Marques, E. E. (2007). Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, *5*(2), 205–213. doi:10.1590/S1679-62252007000200015
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *35*(1), 257–284.
doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Andreoli, A., Mao, L., Iroumé, A., Arumí, J. L., Nardini, A., Pizarro, R., ... Link, O. (2012). The need for a hydromorphological approach to Chilean river management. *Revista Chilena de Historia Natural*, *85*(3), 339–343. doi:10.4067/S0716-078X2012000300008
- Arismendi, Ivan, Penaluna, B. E., Dunham, J. B., García de Leaniz, C., Soto, D., Fleming, I. A., ... León-Muñoz, J. (2014). Differential invasion success of salmonids in southern Chile: patterns and hypotheses. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *24*(3), 919–941.
doi:10.1007/s11160-014-9351-0
- Arismendi, IVÁN, Soto, D., Penaluna, B., Jara, C., Leal, C., & León-Muñoz, J. (2009). Aquaculture, non-native salmonid invasions and associated declines of native fishes in

- Northern Patagonian lakes. *Freshwater Biology*, 54(5), 1135–1147. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02157.x
- Bunt, C. M., Castro-Santos, T., & Haro, A. (2012). Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, 28(4), 457–478. doi:10.1002/rra.1565
- Buschmann, A. H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D. A., & Henríquez, L. (2009). Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean & Coastal Management*, 52(5), 243–249. doi:10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002
- Calles, E. O., & Greenberg, L. A. (2005). Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Research and Applications*, 21(9), 951–960. doi:10.1002/rra.865
- Castro-Santos, T., Cotel, A., & Webb, P. (2009). Fishway Evaluations for Better Bioengineering: ' ' An Integrative Approach. *American Fisheries Society Symposium*, 69, 557–575. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Theodore_Castro-Santos2/publication/265050016_Fishway_evaluations_for_better_bioengineering_-_an_integrative_approach/links/55e5a3e808aede0b5736605a.pdf
- Cote, D., Kehler, D. G., Bourne, C., & Wiersma, Y. F. (2009). A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology*, 24(1), 101–113. doi:10.1007/s10980-008-9283-y
- Ferguson, J. W., Healey, M., Dugan, P., & Barlow, C. (2011). Potential effects of dams on migratory fish in the Mekong River: lessons from salmon in the Fraser and Columbia Rivers. *Environmental Management*, 47(1), 141–159. doi:10.1007/s00267-010-9563-6

- Freedman, J. A., Lorson, B. D., Taylor, R. B., Carline, R. F., & Stauffer, J. R. (2014). River of the dammed: longitudinal changes in fish assemblages in response to dams. *Hydrobiologia*, 727(1), 19–33. doi:10.1007/s10750-013-1780-6
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., & Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3), 312–327. doi:10.1002/rra.1358
- Godinho, A. L., & Kynard, B. (2009). Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Research and Applications*, 25(6), 702–712. doi:10.1002/rra.1180
- Habit, E., Dyer, B., & Vila, I. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana (Concepción)*, 70(1). doi:10.4067/S0717-65382006000100016
- Jowett, I. G. (1993). A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27(2), 241–248. doi:10.1080/00288330.1993.9516563
- Kareiva, P., Marvier, M., & McClure, M. (2000). Recovery and management options for spring/summer chinook salmon in the Columbia River basin. *Science (New York)*, 290(5493), 977–979. doi:10.1126/science.290.5493.977
- Katano, O., Nakamura, T., Abe, S., Yamamoto, S., & Baba, Y. (2006). Comparison of fish communities between above- and below-dam sections of small streams; barrier effect to diadromous fishes. *Journal of Fish Biology*, 68(3), 767–782. doi:10.1111/j.0022-1112.2006.00964.x
- Kemp, P. S., & O’Hanley, J. R. (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, no–no. doi:10.1111/j.1365-2400.2010.00751.x

- Laborde, A., González, A., Sanhueza, C., Arriagada, P., Wilkes, M., Habit, E., & Link, O. (2016). Hydropower Development, Riverine Connectivity, and Non-sport Fish Species: criteria for Hydraulic Design of Fishways. *River Research and Applications*. doi:10.1002/rra.3040
- Link, O., & Habit, E. (2015). Requirements and boundary conditions for fish passes of non-sport fish species based on Chilean experiences. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(1), 9–21. doi:10.1007/s11157-014-9357-z
- Mallen-Cooper, M., & Brand, D. A. (2007). Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology*, 14(5), 319–332. doi:10.1111/j.1365-2400.2007.00557.x
- Meador, M. R., & Goldstein, R. M. (2003). Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31(4), 504–517. doi:10.1007/s00267-002-2805-5
- Meile, T., Boillat, J.-L., & Schleiss, A. J. (2011). Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences*, 73(1), 171–182. doi:10.1007/s00027-010-0154-7
- Ministerio de Energía. (2015). *Análisis de medidas de mitigación para los efectos de las variaciones intradiarias de caudal, producto de la generación de punta* (p. 324).
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., & Kutschker, A. M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *The Science of the Total Environment*, 409(3), 612–624. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.10.034

- OECD, & ECLAC. (2005). OECD Environmental Performance Reviews: Chile 2005. In *OECD Environmental Performance Reviews*. OECD Publishing. doi:10.1787/9789264009684-en
- Pascual, M. A., Cussac, V., Dyer, B., Soto, D., Vigliano, P., Ortubay, S., & Macchi, P. (2007). Freshwater fishes of Patagonia in the 21st Century after a hundred years of human settlement, species introductions, and environmental change. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(2), 212–227. doi:10.1080/14634980701351361
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22(1), 180–188. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x
- Penaluna, B. E., Arismendi, I., & Soto, D. (2009). Evidence of Interactive Segregation between Introduced Trout and Native Fishes in Northern Patagonian Rivers, Chile. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(4), 839–845. doi:10.1577/T08-134.1
- Pister, E. P. (2001). Wilderness Fish Stocking: History and Perspective. *Ecosystems (New York, N.Y.)*, 4(4), 279–286. doi:10.1007/s10021-001-0010-7
- Roscoe, D. W., Hinch, S. G., Cooke, S. J., & Patterson, D. A. (2011). Fishway passage and post-passage mortality of up-river migrating sockeye salmon in the Seton River, British Columbia. *River Research and Applications*, 27(6), 693–705. doi:10.1002/rra.1384
- Roscoe, David W, & Hinch, S. G. (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 11(1), 12–33. doi:10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during

- rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5), 609–622. doi:10.1002/rrr.652
- Soto, DORIS, Arismendi, I., González, J., Sanzana, J., Jara, F., Jara, C., ... Lara, A. (2006). Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(1). doi:10.4067/S0716-078X2006000100009
- Soto, Doris, Jara, F., & Moreno, C. (2001). Escaped salmon in the inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecological Applications*, 11(6), 1750–1762. doi:10.1890/1051-0761(2001)011[1750:ESITIS]2.0.CO;2
- Tognelli, M. F., de Arellano, P. I. R., & Marquet, P. A. (2008). How well do the existing and proposed reserve networks represent vertebrate species in Chile? *Diversity and Distributions*, 14(1), 148–158. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00437.x
- Tummers, J. S., Hudson, S., & Lucas, M. C. (2016). Evaluating the effectiveness of restoring longitudinal connectivity for stream fish communities: towards a more holistic approach. *The Science of the Total Environment*, 569-570, 850–860. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.207
- Vila, I., Fuentes, L., & Contreras, M. (1999). Peces límnicos de Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural de Chile*, 48, 61’75.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., & Gatti, R. (1997). Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries*, 22(6), 6–12. doi:10.1577/1548-8446(1997)022<0006:IOWLUN>2.0.CO;2

Anexo: ¿Por qué pensar en conservación de peces?

Las razones por las que pensar en la conservación de especies en general – y peces específicos – asociado al desarrollo de hidroelectricidad son variadas, pero en cualquier caso las personas reconocen la importancia de realizar acciones de conservación. Estas razones comúnmente incluyen invocaciones a sentidos de moralidad, ética, razones económicas, u obligaciones legales.

En 2015, el Papa Francisco publicó su segunda encíclica, *Laudado si'*, la cual se enfoca en las cuestiones morales asociadas a la conservación del mundo natural, señalando: “Invito a acompañar la publicación con una renovada atención a las situaciones de degrado ambiental, pero también de mejoría, en sus propios territorios.” Se señala cómo la cuestión de conservación del mundo natural es un trabajo moral.

El marco de ética está basado en el entendimiento de que la humanidad ha dañado el mundo natural debido a nuestras acciones, en la forma de contaminación, destrucción de zonas usadas por especies nativas, y la extinción de especies por sobrecaza y sobrepesca, entre otros. Esta aproximación afirma que, si queremos continuar viviendo en este mundo, necesitamos aprender que tenemos la responsabilidad en bajar el nivel de los impactos de nuestras actividades. Es sobre este principio sobre el cual se apoya el concepto del desarrollo sustentable.

El marco económico entiende dos cosas fundamentales: hay costos externos asociados con el uso y cambio del mundo natural, y hay personas que están dispuestos a pagar para conservar y restaurar sistemas naturales. Los dos pueden conectarse al marco de servicios ecosistémicos que mide el valor de los servicios generados y mantenidos por el mundo natural del cual la humanidad depende. Bajo de este marco, pérdidas en el mundo natural crean

disminuciones en los servicios ecosistémicos, lo que implica un aumento de los costos de proveer estos mismos servicios a la comunidad.

Finalmente, si no se mueve por razones de moralidad, ética, o economía ecológica, existe el argumento legal. En Chile, hay dos leyes que protegen las especies contra extinción (Ley de Caza) y sobrepesca y mantención de desplazamiento (Ley de Pesca). Pero, aunque las leyes solamente restringen algunas acciones directas contra las especies, se puede interpretar que las sanciones contra dichas acciones se configuran como un mandato más amplio hacia la conservación de especies por acciones directas e indirectas.