

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS DEL RÍO SANTA CRUZ (PRESIDENTE DR. NÉSTOR C. KIRCHNER Y GOBERNADOR JORGE CEPERNIC), PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CAPÍTULO 6 – IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE IMPACTOS

PUNTO 7 - IMPACTOS POTENCIALES SOBRE LA ICTIOFAUNA Y LOS RECURSOS PESQUEROS

INDICE

7	IMPACTOS POTENCIALES SOBRE ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS	2
7.1	FACTOR ANALIZADO	2
7.2	EVALUACIÓN	3
7.2.1	Etapa de Operación de las Presas	3
7.2.2	Etapa de construcción de las presas y llenado de los embalses	18
7.2.3	Conclusiones Finales	18
7.3	BIBLIOGRAFÍA	22

7 IMPACTOS POTENCIALES SOBRE ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS

7.1 FACTOR ANALIZADO

Las presas generan una notable fragmentación del paisaje fluvial, alteran los pulsos de crecientes e inundaciones. Asimismo, presentan serios problemas para la migración de los peces ocasionando mortandades, lesiones, y estrés, así como sobreexplotación pesquera al pie de las mismas. Por otro lado, sus efectos sobre la fragmentación de los ríos es un hecho reconocido y ello es tanto mayor cuanto más numerosos son las presas (Agostinho et al. 2007). Ward y Stanford (1983) demuestran como las presas imponen una discontinuidad en los procesos hidrológicos, geomorfológicos y biogeoquímicos alterando directa o indirectamente la composición de las comunidades biológicas. De tal modo, en el río Santa Cruz los impactos deben también analizarse a una escala ecológica amplia teniendo en perspectiva que las presas imponen drásticos cambios en las condiciones ambientales. Ello amerita que el proyecto de instalar presas en este río visibilice claramente que tipos de potenciales impactos se deben prever derivados de la construcción y operación de las presas y de la formación de los embalses.

En este informe se presentan los impactos directos e indirectos sobre la ictiofauna de podrían manifestarse bajo diferentes condiciones ambientales inducidas por la operación de las presas. Para ello se considera que la presa JC erogará caudales no inferiores a 255 m³/s ni mayores a 1600 m³/s en ningún momento del año. Los impactos se analizan y categorizan teniendo como referencia la necesidad que los caudales erogados respeten o se ajusten lo más posible a las variaciones hidrológicas anuales y sus pulsos de crecidas y bajantes sin superar valores mínimos o máximos históricos y bajo la premisa que las estrategias de vida de los peces se encuentran adaptadas a esta variabilidad natural y no a caudales extemporáneos.

Por otro lado, y no menos importante, la evaluación de los impactos que se practica en este caso, está enfocada en una perspectiva de conservación de los servicios ecosistémicos que posee el río, incluyendo la sostenibilidad de aquellas poblaciones que son recursos de alto valor social y económico y donde la sociedad emerge como el receptor más directo de dichos servicios. Esta visión, puede en algunos casos diferir y hasta arrojar conclusiones diametralmente opuestas para ciertos impactos si los objetivos fueran otros tales como, por ejemplo, maximizar la conservación de la biodiversidad. En este sentido, la ictiofauna patagónica continental ofrece un excelente ejemplo de ello ya que la presencia de especies exóticas, que son a menudo el objetivo de la conservación para muchos sectores de la sociedad, emerge como un impacto negativo para aquellos otros actores que buscan reducir su impacto en los ecosistemas naturales, asumiendo que los organismos exóticos siempre impactan negativamente sobre las especies nativas. La fragmentación de un río que puede afectar las poblaciones de peces exóticos migratorios sería considerada como un impacto positivo o negativo de acuerdo al uso que se hace de estas especies, curso de agua donde se encuentren, especies nativas presentes, valor de conservación intrínseco que posean, status de conservación, etc. Así, y a pesar que los salmónidos han sido introducidos hace más de 100 años en la Patagonia (Baigún y Quirós 1986; Pascual et al. 2007) su impacto es considerado variable de acuerdo a las condiciones ecológicas de los ambientes y tipo de ambiente y de los ensambles de peces nativos existentes.

7.2 EVALUACIÓN

7.2.1 Etapa de Operación de las Presas

7.2.1.1 Impactos Aguas Arriba

Incremento de oferta trófica para especies nativas y exóticas

Tal como fuera expuesto en el Punto 6 del presente Capítulo, la formación del embalse favorecerá la diversificación de la trama trófica. La cadena trófica actual del río Santa Cruz es de tipo simple y se ajusta a lo conocido en otras cuenca patagónicas donde la productividad primaria es baja y la producción secundaria más importante proviene del ambiente bentónico (Miserendino 2001). Más aún, de acuerdo con Tagliaferro et al. (2013) la abundancia y riqueza de especies bentónicas en el río Santa Cruz es una de las menores de los ríos Patagónicos, lo que es en parte coherente con la baja densidad de fitoplancton y zooplancton ya reconocida en la Línea de Base (ver Punto 6 del Capítulo 4). La formación del embalse reduciría la limitada turbidez inorgánica que arrastra el río, no solo aguas arriba de las presas sino también aguas abajo. Favorecería en una primera etapa además el desarrollo de especies epibentónicas y una mayor productividad del perifiton, factores que pueden beneficiar el aumento de insectos acuáticos y promover una mayor producción secundaria. Este efecto fue notado por Miserendino (2009) aguas abajo del embalse Florentino Ameghino en el río Chubut. Encontró además que la biomasa de organismos bentónicos estaba dominada por la turbidez y que la formación del embalse en dicho río proporcionó una mayor complejidad de hábitats favoreciendo el incremento del número de especies. Por su parte Tagliaferro et al. (2014a) señala que las especies dominantes en el río Santa Cruz como (*Hyalella araucana* y *Luchoelmis cekalovici*) se encuentran asociadas a altos contenidos de materia orgánica disuelta con lo cual la descomposición de la vegetación esteparia que quedará sumergida (si bien no será tal que afecte de manera significativa la calidad química del agua) y el aporte de los suelos inundados promovería aún más este desarrollo. De tal modo, la formación de los reservorios en el río Santa Cruz tenderá a expandir la cadena trófica y Miserendino et al. (2005) predicen en los mismos un aumento de crustáceos planctónicos en aquellas áreas donde exista descomposición de materia orgánica.

Tal como señala Lattuca et al. (2008) en ambientes patagónicos oligotróficos las larvas de especies nativas y exóticas y los adultos de trucha arco iris utilizan el zooplancton como principal fuente de alimentación. El resto de las especies mudan a una dieta bentónica. Un caso típico es el puyen, cuyas larvas son fitoplanctónicas y zooplanctónicas (Cervellini et al. 1993) y que por lo tanto, se beneficiarían del surgimiento trófico, que es típico de los embalses recién formados (Grimard y Jones 1982). Un eventual aumento en la densidad de zooplancton debido a la mayor actividad fitoplanctónica favorecerá el crecimiento de esta especie (Barriga et al. 2011). Dado que el puyen es una presa común en la dieta de otros peces como trucha marrón, trucha arco iris y perca (Férriz 1898; 1989; Macchi et al 1999), un incremento de su abundancia representaría un mejoramiento de la oferta trófica para la comunidad de peces y acaso un mecanismo compensatorio para reducir el impacto de los salmónidos en la etapa actual con el río no regulado. Sin embargo, es necesario considerar que el aumento de la productividad general por el embalsamiento tenderá a decrecer a medida que el embalse se estabilice y el aporte de nutrientes y materia orgánica decaiga. Este proceso es variable con cada embalse y depende de la temperatura, la tasa de recambio del agua, profundidad, forma, nivel de oscilación, etc. Tal como se expuso en el Punto 6 del presente Capítulo, teniendo en cuenta las características climáticas y edáficas de la región se espera que los embalses del río Santa Cruz se comporten como reservorios oligotróficos y con alta estabilidad y en cierto modo con características similares a otros embalses patagónicos.

La formación de los embalses con su aumento de desarrollo de costa y áreas someras podría beneficiar a la perca cuyas hábitos alimentarios se desarrollan tanto en zonas litorales como bentónicas (Ruzzante et al. 1998). En los embalses de Alicurá y Piedra del Águila, por ejemplo, Cussac et al. (1998) observaron que esta especie consumía larvas y pupas de quironómidos. De acuerdo a los resultados logrados en la Línea de Base el bentos en el río Santa Cruz parece estar dominado por especies de la familia Naididae, Baetidae, Chironomidae y Tipulidae, estadios larvarios que son más frecuentes en zonas lólicas, mientras el molusco *Limnaea* sp. y el anfípodo *Hyaella* sp. predominan en las bahías, que son escasas en el río. Este último es un ítem muy común en la dieta de percas y truchas con lo cual se espera que el embalse incremente la oferta trófica para estas especies.

Para el caso de la lamprea, la larva ammocoetes se vería en parte favorecida debido a que la abundancia de la misma parece estar asociada a la cantidad de materia orgánica (Potter et al. 1986) pero, por el contrario, prefiere aguas de baja velocidad, someras y con sedimentos finos (Jellyman y Glova 2002). De tal modo, el impacto del embalse dependerá de la disponibilidad de hábitats con dichas características para estos organismos que seguramente se localizarán en la interface que defina el curso del río por el vaso central y la zona inundada, dado que la larva requiere cierta circulación de agua

Los salmónidos podrán adaptarse sin duda a las nuevas condiciones lénticas debido a su amplio nicho trófico que incluye especies bentónicas, planctónicas e incluso larvas de peces nativos (Macchi et al 1999), siendo ello más evidente en el caso de la trucha arco iris (Juncos et al. 2011). En todo caso, es importante mencionar que la abundancia de salmónidos en los embalses, más allá de su oferta trófica, estará condicionada a la disponibilidad de mantener las áreas de reproducción y cría.

Cambios en la velocidad de migración descendente de juveniles de trucha, salmón y lamprea

Los embalses por si solos generan diferentes inconvenientes para la migración descendente de los peces y en particular de los smolts, habiéndose estimado que hasta un 20% de los juveniles de salmónidos se pierden al intentar atravesarlos (NMFS 2000). El caudal es el principal factor que afecta de manera directa la velocidad descendente de los juveniles de trucha steelhead (Berggren et al. 2011). Por ejemplo, se ha observado que en los embalses del río Columbia los smolts de steelhead se desplazan a una tasa de casi el 50% menor que en sectores de río no represados (Raymond 1979). De acuerdo a lo mencionado en la Línea de Base, los juveniles inician su migración hacia aguas abajo cuando el río comienza a crecer a fines de primavera. Experimentos de marcado sugieren que la tasa de migración de los smolts decrece a medida que los mismos se aproximan a la presa y se puede genera una demora en la zona adyacente a la misma de una semana o más (Venditti et al. 2000). Es interesante señalar que los retardos en la migración descendente y el stress que soportan los smolts durante las migraciones descendentes parecen afectar negativamente la supervivencia al ingresar al estuario (Budy et al. 2002) y al océano (Petrosky y Schaller 2010). Más crítico aún sería la situación de la lamprea que requiere para el descenso de sus juveniles que exista velocidad de corriente apropiada por ser una especie con menor capacidad natatoria (Potter et al. 1980).

Cambios en el tamaño del stock desovante de especies anádromas

La instalación de las presas puede representar una barrera directa para las migraciones ascendentes donde el objetivo es llegar a las áreas de reproducción. En el caso del río Santa Cruz este impacto puede tener efectos sinérgicos tal como es usual en presas encadenadas. El efecto de baja porosidad en presas continuas potencia la reducción del stock ya que las áreas reproductivas se localizan aguas arriba de las más distantes. Así, si los pasos para peces tuvieran una eficiencia del 50%, el stock desovante que pudiera eventualmente reproducirse en el último tramo libre de río (entre la cola de NK y el lago Argentino) sería solo del 25% respecto del que ingresa al río o llega al pie de la presa JC. Es por ello que en este tipo de presas donde los embalses se ubican sin solución de continuidad el efecto de barrera en cada una de ellas no debería ser superior al 10 %.

Alteración de las áreas de desove de lamprea

La formación de los embalses podría reducir la capacidad de nidificación de esta especie que usualmente utiliza cauces laterales y correderas de baja velocidad de corriente. Por ejemplo, en el caso de *Lampetra fluvialis* que habita en los ríos europeos esta especie requiere grava limpia para los nidos y se encuentran en zonas entre 0,2 y 1,5 m. Dado que todos los Petromizontidos poseen ciclos de vida cuasi similares (Maitland 2003) es de esperar que la especie en el río Santa Cruz también genere nidos solo en zonas con características semejantes. Si bien no existen datos concretos de su período reproductivo en este curso, se estima que el mismo debería tener lugar hacia fines de la primavera según ocurre en otras regiones (Todd y Kelso 1993). En esta época el río se encuentra ya en fase hidrológica ligeramente ascendente y ello le permite a la lamprea disponer de sustratos de gravas estables localizados en las orillas. Estos nidos son generados por los propios adultos moviendo la grava con los discos orales y a menudo se ubican bajo vegetación acuática o grandes piedras para tener protección. La formación de los embalses contribuirá sin duda a un cambio profundo de las condiciones hidrológicas apropiadas para que esta especie desove.

Alteración de las áreas de cría de lamprea

Las larvas ammocoetes requieren zonas donde el agua circule lentamente transportando limo en suspensión. Estas zonas deben ser apropiadas ya que las larvas deben permanecer entre 3 y 7 años antes de iniciar la migración al mar. Eventualmente pueden cohabitar con el estadio de macroftalmia tal como ha sido observado en el río San Pedro en Chile (Montoya et al. 2012), pero no se conoce si ello tiene lugar en el Santa Cruz. Para la lamprea de río europea Kainua y Valtonen (1980) determinaron que la velocidad requerida por las larvas es de 1–5 cm/s a 50 cm/s (Jang y Lucas 2005) y el sustrato de las zonas donde la misma se entierra debe tener un contenido relativamente alto de material orgánica, limo y arena (Lucas et al. 2009). Ello concuerda con lo encontrado por Potter et al. (1986) para *Geotria australis* quien afirma que la principal variable que afecta la densidad de larvas es el contenido de materia orgánica y que se incrementaría con la formación de los embalses. Sin embargo, estos autores señalan que otras variables adicionales también poseen influencia directa como la densidad de clorofila como proxy de la abundancia de diatomeas (importante ítem de la dieta las larvas), la presencia de vegetación arraigada, e inversa con la luz y la profundidad. Por otro lado, las larvas ammocoetes prefieren zonas de pendiente entre 0,2–6 m/km, intervalo que incluye todo el recorrido del Santa Cruz. En este sentido, si bien es probable que las áreas de nidificación de la lamprea se reduzcan drásticamente una vez instalados los embalses, podría ocurrir que sí nidifique aguas abajo de la presas en ciertas áreas donde las combinaciones de velocidad de corriente y sustrato fueran adecuadas.

Alteración de las áreas de desove y cría de salmónidos

Las áreas de cría para las trucha arco iris, al igual que para otros salmónidos se define como la superficie de sustrato con condiciones ambientales apropiadas disponible para permitir la nidificación e incubación de los alevinos. Sin embargo, la superficie con grava que posee un río no refleja necesariamente la capacidad de desove ya que es necesario que la velocidad de corriente y la profundidad sean las adecuadas (Bjornn y Reiser 1991). De tal modo y aun permaneciendo la composición del sustrato similar tras la formación del embalse, el mismo podría no ser apto. La incubación de los huevos de trucha arco iris toma por lo general entre 4 a 7 semanas, mientras que los alevinos emergentes permanecen en la grava entre 3 a 7 días para luego desplazarse hacia zonas de refugio (Pauley et al. 1986). En ese período es fundamental que el microambiente intersticial que posee la grava sea el que se requiere para la eclosión y para que el alevino se desarrolle antes de dejar el nido. La formación del embalse interfiere con la reproducción y cría no solo a través de la reducción de corriente en las áreas de nidificación sino también debido a la sedimentación lo que promueve que las gravas se cubran de sedimentos finos generando una alta mortalidad de huevos y alevinos (Phillips et al. 1975).

Los sedimentos finos menores a 0,074 mm son los que poseen el mayor poder deletéreo sobre la supervivencia de los embriones en salmónidos (Louhi et al. 2007). El efecto de los sedimentos finos es rellenar los espacios intersticiales en la grava y reducir la circulación del agua y el tenor de oxígeno que llega a los embriones (Greig et al. 2005). Bajo condiciones de hipoxia se demora la absorción del saco vitelino (Roussel 2007) lo que resulta en que los alevinos poseen baja capacidad natatoria y sean más vulnerables al eclosionar. Tappel y Bjornn (1983) demuestran como la supervivencia del embrión de steelhead decrece aceleradamente no bien el porcentaje de sedimento fino supera el 30% y es de solo el 20% si el sedimento llega al 50%. Este aspecto reviste notable importancia debido a que esta mortalidad debe adicionarse a la mortalidad natural que existe en ríos con calidad de sustrato apropiado. Por ejemplo, la supervivencia del huevo a la emergencia varía entre un 20-80%, de la emergencia a smolt es de un 8%, y del smolt al adulto retornante alcanza como máximo el 10% (Bley y Moring 1988), lo que da una idea del severo impacto que puede llegar a tener sobre el reclutamiento un factor adicional de mortalidad por la acumulación de material fino sobre las áreas de nidificación.

Se puede así concluir que la formación de los embalses promoverá una reducción significativa en la disponibilidad de hábitats de desove de salmónidos en general y ello es totalmente concordante con el análisis de Quiroga et al. (2015) para el río Santa Cruz específicamente. No menos importante, se reducirán los hábitats donde los reproductores permanecen esperando el momento en que las condiciones hidrológicas sean las adecuadas para el desove. Estos ambientes suelen ser pozones de variables profundidad y condiciones morfométricas particulares que son seleccionados por los adultos previos al desove (Baigún et al. 2000). De tal modo, el embalsamiento simplificará también la estructura de hábitats que cumplen un rol importante en el ciclo de estas especies. Los ambientes de cría de juveniles se verán afectados ya que estos parecen localizarse próximos a las zona de nidificación y por lo tanto también serán cubiertos por los embalses (Liberoff et al. 2014). Quiroga et al. (2015) estimaron que un 86% de los hábitats de cría y un 60% de los sitios de desove quedarán bajo las aguas de los embalses con importantes efectos negativos para la continuidad del ciclo biológico de la trucha steelhead. El sector remanente entre la salida del lago Argentino y la cola del embalse sería apto para la reproducción siempre que las condiciones de sustrato y velocidad de corriente se mantengan apropiadas o los salmónidos puedan utilizar el río Bote, que es el único tributario de importancia (Figura 7-1). En este sentido el escenario más comprometido se presenta en el embalse JC que carece de tributarios y donde el acceso a eventuales áreas de desove aguas arriba sería solo a través de las escalas de la presa NK. En el caso de la forma residente, estos impactos serían posiblemente mayores ya que sus nidos requerirán un tamaño menor de grava siendo así esperable que la sedimentación tenga un efecto aún más significativo.

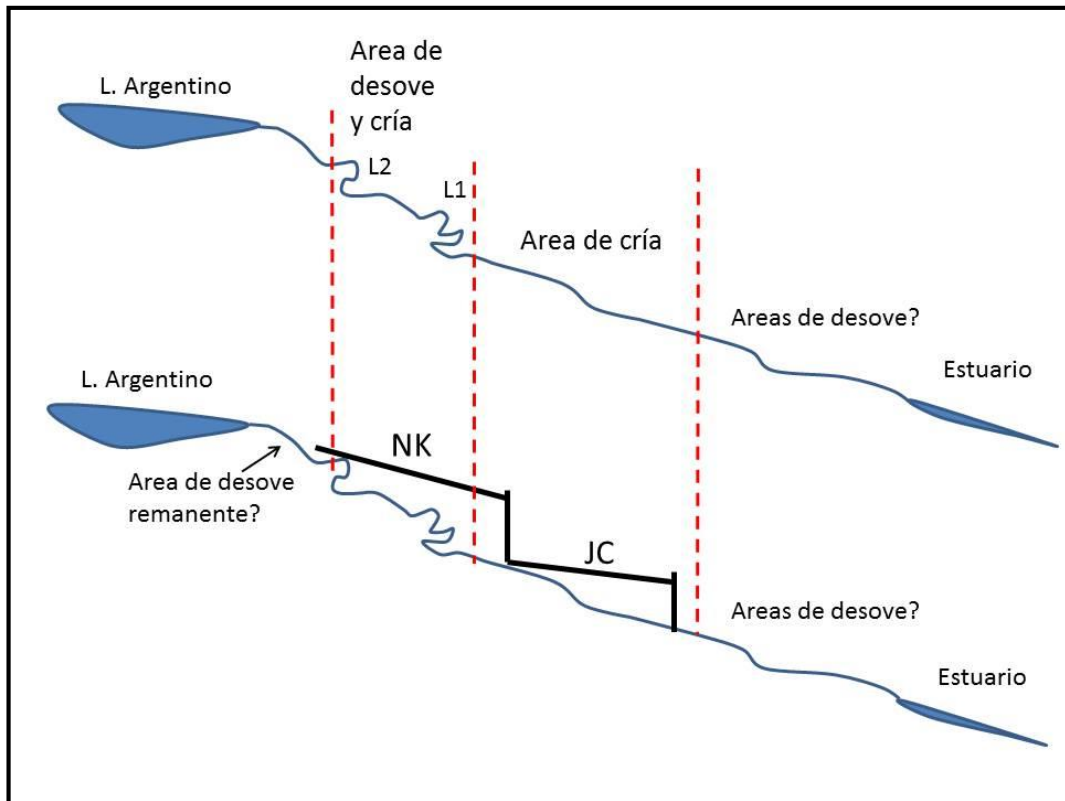


Figura 7-1. Esquema (no a escala) de la localización de las áreas de desove y cría en el curso del río Santa Cruz respecto a la posición de las presas y embalses planificados. L1 y L2: Laberintos 1 y 2; NK: presa Néstor Kirchner; JC: presa Jorge Cepernick.

Alteración de las áreas de desove y cría de perca y puyen

Estas especies se caracterizan por su euroicidad y son incluso más comunes en ambientes lénticos que lóticos. Se las encuentran en alta biomasa en muchos embalses de la cuenca del Limay, río Negro, río Chubut (Quirós y Baigún 1986). Buria et al. (2007a) demostraron que al llegar el período reproductivo la perca cuando habita en lagos, busca áreas bajas donde exista vegetación acuática y condiciones térmicas apropiadas. Si bien estas condiciones pueden no recrearse de manera similar en los embalses del río Santa Cruz tendrán un efecto posiblemente positivo al generar más y mejores áreas de reproducción y cría. Estas características pueden ser beneficiosas también para la reproducción del puyen que prefiere áreas litorales en los lagos y luego para proporcionar hábitats de refugio para la etapa larvaria ya que las mismas migran hacia las zonas limnéticas profundas (Cussac et al. 1992; Barriga et al. 2002; Rechencq et al. 2011). Se trata de una especie muy plástica y adaptada a vivir en una gran diversidad de ambiente (Barriga et al. 2002). El incremento de la línea de costa por formación del embalse beneficiará a esta especie gracias al desarrollo de áreas litorales (Tagliaferro et al. 2014 b).

Mortalidad/daños por pasaje a través de turbinas

El impacto de la mortalidad que ocurrirá por pasaje a través de turbinas en el río Santa Cruz se aplica tanto a juveniles de truchas steelhead, chinook y de lamprea como a adultos de steelhead. No es posible a priori obtener información sobre cuál será la magnitud de ello que dependerá de las alternativas mitigadoras que se apliquen. Royce et al. (2000) mencionan que aun instalando colectores superficiales sobre las turbinas, los smolts de steelhead exhiben una tasa de paso por turbinas del 25% mientras que la de chinook es del 52%. En la cuenca del río Columbia el rango aceptado de mortalidad de salmónidos juveniles al pasar por las turbinas se encuentra entre 8-19%, mientras que en el caso del pasaje de adultos de steelhead se han estimado mortalidades entre el 20-40% y hasta el 90% (Wertheimer y Evans 2005). Los peces que atraviesan las turbinas se ven expuestos a cambios bruscos de presión y daños mecánicos (Mathur et al. 1996; Bickford y Skalski 2000), generando barotraumas como ruptura de la vejiga natatoria, exoftalmia, hemorragias internas, embolias (formación de burbujas en agallas, etc. (Brown et al. 2012) y que se potencian con el aumento de la talla (Cada 1990).

También la presencia de la presa puede aumentar la mortalidad de las formas juveniles migratorias de lampreas al inducirlas a ingresar a las turbinas. La capacidad natatoria de las mismas es sensiblemente menor que los que exhiben los juveniles de salmónidos. Los juveniles de la lamprea del Pacífico, por ejemplo, pueden desarrollar velocidades de punta de solo 0,6 m/s, lo cual sería insuficiente para escapar a la atracción que tendrían las turbinas una vez que se acerquen a las tomas. Aunque el estadio de *macroftalmia* exhibe una velocidad de punta ligeramente mayor 0,7 m/s, ello es insuficiente para impedir que queden atrapadas contra las rejillas de protección de las turbinas, representando ello una importante fuente de mortalidad (Moser et al. 2015). Bracken y Lucas (2013) concluyen que como las larvas tienden a migrar por el centro del canal ello promueve el ingreso a las turbinas y dado que su migración es básicamente nocturna (Potter et al. 1980; Moursund et al. 2000) el régimen de turbinado debería reducirse durante esas horas, situación que en general es opuesta a las demandas energéticas y objetivo de los proyectos de represamiento.

Aislamiento genético de poblaciones

La instalación de las presas puede generar una fragmentación de las poblaciones de peces residentes y eventualmente conducir a un aislamiento genético (Yamamoto et al. 2004; Wofford et al. 2005). En el caso de la trucha arco iris, si las presas impidieran el ascenso de adultos anádromos, se interrumpiría el eventual flujo génico que puede haber entre las formas residentes y anádromas (Pascual et al. 2001; Liberoff et al. 2013). La probabilidad que las poblaciones se vuelvan alopátricas dependerá de la localización de las áreas reproductivas en el caso de especies residentes, de la eficiencia de los pasos para peces en el caso de especies migratorias y del rol que cumpla el lago en el ciclo biológico de las especies, entre otros.

7.2.1.2 Impactos Aguas Abajo

Bloqueo/demora en las migraciones ascendentes

El impacto más visible e inmediato de la construcción de presas es impedir o demorar la migración ascendente, incluso si existen pasos para peces. Para el caso de salmónidos se verifican numerosos ejemplos en el mundo de desaparición de stocks por imposibilidad de alcanzar sus áreas reproductivas al no poder superar el bloqueo que significan estas obras (Nehlsen et al. 1991). La imposibilidad de traspasar una presa se produce cuando los peces no encuentran rápidamente las entradas a los sistemas de transferencia, o bien los mismos no poseen un diseño adecuado para estimular un pasaje rápido hacia aguas arriba. Para las especies que habitan en el río Santa Cruz y que son migratorias, este bloqueo se limita a la trucha steelhead, salmón chinook y lamprea, ya que en el caso del puyen los ejemplares situados arriba de JC conformarían una población que no migra al medio marino o posee escaso flujo génico con la variedad anfídroma de la baja cuenca (Carrea et al 2013).

Cambios en los estímulos y capacidad migratoria debido a variaciones de caudal

La erogación de caudales muy bajos durante la época de migración ascendente de los adultos de steelhead y chinook podría generar un impacto altamente negativo deteniendo o demorando su ingreso al río, de acuerdo a lo observado en otros ríos como el Columbia (Lisscom y Osslander 1985). En este río el progresivo represamiento con la consiguiente regulación del caudal, ha generado cambios en los tiempos de inicio de su migración ascendente (Robards y Quinn 2002). Baxter (1961) encontró que los salmones requerían entre el 30-50% del caudal medio anual para migrar en ríos de Escocia. Estas situaciones no serían frecuentes, sin embargo, en el río Santa Cruz dado que el régimen de operación estará básicamente asociado al caudal de ingreso en el curso superior (aguas arriba de la represa NK) y por lo tanto, se esperarían normalmente caudales próximos a los caudales promedio históricos.

En el caso del puyen, el efecto del caudal sería un condicionante para sus migraciones ascendentes. La especie parece tener un comportamiento diádromo facultativo como producto de desovar en el estuario o en el sector fluvial próximo a él (Carrea et al. 2013). Posteriormente y tras una etapa estuarial o marina, la larva ingresa al río y se desplazaría hasta el curso bajo y medio (Tagliaferro et al. 2014b). No se dispone de información precisa sobre la época reproductiva de esta especie en el río Santa Cruz, pero mientras la variedad residente o encerrada de la especie se reproduce en primavera (Barriga et al. 2002; 2007) al igual que lo que ocurre en Chile (Cifuentes et al. 2012), la variedad diádroma lo hace en otoño (Peredo y Sobarzo 1994). Sin embargo, para Tierra del Fuego la especie tiene su período reproductivo entre Noviembre y Febrero (Boy et al. 2007) por lo que es posible que en el río Santa Cruz la reproducción se inicie ya avanzada la primavera. Cambios en los caudales podrían retardar la migración ascendente de las larvas cristalinas provenientes del océano (McDowall et al. 1994). Se estima que ello debería ocurrir en el río Santa Cruz a partir de otoño, que es cuando el río inicia su descenso y las larvas comenzarían la migración ascendente. Se conoce que la velocidad sostenida de esta especie es de 0,19 a 0,26 m/s, mientras que la de punta es 0,47 a 35 m/s (Mitchell 1989). Mientras, el ascenso río arriba no se vería afectado por la reducción de caudales, que por otro lado son naturales en dicha época, los pulsos por empuntamiento o de gran caudal fuera de la época de migración (caudales que superan los máximos históricos) y que son inexistentes durante el período normal de migración de la especie, ejercerían un fuerte impacto negativo.

Para la lamprea las variaciones de caudal pueden incidir sobre su dinámica migratoria si bien se ha visto que esta especie en ríos de Nueva Zelandia realiza movimientos intermitentes ya que desde el momento en que ingresa al agua dulce demora hasta 16 meses en reproducirse (Potter et al. 1983). La especie en dicha región asciende en invierno (Kelso y Glova 1993), lo cual es coincidente con el descenso del caudal en el río Santa Cruz. Jellyman et al. (2002) demuestran como las crecidas retardan los movimientos ascendentes de las lampreas, con lo cual se predice que la erogación de caudales altos o de empuntamiento influirá muy negativamente sobre la velocidad de migración aguas arriba. Ello se potenciará si estos caudales se erogan durante la noche que es cuando la especie desarrolla sus migraciones reproductivas (Beattie 1994, en Jellyman et al. 2002).

Mortalidad por predación de aves o peces a la salida de turbinas

Los peces que atraviesan vertederos o turbinas se desorientan a su salida o quedan dañados o atrapados en remolinos siendo así más vulnerables (Ruggles y Murray 1983). No existen estudios sobre el impacto de aves sobre peces en el río Santa Cruz.

Mortalidad o daños por pasaje a través de vertederos

Esta fuente de mortalidad se estima muy baja en las presas del Santa Cruz dado que los vertederos solo abrirán muy ocasionalmente y cuando se verifiquen situaciones de crecidas extraordinarias. Por otro lado de darse estas crecidas en el verano ya no serían coincidentes con la época de migración descendente de los smolts. La tasa de mortalidad para salmónidos por vertederos es variable y puede oscilar entre 0 y 40% según la presa, altura, diseño del vertedero, etc. Diversas causas explican esta mortalidad, entre ellas la abrasión, golpe contra estructuras disipativas, turbulencia en la zona de disipación, cambios en la velocidad y presión. Por ejemplo, la velocidad crítica de caída libre se alcanza cuando la altura de la presa es de 30-40 m y los peces son pequeños, mientras que si los peces son mayores a 60 cm, esta altura es de solo 26 m (Bell 1991). En el caso en que los vertederos se abrieran y dada la altura de ambas presas, sería entonces de esperar cierta mortalidad. A ello puede añadirse la mortalidad por sobresaturación gaseosa dependiendo de si el diseño de los vertederos es adecuado o no para evitar este efecto.

Alteración de hábitats por fluctuaciones de caudal (hidro-picos)

Los bruscos cambios de caudal debido al funcionamiento de las presas (hidro-picos) representan por sus consecuencias uno de los aspectos más indeseables desde un punto de vista ambiental (Meille et al. 2008). Los empuntamientos generados por las regulaciones de caudal tiene la capacidad de modificar los patrones estacionales y diarios y los pulsos estacionales se destruyen debido a que las presas retienen en parte las crecidas para acumular agua, mientras los picos diarios se alteran fuertemente ante las demandas energéticas. Ello por lo general tiene lugar en las primeras horas de la mañana y las primeras de la noche. Estas alteraciones de caudal debido a las demandas energéticas y funcionamiento de las presas generan importantes cambios en las características abióticas de los ríos y generando efectos en cascada hacia las comunidades biológicas (Young et al. 2011), así como una fuerte reducción de la salud ecosistémica de los ríos impactando sobre todas las comunidades biológicas (Poff 2010), tal como resume la Figura 7-2.

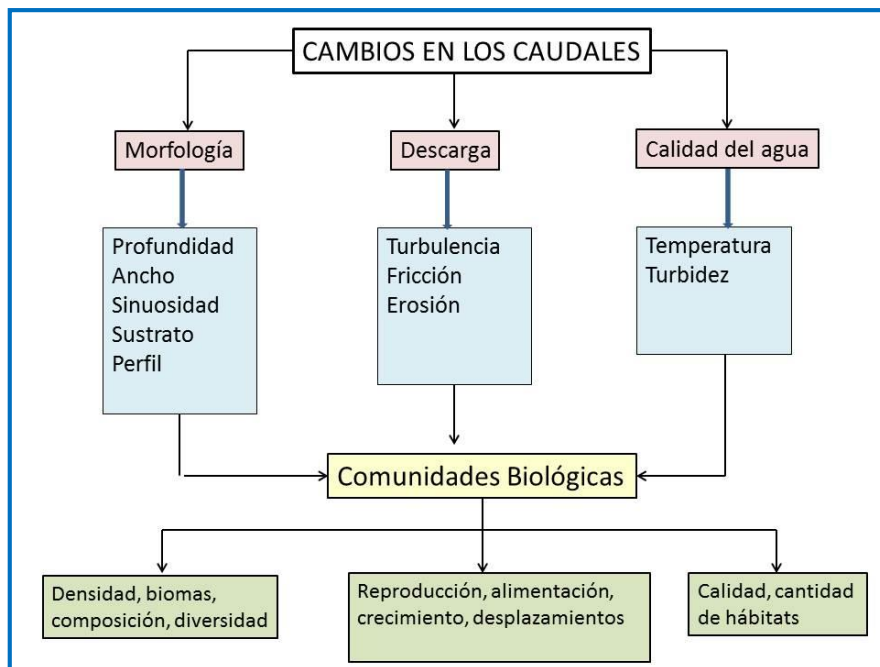


Figura 7-2. Cambios físicos y biológicos generados aguas debajo de ríos represados (modificado de Meille et al. 2008).

Entre los impactos enunciados, uno de los aspectos más relevantes y visibles está dado por los cambios geomorfológicos aguas abajo de las presas dado que el agua erosiona el canal eliminando el sustrato más pequeño (Death y Winterbourn 1995) a la vez que aumenta la turbidez por resuspensión de sedimentos costeros (Anselmetti et al. 2007). Se ha observado que uno de las alteraciones más conspicuas es el aumento de la granulometría aguas abajo de las presas, lo que genera cambios en las comunidades de invertebrados pero impacta indirectamente sobre la oferta trófica para los peces (Katano et al. 2009). En el caso de los peces, estos picos de caudales súbitos limitan la calidad y cantidad de hábitats (Valentin et al. 1994). Es reconocido que los juveniles de salmónidos tras emerger de la grava buscan áreas de refugio y alimentación que en los ríos se encuentran en las zonas someras donde la velocidad del agua es reducida y por ende existe un sustrato conveniente para ello. Bajo condiciones de caudal variable los nidos se encuentran expuestos a la erosión cuando el río crece y a la desecación cuando desciende (McMichael et al. 2005). La conservación de las áreas de cría de la trucha arco iris dependerá de que los caudales no desciendan por debajo del caudal ecológico establecido prefijado pero tampoco que los máximos tengan lugar mientras se realiza la incubación y emergencia del alevino. Korman y Campana (2011), por ejemplo, observaron que la densidad de juveniles de trucha arco iris era de 2 a 4 veces mayor durante el período de aguas bajas que durante el de aguas altas generados por hidrópicos. El puyen y la lamprea se vería igualmente afectados dado que sus áreas de desove y cría se distribuyen en áreas muy someras y de baja corriente, con sustratos barrosos, de piedra o cubiertos por vegetación. Para el caso de la perca, que es probable que se reproduzca en zona de aguas con mucha menos velocidad de corriente que se ubicarán en las áreas someras del embalse y los descensos y ascensos de nivel no la afectarán mayormente debido a que no se esperan variaciones de nivel significativo.

En el caso de los peces, se presentan diversos impactos directos e indirectos vinculados a las modificaciones físicas, hidrológicas y geomorfológicas que los hidrópicos generan (Tabla 7-1).

Tabla 7-1. Principales efectos de los hidrópicos sobre peces en ríos (adaptado de Schmutz et al. 2014).

Efectos generados por los picos hidrológicos	Implicancias	Consecuencias para los peces
Aumento de caudal	Incremento de la velocidad	Deriva de peces juveniles o pequeños
	Deriva de macroinvertebrados	Reducción de la oferta trófica
	Erosión de nidos	Reducción del reclutamiento
	Erosión de algas	Reducción de la oferta trófica
Descenso del caudal	Desecamiento de áreas litorales	Varamiento de juveniles
	Desecamiento de nidos	Reducción del reclutamiento
	Desecamiento de cauces laterales y planicies	Varamiento de peces
Incremento de turbidez	Reducción de la productividad primaria	Reducción de la oferta trófica
	Reducción de la visibilidad	Reducción de la oferta trófica
Fluctuación de nivel	Cambios en la disponibilidad de hábitats	Stress fisiológico, desplazamientos
	Pérdida de estímulo para reproducción	Interrupción del desove
	Pérdida de estímulo para la migración	Interrupción de las migraciones
Variación de temperatura	Cambios en estímulos para la reproducción	Reducción del reclutamiento
	Deriva de macroinvertebrados	Reducción de la oferta trófica

La pérdida de refugios ambientales por caudales inapropiados afecta la supervivencia de las especies en épocas desfavorables cuando existe una reducción de alimento (Scruton et al. 2008). Bauersfeld (1978) estimó, por ejemplo, una pérdida del 1,5% de alevinos por cada descenso de caudal con una reducción del 59% en una estación. Si la trucha steelhead tuviera la posibilidad de reproducirse aguas abajo los cambios en los caudales tendrán un alto impacto sobre los nidos removiendo las gravas al crecer el agua y dejándolos en seco o bien cubriéndolos con materia orgánica y sedimentos al reducirse el caudal. En todo caso, el impacto dependerá del tiempo en que el río erogue caudales que superen los máximos históricos durante el período reproductivo. Dado que el caudal máximo a turbinar será de 1600 m³/s, ello representará 2,5 veces más que el promedio de los máximos que corresponden a dicho período.

Mortalidad de peces en áreas litorales

La erogación de altos caudales desacoplados de los ciclos biológicos, podría favorecer también el arrastre de juveniles de trucha, puyen y larvas de lampreas. Los juveniles de perca parecen habitar en áreas más protegidas tal como se encontró durante los muestreos de la Línea de Base en el curso inferior. La deriva de juveniles de peces es común en los picos de erogación de caudales (Harvey 1987; Thompson et al. 2011). Las lampreas permanecen en fase ammocoetes durante 3-4 años y solo migran como juveniles cuando sobreviene una metamorfosis corporal y cambios fisiológicos que les permitirá ingresar al medio marino (fase de macroftalmia). Si la larva es arrastrada al mar antes que dicha metamorfosis tenga lugar muere al no poder osmoregular (Morris 1972). Durante las bajantes, el efecto sobre la lamprea no sería tan significativo ya que en determinadas circunstancias esta especie vive enterrada y se ha observado que la misma es capaz de vivir respirando a través de la piel durante varias horas (Potter et al. 1996).

Reducción de la oferta trófica

La presencia de presas tiene como efecto reducir la carga de sólidos en suspensión que acarrea el agua aumentando la transparencia y por lo tanto teniendo el potencial de modificar en parte la trama trófica. En términos generales los embalses contribuyen a simplificar la comunidad de macroinvertebrados debido a una pérdida de diversidad de hábitats, fluctuaciones en los niveles de agua, cambios en el régimen termal y reducción de sólidos suspendidos (Munn y Brusven 2006). Los picos de caudal producen la deriva de estos organismos (Perry y Perry 1986; Bruno y Siviglia 2012) y reducen así la oferta trófica para los peces juveniles. Aguas abajo del dique Ameghino, por ejemplo, Miserendino (2009) encontró que si bien la riqueza de especies bentónicas no cambió en la comunidad, la misma paso a estar dominada por gasterópodos, quironómidos y platelmintos observándose una reducción de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera. La presencia de estos organismos en ríos es indicadora de calidad ambiental (Lenat 1988) y su reducción puede tener importantes implicancias para la dieta de juveniles de arco iris que usualmente predan sobre estos organismos (Buria et al. 2007b). Usualmente los ambientes localizados aguas abajo, por el contrario, favorecen el aumento de dípteros y particularmente de quironómidos, mientras los efemerópteros son los más sensibles (Ellis y Jones 2013). Los estudios previos de Miserendino et al. (2005) en el río Santa Cruz muestran que la densidad de invertebrados acuáticos tiende a crecer hacia aguas abajo. De igual modo en la Línea de Base se encontró un aumento de zooplancton en el curso inferior. Ello podría significar que el rol de este sector del río es significativamente mayor como área trófica y acaso explica la mayor densidad de puyen o el ingreso de juveniles de róbalo desde el estuario hasta la zona de Piedrabuena, fenómeno que fue detectado durante los estudios de la Línea de Base.

Específicamente, en el río Santa Cruz Tagliaferro et al. (2014a) determinaron que los juveniles de truchas arco iris en el sector inferior del río se alimentaban principalmente de plecópteros, efemerópteros y crustáceos y para el caso del puyen estos autores reconocieron a los plecópteros, efemerópteros y dípteros como los ítems principales.

Reducción en la velocidad de migración

Diversos estudios muestran que las variaciones de caudal pueden alterar o detener las migraciones descendentes de los salmónidos juveniles (Raymond 1979; Montgomery et al. 1983). Wagner (1969) sostiene que cambios en el caudal pueden afectar el fenómeno de “imprinting” y por lo tanto reducir la tasa de retorno. Bjornn y Pery (1992) resumen diferentes estudios en la cuenca del Columbia que demuestran que la reducción del caudal retardaba la migración nocturna de la trucha steelhead. Este impacto solo se observaría acaso si los caudales fueran reducidos por situaciones imprevisibles y por debajo de los niveles umbrales recomendados.

Mortalidad por temperatura durante bajos caudales

Los embalses tienen la capacidad de generar cambios de temperatura aguas abajo cuya recuperación puede requerir varios cientos de kilómetros. Si bien no se espera que el embalse se estratifique de acuerdo a lo descrito en la Línea de Base y a lo definido en los Estudios Especiales, si es posible que durante el verano las descargas de fondo sean ligeramente más frías. Un efecto directo de la formación de los embalses es la reducción del régimen termal diario (Ward y Stanford 1983) donde la temperatura del río puede modificarse fuertemente si el caudal se reduce y potenciar los efectos de la temperatura tanto en verano como en invierno. WDOE (2002) menciona que el rango de desove de la trucha steelhead oscila entre 3,9-21°C y que la temperatura preferida va de 4,4-12,8 °C. La supervivencia de los embriones y alevinos óptima se da en el rango de 7-10 °C y en el momento de la eclosión la temperatura diaria promedio no debe superar los 11-12 °C. USEPA (2001) ubica el rango óptimo de eclosión entre 6 y 10°C y Myrick y Cech (2001) señalan que el óptimo de supervivencia del huevo se presenta entre 5-10°C. Por su parte, Bell (1986) concluye que el rango de desove se ubica entre 3,9-9,4°C. De tal modo, un caudal muy bajo en invierno (menor al caudal ecológico) podría bajar la temperatura del agua a niveles inconvenientes.

La temperatura también influye positiva o negativamente sobre la tasa de crecimiento. Tanto las temperaturas bajas o altas extremas (<5 °C y > 22 °C) reducen sensiblemente el metabolismo de la trucha steelhead. Bjornn y Peery (1992) mencionan que cuando la temperatura decrece a 3°C, la migración de adultos en el río Columbia se demora. Se ha observado, asimismo, que la baja temperatura favorece el varamiento de los juveniles de salmón coho y trucha arco iris debido a una reducción en la actividad y retardo en abandonar sus refugios en la grava ante el descenso del caudal (Bradford et al. 1995). Este impacto solo se observaría si los caudales durante el período de cría fueran reducidos por situaciones imprevisibles o bien durante el llenado.

Afectación de las pesquerías deportivas

La pesquería de trucha steelhead se verá reducida básicamente en la cuenca baja si la especie no puede mantener su ciclo de vida con la consiguiente pérdida de los beneficios socio-económicos que depara. La pesquería reducirá su calidad al estar compuesta únicamente por la variedad residente que es de considerable menor tamaño y no genera una expectativa similar en la región al existir otros ambientes con ejemplares residentes de esta especie con tallas mayores.

Mortalidad por pesca

En muchos embalses, el bloqueo o retardo de las migraciones torna mucho más vulnerables a los peces y estos se acumulan aguas abajo si no logran traspasar rápidamente la presa por lo que es usual que los mismos sean más fácilmente capturados por los pescadores. Este efecto se ha detectado en presas como Salto Grande, Yacyreta, Chocón, Dique Ameghino, Río Hondo, etc. (Baigún, pers. observ.). Usualmente parte de esta mortalidad proviene del mismo personal que trabaja en las obras durante la construcción pero luego puede mantenerse si el desarrollo de la pesquería se traslada hacia estas zonas y no se imponen regulaciones apropiadas.

7.2.1.3 Tabla Resumen

La Tabla 7-2 resume el impacto esperado para cada uno de los aspectos mencionados asignando valores (1 a 3) de acuerdo a la existencia de condiciones más favorables a más adversas referidos a la intensidad, extensión, duración y probabilidad de los impactos. Es importante mencionar que en este análisis no se considera el efecto de las posibles medidas mitigadoras. Los resultados se interpretan en función de considerar siempre la existencia de situaciones que potencialmente podrán aparecer de acuerdo al manejo de los caudales y por lo tanto pueden ajustarse en una evaluación posterior. Se concluye que:

- a) La mayoría de los impactos predichos o esperados tienen signo negativo y los pocos positivos se localizan aguas arriba
- b) Se identifican un número casi similar de impactos aguas arriba y abajo lo que revela el alcance regional que poseen los impactos de las presas
- c) La mayor proporción de impactos de alta significación serán aguas arriba
- d) Las extensiones de los impactos tenderán a ser más localizadas en algunos casos pero en otros su alcance se manifestará a lo largo del curso del río
- e) La duración de los impactos será aproximadamente mayor aguas arriba pero también alta aguas abajo
- f) La probabilidad de ocurrencia será muy alta aguas arriba y más moderada aguas abajo

Tabla 7-2. Valoración de los impactos esperados considerando aguas arriba el signo (positivo=SP) o negativo (negativo=SN), grado de intensidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3); extensión (Puntual=1; Zonal=2; Regional=3); duración (Fugaz=1; Temporal= 2; Permanente=3) y probabilidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3). El valor de significación se obtiene como la suma de los atributos previos y su signo responde a si el impacto es considerado positivo o negativo.

AGUAS ARRIBA	Signo	Intensidad	Extensión	Duración	Probabilidad	Significación
Incremento de la oferta trófica para especies nativas y exóticas	P	2	2	3	3	10
Cambios en la velocidad migración descendente de juveniles de trucha, salmón y lamprea	N	2	1	3	3	-9
Cambio en el tamaño del stock desovante de especies anádromas	N	3	2	3	3	-11
Alteración de las áreas de desove de lamprea	N	2	2	3	2	-9
Alteración de las áreas de cría de lamprea	N	2	2	3	2	-9
Alteración de las áreas de desove y cría de salmónidos	N	3	2	3	3	-11
Alteración de las áreas de cría y desove de perca y puyen	P	3	2	3	2	10
Mortalidad/daños por pasaje a través de turbinas	N	2	1	3	3	-9
Aislamiento genético de poblaciones	N	2	3	3	2	-10

Tabla 7-3. Valoración de los impactos esperados aguas abajo considerando aguas arriba el signo (positivo=SP) o negativo (negativo=SN), grado de intensidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3); extensión (Puntual=1; Zonal=2; Regional=3); duración (Fugaz=1; Temporal= 2; Permanente=3) y probabilidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3). El valor de significación se obtiene como la suma de los atributos previos y su signo responde a si el impacto es considerado positivo o negativo.

AGUAS ABAJO	Signo	Intensidad	Extensión	Duración	Probabilidad	Significación
Bloqueo/ demora de las migraciones ascendentes	N	3	1	3	3	-10
Cambios en los estímulos y capacidad migratoria debido a variaciones de caudal	N	2	2	3	2	-9
Mortalidad por predación de aves y peces a la salida de turbinas	N	1	1	1	1	-4
Mortalidad o daños a través de pasaje por vertederos	N	1	1	3	1	-6
Alteración de hábitats por fluctuaciones de caudal	N	3	2	3	3	-11
Mortalidad de peces que habitan las áreas litorales	N	2	2	3	3	-10
Reducción de la oferta trófica	N	2	2	3	3	-10
Reducción de la velocidad de migración descendente	N	1	2	1	1	-5
Mortalidad por temperatura durante bajos caudales	N	1	2	1	1	-5
Cambios en las pesquerías	N	3	2	3	3	-11
Mortalidad por pesca	N	1	1	1	2	-5

Al compararse los diferentes atributos entre aguas arriba y abajo se observa que las mayores diferencias se presentan a nivel de la intensidad y la duración, siempre mayores aguas arriba.

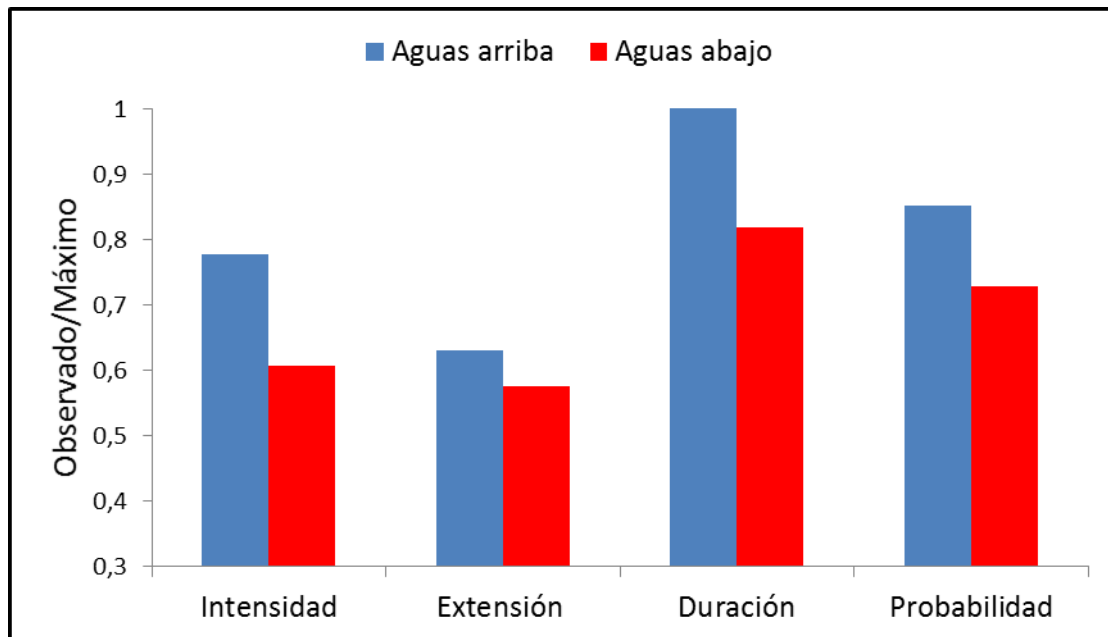


Figura 7-3. Comparación entre el valor observado y el máximo esperado de respecto a la intensidad, extensión, duración y probabilidad de los impactos.

7.2.2 Etapa de construcción de las presas y llenado de los embalses

La etapa de construcción requiere el desvío del río por un período de tiempo que abarcará al menos un ciclo anual, afectando con ello las migraciones ascendentes y descendentes. La etapa de construcción, prevé, el cierre de un tramo del río (aproximadamente 1,5 km para NK y 3 km para JC) lo que causará que los ejemplares presentes queden encerrados en recintos o zonas estancas.

La fase de llenado, si bien abarcará un tiempo menor (6 meses), implicará una reducción importante de los caudales erogados. Según se presenta en la Descripción del Proyecto (Capítulo 2) se ha previsto que ambos embalses se llenarán desde enero a julio, erogando aguas abajo de JC 578 y $234\text{m}^3\text{s}^{-1}$ respectivamente, si se dan las condiciones del año seco-medio.

Esto debe considerarse como un impacto negativo importante para la migración de la trucha steelhead, la cual se da durante los meses de verano y comienzos de otoño. Su impacto sobre la lamprea será en cambio mucho menor.

Es importante mencionar que practicar un rescate de peces se considera muy dificultoso no solamente por el enorme esfuerzo que representará por las dimensiones que tendrán los cierres, sino también porque ello solo sería factible para peces de gran porte y asumiendo que se utilizan artes que no generen mortalidad significativa. De este modo, esta actividad no ha sido considerada como una medida de mitigación factible de aplicar.

7.2.3 Conclusiones Finales

El río Santa Cruz posee una composición ictiofaunística particular al tener una población de lamprea anádroma, de trucha steelhead, la que sería única para toda la Patagonia, y de salmón chinook, una especie exótica y aún rara en la Patagonia. Otras especies nativas como el puyen chico y la perca o bien exóticas como la trucha de lago o trucha marrón, no ofrecen mayores peculiaridades y se encuentran presentes en otras cuencas, incluso posiblemente en mayor abundancia.

El impacto de las presas sobre especies como puyen y perca no serían de alta intensidad ya que son especies con posibilidad de aclimatación a condiciones de tipo lacustre y ello ha quedado demostrado en otros proyectos similares (cuenca del Limay, Chubut, etc.). Se trata asimismo de especies que habitan otros embalses y lagos patagónicos.

El hecho de conocerse que en este río se desarrollan dos especies con anadromía verdadera (steelhead y lamprea), una con hábitos anfidromos o incluso con cierto grado de anadromía (puyen chico) y otra que siendo anádroma utiliza el río como corredor migratorio (salmón chinook) plantea un formidable desafío para su conservación dado que sus características ecológicas entre algunas de ellas varían considerablemente. Si bien existe valiosa información biológica y ecológica sobre la trucha steelhead obtenida en estos últimos años como producto de diferentes proyectos de investigación (CENPAT- Pcia. de Santa Cruz), no es menos cierto que la misma es todavía incompleta o incluso fragmentaria en varios aspectos para responder a los numerosos interrogantes que plantea la instalación de las presas. Este déficit de información se profundiza aún más en el caso de las especies nativas. El caso más visible es posiblemente el de la lamprea sobre la cual poco se conoce en la cuenca, pero si se espera que al igual que otros Petromizóntidos, sean muy vulnerables a obras de infraestructura que alteran su ciclo migratorio.

A pesar que en este estudio los impactos han sido evaluados según ocurran aguas arriba y abajo y bajo condiciones posibles de manejo de las presas, resulta claro que varios de ellos se encuentran relacionados y poseen extensión regional y sinérgico. Los cambios en el régimen del caudal para operar las presas, por ejemplo, podrían condicionar el ascenso de las especies migratorias y por ende reducir el stock desovante. Estas modificaciones que serán muy pronunciadas diariamente debido a la generación de hidrópicos pueden ser severas no solo a nivel de las especies migratorias sino para el ecosistema fluvial en general impactando sobre la estructura de hábitats, reproducción, alimentación, etc. de las especies nativas y exóticas en sus diferentes estadios de vida. Los cambios en las tramas tróficas por alteración de la comunidad de invertebrados acuáticos pueden tener importantes consecuencias para el ensamble de peces, particularmente afectando a los peces juveniles. De igual modo, la formación de los reservorios traerá aparejados alteraciones profundas en la composición de especies así como en la trama trófica con resultados positivos para ciertas especies y muy negativos para aquellas que requieren condiciones limnológicas muy específicas (sustrato, velocidad de corriente, oxígeno disuelto, profundidad, etc.), como es el caso de los salmónidos.

La elección de un caudal ambiental es sin duda un tema de gran interés dado que el mismo debe estar dirigido a sostener la integridad ecológica del río ante todo porque ello garantiza poder asegurar que los procesos funcionales y la estructura del ecosistema fluvial (hábitats y biodiversidad) se conserven en estado adecuado. En función de los impactos analizados y de ciertas condiciones mencionadas en el pliego resulta evidente que el funcionamiento de las presas propuesto con caudales de máxima de 2100 m³/s y de mínima de 180 m³/s no permiten cumplir con los requisitos de sostener las poblaciones de peces migratorios en el sector del río localizados aguas abajo de la presa JC durante ciertos momentos del año. El uso de un caudal que responde a un período de recurrencia cercano a los 25 años como es el de 2100 m³/s, y que es solicitado por pliego, no se ajusta a criterios ecológicos válidos al estar muy por encima del máximo histórico registrado y su impacto continuo sobre las comunidades biológicas sería de gran magnitud. De igual modo, un caudal de pliego tan bajo como 180 m³/s no sería sostenible para asegurar condiciones ecológicas aceptables al ser inferior al mínimo histórico.

Por el contrario, la propuesta de erogar no más de 1600 m³/s y no menos de 255 m³/s se encuadra dentro de niveles compatibles con el funcionamiento normal del río a pesar que es necesario prestar atención a que incluso estos caudales guarden relación con los pulsos naturales del río y por lo tanto asegurar que las potamofases y limnofases sean compatibles con los ciclos biológicos de las comunidades y también con los de las especies migratorias. Una premisa a tener en cuenta en este sentido es que si bien las especies se encuentran adaptadas a condiciones ambientales variables no es menos válido que estas adaptaciones responden a condiciones de un río no regulado.

En el caso de los salmónidos, por ejemplo, su densidad depende, entre otras causas, de la disponibilidad anual de sustrato dado que se trata de especies que son territoriales a la hora de nidificar y requieren un área mínima con características adecuadas. Ello implica que en condiciones de caudales muy bajos la tasa de nidificación será menor pero ello se compensará en años siguientes cuando el río reajuste su caudal. Esta situación podría desaparecer cuando el río se regule por lo que el concepto de caudal ecológico mirado desde una perspectiva de estas especies debe ser aquel que permita la conservación de las poblaciones en condiciones de río alterado y no natural.

Este estudio, por lo tanto recomienda adoptar un enfoque precautorio y considerar como caudales ecológicos de limnofase y potamofase a aquellos que se aproximen a los que naturalmente sostienen las poblaciones naturales y que deben ser así tomados como puntos de referencia límites. En otras palabras, para el río Santa Cruz no se recomienda utilizar caudales basados en criterios hidrológicos que no estén referenciados y acoplados a los ciclos biológicos y ecológicos de las especies y a las condiciones ambientales que presentan los ríos. Esta condición es incorporada en los Criterios de Sustentabilidad Ambiental que se suman a las condiciones de operación (ver Capítulo 2).

Por otro lado, la instalación de dos presas encadenadas representará, sin duda, una situación muy adversa para sostener las especies migratorias. La presa JC carecerá de la zona de transición lacustre-fluvial y que permitiría que las especies migratorias que descienden el río eviten tener que migrar a través de dos embalses consecutivos y a las que migran hacia aguas arriba orientarse mejor en su movimiento ascendente. Por otro lado, mientras el problema de las migraciones ascendentes podría ser mitigado mediante un diseño apropiado de las escalas y las descendente de juveniles de steelhead y chinook y adultos steelhead y preadultos o juveniles de lamprea adoptando algunos de las alternativas usuales para estos casos (colectores superficiales, pantallas sumergidas, by-pass), el impacto sobre las áreas de desove y cría aguas arriba sería irreversible si las únicas disponibles se localizaran solamente en los sectores de río donde se formarán los embalses .

Es fundamental tener en cuenta que la capacidad de mantener o sostener las poblaciones de especies anádromas no se limitará a un solo aspecto sino que estará afectada por la suma de diversos impactos antrópicos generados por las obras a lo que se puede añadir incluso el que ocasiona la pesquería. Todos estos impactos serán sinérgicos en mayor o menor grado y donde la eficiencia de las diferentes acciones de mitigación que se apliquen estará condicionada por los resultados observados en su conjunto (Figura 7-4). Así, por ejemplo, los Criterios de Sustentabilidad Ambiental para reducir el impacto de la regulación de los caudales que puede modificar el estímulo para que las especies remonten el río pueden llegar a ser poco efectivas si los pasos para peces exhiben baja eficiencia o las secciones del curso inferior del río no son aptas para la reproducción. Por otra parte la decisión de construir o no sistemas de transferencia de peces se debería apoyar en considerar también si los mismos pueden llegar a representar trampas ecológicas ante eliminación de hábitats críticos para la reproducción dado que los peces en este río carecen aparentemente de ambientes sustitutos adecuados (tributarios) donde reproducirse. La información disponible a la fecha no permite asegurar que la instalación de escalas y sistemas de pasaje aguas abajo podrá mantener de modo adecuado el ciclo biológico de las especies migratorias.

Es muy probable que la optimización de estos sistemas requerirá diversos trabajos de experimentación y monitoreo, tal como se han desarrollado en otras cuencas del mundo, donde la solución al problema de las presas sobre las especies migratorias se ha viabilizado a través de aplicar enfoques bioingenieriles sostenidos por una adecuada y prolongada disponibilidad de recursos humanos y económicos para su evaluación y monitoreo (ver Análisis de Escala de Peces Propuesta en Capítulo 5 y Medidas de Mitigación y Plan de Gestión Ambiental en Capítulo 7).

Por otro lado, aun cuando quedarán áreas remanentes o marginales para la reproducción de las especies aguas arriba, será necesario minimizar el pasaje de los peces juveniles y adultos por las turbinas con el fin de maximizar el tamaño de las cohortes. Estos problemas demuestran como la magnitud del impacto potencial del proyecto debe examinarse necesariamente bajo una mirada global y a nivel de la cuenca donde se evalúen los costos y beneficios tangibles y no tangibles de estas obras y las posibilidades reales de mitigar sus impactos en forma efectiva de acuerdo a los procesos biológicos que tienen lugar.

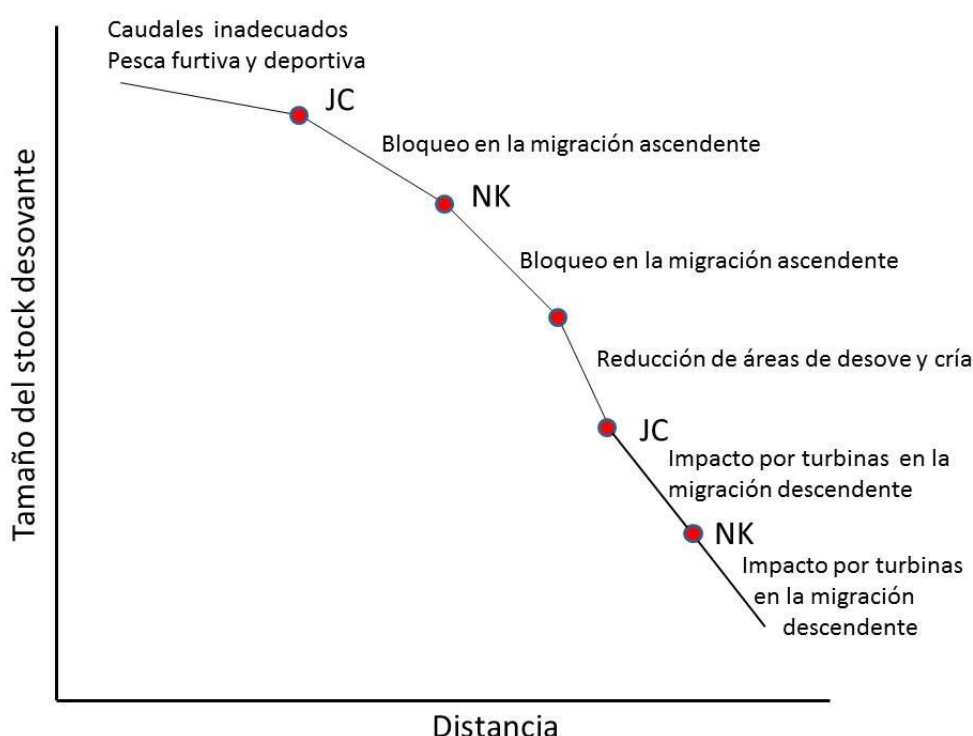


Figura 7-4. Esquema conceptual de los impactos antrópicos acumulativos en función de la reducción del stock desovante de especies anádromas presentes en el río Santa Cruz a medida que los peces ascienden hacia la alta cuenca.

Se concluye que basado en la información y experiencia existente en diversas cuencas del mundo donde las especies migratorias presentes en el río Santa Cruz se han visto expuestas a la fragmentación de los ríos, es posible anticipar que la instalación de las presas y su funcionamiento propuesto de acuerdo a las condiciones de diseño tiene alta probabilidad de generar impactos negativos de larga duración para las especies migratorias si las áreas de reproducción con mejores condiciones se localizaran únicamente en las zonas donde se formarán los embalses. El impacto sobre las especies residentes dependerá de su capacidad de adecuación a las condiciones lénticas de los nuevos reservorios y del rol ecológico que desempeña el río Santa Cruz con relación al resto de su cuenca en el ciclo biológico de estas especies.

7.3 BIBLIOGRAFÍA

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES Y F. M. PELICICE. 2007. Ecología e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Ed. Universidade Estadual de Maringá.

ANSELMETTI F.S., R. BUEHLER, D. FINGER, S. GIRARDI, A. LANCINI, C. RELLSTAB Y M. STURM. 2007. Effects of Alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation. *Aquatic Sciences*, 69: 179-198.

JELLYMAN, D. J. y G. J. Glova. 2002. Habitat use by juvenile lampreys (*Geotria australis*) in a large New Zealand river, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36:3, 503-510,

BAIGÚN, C., J. SEDELL Y G. REEVES 2000. Use of cool pools by summer steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) in Steamboat Creek, Oregon. *Journal of Freshwater Ecology*, 15: 269-27.

BAIGÚN, C. Y R. QUIROS. 1986. Introducción de peces exóticos en la República Argentina. *Inf. Téc 2, Inst. Invest. y Desarr. Pesq. (Mar del Plata)*.

BARRIGA, J., M. A. BATTINI Y V. E. CUSSAC. 2007. Annual dynamics variation of a landlocked *Galaxias maculatus* (Jenyns 1842) population in a Northern Patagonian river: occurrence of juvenile upstream migration. *Journal of Applied Ichthyology*, 23: 128–135.

BARRIGA, J. P., M. A. BATTINI, P. J. MACCHI, D. MILANO Y V. E. CUSSAC. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and *Galaxias platei* (Pisces: Galaxiidae) in a lake in the South American Andes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36:2, 345-359.

BARRIGA, J. P., M. A. BATTINI, M. GARCÍA ASOREY, C. CARREA, P. J. MACCHI Y V. E. CUSSAC. 2011. Intraspecific variation in diet, growth, and morphology of landlocked *Galaxias maculatus* during its larval period: the role of food availability and predation risk. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-011-0849-3.

BAUERSFELD, K. 1978. Stranding of juvenile salmon by flow reductions at Mayfield Dam on the Cowlitz River, 1976. Department of Fisheries, Olympia.

BELL, M. C. 1986. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fish Passage Development and Evaluation Program. U.S. Army Corps of Engineers, 209 pp.

BELL, M. C. 1991. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. U. S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division, 350 pp.

BERGGREN, T. J. Y M. J. FILARDO. 2011. An analysis of variables influencing the migration of juvenile salmonids in the Columbia River basin. *North American Journal of Fisheries Management*, 13: 48-63.

BICKFORD, S. A., Y J. R. SKALSKI. 2000. Reanalysis, and interpretation of 25 years of Snake-Columbia River juvenile salmonid survival studies. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 53–68.

BJORN, T. C. Y D. W. REISER. 1991. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. *American Fisheries Society Special Publication*, 19:83-138.

BJORN, T. C. Y C. A. PEERY. 1992. A review of literature related to movements of adult Salmon and Steelhead past dams and through reservoirs in the Lower Snake River. U.S. Fish and Wildlife

Service Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit University of Idaho, Moscow, Idaho and U.S. Army Corps of Engineers Walla Walla District.

BRACKEN, F. S. Y M. C. LUCAS. 2013. Potential impacts of small scale hydroelectric power generation on downstream moving lampreys. *River Research and Application*, 29:1073–1081.

BRADFORD M. J., G. C. TAYLOR Y J. A. ALLAN. 1995. An experimental study of the stranding of juvenile coho salmon and rainbow trout during rapid flow decreases under winter conditions. *North American Journal of Fisheries Management*, 15:473–479.

BROWN, R. S., B. D. PFLUGRATH, A. H. COLOTELO, C. J. BRAUNER, T. J. CARLSONC, D. DENG Y A. G. SEABURGE. 2012. Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle's law vs. Henry's law. *Fisheries Research*, 121-122: 43–50.

BRUNO, M. C. Y A. SIVIGLIA. 2012. Assessing impacts of dam operation - interdisciplinary approaches for sustainable regulated river management. *River Research and Applications*, 28: 675–677.

BUDY, P., G. P. THIEDE, N. BOUWES, C. E. PETROSKY Y H. SCHALLER. 2002. Evidence linking delayed mortality of Snake River Salmon to their earlier hydrosystem experience. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 35–51.

BURIA, L., S. J. WALDE, M. BATTINI, P. J. MACCHI, M. ALONSO, D. E. RUZZANTE Y V. E. CUSSAC. 2007a. Movement of a South American perch *Percichthys truchain* a mountain Patagonian lake during spawning and prespawning periods. *Journal of Fish Biology*, 70: 215–230.

BURIA, L., R. ALBARIÑO, V. DÍAZ VILLANUEVA, B. MODENUTTI Y E. BALSEIRO. 2007b. Impact of exotic rainbow trout on the benthic macroinvertebrate community from Andean Patagonian headwater streams. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie*, 168/2: 145–154.

BOY, C. C., A. F. PÉREZ, D. A. FERNÁNDEZ, J. CALVO Y E. R. MORRICONI. 2012. Energy allocation in relation to spawning and overwintering of a diadromous Puyen (*Galaxias maculatus*) population in the southernmost limit of the species distribution. *Polar Biology*, 32: 9-14.

CADA, G. F. 1990. A review of studies relating to the effects of propeller-type turbine passage on fish early life stages. *North American Journal of Fisheries Management*, 10: 418-426.

CARREA, C., V. E. CUSSAC Y D. E. RUZZANTE. 2013. Genetic and phenotypic variation among *Galaxias maculatus* populations reflects contrasting landscape effects between northern and southern Patagonia. *Freshwater Biology*, 58: 36–49.

CERVELLINI, P. M., M. A. BATTINI Y V. E. CUSSAC. 1993. Ontogenetic shifts in the feeding of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae). *Environmental Biology of Fishes*, 36: 283-290.

CIFUENTES, R., J. GONZÁLEZ, G. MONOTYA, A. JARA, N. ORTIZ, P. PEDRA Y E. HABIT. 2012. Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). *Gayana Especial*: 101-110.

CUSSAC, V. E.; CERVELLINI, P. M.; BATTINI, M. A. 1992: Intralacustrine movements of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae) during their early life history. *Environmental Biology of Fishes*, 35: 141-148.

- CUSSAC, V. E., D. RUZZANTE, S. WALDE, P. J. MACCHI, V. OJEDA, M. F. ALONSO Y M. A. DENEGRI. 1998. Body shape variation of three species of *Percichthys* in relation to the coexistence in the Limay River basin, northern Patagonia. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 143-153.
- DEATH R. G., M Y M. J. WINTERBOURN. 1995. Density patterns in streams benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology*, 76: 1446–1460.
- FÉRRIZ, R. A. 1988. Relaciones tróficas de trucha marrón, *Salmo trutta* Linne, y trucha arco iris *Salmo gairdneri* Richardson (Osteichthyes, Salmoniformes) en un embalse norpatagónico. *Studies of Neotropical Fish Studies*, 23: 123-131.
- FÉRRIZ, R. A. 1989. Alimentación de *Percichthys colhuapiensis* (Mac Donagh, 1955) y *P. trucha* (Girard, 1854) (Osteichthyes, Percichthyidae) en el embalse Ramos Mexía, provincia de Neuquen, Argentina. *Iheringia*, 69: 109-116.
- GEIST, D. R., E. V., ARNTZEN, C. J. MURRAY Y K. E. MCGRATH, Y. J. BOTT Y T. P. HANRAHAN. 2008. Influence of river level on temperature and hydraulic gradients in chum and fall Chinook salmon spawning areas downstream of Bonneville Dam, Columbia River. *North American Journal Fisheries Management*, 28: 30–41.
- GRIMARD, Y. H Y G. JONES. 1982. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorous concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1473-1483.
- HARVEY, B. C. 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 851–855.
- JANG, M. H. Y M. C. LUCAS. 2005. Reproductive ecology of the river lamprey. *Journal of Fish Biology*, 66: 499–512.
- JELLYMAN, D. J. Y G. J. GLOVA. 2002. Habitat use by juvenile lampreys (*Geotria australis*) in a large New Zealand river, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36: 503-510.
- JELLYMAN, D. J., G. J. GLOVA Y J. R. E. SYKES. 2002. Movements and habitats of adult lamprey (*Geotria australis*) in two New Zealand waterways, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36: 53-65.
- JUNCOS, R., D. MILANO, P. J. MACCHI, M. F. ALONSO Y P. H. VIGLIANO. 2011. Response of Rainbow Trout to different food web structures in Northern Patagonia: Implications for growth, bioenergetics, and invasiveness. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140: 415–428.
- KAINUA, K. Y T. VALTONEN. 1980. Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1960–1966.
- KATANO, I., J. N. NEGISHI, T. MINAGAWA, H. DOI, Y. KAWAGUCHI Y Y. KAYABA. 2009. Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: effects of a dam and a tributary. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 331-351.
- KELSO, J. R. Y G. J. GLOVA. 1993. Distribution, upstream migration and habitat selection of maturing lampreys, *Geotria australis*, in Pigeon Bay Stream, New Zealand. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44: 749 – 759.
- KORMAN, J. Y S. E. CAMPAN. 2011. Effects of hydrpeaking on nearshore hábitat use and growth of age -0 rainbow trout in a large regulated river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 76-87.

- LATTUCA, M. E., M. A. BATTINI Y P. J. MACCHI. 2010. Trophic interactions among native and introduced fishes in a northern Patagonian oligotrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 72: 1306–1320.
- LENAT, D. R. 1988. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 7: 222-233.
- LIBEROFF, A. L., J. A. MILLER, C. M. RIVA-ROSSI, F. J. HIDALGO, M.L. FOGEL Y M. A. PASCUAL. 2013. Transgenerational effects of anadromy on juvenile growth traits in an introduced population of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 398–407.
- LISSCOM, K. Y F. OSSIANDE. 1985. Radio-tracking studies of adult chinook salmon and steelhead to determine the effect of “zero” river flowing during water storage at Little Goose dam on the lower Snake River. Final Report of Research financed by Bonneville Power Administration (Contract DE-A179-81BP27780) and Coastal Zone and Estuarine Studies Division Northwest and Alaska Fisheries Center National Marine Fisheries Service National Oceanic and Atmospheric Administration.
- LOUHI, P., M. OVASKA, A. MÄKI-PETÄYS, J. ERKINARO Y T. MUOTKA. 2007. Does fine sediment constrain salmonid alevin development and survival?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 1819–1826.
- LUCAS, M. C., D. M. BUBB, M. JANG, K. HA Y J. E. MASTERS. 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology*, 54: 621-634.
- MACCHI, P. J., V. E. CUSSAC, M. F. ALONSO Y M. A. DENEGRI. 1999. Predation relationships between introduced salmonids and the native fish fauna in lakes and reservoirs in northern Patagonia. *Ecology of Freshwater Fish*, 8: 227–236.
- MAITLAND, P. S. 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5*. English Nature, Peterborough.
- MATHUR, D., P. G. HEISEY, E. T. EUSTON, J. R. SKALSKI, Y S. HAYS. 1996. Turbine passage survival estimation for chinook salmon smolts (*Oncorhynchus tshawytscha*) at a large dam on the Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 542–549.
- MCDOWALL, R. M., C. P. MITCHELL Y E. B. BROTHERS. 1994. Age at migration from the sea of juvenile Galaxias in New Zealand (Pisces: Galaxiidae). *Bulletin of Marine Science*, 54: 385-402.
- MCMICHAEL, G. A., C. L. RAKOWSKI, B. B. JAMES B.B. Y J. A. LUKAS. 2005. Estimated fall Chinook salmon survival to emergence in dewatered redds in a shallow side channel of the Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 876-884.
- MEILE, T., J. L. BOILLAT Y A. J. SCHLEISS. 2008. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Science*, 73:171–182.
- MGCAC (Michigan Groundwater Conservation Advisory Council). 2007. Report to the Michigan Legislature in Response to Public Act 34. Groundwater Conservation Advisory Council, Department of Environmental Quality, MI. Available at: http://www.michigan.gov/documents/deq/Groundwater_report_206809_7.pdf.
- MISERENDINO, M. L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444: 147–158.

- MISERENDINO, M. L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1921–1943.
- MISERENDINO, L., M. ARCHANDESKY, E. HOLLMANN Y S. PITALUGA. 2005. Comunidad de invertebrados bentónicos. Páginas 375-396 en Estudios de prefactibilidad ambiental de la construcción de las represas La Barrancosa y Condor Cliff. Ministerio de Economía y Obras Públicas, Provincia de Santa Cruz.
- MITCHELL, C. P. 1989. Swimming performances of some native freshwater fishes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23: 181–187.
- MONTGOMERY W. L., S. D. MCCORMICK, R. J. NAIMAN, F. G. WHORISKEY JR. Y G. A. BLACK. 1983. Spring migratory synchrony of salmonid, catostomid, and cyprinid fishes in Riviere a la Truite, Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 2495–2502.
- MONTOYA, G., A. JARA, K. SOLÍS-LUFI, N. COLINI Y E. HABIT. 2010. Primeros estadíos del ciclo de vida de peces nativos del Río San Pedro (Cuenca del Río Valdivia, Chile). *Gayana Especial*: 86-100.
- MORRIS, R. 1972. Osmoregulation. In: Hardisty, M.W. & Potter, I.C., ed. *The biology of lampreys*. Vol. 2. London: Academic Press.
- MOSER, M. L., M. L. KEEFER, H. T. PENNINGTON, D. A. OGDEN Y J. E. SIMONSON. 2010. Development of Pacific lamprey fishways at a hydropower dam. *Fisheries Management and Ecology*, 18: 190-200.
- MOSER, M. L., A. D. JACKSON, M. C. LUCAS Y R. P. MUELLER. 2015. Behavior and potential threats to survival of migrating lamprey ammocoetes and macrophthalmia. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 25: 103–116.
- MOURSUND R. A., D. D. DAUBLE Y M. D. BLEICH. 2000. Effects of John Day Dam bypass screens and project operations on the behavior and survival of juvenile Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*). Report to the U.S. Army Corps of Engineers Portland District, Portland, Oregon 25 pp.
- MUNN, M. Y M. A. BRUSVEN. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated water of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*. DOI: 10.1002/rrr.3450060102.
- MYRICK, C. A. Y J. J. CECH. 2001. Temperature effects on Chinook Salmon and Steelhead: a review focusing on California's Central Valley Populations. Bay-Delta Modeling Forum. Technical Publication 01-1. 57pp.
- NEHLSSEN, W., J. E. WILLIAMS Y J. A. LICHATOWICH. 1991. Pacific salmon at the crossroads: stocks risk from California, Oregon, Idaho and Washington. *Fisheries*, 16: 4–21.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 2008. Anadromous Salmonid Passage Facility Design. NMFS, Northwest Region, Portland, Oregon.
- PASCUAL, MIGUEL A., CUSSAC, VÍCTOR, DYER, BRIAN, SOTO, DORIS, VIGLIANO, PABLO, ORTUBAY, SILVIA AND MACCHI, PATRICIO, '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.

- PAULEY, G. B., B.M. BORTZ Y M.F. SHEPARD. 1986. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Pacific Northwest)—steelhead trout. U.S. Fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 82 (11.62), and U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 24 pp.
- PEREDO, S. Y C. SOBARZO. 1994: Actividad gonádica estacional de *Galaxias maculatus* (Jenyns, 1842) en el río Cautín. IX Región, Chile. Boletín de la Sociedad Biológica de Concepción 65: 65-70.
- PERRY, S. A. Y W. B. PERRY. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, U.S.A. Hydrobiologia, 134: 171–182.
- PHILLIPS, R. W., R. L. LANTZ, E. W. CLAIRE Y J. R. MORING. 1975. Some effects of gravel mixtures on emergence of coho salmon and steelhead trout fry. Transactions of American Fisheries Society, 104: 461-166.
- POFF, N. L., B. D. RICHTER, A. H. ARTHINGTON ET al. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards Freshwater Biology, 55: 147–170.
- POTTER, I. C., R. W. HILLIARD Y D. J. BIRD. 1980. Metamorphosis in the Southern hemisphere Lamprey, *Geotria australis*. J. Zool. Lond., 190: 405-430.
- POTTER, I. C., R. W. HILLIARD, D. J. BIRD Y D. J. MACEY. 1983: Quantitative data on the morphology and organ weights during the protracted spawning-run period of the Southern Hemisphere lamprey *Geotria australis*. Journal of Zoology (London) 200: 1-20.
- POTTER, I. C., R. W. HILLIARD, J. S. BRADLEY Y R. J. MCKAY. 1986. The influence of environmental variables on the density of larval lampreys in different seasons. Oecologia (Berlin), 70: 433-440.
- POTTER, I. C., D. J. MACEY, A. R. ROBERTS Y P. C. WITHERS. 1996. Oxygen consumption by ammocoetes of the lamprey *Geotria australis* in air. Journal of Comparative Physiology, 166: 331-336
- QUIROGA, A., J. L. LANCELOTTI, C. M. RIVA-ROSSI, M. TAGLIAFERRO, M. GARCÍA ASOREY Y M. A. PASCUAL. 2015. Dams versus habitat: predicting the effects of dams on habitat supply and juvenile rainbow trout along the Santa Cruz River, Patagonia. Hydrobiologia DOI 10.1007/s10750-015-2217-1
- QUIRÓS, R. Y C. BAIGÚN. 1986. Prospección pesquera en 33 lagos y embalses. En: Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses (I. Vila y E. Fagetti eds.). FAO, COPESCAL. Doc. Téc. (4): 159-179.
- RAYMOND, H. L. 1979. Effects of dams and impoundments on migrations of juvenile Chinook salmon and steelhead from the Snake River, 1966 to 1975. Transactions of the American Fisheries Society, 108: 505–529.
- RECHENCQ, M., A. P. SOSNOVSKY, P. MACCHI, P. ALVEAR Y P. VIGLIANO. 2011. Extensive diel fish migrations in a deep ultraoligotrophic lake of Patagonia Argentina. Hydrobiologia, 658:147-161.
- ROBARDS, M. D. Y T. P. QUINN. 2002. The migratory timing of adult summer-run Steelhead in the Columbia River over six decades of environmental change. Transactions of the American Fisheries Society, 131: 523-536.
- ROUSSEL, J. M. 2007. Carry-over effects in brown trout (*Salmo trutta*): hypoxia on embryos impairs predator avoidance by alevins in experimental channels. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64(5): 786–792.

- RUGGLES, C. P. Y D. G. MURRAY. 1983. A review of fish response to spillways. Freshwater and Anadromous Division Resource Branch Department of Fisheries and Oceans. Halifax, Nova Scotia. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1173, 30 pp.
- RUZZANTE, D. E., S. J. WALDE, V. E. CUSSAC, P. MACCHI Y M. F. ALONSO. 1998. Trophic polymorphism, habitat and diet segregation in *Percichthys trucha* (Pisces: Percichthyidae) in the Andes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 65: 191–214.
- YAMAMOTO, S., K. MORITA, I. KOIZUMI Y K. MAEKAWA. 2004. Genetic differentiation of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) populations after habitat fragmentation: Spatial-temporal changes in gene frequencies. *Conservation Genetics*, 5: 529–538.
- SCHMUTZ, S., T. H. BAKKEN, F. F. GREIMEL, A. HARBY, M. JUNGWIRTH, A. MELCHER, G. UFER Y B. ZEIRINGER. 2014 Response of fish communities to morphological alterations in hydropeaking river of Austria. *River Research and Applications*. DOI:10.1002/rra.2795
- SCRUTON D.A., PENNELL C., OLLERHEAD L.M.N., ALFREDSEN K., STICKLER M., HARBY A., ROBERTSON M., CLARKE K.D. & LEDREW L.J. (2008). A synopsis of 'hydropeaking' studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia*, 609: 263-275.
- TAGLIAFERRO, M., M. L. MISERENDINO, A. LIBEROFF, A. QUIROGA Y M. A. PASCUAL. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community. *Limnologica*, 43: 500–509.
- TAGLIAFERRO, M., I. ARISMENDI, J. LANCELOTTI Y M. PASCUAL. 2014 a. A natural experiment of dietary overlap between introduced Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and native Puyen (*Galaxias maculatus*) in the Santa Cruz River, Patagonia. *Environmental Biology of Fishes*. DOI 10.1007/s10641-014-0360-6
- TAGLIAFERRO, M., A. P. QUIROGA Y M. A. PASCUAL, 2014b. Spatial pattern and habitat requirements of *Galaxias maculatus* in the last un-interrupted large river of Patagonia: a baseline for management. *Environment and Natural Resources Research* 4: 54–63.
- TAPPEL, P. D. Y T. C. BJORN. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management*, 3: 123-135.
- THOMPSON, L.C., S. A. COCHERELL, S. N. CHUN, J. J. CECH Y A. P. KLIMLEY, A.P. 2011. Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. *Environmental Biology of Fish*, 90: 253–261.
- TODD, P. R. Y J. M. KELSO. 1993. Distribution, growth and transformation timing U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2001. Issue Paper 5: Summary of technical literature examining the effects of temperature on salmonids. Region 10, Seattle, WA. EPA 910-D-01-005. 113pp.
- VALENTIN, S., Y. SOUCHON Y J. G. WASSON. 1994. Evaluation of hydro-peaking effects on fish community and habitat. Pages 138–151 in I. G. Crown (eds.), *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing News Books, Oxford.
- VENDITTI, D. A., D. W. RONDORF Y J. M. KRAUT. 2000. Migratory behavior, and forebay delay of radio-tagged juvenile fall chinook salmon in a lower Snake River impoundment. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 41–52.
- WAGNER, W. H. 1969. Effect of stocking location of juvenile Steelhead trout, *Salmo gairdnerii*, on adult catch, *Transactions of the American Fisheries Society*, 98: 27-34.

WARD J. V., J. A. STANFORD. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Pages 29-43 in: Fontaine y S. M. Bartell (eds.). Dynamics of Lotic Ecosystems. T. D.. Ann Arbor Science, Ann Arbor, M.I.

WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF ECOLOGY (WDOE). 2002. Evaluating Standards for Protecting Aquatic Life in Washington's Surface Water Quality Standards: Temperature Criteria. Draft Discussion Paper and Literature Summary. Publication Number 00-10-070. 189pp.

WERTHEIMER, R. H., Y A. F. EVANS. 2005. Downstream passage of steelhead kelts through hydroelectric dams on the lower Snake and Columbia rivers. Transactions of the American Fisheries Society, 134: 853–865.

WOFFORD, J. E., R. E. GRESSWELL Y M. A. BANKS. 2005. Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. Ecological Applications, 15: 628–63.

YOUNG P. S., J. J. CECH J. J., JR. Y L. C. THOMPSON. 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 21: 713-731.