

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

## ACTUALIZACIÓN

### CAPÍTULO 5 – IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE IMPACTOS

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

#### INDICE

<b>7</b>	<b>IMPACTOS POTENCIALES SOBRE ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS</b>	<b>2</b>
<b>7.1</b>	<b>FACTOR ANALIZADO</b>	<b>2</b>
<b>7.2</b>	<b>EVALUACIÓN</b>	<b>3</b>
7.2.1	Etapa de Operación de las Presas	3
7.2.2	Etapa de construcción de las presas y llenado de los embalses	16
7.2.3	Conclusiones Finales	17
<b>7.3</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>20</b>

## **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 numerosas 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 que podrían manifestarse bajo diferentes condiciones ambientales inducidas por la operación de las presas. Para ello se considera que la presa JC erogará caudales que se ajustarán 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 de peces 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, se visualiza 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. De este modo, 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 existentes, 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

#### Incremento de oferta trófica para especies nativas y exóticas

Tal como fuera expuesto en el Punto 6 del presente Capítulo, la formación de los embalses 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 cuencas patagónicas donde la productividad primaria es baja y la producción secundaria más importante proviene del ambiente bentónico (Miserendino 2001). Ello no es sorprendente dado que los principales ríos patagónicos y lagos cordilleranos poseen aguas ultraoligotróficas (Baigun y Marinone 1995). Más aún, de acuerdo con Tagliaffero 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 del EIA del proyecto original (Serman & asociados s.a., 2015 para Represas Patagónicas) en el Punto 6 del Capítulo 4 (ver Punto 1 – Anexo I del Capítulo 3 del presente Estudio). 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, quien 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 Tagliaffero et al. (2014a) señala que las especies dominantes en el río Santa Cruz como (*Hyaella 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 del EIA del proyecto original 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 *Hyalella* 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 se localizarían 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 del EIA del proyecto original, 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 generar 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 estas migraciones aguas abajo 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 (estadio de macroftalmia) 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, sean o no que estén situadas en las cabeceras del propio río Santa Cruz. 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 %. En el caso de las lampreas, estas ingresan al agua dulce como adultos y permanecen un período de un año o más previo a su reproducción (James 2008) desconociéndose en el caso del Santa Cruz el patrón temporal y espacial de estos movimientos previo al desove. Kelso y Glova (1993) señalan que los adultos buscan refugio bajos grandes piedras y Jellyman et al (2002) encuentran que también utilizan el hábitat litoral donde existe cobertura vegetal para evitar la luz.

### **Alteración de las áreas de desove de lamprea**

La formación de los embalses podría reducir la capacidad de nidificación de esta especie si los mismos se localizan en las áreas de formación de los embalses o aguas arriba, lo que es más probable. En efecto y de acuerdo a observaciones obtenidas para *G. australis* en Nueva Zelanda, la especie busca cauces laterales y correderas de baja velocidad de corriente (James 2008). 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).

Los movimientos migratorios tendrían lugar durante la noche y son estimulados por el incremento en el caudal (Kelso y Glova 1993) con lo cual sería de esperar que los mismos ocurrieran hacia fines de la primavera. En ríos de Nueva Zelanda la lamprea realiza movimientos intermitentes ya que desde el momento en que ingresa al agua dulce demora hasta 16 meses en reproducirse (Potter et al. 1983).

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**

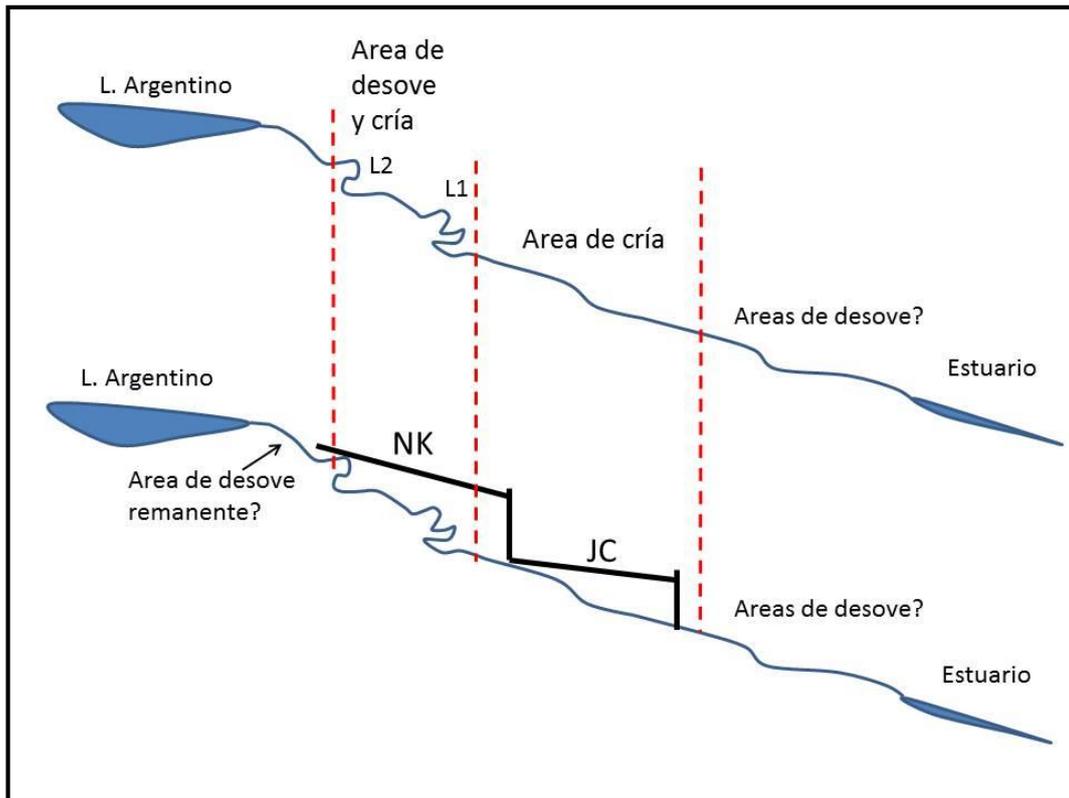
Las larvas ammocoetes requieren zonas donde el agua circule lentamente transportando limo en suspensión. Estas zonas deben ser apropiadas ya que las larvas deben permanecer entre 3 y 7 años antes de iniciar la migración al mar. Eventualmente pueden cohabitar con el estadio de macroftalmia tal como ha 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 materia 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 una vez instalados los embalses, si es que en la actualidad ello tiene lugar podría ocurrir que sí nidifique aguas abajo de la presas en ciertas áreas donde las combinaciones de velocidad de corriente y sustrato fueran adecuadas. Durante los muestreos de la Línea de Base del EIA del proyecto original se advirtió que las costas de la baja cuenca presentan abundante cantidad de sustrato limo-arenosos que serían aptos para las larvas. Jellyman y Glova (2002) señalan que las larvas ammocoetes seleccionan áreas con cobertura riparia, bajas velocidades de corriente y sustrato muy fino, condiciones que se encuentran presentes en el sector adyacente a Piedrabuena.

### **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 apropiado 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). Los sedimentos finos rellenan los espacios intersticiales en la grava y reducen la circulación del agua y el tenor de oxígeno del agua intersticial en la grava 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 Bjorrnn (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 representa el 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 cumple 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 si los salmónidos pueden utilizar el sector inferior del río Bote, que es el único tributario de importancia (Figura 7-1). Otras opciones serían posibles ya en el sector superior de la cuenca como el río La Leona, pero ello no ha sido al presente documentado. 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 Cepernic.**

### **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, los embalses 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, donde luego, ya en la etapa larvaria, se realizan migraciones hacia las zonas limnéticas profundas para encontrar hábitats de refugio (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 beneficiaría a esta especie gracias al desarrollo de áreas litorales (Tagliaferro et al. 2014 b).

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.

### **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 y adultos de truchas steelhead, juveniles de chinook y larvas y juveniles de lamprea. 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. Aunque el estadio de macroftalmia exhibe una velocidad de punta de 0,7 m/s, ello es insuficiente para impedir que queden atrapadas contra las rejas 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.

### **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 anfidroma de la baja cuenca (Carrea et al 2013).

Mientras que existe un amplio conocimiento sobre las migraciones de salmónidos y como mitigar el bloqueo que pueden representar las represas mediante sistemas de transferencia, la información sobre las lampreas es considerablemente más escasa. El impacto de las represas sobre las migraciones de *G. australis* ha sido escasamente evaluado por lo que las referencias más próximas se basan en la lamprea del Pacífico (*Lampetra tridentata*) que habita en el hemisferio norte. En el río Columbia, por ejemplo, la eficiencia de pasaje de esta especie en Boneville dam ha sido menor al 50% (Moser et al 2002 a,b) demorando el pasaje entre 4 y 5 días e inclusive varias semanas (Johnson et al 2009). Keefer et al (2010) observa que la lamprea del Pacífico no puede avanzar en superficie con más de 2,7 m/s, que a menudo son velocidades comunes en las entradas para peces de salmónidos y se encuentra por encima de su velocidad crítica de 0,85 m/s (Mesa et al 2003). Similares resultados se observaron con *Lampetra fluviatilis* en pasos de peces tipo Denil (Laine et al 1998) y Kemp et al (2009) señalan que la capacidad de pasaje se reduce considerablemente con velocidades de corriente por encima de 1,5 m. Cuando la lamprea debe atravesar varias represas es posible que exista además un efecto sinérgico que reduce luego el desove (Keefer et al. 2010). Estos aspectos deberían ser tenidos en cuenta para la construcción de los canales derivadores que no podrán ser utilizados por la lamprea con velocidades mayores a 2 m/s, si tienen un cauce simplificado y ausencia de zonas de refugio y descanso.

Estos resultados señalan que el diseño de pasos para peces destinado al pasaje de salmónidos puede ser poco efectivo para el caso de la lamprea, requiriéndose sistemas específicos complementarios adaptados a las capacidades natatorias y morfológicas de esta especie. Adicionalmente la lamprea exhibe fototaxis negativa desplazándose así preferentemente durante el ocaso y la noche (Almeida et al. 2000, 2002; Moser and Mesa 2009) con lo cual es necesario garantizar las condiciones hidrológicas apropiadas para esta especie aún cuando no existan importantes pasajes de salmónidos. Asimismo, en el caso de utilizarse un único paso compartido con salmónidos se torna necesario proveer el mismo con refugios de baja velocidad y de descanso. No menos importante, el uso de superficies adherentes puede mejorar las condiciones de pasajes (e.g. Laine et al 1998) ya que las lampreas a diferencia de los peces, avanzan adhiriéndose con el disco oral y usando el mismo para comprimir el cuerpo y avanzar. El uso de pasos específicos para lampreas ha sido recomendado por Moser et al (2006) bajo el argumento que no es posible beneficiar a esta especie cuando también el objetivo es transferir salmónidos hacia aguas arriba.

Las limitaciones de ascenso para esta especie, así como para los salmónidos, pueden presentarse no solamente ya en la fase operativa del proyecto (de largo plazo) sino también en la fase de construcción (de corto plazo) donde se construirán canales derivadores. Estos canales deben tener características hidrológicas e hidrodinámicas apropiadas para que las especies puedan utilizar para mantener sus ciclos migratorios. Así, si los canales exhiben velocidad de corrientes superiores a 1,5-2 m/s, será necesario generar condiciones hidrológicas y morfológicas en las márgenes de los mismos que le permitan a la lamprea desplazarse por zonas de menor corriente y disponer de zonas de descanso y refugio durante las horas diurnas.

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

Estas situaciones no serían frecuentes 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.

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

Es reconocido que 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.

### **Mortalidad de peces en áreas litorales**

**El efecto de bajantes fuera del ciclo natural se limitará a la etapa de llenado.** 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). 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). Si las bajantes ocurren en la época de cría de salmónidos su efecto no será relevante en tanto los caudales no se reduzcan bajo los mínimos promedio históricos.

### **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, Plecóptera, Trichóptera y Coleóptera. 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 del EIA del proyecto original 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.

### Mortalidad por temperatura durante bajos caudales

Los embalses tiene 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 del EIA del proyecto original y a lo definido en el Punto 6 de este Capítulo, 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 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 óptima 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 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 en todo caso alcanzando valores de estiaje muy bajos y anormales.**

### Afectación de las pesquerías deportivas

La pesquería de trucha steelhead se verá reducida 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.

### Afectación de pesquerías estuariales

No se considera que la construcción de las obras modifiquen la dinámica de distribución y abundancia de las especies estuariales debido a que no se alterará el régimen de caudal y por lo tanto la composición salina del estuario.

### 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.

### 7.2.1.1 Tabla Resumen

La Tabla 7-1 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. 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 diversos 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 mayor aguas arriba y en muchos casos tendrá carácter irreversible
- f) La probabilidad de ocurrencia será muy alta aguas arriba y más moderada aguas abajo

**Tabla 7-1. 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 7-2. Valoración de los impactos esperados aguas abajo considerando 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
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
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.

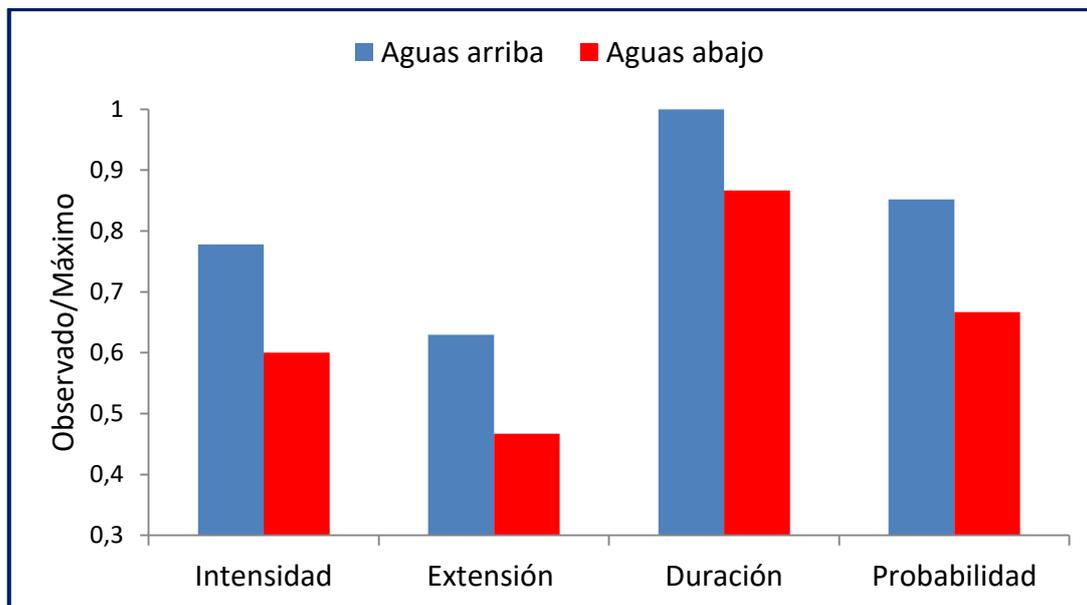


Figura 7-2. Comparación entre el valor observado y el máximo esperado de respecto a la intensidad, extensión, duración y probabilidad de los impactos.

### 7.2.2 Etapas 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. **Se considera poco viable evitar la mortalidad mediante un rescate de peces 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, asumiendo que se utilizan artes que no generen mortalidad significativa.**

Esta etapa, por otra parte, 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. Si la etapa del llenado es coincidente con el momento de la migración ascendente de la trucha arco iris, es posible que ello genere un impacto negativo sobre esta población que el caudal ecológico erogado no logrará compensar. En la presente actualización se incluyen medidas para atender este aspecto (ver Capítulo 6: Programa de la implementación de las medidas de mitigación del impacto sobre la ictiofauna). 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. Baxter (1961) encontró que los salmones requerían entre el 30-50% del caudal medio anual para migrar en ríos de Escocia.

Por otro lado se puede esperar también un impacto negativo sobre los desplazamientos descendentes de smolts y lampreas en el caso en que el caudal ecológico previsto para la fase de llenado sea muy inferior al que posea el río en aguas crecientes. 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.

Su impacto sobre la lamprea no será significativo ya que esta especie ingresa al río en aguas bajas.

### 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 proyecto 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. En algunos casos, el alcance de los impactos debe visualizarse a nivel de toda la cuenca, si las especies utilizan otros cursos de agua, tal como ocurre en el caso del salmón Chinook. **Los cambios en el régimen del caudal para el llenado de las presas será el único momento en que el régimen hidrológico del río puede verse modificado aguas abajo de la presa JC** impidiendo las condiciones de caudal que estimulan el ingreso de la steelhead al río. Dado que el resto de las especies migratorias (puyen y lamprea) parecen ingresar en aguas bajas la fase de llenado no lo afectará.

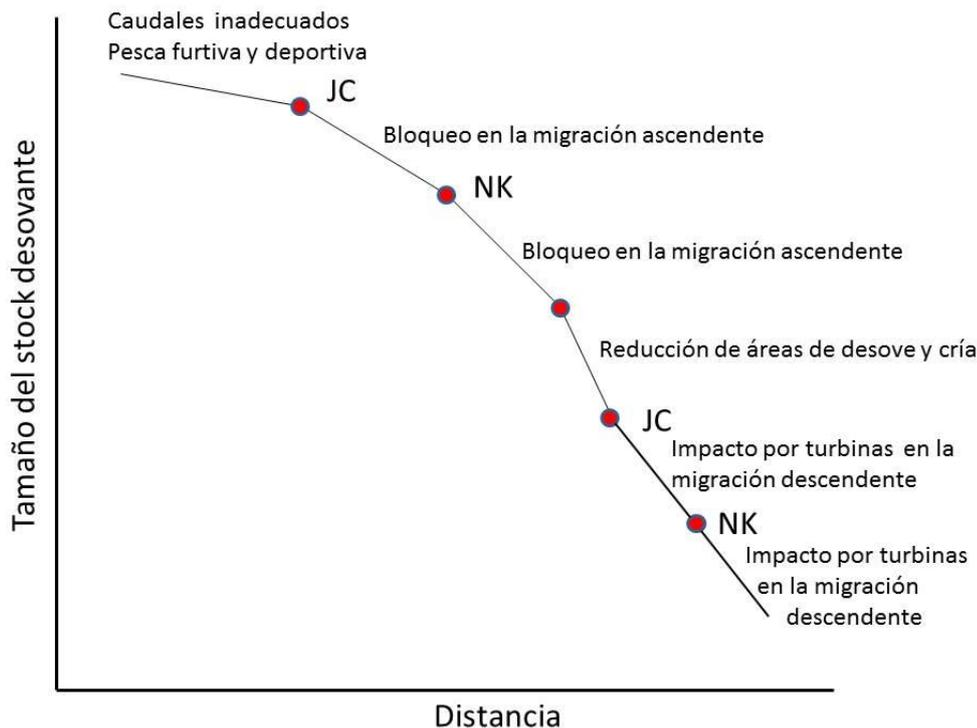
La fase de llenado puede ser también crítica para las migraciones descendentes de smolts y acaso de ejemplares en estadio de marcoftalmia si es coincidente con la fase de aguas en creciente... La formación de los reservorios traerá aparejados alteraciones profundas en la composición de especies así como 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 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 larvas y 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 7-3). Así, por ejemplo, los cambios introducidos en el proyecto (funcionamiento de JC “en plena base”) 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. Por otra parte, mientras que para el salmón Chinook se han identificado dos áreas diferentes de reproducción fuera del río Santa Cruz subsiste el interrogante para la trucha steelhead. Para el caso de la lamprea no parece probable que la misma pueda reproducirse en otros cursos debido a su baja capacidad de desplazamiento.

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 Medidas de Mitigación y Plan de Gestión Ambiental en Capítulo 6).

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 7-3. 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 y acaso irreversibles 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

- JOHNSON, E. L., C. A. Peery, M. L. Keefer, C. C. Caudill, and M. L. Moser. 2009. Effects of lowered nighttime velocities on fishway entrance success by Pacific lamprey at Bonneville Dam and fishway use summaries for lamprey at Bonneville and The Dalles Dam, 2007. Technical Report 2009-2 of Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit to U.S. Army Corps of Engineers, Portland, Oregon.
- 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.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R. y Dias, N.M, 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* 483:1–8
- 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).
- BAIGUN, C. y C. MARINONE. 1995. Cold temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models? *Archiv fur Hydrobiologie*. 135: 23-51.
- 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.

- BJORNN, 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.
- BJORNN, 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.
- 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.
- JAMES. A. 2008. Ecology of the New Zealand lamprey (*Geotria australis*). Department of Conservation, Wangenut Conservancy, New Zealand.
- 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.
- 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.
- KEEFER, M. L., W. R. DAIGLE, C. A. PEERY, H. T. PENNINGTON, S. R. LEE, AND M. L. MOSER. 2010. Testing adult Pacific lamprey performance at structural challenges in fishways. *North American Journal of Fisheries Management* 30:376–385.

- KEMP, P., O. J. RUSSON, A. VOWLES Y M. LUCAS. 2011. The influence of discharge and temperatura on the ability of upstream migrant adult river Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshoot and undershot weirs. *River Research and Application*. 27: 488–498.
- LAINÉ, A., R. KAMULA, AND J. HOOLI. 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology* 5:31–44.
- 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.
- 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.
- MESA, M. G., J. M. BAYER Y J. G. SEELYE. 2003. Swimming performance and physiological responses to exhaustive exercise in radio-tagged and untagged Pacific lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 483–492
- 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](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.
- 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.
- MOSER, M. L., A. L. MATTER, L. C. STUEHRENBURG Y T. C. BJORN. 2002a. Use of an extensive radio receiver network to document Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) entrance efficiency at fishways in the lower Columbia River, USA. Hydrobiologia 483:45–53.
- MOSER, M. L., P. A. OCKER, L. C. STUEHRENBURG Y T. C. BJORN. 2002b. Passage efficiency of adult Pacific lampreys at hydropower dams on the lower Columbia River, USA. Transactions of the American Fisheries Society 131:956–965.
- MOSER, M. L., D. A. OGDEN, D. L. CUMMINGS Y C. A. PEERY. 2006. Development and evaluation of a lamprey passage structure in the Bradford Island auxiliary water supply channel, Bonneville Dam, 2004. Report to the U.S. Army Corps of Engineers, Portland District, Portland, Oregon.
- MOSER M.L. Y MESA M. G. 2009. Passage considerations for lamprey. In: Brown, L.R., Chase, S.D., Mesa, M.G., Beamish, R.J. y Moyle, P.B. (eds) Biology, management and conservation of lampreys in North America. American Fisheries Society Symposium 72, Bethesda, pp 115–124
- 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.
- MOORSUND 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 Cautin. 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 ultraoligotrophiclake of Patagonia Argentina. *Hydrobiologia*, 658:147-161.
- 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.
- 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.
- SERMAN & ASOCIADOS S.A. 2015. Estudio de Impacto Ambiental Aprovechamiento Hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Presidente Dr. Néstor C. Kirchner y Gobernador Jorge Cepernic), Provincia de Santa Cruz. Represas Patagonia. ELING CGGC HCSA UTE.
- 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. BJORNN. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management*, 3: 123-135.
- 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.
- 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.

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.