

## APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS DEL RÍO SANTA CRUZ

### ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL

## **CAPÍTULO 5 – IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE IMPACTOS**

### **5.9 ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS**

#### **ÍNDICE**

5.9.1	RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE IMPACTOS ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS.....	1
5.9.1.1.	ETAPA DE CONSTRUCCIÓN .....	2
5.9.1.2.	ETAPA DE OPERACIÓN.....	5
5.9.1.3.	CONCLUSIONES FINALES .....	23



### 5.9.1 RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE IMPACTOS ICTIOFAUNA Y RECURSOS PESQUEROS

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, es vista como un impacto negativo para aquellos otros actores que buscan reducir su impacto en los ecosistemas naturales, asumiendo que los organismos exóticos siempre impactan necesariamente de modo negativo 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 ensamblajes de peces nativos existentes.

### **5.9.1.1. Etapa de Construcción**

#### **Canalización del caudal**

Durante la fase de llenado se tornará imprescindible derivar el caudal hacia canales construidos al efecto para poder permitir que el río mantenga el caudal aguas abajo mientras se producen los cierres necesarios para poder llevar a cabo los trabajos de construcción de las represas. Estos canales no regularán la descarga pero pueden imponer condiciones hidráulicas adversas para el pasaje de peces hacia aguas arriba si las velocidades en su interior resultan excesivas para que puedan ascender por ellos. Se tratará de un impacto reversible y temporal de mediano término.

#### **Reducción del caudal durante la fase de llenado y pérdida de variabilidad hidrológica**

Si bien no se esperaría un impacto durante la operación, asumiendo que efectivamente el caudal a la salida de la represa NK operará en base, la reducción del caudal durante la fase de llenado plantea la necesidad de fijar un caudal ecológico o ambiental para minimizar posibles impactos. Un caudal ecológico de 250 m<sup>3</sup>/s (Universidad de Valladolid 2017) debería ser considerado, sin embargo, como un factor de alto impacto dado que la erogación de este caudal se encuentra muy por debajo del caudal mínimo registrado históricamente en potamofase (450 m<sup>3</sup>/s). El uso de este caudal promovería un escenario de tensión hidrológica (Neiff y Neiff 2004) durante esta fase, eliminando además la variabilidad hidrológica natural que tiene el río. Esta variabilidad está caracterizada por los atributos de frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad de pulsos, a los cuales la biota de los ríos está adaptada. En este sentido, un caudal que no considere estos atributos se aparta del concepto de caudal ecológico y este aspecto, por su interés para el proyecto, se discute con más detalle en la sección de medidas mitigadoras.

Las consecuencias ambientales de reducir la variabilidad hidrológica pueden ser de diferentes características. Bunn y Arthington (2002) señalan que las especies han desarrollado estrategias bionómicas relacionadas con el régimen caudal y que el mantenimiento de los patrones naturales de conectividad lateral y longitudinal son esenciales para la viabilidad de

las especies riófilas. Parsons et (2004) argumentan que la variabilidad hidrológica es un factor crítico asociado a mantener las redes tróficas de los ríos.

Los impactos de la reducción del caudal sobre el ecosistema y la biota son en todo caso siempre específicos dependiendo del tipo de organismo. La reducción de caudal en la época de crecida simplificará la estructura lateral del río y reducirá la superficie de hábitats de alto valor ecológico donde tiene lugar la producción bentónica y la cría de peces. Los hábitats costeros desempeñan un rol clave como área de refugio para marcoinvertebrados durante el período de crecida (Rempel et al. 1999). Las bajantes inducen una reducción del reciclado de nutrientes y crecimiento alga (Murdock et al. 2010; Timoner et al. 2012, Atkinson et al, 2014), aun cuando muchas algas pueden recuperarse después de extensos periodos de sequía (Ledger and Hildrew, 2001; Robson et al. 2008). En el caso de los macroinvertebrados, por ejemplo, Haxton y Findlay (2008) señalan que la abundancia es menor en ríos con pérdidas de caudal dado que estos organismos habitan aguas someras donde la productividad es mayor (Tagliaferro et al. 2013). Para el caso específico del río Santa Cruz, Tagliaferro y Pascual (2016) predicen que especies sensibles de Plecoptera, Ephemeroptera, y Trichoptera reducirán su abundancia así como algunos Diptera ante una disminución del caudal. Tagliaferro et al. (2013) y Tagliaferro y Pascual (2016) señalan que la densidad de invertebrados acuáticos en el río Santa Cruz es baja y por lo tanto la oferta trófica para las truchas es limitada. Los invertebrado acuáticos, a diferencia de los peces, poseen mucha menor movilidad por lo que son más sensibles a las variaciones de caudal (Gore 1978). La reducción del caudal, por otra parte, puede limitar la deriva y colonización de insectos acuáticos (Ciborowski 1983). En el río Santa Cruz, específicamente la densidad de los insectos acuáticos es una de las más bajas entre los ríos de Patagonia (Miserendino 2001; Tagliaferro y Pascual 2016). Si bien todos estos impactos pueden presentarse durante el llenado, al ser este evento de carácter puntual y en todo caso acotado a un sector del río, es de esperar que exista una recuperación de algas y macro invertebrados debido a mecanismos de resiliencia que estos organismos poseen en ríos con alta variabilidad natural (Muellen 2016).

En el caso de los peces, Gorman y Karr (1978) han demostrado que en este tipo de ambientes la diversidad de peces se reduce con el caudal. En forma similar, Pearson et al. (1992) notan que luego de las crecidas los ríos con mayor complejidad hidrológica poseen mayor diversidad que los ríos con características hidráulicas simples. Uno de los aspectos más difíciles de predecir sobre el uso de una caudal muy bajo en la época de crecida es su efecto sobre las especies migratorias anádromas. Si la etapa del llenado es coincidente con el momento de la migración ascendente de las especies anádromas como trucha arco iris y salmón chinook, es posible que ello afecte su ingreso al río. Johnson (1991) sugiere que los

altos caudales son fundamentales para que los peces anádromos ubiquen las entradas a los ríos y diferentes estudios en la cuenca del Columbia que demuestran que la reducción del caudal retardaba la migración nocturna de la trucha steelhead (Bjornn y Pery 1992). Naiman et al. (2002), a su vez, señalan la directa relación entre los caudales y el ingreso del salmón chinook en ríos de Oregon. Por su parte Baxter (1961) encontró que los salmones requerían entre el 30-50% del caudal medio anual para migrar en ríos de Escocia. Este autor estimó que el salmón del Atlántico tiende a subir por el río cuando el caudal representa entre el 30-50% del caudal medio diario en el sector inferior del río y 70% en el superior. Diversos estudios sobre el impacto del caudal sobre la migración de esta especie concluyen que los altos caudales facilitan su ingreso al río (Ibbobston y Ladle 1977).

Por otro lado, se puede esperar también un potencial impacto negativo de la reducción del caudal sobre los desplazamientos descendentes de smolts y lampreas en estadio de macroftalmia 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; Bergren y Filardo 2011). Wagner (1969) sostiene que cambios en el caudal pueden afectar el fenómeno de "imprinting" y por lo tanto reducir la tasa de retorno. Por su parte, Hardisty y Potter (1997) señalan que los pulsos de inundación son un factor importante para distribución de las larvas ammocoetes de *Petromyzon marinus*. Estos autores señalan que los movimientos de las larvas tienen lugar cerca de las orillas donde la corriente es escasa. De igual modo, Potter (1980) y Almeida et al. (2002) notan la importancia de las crecidas para el movimiento de las larvas. Esto sugiere que un descenso excesivo del caudal en verano dificultaría la dispersión de las larvas ammocoetes para alcanzar los sedimentos arenosos de las zonas litorales. De igual modo, la presencia de los embalses al amortiguar los pulsos de crecidas retardaría las migraciones descendentes

Para las especies nativas el descenso del caudal podría reducir las áreas de refugio y alimentación para peces juveniles de la ictiofauna nativa. La perca, por ejemplo, que es una especie con distribución amplia en todo el curso del Santa Cruz (Hudson y Riva Rossi 2017) posee su período reproductivo en primavera (López Cazorla y Sidorkewicj 2010) y por lo tanto es de esperar que sus juveniles utilicen las áreas litorales como hábitats trófico. De igual modo, el puyen utiliza estas áreas someras, posiblemente como refugio para evadir la presión de predación de los salmónidos y percas (Juncos et al. 2013), pero también como área trófica. El efecto de bajantes estivales puede a su vez afectar a las larvas de lampreas que requiere, como se ha mencionado, vivir en sustrato arenoso-limoso donde se crían a la espera de su metamorfosis. Estos hábitats están mucho más presentes en el sector inferior del río y por lo tanto quedarían expuestos debido a la bajante pronunciada. Se considera así

que habrá un impacto negativo temporal si el caudal se reduce muy por debajo del que posee naturalmente siendo necesario conservar cierto grado de la variabilidad hidrológica anual que presenta el río.

### 5.9.1.2. Etapa de Operación

#### **Cambios en la oferta trófica para especies nativas y exóticas**

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 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 del EIA del proyecto original (Serman & 2015). 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, quién 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 (*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 1988; 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 (Serman 2015), 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.

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 lamprea, 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.

No obstante, aguas arriba en la zona de los Laberintos podría esperarse una reducción de las densidades de macroinvertebrados acuáticos (Tagliaferro y Pascual 2016) debido a la simplificación de hábitats una vez que el embalses cubra dichas áreas. Así, también las zonas actuales de mayor densidad de macroinvertebrados en el río que integran la dieta de

salmónidos es donde se localizarán las represas (Tagliaferro et al. 2015), con lo cual los impactos positivos y negativos variarán entre especies y dependiendo del sector del río o incuso del embalse.

### **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.

### **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*

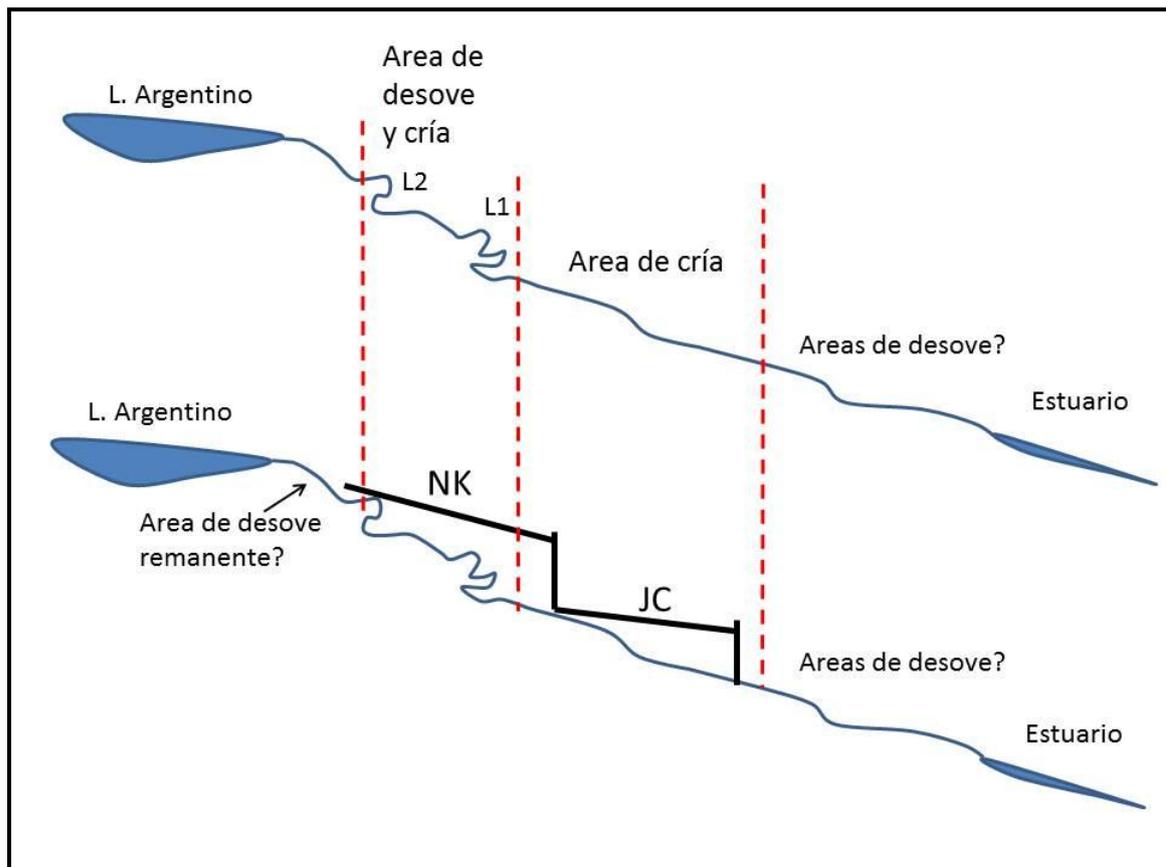
quien afirma que la principal variable que afecta la densidad de larvas es el contenido de materia orgánica y que se incrementaría con la formación de los embalses. Sin embargo, estos autores señalan que otras variables adicionales también poseen influencia directa como la densidad de clorofila como 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**

Se puede inferir 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. Aun permaneciendo la composición del sustrato similar tras la formación del embalse, el mismo podría no ser apto debido a la sedimentación de material fino. 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). 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. 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 Bjorrrn (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.

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). El hallazgo de ejemplares muy maduros o desovados en dicho sector (Hudson 2015) puede ser indicativo de la existencia de condiciones favorables para la reproducción de trucha arco iris en ese sector. 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.



**Figura1:. 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 inducir las a ingresar a las turbinas. La capacidad natatoria de las mismas es sensiblemente menor que los que exhiben los juveniles de salmónidos. Diversos resultados sugieren que las lampreas pueden transponer las turbinas tipo Kaplan o vertederos con baja tasa de mortalidad (Moursund et al. 2003a, b; Bracken and Lucas 2013). Sin embargo, el estadio de macroftalmia exhibe una velocidad de punta de 0,7 m/s, lo que ello es insuficiente para impedir que queden atrapadas contra las rejillas de protección de las turbinas, representando ello una importante fuente de mortalidad (Daubley et al. 2007)) Moser et al. (2015) 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 dificultad de trasponer 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).

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 la represa Boneville 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 y 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 (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). 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 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 1-1,5 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. La especie *Lampetra fluviatilis*, que es bastante similar en tamaño puede aceptar velocidades 1.1-1.3 m/s (Laine et al. 1998). Los escasos estudios sobre desplazamientos de *G. australis* en Nueva Zelanda demuestran que la misma recorre en promedio 0,5 km /día en sus movimientos ascendentes lo que es indicativo de su

capacidad natatoria reducida, y bastante menor que la de otras lampreas de mayor tamaño como *Petromyzon* (Jellyman et al 2002) o *Lampetra tridentata* (Robinson y Bayer 2005). Para el caso de la trucha steelhead la misma puede mantener una velocidad crucero de 4,2 m/s, mientras que en el caso del Chinook dicha velocidad trepa a 3, 4 m/s (resumido en Ruggerone 2006). Esta velocidad es la que un pez puede mantener sin sentir fatiga (Beamish 1978). El uso de la velocidad de punta (7,9 m/s en steelhead y 6, 7 m/s en chinook) sin embargo solo es aplicable en distancias muy cortas y tiempo usualmente breves (menor a 20 segundos). Tal cual lo demuestran Katopodis y Gervasi (2016), la trucha steelhead y el salmón chinook pueden desarrollar velocidades de hasta 10 largos/segundo durante solo durante 10 segundos sin fatigarse, lo que es apropiado para superar barreras de corta extensión pero no tan prolongadas como los desvíos. Por otro lado, la etapa de construcción, prevé, además, 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.

### **Cambios en los estímulos y capacidad migratoria debido a reducción del caudal**

Se espera que la represa J. C. Cepernic opere en nivel de base, esto es replicando el caudal promedio diario de ingreso al embalse N. Kirchner evitando generar variaciones pronunciadas que en promedio, no obstante, igualen el caudal de ingreso. En este sentido, la variabilidad diaria aguas abajo debería ser prácticamente similar a la observada aguas arriba, minimizando posibles empuntamientos súbitos y anormales debido a la demanda. Por ejemplo, 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. 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. Los pulsos de crecidas estimulan la migración ascendentes de *G. australis*, pero las grandes crecidas las detienen (Jellyman et al. 2002)

En el caso del puyen, los cambios en el caudal pueden condicionar 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).

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.

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

Es reconocido que los peces que atraviesan vertederos o turbinas se desorienten a su salida o queden 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. En cuanto a la migración descendente de la lamprea, es necesario que el diseño de descargadores de fondo de operación periódica prevean ajustes necesarios.

### **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 macro-invertebrados 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 2014). 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 (Serman 2015) 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. Una reducción del caudal durante la fase de llenado podía afectar así la oferta trófica de las áreas litorales que son las más productivas (Tagliaferro et al 2013). 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 (Serman 2015), 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.

## **Tabla resumen de impactos**

Las Tablas 1 y 2 resumen 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. En términos generales se puede concluir 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
- g) El impacto sobre los peces será variable dependiendo de si son residentes o migratorios y si son nativos o exóticos dependiendo de sus nichos tróficos.

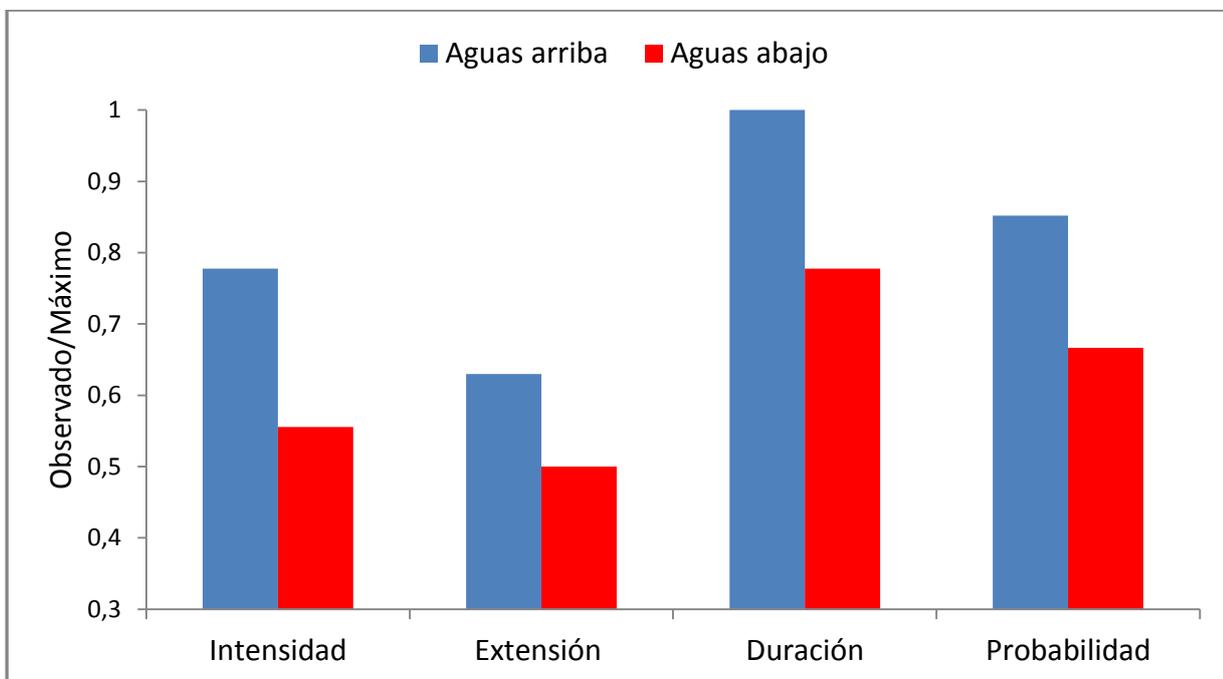
Tabla 1: Valoración de los impactos esperados considerando aguas arriba el signo (positivo=SP) o negativo (negativo=SN), grado de intensidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3); extensión (Puntual=1; Zonal=2; Regional=3); duración (Fugaz=1; Temporal= 2; Permanente=3) y probabilidad (Baja=1; Media=2 y Alta=3). 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
Cambios en la oferta trófica para especies nativas y exóticas	P	2	2	3	3	10
Cambios en la velocidad migración descendente de juveniles de trucha arco iris, salmón y lamprea	N	2	1	3	3	-9
Cambio en el tamaño del stock desovante de especies anádromas (nativas y exóticas)	N	3	2	3	3	-11
Alteración de las áreas de desove de lamprea (especie migratoria)	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 residentes y migratorios	N	3	2	3	3	-11
Alteración de las áreas de cría y desove de perca y puyen (especies residentes)	P	3	2	3	2	10
Mortalidad/daños por pasaje a través de turbinas de especies migratorias	N	2	1	3	3	-9
Aislamiento genético de poblaciones	N	2	3	3	2	-10

**Tabla 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 que las mayores magnitudes de los diferentes atributos se registran aguas arriba (Figura 2).



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

### 5.9.1.3. Conclusiones Finales

El río Santa Cruz posee una composición ictiofaunística particular al tener especies residentes y anádroma en diverso grado. Entre las primeras se destacan la lamprea y la trucha steelhead, la que sería única para toda la Patagonia, y de salmón chinook, una especie exótica y aún rara en la región. 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 y manejo de estas especies 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 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 en otras cuencas del mundo, 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.

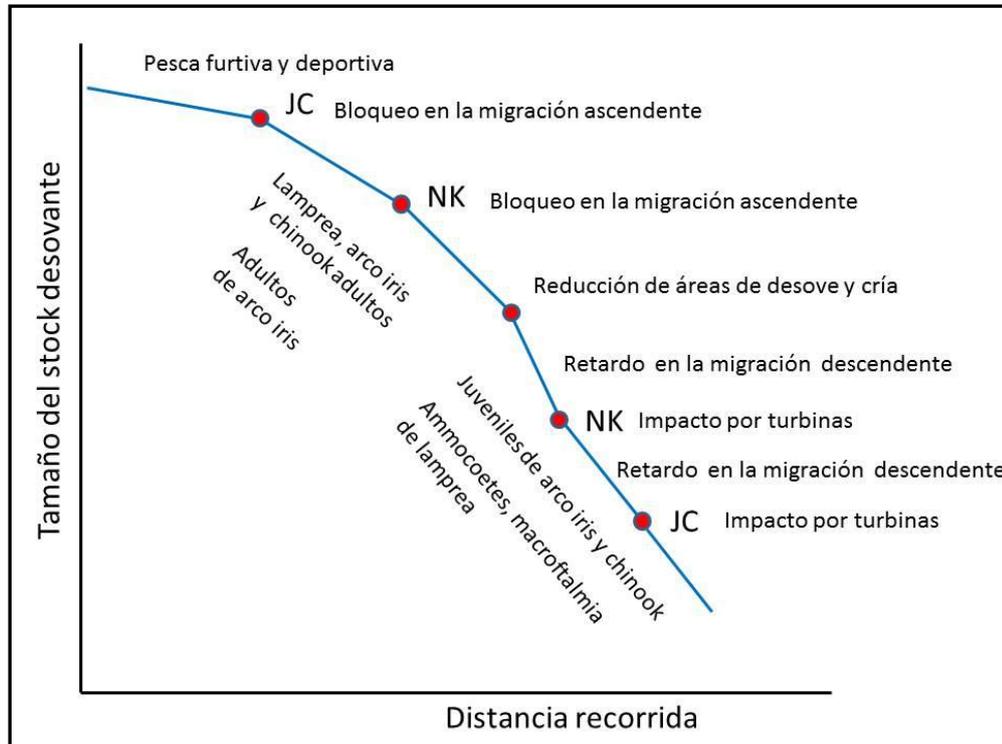
Para ello, la elección de un caudal ambiental apropiado aguas abajo de la represa J. Cepernic basado en respetar la variabilidad natural del río será crítico para garantizar que los procesos funcionales y la estructura del ecosistema fluvial (habitats y biodiversidad) se conserven en estado adecuado. La propuesta de erogar supuestamente un caudal similar al que ingresa la represa N. Kirchner se encuadra dentro de niveles compatibles con el funcionamiento normal del río a pesar y aseguran que las potamofases y limnofases sean compatibles con los ciclos biológicos de las comunidades y también con los de las especies migratorias. 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.

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 prácticamente 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 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.

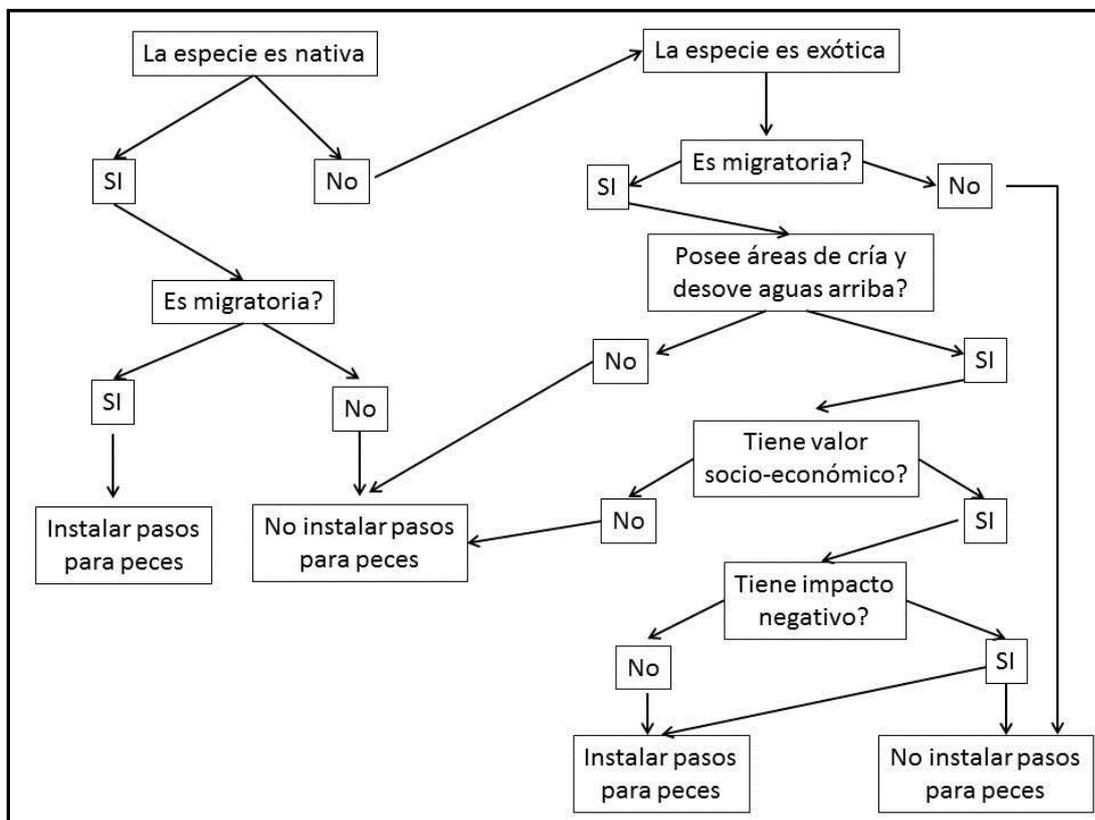


**Figura 1: Esquema conceptual de los impactos antrópicos acumulativos en función de la reducción del stock desovante de especies anádromas presentes en el río Santa Cruz a medida que los peces ascienden hacia la alta cuenca.**

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 sustitutivos adecuados (tributarios) donde reproducirse (Figura 4). 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 es aún incierta su capacidad de ascender en la cuenca acaso más allá del lago Argentino.

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. En todo caso, no debe esperarse que los sistemas de transferencia para el ascenso y descenso de peces posean una alta eficiencia inicialmente sino que se requerirá mantener un programa de evaluación técnica permanente que optimice estos procesos. 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 4: Esquema de toma de decisión en el río Santa Cruz para definir la instalación de pasos para peces**

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 o río arriba de los mismos (lagos y sus tributarios). 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.



República Argentina - Poder Ejecutivo Nacional  
2017 - Año de las Energías Renovables

**Hoja Adicional de Firmas**  
**Informe gráfico**

**Número:**

**Referencia:** 5.09\_IA\_Ictiofauna y Recursos Pesqueros

---

El documento fue importado por el sistema GEDO con un total de 29 pagina/s.