

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

## CAPÍTULO 5 – ESTUDIOS ESPECIALES

### PUNTO 2 - ESTABLECIMIENTO DEL CAUDAL MÍNIMO DEL RÍO SANTA CRUZ, AGUAS ABAJO DE J. CEPERNIC

#### INDICE

<b>2 ESTABLECIMIENTO DEL CAUDAL MÍNIMO DEL RÍO SANTA CRUZ, AGUAS ABAJO DE J. CEPERNIC</b>	<b>2</b>
<b>2.1 ANALISIS DE ANTECEDENTES SOBRE EL CAUDAL ECOLÓGICO Y CRITERIOS PARA SU DETERMINACIÓN</b>	<b>2</b>
2.1.1 Resumen de las limitaciones de los métodos considerados	7
<b>2.2 SELECCIÓN DEL CRITERIO Y JUSTIFICACIÓN DEL PROCEDIMIENTO PARA ESTABLECER EL RÉGIMEN DE FLUJOS</b>	<b>8</b>
2.2.1 Aspectos Generales	8
<b>2.3 FUNCIONAMIENTO DEL RÍO SANTA CRUZ EN EL ÁREA DEL PROYECTO Y CONSECUENCIAS DE LA REGULACIÓN DEL RÉGIMEN.</b>	<b>9</b>
2.3.1 El régimen de pulsos como estructurador y regulador de la vida del río	11
2.3.2 Características del régimen pulsátil del río Santa Cruz en el área del Proyecto y su influencia en la estructuración del hábitat.	15
<b>2.4 GESTIÓN DEL RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL RÍO SANTA CRUZ. REPRESAS KIRCHNER Y CEPERNIC.</b>	<b>20</b>
2.4.1 Establecimiento del caudal mínimo del río Santa Cruz, aguas abajo de J. Cepernic.	20
2.4.2 Gestión de caudales durante el llenado de los embalses.	24
2.4.3 Resumen de la gestión de caudales	31
<b>2.5 BIBLIOGRAFIA</b>	<b>32</b>

## **2 ESTABLECIMIENTO DEL CAUDAL MÍNIMO DEL RÍO SANTA CRUZ, AGUAS ABAJO DE J. CEPERNIC**

### **2.1 ANALISIS DE ANTECEDENTES SOBRE EL CAUDAL ECOLÓGICO Y CRITERIOS PARA SU DETERMINACIÓN**

El concepto de caudal ecológico ha evolucionado mucho, después de conocerse los disturbios que producen los embalses sobre el flujo del río (Margalef, 1983; Petts, 1984; Assani y Petit, 2004; Gilvear, J. Cecilb, D. y Parsons, 2000<sup>2</sup>; Gilvear y Willby, 2006; Tharme, 2003). Hasta 1975, el término "caudal ecológico era el más común para describir los caudales necesarios para satisfacer los usos propios del curso de agua (*instream uses*), que representaba la preservación de los peces y los *habitat*, la navegación, la recreación, la conservación de la calidad del agua, entre otras funciones esenciales de los ecosistemas (Lamb, 1995; Stalnaker et al. 1995).

Hasta entonces, en esa perspectiva el ecosistema acuático era visto como enteramente delimitado por el canal principal y por las transferencias longitudinales (Harris et al. 2000).

A partir de la década del setenta emergieron tesis según las cuales, para el mantenimiento de la integridad ambiental era necesario considerar los regímenes de fluctuación natural de los ríos. Para esto, se produjeron recomendaciones tendientes a "imitar" a la naturaleza. Esas recomendaciones sugieren especificar distintos caudales para distintas estaciones (Lamb, op cit.), no solamente caudales mínimos y también, permitir caudales altos periódicos para promover la remoción de sedimentos y otros materiales del lecho (Milhous, 1998; Stalnaker et al., op cit.).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) en 2003 definió el caudal ecológico como *el régimen hídrico que se establece para poder sustentar a los ecosistemas y sus beneficios donde hay usos del agua que compiten entre sí y donde los caudales son regulados*. Esta definición va más allá de asignar un caudal de salida desde una represa para mantener alguna de las funciones o servicios que presta el río, por lo tanto es el criterio que se adopta en este estudio.

En 1996, Tharme revisó métodos internacionales para cuantificación de caudales requeridos para la conservación ecológica de los ríos, distinguiendo tres grandes grupos de abordajes:

- **Métodos hidrológicos**, basados en el uso de información histórica o curvas de frecuencias de caudales, para fijar un porcentaje de los valores históricos, caudales mínimos basados en las curvas de permanencia o curvas de frecuencia de caudales para distintas duraciones temporales. Así por ejemplo, en Nueva Zelanda, los métodos actualmente empleados determinan un porcentaje de la media anual (siete días) de caudales de mínimos o de estiaje. Actualmente, el Gobierno neocelandés está desarrollando una propuesta para normalizar a nivel nacional los criterios y metodologías empleadas para determinar Qeco.

Uno de los métodos más difundidos dentro de los métodos hidrológicos es el de la **Curva de Permanencia (Q<sub>330</sub>-Q<sub>347</sub>)** que se basa en la construcción de una curva a partir de datos de caudales diarios, mensuales o anuales, en la que se presenta la relación entre los rangos de caudal con el porcentaje de tiempo en que cada rango de caudal es igualado o excedido. Este método permite, por ejemplo, determinar el caudal medio diario que es excedido durante 330 ó 345 días de un año (Q<sub>330</sub> o Q<sub>345</sub>), que corresponden respectivamente, al 90% y 95% del tiempo (respecto a 365 días) (Silveira & Silveira 2003) .

Con el mismo abordaje conceptual ha sido ampliamente utilizado, especialmente en Brasil y México el criterio del **7Q10** para determinar el caudal mínimo. Este es el caudal mínimo que se mantiene al menos durante siete días consecutivos, durante un período de 10 años consecutivos, 7Q10 (Silveira y Silveira, op cit.).

En 1996, Richter publicó una aproximación diferente, basada en 32 parámetros, que luego se conoció como **Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad (RVA)**. Este criterio se ha usado en cuencas en las que la conservación de los hábitat es el objetivo principal. El procedimiento parte de la descripción del hidrograma propio del río antes de la construcción del embalse, en base a 32 "características-clave" en el funcionamiento del ecosistema, para estimar el rango de variación máximo que podrían tener estos parámetros. Este método propone un sistema de ajustes anuales de los objetivos, para imitar las características del flujo natural luego de la construcción del embalse.

En Estados Unidos, el U.S. Wildlife Service desarrolló una aproximación diferente, que también considera variables hidrológicas y de hábitat (Tennant, 1976). El procedimiento consiste en dividir el hidrograma en una fase seca y una fase lluviosa, para las cuales propuso caudales expresados como porcentajes del caudal medio anual, relacionándolos con grados de conservación. A partir del mismo, se estableció que el hábitat comenzaba a degradarse cuando el flujo era inferior a 10% del flujo medio anual en el que la velocidad media del flujo era 0,25 m/s, con profundidad media de 0,3 m (Tennant op cit.). Este método, también conocido como **Método de Tennant**, es conceptualmente valioso, aunque en la práctica es difícil de aplicar en cursos de agua que tienen gran variabilidad espacial (profundidad, pendiente del terreno).

- **Métodos basados en patrones hidráulicos**, estableciendo relaciones entre variables hidráulicas (como el perímetro mojado, la profundidad máxima en función del caudal y factores ambientales limitantes, para el desarrollo y permanencia de determinadas especies ribereñas, utilizadas como indicadoras, en los programas de control posterior a la construcción de los embalses. o sea establecen relaciones entre hábitat y caudales.

Dentro de estos procedimientos se encuentra el **Toe-Width Washington** que consiste en conocer el caudal que genera la profundidad y velocidad más adecuada en una sección transversal del cauce, para el desove de los peces, para lo cual se realiza un promedio de los anchos del canal estudiado. Dichos números se utilizan en ecuaciones que generan un valor único de caudal "preferido" por truchas y salmones para sus funciones reproductivas. Los valores son comparables con los obtenidos, a través del IFIM con PHABSIM. Este método es simple, económico, rápido y útil para determinar caudales, se considera que es selectivo y circunscripto a peces en pequeños arroyos (Swift 1976). Tampoco es aplicable a cursos de agua que tienen variaciones geomorfológicas importantes a lo largo de su curso.

En Estados Unidos de Norteamérica, **el método del perímetro mojado** es quizás el más usado (Bragg *et al.* 1999 y Benetti *et al.* 2003) porque se parte de la base que la calidad del hábitat crece con el incremento del área húmeda. Se procede a generar curvas que relacionan el caudal con el perímetro mojado. A partir de ellas, puede observarse que hasta un cierto volumen de agua, el perímetro crece rápidamente a medida que aumenta la descarga, pero sobrepasado este volumen, el perímetro se mantiene relativamente constante. Entonces, el flujo recomendado es aquel cerca de este punto de inflexión, pues se asume que es el nivel óptimo para el desove de peces o para la producción de invertebrados bentónicos (Stalnaker *et al.* op cit.).

Este procedimiento parte de una correlación de una cupla de variables que pocas veces se comportan con una proporcionalidad fija, entre cuencas y aun en un mismo tramo de un río. En el caso del río Santa Cruz, el perímetro mojado no aumenta significativamente con el caudal, porque, como se dijera al describir las características limnológicas, la mayor parte del curso tiene perfil en forma de una "U con los brazos poco separados".

- **Métodos basados en patrones de hábitat, relaciona aspectos espaciales de los micro-hábitat** a lo largo de los cursos de agua, y los relaciona con los cambios en los caudales que erogan los embalses.

Dentro de estos procedimientos de este tipo se encuentra El **PHABSIM**, que es uno de los más aceptados porque produce un modelo de la relación entre los caudales y el hábitat físico de varias especies de peces, en diferentes etapas de su vida. El modelo utiliza varios parámetros: profundidad, velocidad de la corriente y material del curso, en transecciones típicas del curso del río. Los modelos hidráulicos generados en base a estos datos, se contrastan con las posibilidades de cada especie para cumplir sus funciones en distintas condiciones de caudal, generando así modelos de habitabilidad para cada condición hidrológica.

Finalmente, PHABSIM produce un índice que representa la cantidad de hábitat que puede utilizar un pez (distintas especies) en las diferentes fases de su desarrollo, para diferentes condiciones hidrológicas.

Este método tiene varios defectos: es estático (no considera variaciones temporales del curso), requiere de un muy buen conocimiento ictiológico (lo que, en la mayoría de los casos, no ha estado presente). El procedimiento parte de asumir que las transecciones levantadas por los consultores, son representativas de todo el curso del río.

Otro de los modelos basados en hábitat es el conocido como **IFIM *Instream Flow Incremental Methodology***, surgido en la década del 70 y que, quizás es uno de los más usados, fue producido por U.S. Fish and Wildlife Service, e integra modelos hidráulicos con parámetros de calidad del agua, sedimentos, estabilidad de los cauces, temperatura y otras variables que afectan a los peces que finalmente son analizadas mediante un método de simulación de hábitat físico (SHF). El IFIM relaciona el caudal con los datos de hábitat que son calculadas con PHABSIM. El modelo construye índices que representan la adaptación de las especies-clave, a diferentes velocidades, profundidades y características geomorfológicas específicas del río (Washington Department of Fish and Wildlife 2003). Es, en realidad, un procedimiento de gestión, que permite incorporar la negociación social y el contexto legal e institucional en la decisión final.

Para este modelo caben las mismas prevenciones (o, mayores) que para PHABSIM, especialmente por la cantidad y calidad de la información que requiere, no siempre disponible.

### **Métodos holísticos**

Como señala Arthington et al. (1998) estos métodos parten de identificar las características esenciales del flujo hídrico que pueden generar un impacto ecológico y se trata de utilizarlas para corregir el flujo de salida de un embalse para atenuar los impactos sobre la biota y la dinámica del paisaje fluvial, en base a criterios que surgen de entender el funcionamiento del río.

En esta línea se encuentra la **construcción de procesos botton-up**. Es un análisis basado en el conocimiento de grupos de expertos, que han investigado las necesidades del hábitat y la respuesta de los organismos a los cambios que producen las obras hidráulicas en el hábitat.

Uno de los pasos críticos es la estimación de la importancia económica y social del área de estudio, realizándose una evaluación de la dependencia social y económica de los ecosistemas ribereños, en conjunto con la comunidad. Se determinan y describen en términos de duración y magnitud los flujos que se recomendarán. La descripción de cada uno de los componentes del flujo son considerados como los *building block*, conformando los “Requerimientos de Caudal” para una cuenca o río (*Instream Flow Requirements* - IFR). Se denomina de tipo *Bottom-Up*, ya que el caudal recomendado es estimado a partir de un flujo mínimo hacia valores más altos (ENDESA, 2011).

Otro procedimiento holístico estratégicamente distinto es el conocido como de **Top-down**. Se basa en principios similares al método *Building Block*. A diferencia del mismo, el caudal es determinado desde un flujo máximo aceptable, hacia valores menores (aproximación *Top-Down*). Con la información disponible, modelos conceptuales y juicio de experto, se identifican indicadores hidrológicos que son considerados ecológicamente relevantes. Con estos indicadores, son caracterizados cauces escogidos dentro de un río como *benchmark* o de referencia. En estos cauces de referencia no existe necesariamente un caudal natural (puede estar regulado), pero cumplen con los variados niveles de caudal que se requieren en la cuenca. Posteriormente, en estos sitios se relacionan determinados impactos ecológicos en función de cambios en el caudal. De esta manera, se investiga cuánto puede cambiar el caudal antes que el ecosistema se degrade (Brizga, et al. 2002).

A pesar de estos avances, los caudales de preservación ambiental están precariamente establecidos en la mayoría de los países y no existe consenso entre los ejecutores de distintos proyectos de represamiento. En la práctica es habitual que se tome un caudal fijo, con total descuido de sus implicancias sobre el ambiente (Cruz, 2001; Silveira y Cruz, 2005).

En Brasil, en el estado de Mina Gerais, el caso más conservador en ese país, establece para la gestión de recursos hídricos un caudal residual no inferior a 70% de  $Q_{7,10}$  (Schvartzman, et al. 1999). En el estado de Paraná, el caudal  $Q_{7,10}$  es la referencia, al señalar que la captación directa de agua, no puede ser mayor que 50% del caudal de  $Q_{7,10}$  (Sarmiento y Pelissari, 1999).

Las normas para la presentación de proyectos de manejo hídrico y de exploración de recursos hídricos para generación eléctrica en Brasil, se encuentran en el área del DNAE (Departamento Nacional de Aguas e Energía Eléctrica), que en la norma número dos, de 1984 establece un caudal residual en el curso, aguas abajo de un embalse, que debe ser superior a 80% del caudal mínimo medio mensual, caracterizado sobre la serie histórica de caudales, de por lo menos diez años de duración. Para el caso de pequeñas usinas hidroeléctricas se fija que el caudal residual, aguas abajo del embalse, no podrá ser inferior al caudal mínimo medio mensual calculado en base a las observaciones anuales en el lugar previsto para el represamiento (Norma número cuatro).

En Chile, por su parte, La Dirección General de Agua de Chile (DGA) fija un máximo para los caudales ecológicos en 20% del Caudal Medio Anual (CMA), recomendando fijarlo en 10%.

A partir de 1998, la Dirección General de Aguas (DGA) de Chile, considera, al momento de otorgar nuevos derechos de agua (DGA, 1999), un caudal mínimo, *con el propósito de "preservar los ecosistemas y los valores paisajísticos"*. El Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), adopta, a fines de la década de 1990, el **Qeco** como una medida de mitigación, *para garantizar* el agua mínima necesaria para preservar los valores ecológicos en el cauce de un río o estero sujeto a aprovechamiento. La estimación de Qeco en situaciones similares a las de Chile, se analiza siguiendo la realidad norteamericana. El modelo PHABSIM (que aporta información al modelo IFIM), es el más empleado en los Estados de Washington y California, cuyas características climáticas e hidrológicas se asemejan a las de la zona centro y sur de Chile.

En ese País, según lo entiende ENDESA (2011) La expresión caudal ecológico (Qeco), referida a un río o a cualquier otro cauce de agua corriente, es una expresión que puede definirse como el agua mínima necesaria para preservar los valores ecológicos del cauce, entendidos estos como:

- Los hábitats naturales de la flora y fauna;
- Las funciones de dilución de contaminantes;
- Los parámetros climatológicos e hidrológicos;
- El paisaje; y
- Su uso antrópico (ej. recreación).



La determinación del Qeco de un río o un arroyo se hace según un análisis de las necesidades mínimas de los ecosistemas existentes en el área de influencia de una estructura hidráulica (e.g. una represa), que en alguna forma va a modificar el caudal natural del río o arroyo.

Hasta hoy, el criterio para establecer el caudal ecológico ha consistido en calcular la respuesta de las poblaciones del ecosistema a la disminución de caudal. Si la disminución de caudal cae por abajo de un determinado umbral, la respuesta de la comunidad biológica no alcanzará a compensar el disturbio. Es decir, los cambios en ella dejan de ser reversibles y la comunidad no se recupera de los disturbios ocasionados por la falta de agua. Por lo tanto, el cálculo de caudales ecológicos, ha buscado determinar valores de caudal por encima de estos umbrales (Stalnaker 1979, Bovee 1982).

En función de lo expresado se aprecia, aún en Brasil, el país sudamericano con mayor desarrollo en el tema, que no hay métodos desarrollados atendiendo patrones hidráulicos o de hábitat. Ante esa situación, los proyectistas han adoptado generalmente valores basados en criterios hidrológicos a los que se les llama "caudal ecológico" como se analiza seguidamente.

### a) Criterio de un porcentual de la curva de permanencia

Utilizando esta perspectiva, se pueden tener dos valores de referencia:

- el caudal, calculado por el método año a año
- el caudal calculado para toda la serie

Considerando que el caudal medio calculado año a año, representa el valor esperado en un año cualquiera de la serie, algunos proyectistas entienden que este es un criterio más realista, porque representa lo que, en la media, ocurre en la naturaleza. Este es un criterio más conservador que tomar un porcentaje del caudal de permanencia calculado para toda la serie hidrológica, porque posee para la faja de caudales mínimos de mayor permanencia, valores más elevados de caudal y, por tanto reserva para la naturaleza mayor cantidad de agua que escurre por el curso aguas abajo.

Por ejemplo, puede citarse el uso del criterio del 30% del caudal de permanencia del 90% (Q90%) calculado para cada mes del año, considerando así la estacionalidad y, por eso fue adoptado por la Universidad Federal de Santa María (Brasil) para el río Santa María (Silveira et al. 2001).

En Chile, la Dirección General de Agua (DGA) ha fijado un máximo para los caudales de utilización ecológica en 20% del Caudal Medio Anual (CMA), recomendando fijarlo en 10% del caudal medio anual (ENDESA, 2011).

### b) Criterio del caudal mínimo estadístico

Este criterio es semejante al anterior, porque toma un porcentaje del caudal estadístico. Una referencia en este sentido es el caudal  $Q_{7,10}$  que es el caudal con siete días de duración y diez años de retorno.

### c) Criterio de análisis de cargas contaminantes

Este criterio tiene como filosofía fijar el caudal ecológico mínimo, como el valor de caudal que proporcione las condiciones para la dilución de sustancias tóxicas, de modo que las condiciones de calidad de agua del río permanezcan dentro de los límites permitidos. Generalmente, algunas de las variables de calidad de agua, se fijan como condición para el caudal que debe erogarse. Esto significa que algunas variables ambientales deben fijarse en términos de concentración de contaminantes y que el conocimiento del caudal debe ser instantáneo, al momento de colecta de las muestras químicas.

En cuencas con pequeñas cargas de contaminantes, ese criterio resulta tendencioso y conduce a valores muy bajos de caudal. Debería ser utilizado en conjunto con otros criterios más conservadores. Más que un método de estimación de flujos ambientales, es un método para evaluar la dilución de analitos en el agua.

#### **d) Criterio del análisis estacional**

La estacionalidad de caudales debe ser tomada en cuenta, especialmente en ríos que tienen grandes fluctuaciones hidrométricas durante el año. Para este propósito se puede considerar la curva de permanencia para cada mes del año (Cruz, 2001), en caso que el criterio escogido sea un porcentaje de la curva de permanencia, o una estadística mensual.

### **2.1.1 Resumen de las limitaciones de los métodos considerados**

Hay casi tantos métodos como proyectos hidrológicos desarrollados, sin que alguno de ellos tenga una demostración científica de su efectividad. Es por eso que aún hoy ninguno haya alcanzado suficiente consenso para ser aplicado universalmente en un contexto amplio de obras hidráulicas. En parte, esto parece lógico, porque cada río es una unidad funcional, cuyas singularidades dificulta establecer normas generales con suficiente especificidad.

Es evidente que, al menos en Latinoamérica, para la previsión de riesgos ambientales en los ecosistemas fluviales, se ha copiado los desarrollos producidos en Estados Unidos de Norteamérica, en Nueva Zelanda y en otros países desarrollados, muchas veces sin tener en cuenta el contexto geográfico-climático, las condiciones ecológicas locales y el entorno socio productivo de cada proyecto.

Es más, existe un concepto muy difuso, cuando no errado de lo que es *caudal ecológico*, aludiendo en la mayoría de los casos, a la cantidad mínima de agua que debe dejar pasar una represa para evitar la desaparición de los peces, la alteración del paisaje o de alguna entidad de seres vivos, soslayando la importancia de mantener el régimen de pulsos, que es la condición que da identidad a cada río.

La fijación del caudal "ecológico" ha tenido diferentes perspectivas: hidrológicas, hidráulicas, de hábitat y más recientes, las que se podrían encuadrar dentro de los métodos holísticos. En todos estos abordajes se aprecia un notable enfoque antropocéntrico especialmente cuando se analizan los comportamientos de animales y plantas ante determinada configuración de caudal "ecológico".

En los trabajos más elaborados se ha considerado que el río funciona diferente en aguas altas y en aguas bajas, llegando algunas propuestas a respetar el comportamiento estacional (como las migraciones de peces). Aunque, en la realidad, cada proyecto termina aplicando un único valor de caudal, según convenga o no a la producción de energía, que pasa a ser el objetivo (Cruz, 2001). En el hemisferio norte, sin embargo, se han desarrollado modelos de gestión de caudales que resguardan el funcionamiento de los sistemas naturales y la biodiversidad. España tiene un largo camino, quizás por ser uno de los países con mayor número de embalses hidroeléctricos. Desde 2008 rige la norma ARM 2656/2008, conocida como IPH (Instrucción para la Planificación Hidrológica), que contempla la variabilidad del curso de agua y el grado de dependencia de los distintos hábitat, de cada una de las fases hidrológicas. Es así, que la norma fija directivas para:

*El régimen de caudales ecológicos en el río debería de incluir, al menos, los siguientes componentes:*

**a) Caudales mínimos** que deben ser superados, con objeto de mantener la diversidad espacial del hábitat y su conectividad, asegurando los mecanismos de control del hábitat sobre las comunidades biológicas, de forma que se favorezca el mantenimiento de las comunidades autóctonas.

b) **Caudales máximos que no deben ser superados en la gestión ordinaria de las infraestructuras**, con el fin de limitar los caudales circulantes y proteger así a las especies autóctonas más vulnerables a estos caudales, especialmente en tramos fuertemente regulados.

c) **Distribución temporal de los anteriores caudales mínimos y máximos**, con el objetivo de establecer una variabilidad temporal del régimen de caudales que sea compatible con los requerimientos de los diferentes estadios vitales de las principales especies de fauna y flora autóctonas presentes en la masa de agua.

d) **Caudales de crecida**, con objeto de controlar la presencia y abundancia de las diferentes especies, mantener las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat a través de la dinámica geomorfológica y favorecer los procesos hidrológicos que controlan la conexión de las aguas de transición con el río, el mar y los acuíferos asociados.

e) **Tasa de cambio**, con objeto de evitar los efectos negativos de una variación brusca de los caudales, como pueden ser el arrastre de organismos acuáticos durante la curva de ascenso y su aislamiento en la fase de descenso de los caudales. Asimismo, debe contribuir a mantener unas condiciones favorables a la regeneración de especies vegetales acuáticas y ribereñas.

En cada caso se analizan diferentes escenarios de hábitat teniendo como eje la profundidad, la velocidad y el sustrato disponible en el curso.

Esta norma, desarrollada originalmente para la cuenca del río Tajo, tiene gran aceptación en varios países de la Unión Europea, en los que existe un amplio conocimiento de base del medio físico, químico y biológico. Hasta ahora no se conoce que haya sido aplicada en Sudamérica y, en la cuenca del Santa Cruz solo sería aplicable luego de estudios de la profundidad y continuidad necesarios.

Pero el análisis de la normativa española y el criterio sustentado por la UICN (2003) no dejan dudas que el "caudal ecológico" es un modelo de gestión de caudales y no solamente el establecimiento de un caudal mínimo que se respeta para permitir que haya agua a la salida de un embalse, para que las plantas y animales no queden sobre el fondo seco del curso. Es condición *sine qua non* que el modelo de gestión respete la dinámica de pulsos que sostiene la vida del río.

## 2.2 SELECCIÓN DEL CRITERIO Y JUSTIFICACIÓN DEL PROCEDIMIENTO PARA ESTABLECER EL RÉGIMEN DE FLUJOS

### 2.2.1 Aspectos Generales

Una aproximación distinta de las mencionadas fue desarrollada por Neiff y Neiff en 2004, como corolario de una investigación publicada luego de 20 años de trabajo en la cuenca del río Paraná (Neiff, 1990) y que culminó con la producción del software PULSO (Neiff y Neiff, 2004).

El método se encuadra dentro de los abordajes de tipo holístico y se basa en establecer la respuesta de las poblaciones y de las comunidades (vegetación, fauna, poblaciones humanas) a la variabilidad hidrológica en cada hábitat fluvial.

Se parte de que cada organismo y población tiene diferente sensibilidad a la variabilidad del río; se dice que cada población tiene una *asignatura ecohidrológica* que puede ser modelada (Neiff, 2010 Casco et al. 2010; Casco y Neiff, 2011; Neiff et al. 2012). Los componentes vivos del ecosistema, están allí porque en el proceso evolutivo se han adaptado a la alternancia de sucesos de exceso y de deficiencia de agua, que alternan en el tiempo según una senoide (función senoidal de pulso). Los organismos perciben la variabilidad hidrosedimentológica de distinta manera según una función de pulso, denominada *función FITRAS*, acrónimo usado para definir Frecuencia, Intensidad, Tensión, Regularidad, Amplitud y Estacionalidad de pulsos.



Antes de entrar en el análisis de los flujos ambientales de los futuros embalses del río Santa Cruz, es menester considerar algunas características de un sistema-río que, de hecho, no es un ecosistema (Weibezahn et al. 1990) sino un macrosistema, que se origina en las nubes y escurre por gravedad hasta el mar, donde se reinicia el flujo vertical (Neiff, 1990). Sin embargo, los ríos son sistemas en que la mayoría de los flujos ocurren en forma direccional, vectorial, y tienen la singularidad de poseer energía cinética, lo cual los diferencia claramente de los ecosistemas, que son sistemas de flujo vertical predominante.

Cuando se instalan embalses en un río, estos actúan como retardadores de flujos que producen modificaciones que deben ser comprendidas antes de abordar medidas de mitigación.

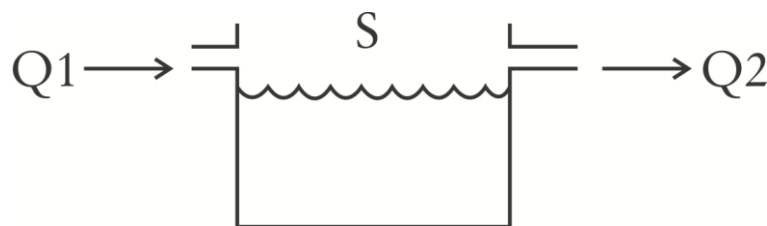
### 2.3 FUNCIONAMIENTO DEL RÍO SANTA CRUZ EN EL ÁREA DEL PROYECTO Y CONSECUENCIAS DE LA REGULACIÓN DEL RÉGIMEN.

Antes de evaluar los cambios que introducirá la construcción de los embalses, es conveniente referirse al funcionamiento de los embalses, puesto que muchas características funcionales son comunes a la mayoría de ellos.

Un embalse es un estado intermedio entre un río y un lago. Como bien sintetizan Margalef (1974) y Neiff (2010). Es un híbrido entre un río y un lago y su estudio se ha de basar en una visión completa de la del funcionamiento de la cuenca, esto es, el sistema de afluentes (aguas arriba del embalse), el embalse (como sistema de entradas, transformaciones del agua en el vaso y salidas), y el río efluente del embalse en el tramo aguas abajo (Tundisi y Tundisi, 1993; Tundisi et al. 1993; Tundisi y Straskraba, 1999).

Podemos comparar esquemáticamente a lagos y ríos mediante un ejemplo simple, mediante una cuba (volumen del lago, relativamente constante) y dos tubos: uno es el ingreso de agua y el otro es la salida de agua superficial. El volumen (v), es la información acumulada (en general) en un determinado tiempo (t). Si el agua no se renueva (utopía) la organización interna dependerá de la cantidad y calidad de los elementos comprendidos en la cuba (especies, nutrientes etc.), de las fluctuaciones de energía de nuestra “cuba” (lago) y de las interacciones temporales de los elementos dentro del sistema.

En los lagos:



**Figura 2-1. Renovación del agua en lagos**

Tasa total de cambio (turnover):  $TTRi=(P-E)S+Q1-Q2$

Donde;

- P = entrada de energía (precipitación, energía solar);
- E = salida de energía (escorrentía, advección temperatura etc.);
- S = superficie;
- Q1= caudal de entrada de información (agua, sedimentos, spp.);
- Q2= caudal de salida de información (agua, sedimentos, spp.);
- t = tiempo.

En los ríos:

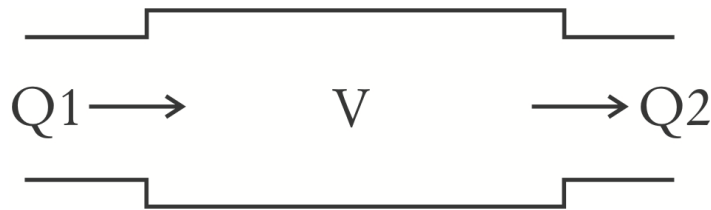


Figura 2-2. Renovación del agua en ríos

Entonces;

- tasa de renovación total (turnover)  $TTR = (1 - Q_{t1-2} / V) + TTR_i$
- y, el tiempo total de recambio del agua se expresaría como:  $TTt = 1/TTR$

Normalmente, en los lagos y ríos, el volumen es relativamente constante y el volumen de ingreso y salida del flujo varían de forma análoga.

La tasa de renovación (TTR) es el porcentaje del total de agua contenida en la cuba que entra o sale en un determinado período de tiempo. El tiempo de renovación es recíproco a la tasa de renovación e informa el tiempo necesario para una renovación completa de agua de la cuba. Los embalses modifican el TTR, y el cambio en la distribución de los caudales diarios de salida puede por sí mismo producir impactos significativos sobre la biodiversidad, aun cuando se hubiera mantenido un caudal mínimo de salida en el balance de valores mensuales.

Si el vaso tiene una capacidad de 1 litro e ingresan 100ml por día, la tasa de renovación es:  $100/1.000$ , o sea: 0,1 por ciento o sea 10% por día.

Ambas tasas son de uso significativo para valorar el intercambio de información en distintos sectores de la cuenca hidrográfica. En la práctica, el tiempo de renovación es más utilizado.

En los embalses se lo emplea en sentido inverso, como tiempo de residencia del agua.

El TTR sería diferente para distintos tramos del río. La disponibilidad de nutrientes en los ríos, por ejemplo ofrecen una cantidad limitada de información, si no se presenta el caudal de entrada y de salida en la sección referida.

El tiempo de residencia del agua en el embalse de Yacyretá, (situado en el curso de agua del Alto Paraná) por ejemplo, es de aproximadamente 3 semanas, aunque es muy distinta en función que el río esté en aguas altas o en aguas bajas. Esta misma evaluación, hecha para el lago Mascardi, en la Patagonia, próximo a Bariloche, tiene un valor aproximado de cinco años. En el Proyecto Multipropósito del Río Bermejo el tiempo de retención será de 10 a 20 semanas (según la alternativa que se escoja) <sup>1</sup>.

La renovación del agua en los grandes ríos es alta comparada con el volumen de información (riqueza de especies, por ejemplo) contenido en el sistema en determinado momento. Por tal razón, la aplicación de índices de estado del sistema (como los de diversidad o de equitabilidad) no pueden ser los mismos que los utilizados en lagos o en ecosistemas de tierra firme (Neiff, 2010).

<sup>1</sup> "ESTUDIO DE APROVECHAMIENTO MULTIPRÓPOSITO DEL RÍO BERMEJO – TRAMO JUNTA SAN ANTONIO – JUNTA SAN FRANCISCO" SERMAN & ASOCIADOS S.A, INELECTRA ARGENTINA S.A Y GÓMEZ CAJIAO Y ASOCIADOS S.A (2015)

El análisis de la distribución de los organismos vegetales y animales, la interpretación de afinidades y diferencias entre las colectividades de distintos sectores de la planicie de inundación requieren conocer la dinámica de los flujos de agua, especialmente cuando se analizan la distribución y abundancia de organismos fácilmente desplazados por el agua, como el plancton. Los valores de abundancia y la riqueza de especies están muy influenciados por la circulación del agua.

Una característica común a los ríos es que la velocidad del agua y sus modificaciones, relacionadas en mayor medida con las modificaciones del nivel del agua, tienen un fuerte efecto en la distribución y abundancia de los organismos. La velocidad es función de la pendiente y de la rugosidad del terreno y se calcula con la ecuación de Manning:

$$V = \frac{Rh^{0.66} \cdot S^{0.5}}{n}$$

Donde;

V = velocidad de la corriente (m/s)

Rh= radio hidráulico: es la relación entre la superficie de la sección mojada del lecho y su perímetro;

S = pendiente;

n = índice de rugosidad del lecho varía entre 0.01 en una superficie artificial hasta 0.1 en un lecho con plantas acuáticas.

El río embalsado regula y retarda su flujo. La tasa de renovación del agua, es más lenta que en un río y más rápida que en un lago. Del tiempo de permanencia del agua en el embalse dependerán las características limnológicas de éste, las propiedades físicas, químicas y la conformación de su biota.

En este proyecto, aquella alternativa que propone embalses escalonados siguiendo el curso del río tendrá mayor efecto regulador dado que el embalse Jorge Cepernic ejercerá una acción atenuadora de las modificaciones que produzca el embalse Néstor Kirchner.

La zona central de los embalses presentará características similares al río, previo a su represamiento (es decir se comportará de manera semejante a un sistema lótico), dado que la circulación del agua en el embalse se producirá preponderantemente en el área por donde escurría el río antes del llenado.

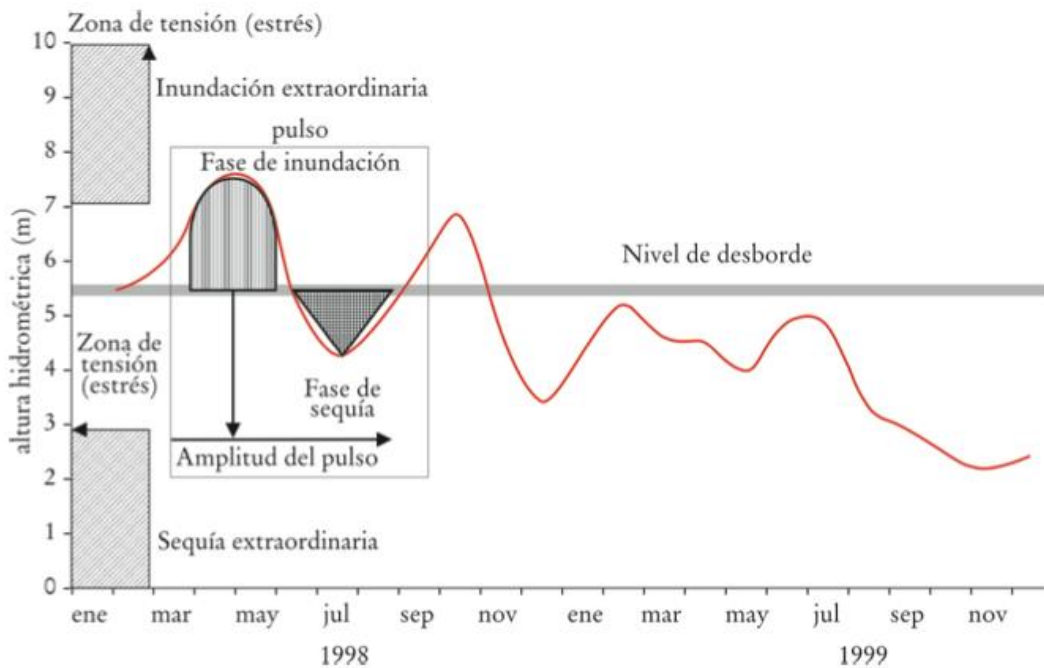
Como se explica en otro acápite, por su forma, profundidad y por el tirante libre de los vientos, estos embalses no tendrán estratificación térmica. Si se considera además que, en el Lago Argentino, adyacente al emplazamiento del proyecto no se produce una termoclina marcada a profundidad de ochenta metros, en estos lagos, por su menor profundidad y por la circulación del agua, es muy poco probable que se produzcan condiciones de estratificación térmica..

### **2.3.1 El régimen de pulsos como estructurador y regulador de la vida del río**

Los procesos ecológicos fluviales siguen un patrón senoidal causado por las diferencias temporales en el caudal, la velocidad y duración del flujo de agua y de materiales transportados (organismos, sólidos disueltos y suspendidos). Cada una de las ondulaciones está compuesta de valores positivos y negativos respecto de una ordenada o nivel de referencia que se considere en un hidrómetro. Durante la porción positiva, fase de creciente o potamofase, se produce la movilización de nutrientes y materiales y se genera el estímulo mediante el cual se producen las migraciones reproductivas de los peces. La porción negativa, fase de sequía o limnofase, conlleva menor flujo de materiales y se generan mejores condiciones para el desarrollo del Plancton, del Bentos y para las comunidades que viven en el litoral del curso. Por lo expresado, muchas funciones bióticas se ven favorecidas o interferidas en ambas fases de los pulsos hidrológicos, por lo que son igualmente importantes.

El patrón de variabilidad de estas ondas en una secuencia temporal – en cada punto y sección del río – conforman el régimen pulsátil o régimen de pulsos. En otras palabras: el hidrograma histórico de un río es un patrón hidrológico. El régimen de pulsos en cada localización, es la forma en que los organismos, poblaciones, perciben esa variabilidad (que, obviamente, es diferente en cada cota de terreno y para cada población o grupo de organismos).

Neiff (1990; 1996) ha propuesto la función *f*-FITRAS que es el acrónimo de los atributos principales de los pulsos hidrosedimentológicos: frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad de un pulso (figura siguiente).



**Figura 2-3. Esquema representativo de pulsos fluviales. Fuente: tomado de Neiff, 2010.**

El "nivel de desborde" es un nivel de referencia, que puede corresponder al momento en que ocurre algún proceso fluvial (rebalse por el vertedero de un embalse, comienzo de una migración de peces, comienzo de la inundación de la planicie, otros)

La función FITRAS está definida por dos tipos de atributos:

- *Espaciales*: definen los efectos del pulso en la planicie (amplitud, intensidad y tensión)
- *Temporales*: están relacionados con el comportamiento histórico de los atributos espaciales (frecuencia, recurrencia y estacionalidad).

**Frecuencia**: número de veces que ocurre un fenómeno determinado dentro de una unidad de tiempo (por ejemplo inundaciones de 5 m en el río Santa Cruz, en el hidrómetro de Charles Fuhr a lo largo de un siglo).

**Intensidad**: magnitud alcanzada por una fase de inundación o de sequía. Se mide generalmente por el valor alcanzado en el hidrómetro más próximo o en términos de altura o de caudal de agua.

**Tensión**: valor de la desviación típica desde las medias máximas o desde las medias mínimas en una curva de fluctuación hidrométrica del río. Se la define también como envolvente de fluctuación y permite establecer la variabilidad en la magnitud de los eventos de inundación y sequía. Se expresa generalmente en valores hidrométricos o en caudal.

**Recurrencia:** corresponde a la probabilidad estadística de un evento de inundación o sequía de magnitud determinada dentro de una centuria o de un milenio. Está dado por valores de frecuencia relativa.

**Amplitud:** también expresada como duración, es el segmento de tiempo que permanece el río en una fase de inundación o sequía de determinada magnitud.

**Estacionalidad:** se refiere a la frecuencia estacional en que ocurren las fases de sequías o inundaciones. Los organismos, excepto el hombre, tienen ajustes de sus ciclos de vida (fertilidad, reproducción, crecimiento) a la época en que ocurren los eventos hidrológicos.

Algunas estructuras están predominantemente condicionadas por la potamofase, otras por la limnofase (son los denominados estrategas de fase), en tanto que otros han sido favorecidos por su capacidad de adecuación a una amplia gama de condiciones del régimen pulsátil y se los conoce como euritípicos.

Los requerimientos de predictibilidad de los organismos están en relación con el tiempo de vida (décadas para los árboles; lustros para los peces; días para los plánctones). Los procesos que acontecen en los ríos y sus humedales tienen relación positiva o negativa con la frecuencia, duración, magnitud y otras características de la secuencia de potamofase y limnofase. El transporte y deposición de sedimentos; la colonización, producción y descomposición de la vegetación herbácea; el consumo y mineralización de la materia orgánica; la actividad migratoria de los organismos, la pesca, las actividades de los pobladores del río, el turismo y otros flujos están ajustados al régimen pulsátil del río. A manera de ejemplo, se analizan algunos de estos procesos, aclarando que su análisis requiere de estudios de mayor duración e intensidad:

**Tabla 2-1. Algunos atributos/procesos, condicionados por las limnofases.**

Proceso o atributo controlado por el río	Atributo FITRAS modificador del proceso	Explicación
concentración de nutrientes en el curso	Frecuencia (+) Amplitud (+)	Durante las limnofases, el río Sta. Cruz escurre encajonado, sobre sedimentos muy lavados, en una matriz de rocas de gran tamaño, que ceden pocos minerales al agua. Los aportes de la cuenca son menores.
Colonización de los sedimentos por el Perifiton	Amplitud (+) Tensión (+)	Con la disminución del caudal disminuye la velocidad del flujo y esto permite la colonización de organismos adnatos a las rocas, que formarán el Perifiton y un rico biofilm en el que abundan algas, bacterias y otros microorganismos que son alimento del Bentos.
Riqueza de especies del Bentos	Amplitud (-) Frecuencia (+) Tensión (+)	Cuando la frecuencia y la tensión aumentan dentro del rango de intensidad en una curva hidrométrica plurianual, el número de especies también, pues aumenta el número de nichos que pueden ser colonizados.
Desarrollo de vegetación acuática	Frecuencia (-) Tensión (-) Amplitud (+)	En el río Santa Cruz, la gran fluctuación hidrológica (unida a otros factores, como textura del fondo) controla el desarrollo de plantas acuáticas.
Poblaciones de peces	Recurrencia (+) Estacionalidad (+) Amplitud (+)	La cría de los alevinos de muchas especies requieren la permanencia de flujos lentos para superar las primeras fases de su vida.



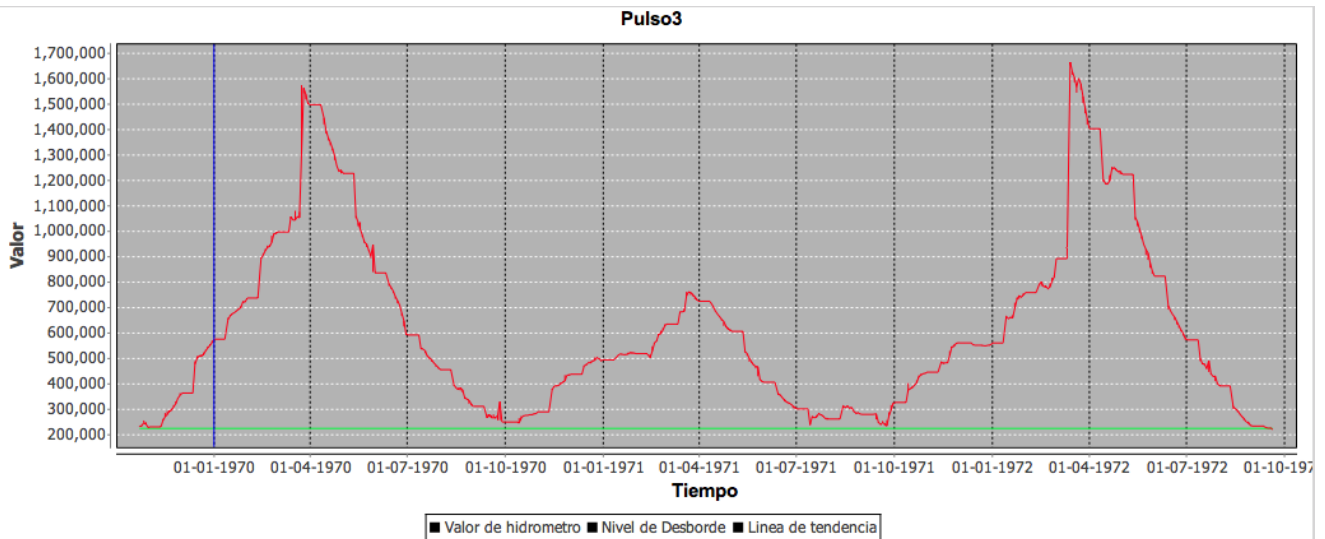
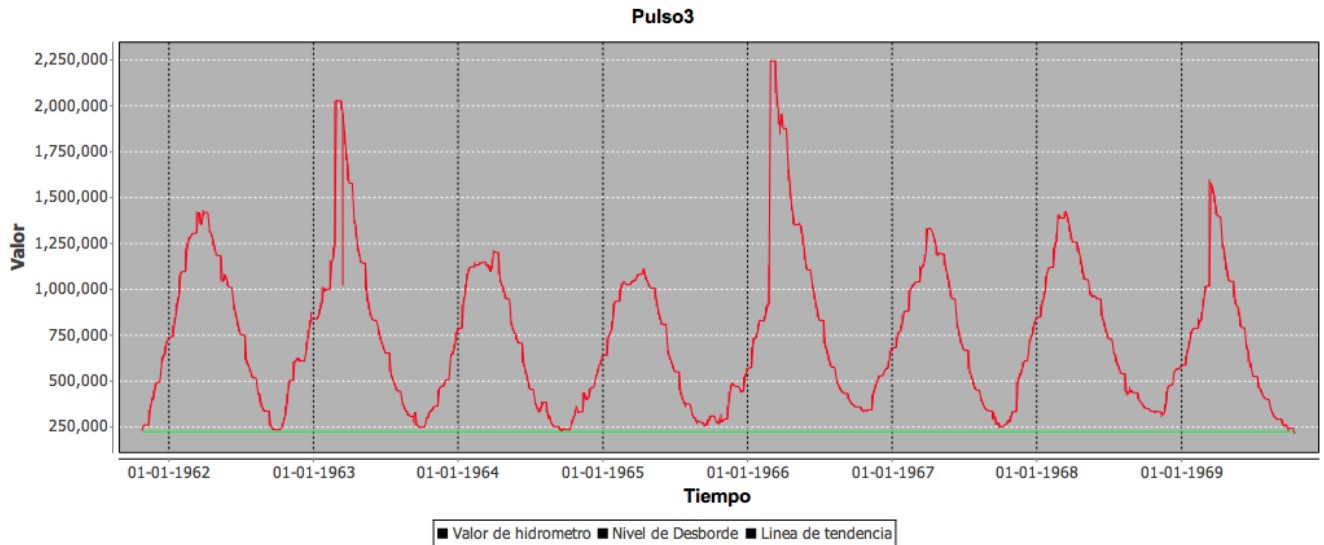
Tabla 2-2. Algunos atributos/procesos, condicionados por las potamofases.

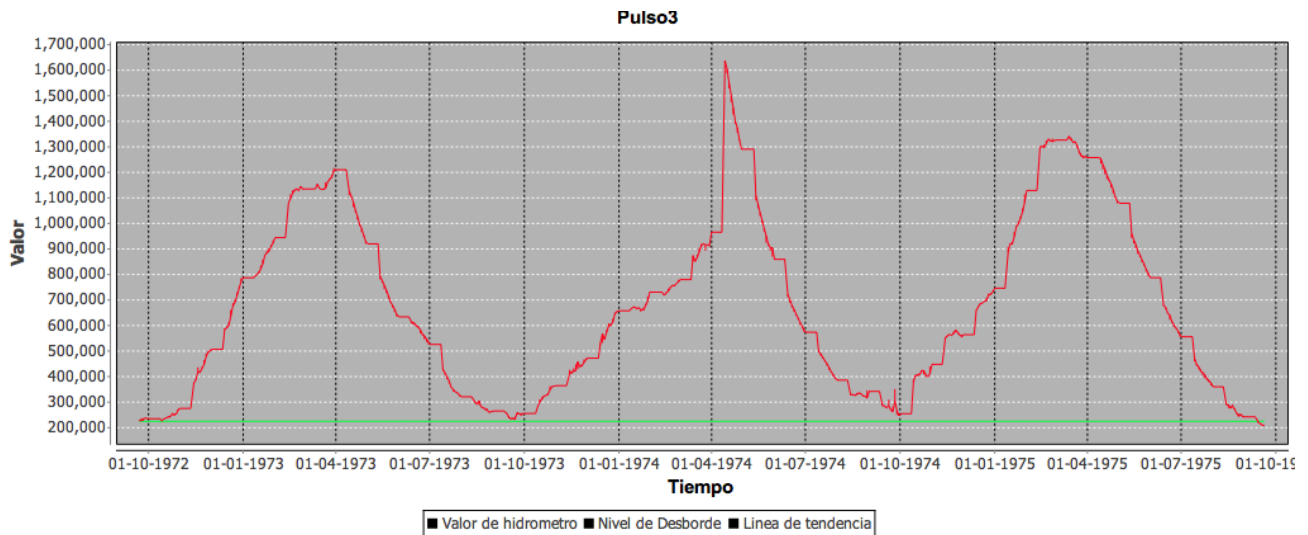
Proceso o atributo controlado por el río	Atributo FITRAS modificador del proceso	Explicación
Hábitat del curso del río	Amplitud (+) Intensidad (+) Frecuencia (-)	El desarrollo del área litoral, especialmente en áreas de veriles y bahías, genera áreas colonizables por el Bentos y por los peces, que dependen en gran medida de la duración de las crecientes
Plancton	Amplitud (-) Intensidad (-)	En las crecientes mayores, la intensidad y duración, determinan el "lavado" del plancton. La mayor velocidad del agua impide la generación de formas propias del curso.
Migraciones de peces	Recurrencia (+) Estacionalidad (+) Intensidad (+/-)	Las migraciones de algunos peces, como las truchas tienen sus procesos reproductivos condicionados por el flujo. El aumento de la intensidad genera el estímulo, pero luego de determinados límites, lo inhibe. (ver cap. de peces)
Estructuración del fondo	Intensidad (+)	La intensidad del flujo condiciona un patrón de tamaño creciente de las rocas, con las más grandes en el centro del cauce y las menores en áreas de menor intensidad de flujo
Turbidez del agua	Intensidad (+) Amplitud (-)	Las crecientes mayores colectan sedimentos de un área más amplia de la cuenca. La permanencia de los flujos altos, determina menor concentración de coloides suspendidos.
Desarrollo del área litoral del curso	Intensidad (+) Tensión (-) Amplitud (+)	Un régimen de fluctuación alta, es negativo porque deja el fondo descubierto, impidiendo la colonización y/o permanencia de los organismos.

**2.3.2 Características del régimen pulsátil del río Santa Cruz en el área del Proyecto y su influencia en la estructuración del hábitat.**

Como fuera presentado en el Punto 2 del Capítulo 4, este río debe la mayoría de sus aportes al deshielo estacional de los glaciares que se encuentran en el Campo de Hielo Patagónico, lo que explica su régimen unimodal, con un período de aguas altas (potamofase) de setiembre a fin de marzo y un período de aguas bajas (limnofase) el resto del año.

Estos pulsos anuales (potamofase+limnofase) son relativamente regulares en la serie hidrométrica plurianual, debido a la homogeneidad de la cuenca de aporte y a que el caudal depende principalmente del derretimiento de nieves glaciares, o sea de la diferencia térmica interanual.





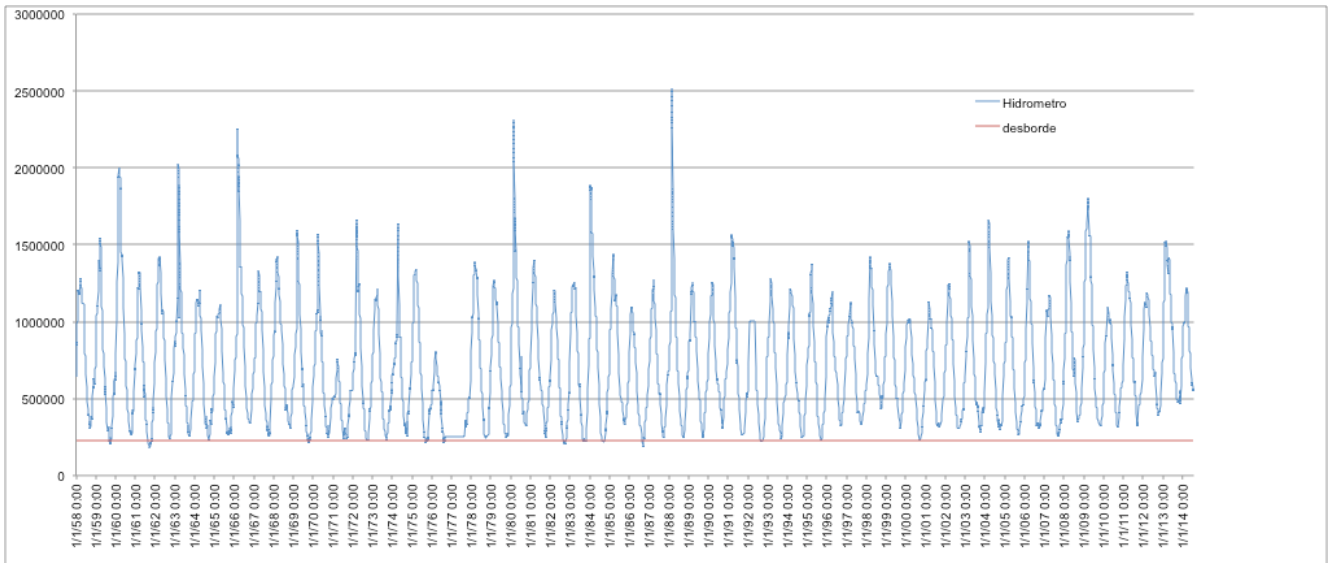
**Figura 2-4. Curvas de caudales del río Santa Cruz. Muestran la simetría del régimen y valores muy bajos de tensión en las limnofases y potamofases.**

Las potamofases son generalmente simétricas, a pesar que en determinado nivel de la curva de creciente, se produce un empuntamiento muy rápido a partir que el río alcanza a  $900-1000\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . Estas características señalan que el lago Argentino y el Lago Viedma,<sup>2</sup> funcionan como atenuadores de los aportes glaciares y que el empuntamiento se produce luego que el nivel del agua supera la barra transversal al flujo, que se encuentra en las nacientes del curso. También puede deberse a la desobstrucción del Canal de los Témpanos, con liberación brusca del agua embalsada en el brazo del lago Argentino, como menciona Hilson Foot (1992)

Dependiendo de la cota que se tome como nivel de referencia, las potamofases duran generalmente 7-9 meses, variando también de año en año, pudiendo durar más de dos años (Figura 2-4), dependiendo del clima regional, en el que existen secuencias de años más cálidos, que alternan con períodos de años más fríos. Esto explica que los pulsos anuales queden comprendidos en ondas más largas (pulsos plurianuales) en los que las crecientes pueden ser más pronunciadas, o las bajantes tener mayor duración. En la Figura 2-4, especialmente en el gráfico de la parte inferior se aprecia una gran regularidad en el régimen, lo que configura un contexto históricamente *predecible* para la vida acuática.

En la Figura 2-5 se ha tomado como nivel de referencia al que corresponde a un caudal mínimo de  $225\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (línea verde en el gráfico).

<sup>2</sup> Se incorpora al lago Viedma como atenuador junto al Lago Argentino en función de lo informado por la UTE que se encuentra realizando los estudios hidrológicos de sistema.



**Figura 2-5. Régimen hidrológico del río Santa Cruz en Charles Fuhr. Caudales expresados en  $m^3s^{-1}$**

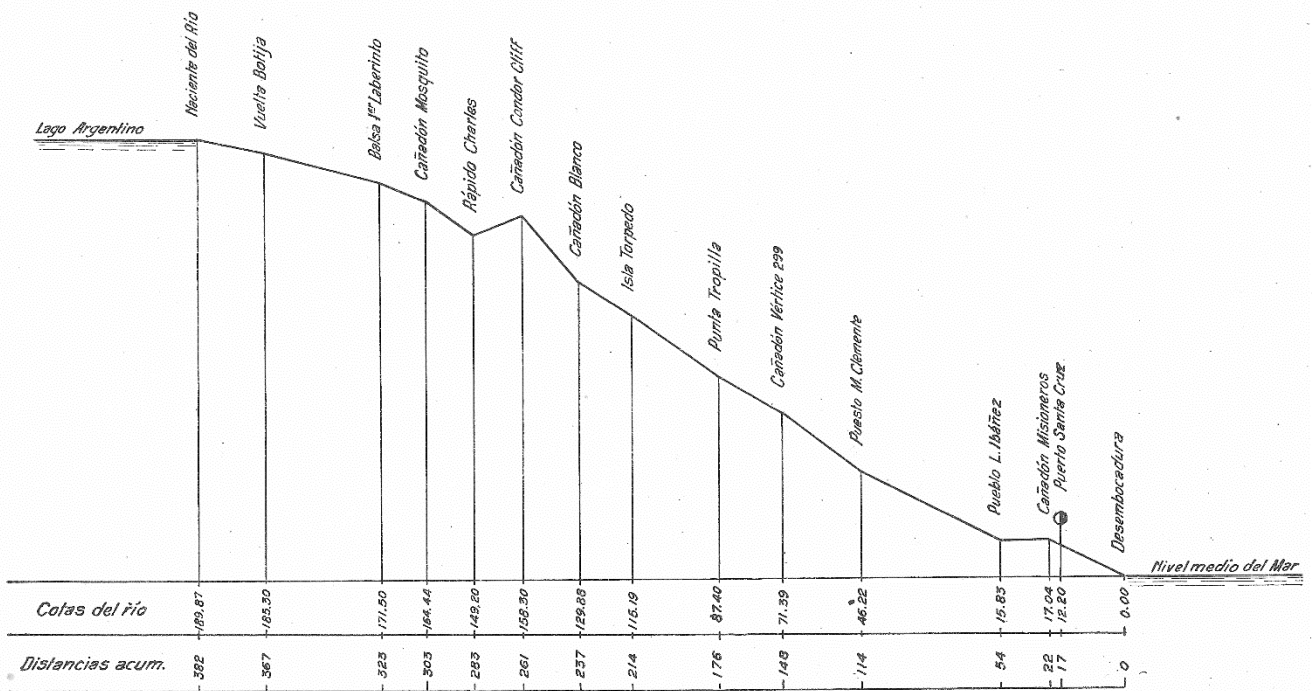
El análisis realizado con el software PULSO, para esa serie de tiempo de 20.765 días (1955-2014) da cuenta de los siguientes valores estadísticos:

Función	Valor
Coficiente de Asimetría	0,818172505
Curtosis	0,385664246
Desviación Estandar	421,045 $m^3s^{-1}$
Máximo	2519,93 $m^3s^{-1}$
Mínimo	180,00 $m^3s^{-1}$
Media de las Máximas	899,39 $m^3s^{-1}$
Mediana	628,65 $m^3s^{-1}$
Moda	1002,85 $m^3s^{-1}$
Promedio	707,58 $m^3s^{-1}$
Sesgo	0,818172505

En este patrón de pulsos, se producen algunas irregularidades que ocurren por efecto de la rotura del Glaciar, que se trasunta en picos que se superponen al régimen normal de las crecientes, aumentando la intensidad y duración de la potamofase.

Este patrón pulsátil se mantiene en todo el tramo superior del río, hasta el kilómetro 58, a partir de donde se produce la influencia del régimen de mareas del Atlántico en el estuario.

Debido a que el río escurre dentro de su cauce, y con pendiente poco variable, el régimen del río Santa Cruz es semejante en todo su tramo fluvial. Desde la naciente en Lago Argentino hasta el rápido Charles (9 Km aguas arriba del eje de la futura presa N. Kirchner), la pendiente media es de  $0,52 m.Km^{-1}$ . Desde allí hasta el Km 54, la pendiente media es de  $0,68 m.Km^{-1}$ , en base a la información presentada por Soldano (1947). En la Figura 2-6, se muestra el perfil longitudinal del río Santa Cruz.



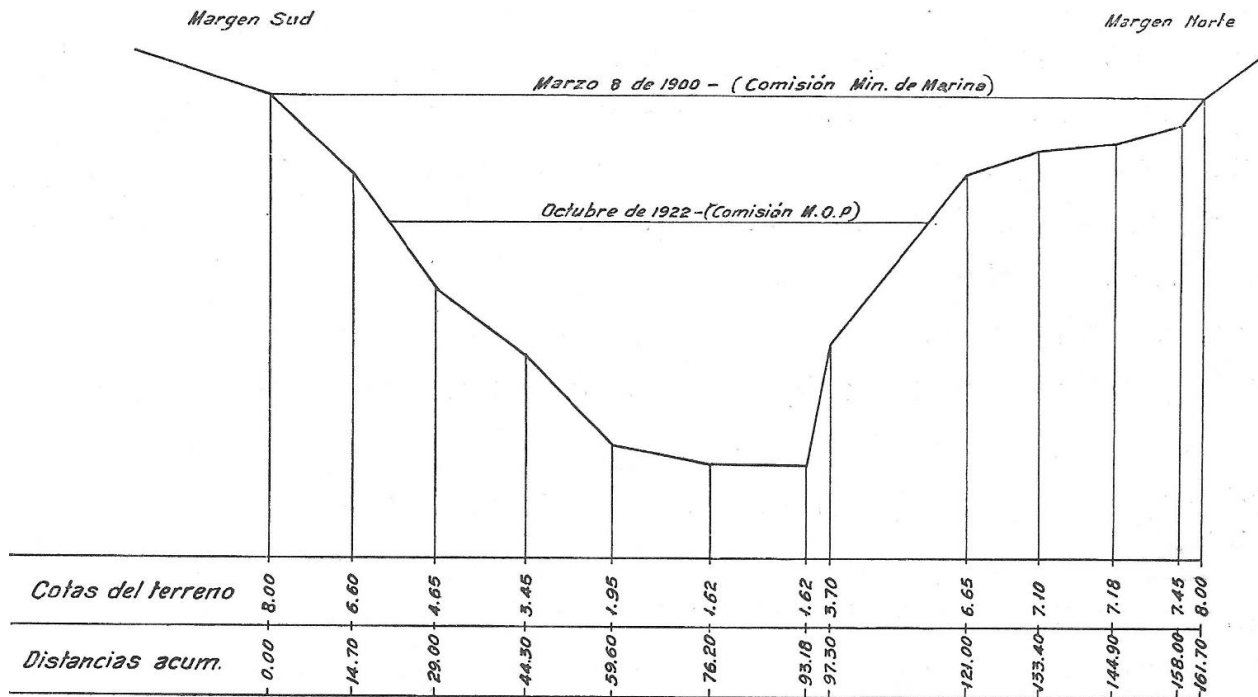
**Figura 2-6. Perfil longitudinal del Río Santa Cruz. Soldano (1947).**

Esto significa que un disturbio en el régimen hidrológico que se produzca en las nacientes, se trasladará con características similares en todo su tramo fluvial.

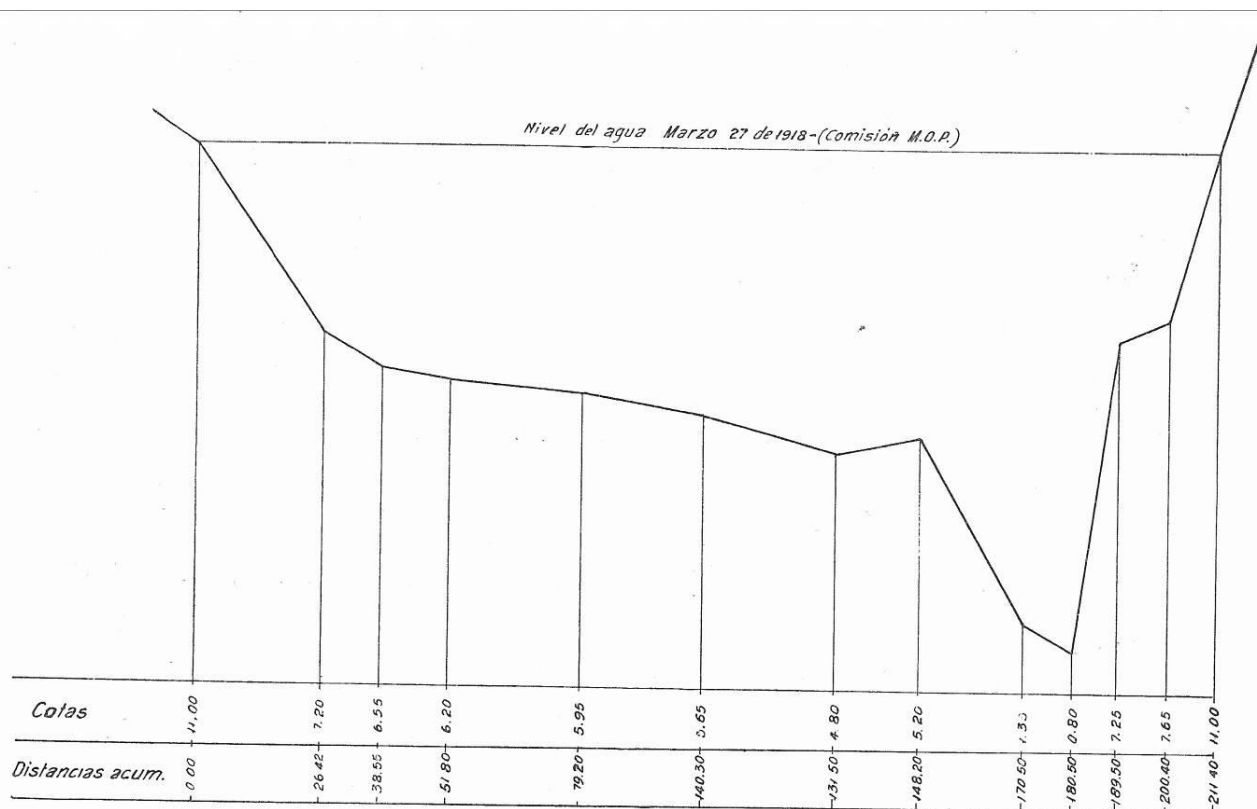
Otro aspecto importante para analizar el caudal ecológico es la morfología del curso. A lo largo del tramo fluvial, el perfil transversal del curso tiene forma de "V" truncada, con muy escaso desarrollo del área litoral como muestran los perfiles publicados por Soldano (1947), que fueron levantados originalmente por el Ministerio de Obras Públicas de la Argentina. La información tomada en campo durante este estudio, da cuenta que sólo han ocurrido variaciones menores en la morfología del curso. Nuestros datos indican que a 5-10 m del borde del curso, se alcanza profundidad de 2 metros o más con valor de velocidad del escurrimiento de  $0,80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  a  $1,4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  a 1 m de profundidad. Hacia el centro del cauce, en la posición correspondiente al eje de la futura presa Néstor Kirchner, a 1 m de profundidad se registró velocidad de  $3,10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

Esto indica que en la primera semana de abril de 2015, cuando se realizaron estas mediciones de campo, el hábitat físico para la vida acuática estaba fuertemente restringido por la velocidad del escurrimiento, resultando más apropiado en las márgenes del curso en una franja siempre menor de 10 metros y en los veriles de barras situados en posición lateral al filete principal del flujo, donde la velocidad registrada en ese momento fue de  $0,4 - 0,9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$





**Figura 2-7. Perfil transversal del río Santa Cruz, aguas abajo del lago Argentino. Fuente: Soldano (1947), "Perfil transversal en el arranque del río Santa Cruz"**



**Figura 2-8. Perfil transversal del río Santa Cruz, aguas arriba de Cañadón Blanco" Fuente: Soldano (1947)<sup>3</sup>**

<sup>3</sup> Perfil longitudinal del río Santa Cruz: el Cañadón Blanco se encuentra en el Km 237 que, según el autor, corresponde a la cota de 129,88 m.s.n.m., unos 25 Km aguas abajo del eje de NK.

Debido a la geometría del cauce, las fluctuaciones de caudal determinan que la zona que podría denominarse "litoral", no tenga una posición fija durante el ciclo hidrológico, desplazándose hacia arriba o hacia abajo en las márgenes del curso. Esto explica la falta total de plantas acuáticas y otras formas fijas al fondo. En el capítulo relativo a Bentos, se explica la presencia de una configuración de organismos adaptados a la variabilidad periódica del flujo.

Como consecuencia de la regularidad del flujo y de la geometría del cauce a lo largo de todo el tramo fluvial, la relación entre caudal y velocidad se mantiene relativamente constante al comparar secciones del curso.

Si se tiene presente que algunas especies de peces, como las truchas necesitan lecho pedregoso, con gravas no mayores de 5cm, y que estos hábitat sólo se encuentran en la parte alta de las márgenes de sección transversal del río, se comprende la necesidad de mantener caudales altos en la primavera o comienzo del verano que es cuando migran algunas especies de peces (Com. pers. Dr. C. Baigún). Esta condición de aguas altas también permite que los veriles de banco (geomorfológicamente: barras) del curso del río, con gravas menores de 10cm, se encuentren cubiertos por el agua, lo que permite el desarrollo del biofilm y de la fauna del Bentos, en la cual se alimentan los peces. Como se discute con mayor propiedad en el capítulo dedicado a la ictiofauna del río Santa Cruz, los veriles y bahías por su condición de sustrato del fondo y por la menor velocidad del escurrimiento, son las apropiadas para la los nidos que construyen los peces migratorios.

## **2.4 GESTIÓN DEL RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL RÍO SANTA CRUZ. REPRESAS KIRCHNER Y CEPERNIC.**

La información recibida desde la UTE CHINA GEZHOUBA GROUP COMPANY LIMITED - ELECTROINGENIERÍA S.A. HIDROCUYO S.A. - UNION TRANSITORIA DE EMPRESAS, indica que ambos embalses ocuparán tramos adyacentes en el curso del río Sta. Cruz, con lo cual la cola del embalse J. Cepernic se encontraría muy próxima al eje de la presa N. Kirchner. Esto determina que, en la práctica el embalse J. Cepernic funcione acoplado al embalse N. Kirchner, oficiando en alguna medida de embalse compensador. Por este motivo, la gestión de caudales estará centrada en el mantenimiento de los flujos ambientales aguas abajo de la represa J. Cepernic, con consideraciones adicionales dedicadas al llenado inicial de los embalses y su operación.

### **2.4.1 Establecimiento del caudal mínimo del río Santa Cruz, aguas abajo de J. Cepernic.**

Cuando comiencen a funcionar los embalses se respetaría el principio: "todo caudal que ingresa, sale..." Esto significa que los promedios mensuales del agua que entra a NK no serán significativamente distintos de aquellos de la curva de caudales que mensualmente eroga JC.

El disturbio producido por los embalses no está en esa escala de trabajo, sino al considerar la distribución horaria de caudales.

Una vez alcanzada la cota de trabajo de cada embalse, comenzará la producción de energía eléctrica en NK y JC. En este caso y centrados en la operación de JC, la producción energética se logrará con la erogación de  $1600 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  durante la cantidad máxima de horas que sea posible en combinación con el caudal mínimo para mantener un hidrograma de salida en JC que sea adecuado y compatible temporalmente con el hidrograma del río para los valores diarios y mensuales. .

El resto del tiempo, el río estaría erogando un caudal mínimo, que permita mantener la vida acuática en el tramo bajo del río, a la vez que acumular agua en los embalses, para turbinar nuevamente.

De tal manera, la vida acuática encontrará dos situaciones muy contrastadas que, en la naturaleza no ocurren, al menos el mismo día, y que son poco probables de ocurrencia en una misma semana en series históricas.

En la mayoría de los proyectos se ha puesto excesiva atención en el caudal mínimo (al que llaman "caudal ecológico", o "Qeco"). Sin embargo, la reiteración de caudales de  $1600 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por varias horas de cada día causará disturbios importantes que merecen ser considerados, atenuados o mitigados en caso necesario.

Flujos altos, de esa magnitud producirán la inundación de áreas costeras hasta hoy emergentes, por corto tiempo, que, por tal condición, no serán fácilmente colonizadas por el Bentos y otras comunidades. La velocidad de la corriente puede tener efectos negativos para los desplazamientos migratorios de algunas especies de peces, que sólo podrán desplazarse por zonas del cauce con menor velocidad de flujo.

Para la determinación del caudal mínimo, como se dijera, existen diferentes criterios, sin que alguno de ellos tenga demostrada eficacia para la conservación de los ecosistemas.

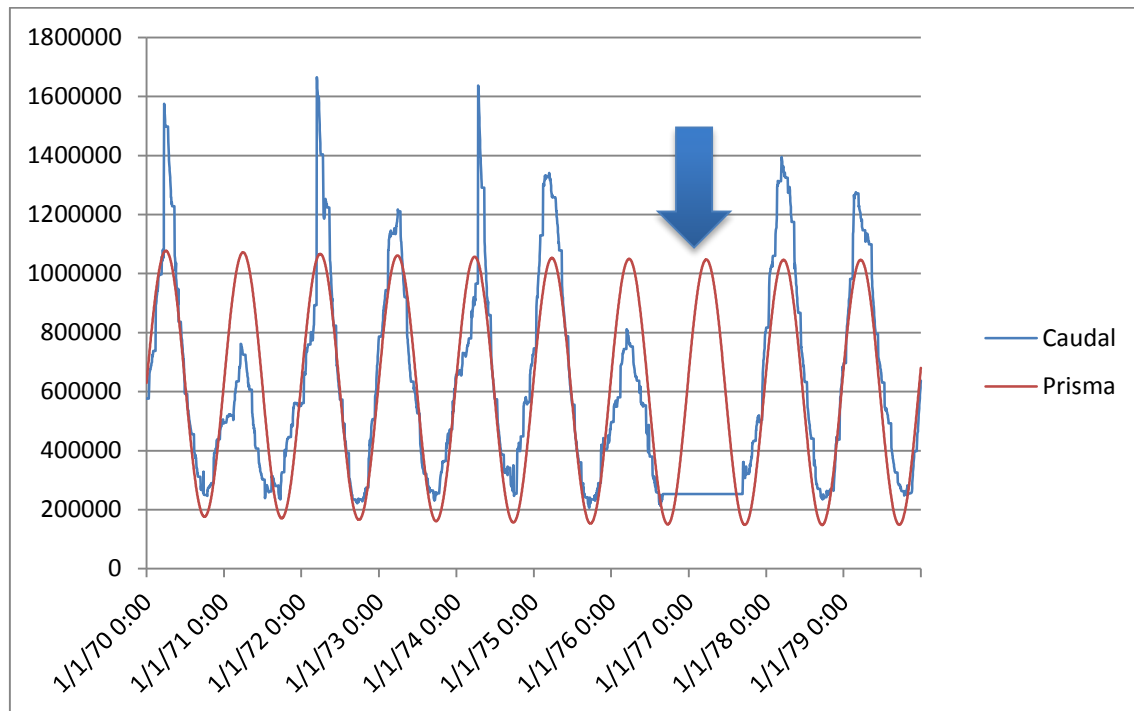
Dentro de este espectro metodológico, se ha tomado, a manera de ensayo, como criterio para establecer el caudal mínimo, el propuesto por Silveira y Silveira (2003) que consiste en *encontrar aquel valor de caudal del período de aguas bajas, que se repita al menos siete días consecutivos todos los años en una serie no menor de diez años.*

Se entiende que ese valor será representativo de una bajante pronunciada del río, que naturalmente ocurra antes de la construcción de los embalses.

Utilizando el software PULSO, se encontró que el  $7Q_{10}$  para el río Santa Cruz, en la serie histórica 1955-mediados del 2014 es de  $254,82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  que corresponde al período 1968-1977. A este valor se llegó introduciendo la serie hidrométrica para que el programa encuentre un período, en el que el río permaneció siete días continuados (o más) en/debajo de ese valor de caudal en el período de 10 años ( $7Q_{10}$ ).

Debido a que ese período (1968-1977) es el único de la serie histórica que reúne las condiciones del  $Q_{7-10}$ , pero, que tiene un hueco de varios meses por falta de registros, se usó el módulo PRISMA del software PULSO para validar la interpolación entre los datos fehacientemente tomados en el hidrómetro<sup>4</sup> en toda la serie histórica (1955-2014).

<sup>4</sup> PRISMA utiliza algoritmos genéticos para hallar (o predecir) los valores faltantes en la serie. Los "genes" están representados por curvas senoidales, que operan sobre toda la serie para encontrar la función de mejor ajuste.



**Figura 2-9. Serie de datos registrados fehacientemente en el hidrómetro y modelo de relleno de huecos generado por PRISMA del software PULSO en base al proceso de la serie 1955-2014. Referencia: la flecha indica la falta de datos registrados.**

El caudal mínimo significa que, cualquiera sea la época del año, la represa J. Cepernic erogará  $254,82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  o más. Esto permitiría tener un nivel de base para las comunidades acuáticas y valores más altos durante las potamofases.

El número de horas que sería posible turbinar, dependerá, obviamente del volumen de agua acumulado en la presa, y este, del caudal de entrada, al que se le debe deducir el caudal mínimo ( $254,82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ):

$$CA \cdot 24 = C_{\min} \cdot H_{\min} + C_{\text{tur}} \cdot H_{\text{tur}}$$

$$H_{\min} + H_{\text{tur}} = 24 \text{ h}$$

Por lo tanto:

$$HA = \frac{CA \cdot 24 - C_{\min} \cdot 24}{C_{\max} - C_{\min}}$$

Donde:

- CA = caudal medio diario
- Cmin = caudal mínimo
- Ctur= caudal de turbinado
- Hmin = Horas con caudal mínimo
- Htur = Horas con caudal de turbinado

Habiendo determinado que el caudal mínimo será de  $254,82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (a los efectos de los cálculos y presentaciones generales se considerará  $255 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ), hallado para el período 1968-1977, el número de horas de turbinado de los embalses estará condicionado por los caudales de entrada, por el mantenimiento de  $Q_{255}$  y del % 0,80 sobre este valor mínimo diario.

Según información producida por la UTE, el régimen de turbinado en el embalse JC, como condición de máxima, estaría en  $1200-1600 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , muy inferior a los  $2100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  con que trabajaría NK. Esta condición se aproxima a la de caudales máximos que lleva el río Santa Cruz en los períodos de crecientes importantes.

Para las situaciones en las que no se turbine, tanto sea por decisión de la operación como por la ocurrencia de contingencias (caída del sistema de transmisión, rotura de equipamiento, etc.), se utilizará el siguiente principio de gestión de caudales que asegura el mantenimiento del régimen de pulsos que define al río:

- Cuando no se esté turbinando el caudal de salida diario en JC será igual al caudal de entrada al sistema  $\pm 20\%$ , dependiendo si se quiera erogar agua o acumular en los embalses.

En tal sentido, la propuesta se basa en el siguiente planteo:

$$\begin{aligned} (Q_{en} \times 0.8) >= Q_{min} &=> Q_{sal} = Q_{en} + (Q_{en} \cdot 0.2) \\ (Q_{en} \times 0.8) < Q_{min} &=> Q_{sal} = Q_{en} \end{aligned}$$

O sea, que se puede usar  $Q_{en} + 20\%$  para erogación cuando no se esté turbinando y no se pretenda retener agua en los embalses, o se puede usar,  $Q_{en} - 20\%$  para almacenar en el embalse.

Si  $Q_{en}$  es  $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  entonces se puede acumular  $200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  o turbinar  $1200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$

Como siempre si,

$$Q_{en} \cdot 0.8 < Q_{min} \text{ no se retiene agua para llenar el embalse.}$$

Por ejemplo:

$$Q_{en} = 259 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \cdot 0.8 < 255 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \Rightarrow \text{sí} \Rightarrow \text{se eroga } 259 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$$

El caudal mínimo + el % de uso, constituyen complementos que permiten:

- a) mantener la mayoría de los ambiente utilizados por las comunidades del limnobios.
- b) resguardar la disponibilidad de áreas de refugio, nidación y alimentación de los peces y de otros organismos.
- c) mantener en la medida posible, el régimen de pulsos fluviales, lo que permitiría mantener valores más altos de biodiversidad, aún con el aprovechamiento energético.

Respetando el criterio propuesto, se instalaría un nuevo régimen de pulsos, que es necesario controlar a futuro, para establecer medidas de mitigación que permitan a los organismos adecuarse al nuevo régimen según lo manifestado en los puntos a) - e) del acápite 2.1.1.

En el Pliego los requerimientos de caudal mínimo se toman sobre caudales mínimos mensuales. En esta propuesta los cálculos se realizaron sobre caudales diarios. En principio, porque existe, incluso información horaria de caudales y esto permite analizar ventajosamente las fases de crecientes y de bajantes del río. Los caudales mensuales no permiten considerar la tasa de renovación aguas abajo de los embalses, lo que es de trascendental importancia para la supervivencia de plantas y animales (Min. Medio Ambiente de España, 2011).



En tal sentido, en un mes se podría concentrar la retención de agua durante 29 días para juntar agua, y erogar toda el agua que se acumuló, en el día nro. 30. El "caudal medio mensual" en ese caso, también podría ser equivalente al  $Q_{255}$  que se propone, pero con mucho daño para la vida acuática.

Se debe realizar el análisis en base a caudales diarios y gestionar el agua (llenado - operación) en base a Q diarios.

De acuerdo a esta propuesta, se puede guardar el 20% del caudal diario en esos meses por ejemplo:

- $(Q_{sal} = Q_{en} - Q_{en} * 0.2)$ ,

y en los meses siguientes erogar un 20% del caudal diario de ese día  $Q_{sal} = Q_{en} + Q_{en} * 0.2$ .

#### **2.4.2 Gestión de caudales durante el llenado de los embalses.**

El Pliego correspondiente a la licitación, contratación y construcción de las Obras Públicas de los Aprovechamientos Hidroeléctricos sobre el Río Santa Cruz, Presidente Dr. Néstor Carlos KIRCHNER y Gobernador Jorge CEPERNIC (LICITACION PUBLICA NACIONAL E INTERNACIONAL N° 02/2012 OP Ejercicio: 2013-2018 Expediente N° S01: 146922/2012. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios - Secretaría de Obras Públicas - Subsecretaría de Recursos Hídricos, Punto 3.5 Programa de llenado del embalse, pág. 108-109, Capítulo III - Condiciones Generales de Contratación del Título II - Pliego de Condiciones Legales Particulares, Generales y Complementarias), establece que:

*"Se deberá durante el llenado, mantener aguas abajo un caudal mínimo a erogar o caudal ecológico, que mitigue los efectos ambientales no deseados para la fauna íctica. Se considera como hidrograma óptimo de erogación, a los caudales medios mensuales del año seco medio, siendo éste el límite inferior natural que presenta el río con mayor probabilidad de ocurrencia"*

Este requerimiento no deja dudas en cuanto al interés de evitar o atenuar los efectos colaterales negativos del emprendimiento, a la vez que se

Para el análisis del hidrograma propuesto para el llenado de los embalses se analizaron distintos escenarios. El objetivo de esta evaluación radica en encontrar un hidrograma que pueda representar un año seco recurrente en el río, permitiendo utilizar las diferencias de caudales a favor del llenado del embalse pero manteniendo las condiciones del medio a las cuales, se podría asumir, que las especies dominantes se encuentran adaptadas.

Para esto se analizaron distintos escenarios y cálculos y se hicieron diferentes comparaciones:

- 1) se tomaron los hidrogramas propuestos por la UTE para el llenado del embalse, verificándose que se toman para su conformación caudales que representan meses de diferentes años, no teniendo correlación entre meses de iguales años.
- 2) se toma el criterio  $Q_{7-10}$  considerado para la determinación del caudal mínimo de erogación y sobre este se determina un hidrograma que represente lo más posible un año seco para el río. Este cálculo se hace tomando de toda la serie medida, la fracción de 10 años donde se da el  $Q_{7-10}$  (período en el que el caudal del río permanece 7 días continuos o más por debajo o en el nivel del caudal mínimo determinado). Se toman entonces los caudales mínimos mensuales para la serie 1968-1977 y se obtienen los promedios para conseguir un hidrograma de año seco.
- 3) Para determinar la recurrencia de uno o otro hidrograma se utiliza la metodología de Mínimos Extremos: se toma como base la serie de valores medios diarios para Charles Fuhr y a partir de eso se calcula el caudal máximo móvil semanal (con el criterio que solo un caudal

que no es superado durante 7 días tendrá un impacto en el medio ambiente). Del cálculo anterior se toma para cada mes el mínimo valor de cada año y se hace el análisis de mínimos extremos (Gumbell). A partir de los resultados se estima la recurrencia de los hidrogramas 1) y 2)

4) Se comparan los hidrogramas 1) y 2) con los de los años medidos que han dado el menor volumen anual de agua para la serie medida 1955-mediados de 2014 (solo se toman los años que tienen mediciones para todos los meses)

Sobre esta base se llega a los siguientes resultados:

- el hidrograma propuesto se basa en los principios de determinación del  $Q_{7-10}$  que resulta en una metodología mundialmente aplicada
- corresponde a un caudal de recurrencia 4 años en función de la metodología de Análisis de mínimos extremos.
- corresponde a un hidrograma similar al de los años secos medidos a lo largo de la serie 1955-mediados 2014

En base a este análisis y al cumplimiento de la premisa definida en el pliego, se sugieren a continuación dos alternativas para el llenado de los embalses que resultan distintas a la dispuesta en el proyecto y que se analiza en este EIA en términos de impactos ambientales. En la descripción de proyecto se toman estas condiciones de llenado dado que son las que se definen en el proyecto y que se relacionan con aspectos relativos a la eficiencia técnica y constructiva del emprendimiento.

### **Recomendación de llenado N° 1: Llenado de los embalses utilizando el criterio del porcentaje $\pm 20$ .**

Luego de encontrar el caudal mínimo mediante el criterio de  $Q_{7-10}$  se estableció la posibilidad de reservar para el llenado el 20% de todos los caudales que excedan el caudal mínimo ( $255 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

Se tomó el criterio del  $Q_{7-10}$  por ser un lineamiento que tiene aceptación internacional, debido a que señala una mayor probabilidad de ocurrencia del valor que se tome como "caudal mínimo" y por entender que se atiende al requerimiento de los TDR en el sentido de aconsejar un caudal con la mayor probabilidad de ocurrencia, sin desmedro del aprovechamiento hidroenergético.

En conocimiento de este requerimiento se propone entonces, utilizar en la etapa de llenado y para las paradas de funcionamiento, respecto de la relación entre caudales de entrada y de salida, el principio del  $Q_{\pm 20\%}$ , ampliamente utilizado en Brasil, Chile y México, teniendo en cuenta que si, se atendiera el criterio de "lo que entra sale" ( $Q_{\text{en}} = Q_{\text{sal}}$ ) no se retendría agua en el embalse para la operación empuntada de las turbinas.

En tal sentido, la propuesta se basa en el siguiente planteo:

$$(Q_{\text{en}} \times 0.8) \geq Q_{\text{min}} \Rightarrow Q_{\text{sal}} = Q_{\text{en}} \pm (Q_{\text{en}} \times 0.2)$$

$$(Q_{\text{en}} \times 0.8) < Q_{\text{min}} \Rightarrow Q_{\text{sal}} = Q_{\text{en}}$$

O sea, que se puede usar  $Q_{\text{en}} + 20\%$  para paso, o se puede usar,  $Q_{\text{en}} - 20\%$  para llenar el embalse.

Si  $Q_{\text{en}}$  es  $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  entonces se puede acumular  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  o turbinar  $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Como siempre si,

$Q_{en} \cdot 0.8 < Q_{min}$  no se retiene agua para llenar el embalse.

Por ejemplo:

$$Q_{en} = 259 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \cdot 0.8 < 255 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \Rightarrow \text{sí} \Rightarrow \text{se eroga } 259 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$$

Este criterio parte de mantener como base el caudal de  $255 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  que surge del análisis de la serie histórica por ser el caudal que se repite durante un número de días continuados y, a su vez, durante un número de años consecutivos, lo que asegura que no se trata de una "situación eventual" sino de la fase de mínima representativa del sistema.

La utilización del porcentaje 20 como uso conservativo de las cuencas andinas con fines energéticos, se encuentra respaldado en la experiencia chilena para ambientes de similares características a las del río Santa Cruz en latitudes semejantes (ENDESA), con aceptación en Brasil (Silveira y Silveira 2001; Silveira y Cruz, 2005) y en otros países.

De esta manera, el criterio que mejor se ajusta a las condiciones ecológicas del río Santa Cruz, es el vigente en el estado de Minas Gerais (Brasil) mediante el cual el llenado del/los embalse/s debe realizarse tomando el 20% de todos los caudales que excedan del caudal mínimo (Schvartzman et al. 1999).

De tal manera:

$$(Q_{en} \times 0.8) \geq Q_{min} \Rightarrow Q_{sal} = Q_{en} \times 0.8$$

$$(Q_{en} \times 0.8) < Q_{min} \Rightarrow Q_{sal} = Q_{en}$$

Donde:

$Q_{sal}$  = caudal de salida en JC

$Q_{en}$  = caudal de entrada

$Q_{min}$  = caudal mínimo

O sea, si el caudal de entrada es mayor o igual, al caudal mínimo sumado un 20%, entonces el caudal de llenado es igual al 20% del caudal de entrada. Caso contrario el caudal de entrada es igual al de salida (no se acumula agua).

Ej: Caudal de  $800 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$

Como  $800 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  es mayor a  $254.82 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  se usa la primera ecuación.

$$Q_{sal} = 800 \text{ m}^3\text{s}^{-1} \times 0.8 \text{ m}^3\text{s} = 640 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$$

Este procedimiento, produciría menor distorsión sobre el régimen hidrológico, pues permite mantener la dinámica de pulsos del río.

Bajo este criterio de llenado el tiempo necesario para conseguir completar los embalses hasta el nivel máximo de operación en NK y el mínimo de operación en JC estaría en el orden de los 24 meses.

## **Recomendación de llenado N° 2: Utilización del hidrograma del año seco, variable.**

Este procedimiento parte de utilizar para el llenado, el agua de los caudales que superen el caudal equivalente al de cada mes en el año seco de la serie hidrológica.

Al escoger este procedimiento hay variadas formas de considerar el "año seco medio" como se expresara anteriormente:

- 1) tomar los hidrogramas que representan meses de diferentes años, no teniendo correlación entre meses de años consecutivos.
- 2) tomar el promedio de los mínimos mensuales según el criterio  $Q_{7-10}$  considerado para la determinación del caudal mínimo de erogación y sobre este se determina un hidrograma que represente lo más posible un año seco para el río. Este cálculo se hace tomando de toda la serie medida, la fracción de 10 años donde se da el  $Q_{7-10}$  (período en el que el caudal del río permanece 7 días continuos o más por debajo o en el nivel del caudal mínimo determinado). Se toman entonces los caudales mínimos mensuales para la serie 1968-1977 y se obtienen los promedios para conseguir un hidrograma de año seco.

En el estudio de los denominados "flujos ambientales" (Lamb, 1995; Arthington et al. 1998; ENDESA, 1911) se ha colocado mucha atención en las condiciones que debieran tener estos flujos durante el período de operación de las centrales hidroeléctricas, estableciéndose lo que denominan "Qeco" o "caudal ecológico" que, en realidad debiera ser denominado "caudal mínimo de erogación". Trabajos recientes, en la bibliografía internacional, continúan enfatizando en la necesidad de establecer un régimen de operación adecuado, teniendo en cuenta que las represas modifican el régimen hidrológico tanto de pequeños como de grandes ríos (Magilligan y Nislow, 2005), brindando algunas pautas para modificar los caudales erogados durante la operación y disminuir así, los impactos ambientales de embalses que tienen varios años de actividad (Olden y Naiman, 2010; Richter y Thomaz, 2007). Sin embargo, no hay suficiente información referida a los impactos del llenado de los embalses ni criterios tendientes a minimizar los riesgos ecológicos derivados del llenado de los embalses.

Hay sólo dos situaciones verdaderas: a) no habrá impactos, si no se construyen embalses; b) los ecosistemas fluviales perderán completamente su condición de estabilidad, si se cierra/desvía totalmente el escurrimiento del río mediante obras hidráulicas. Entre ambas alternativas existe una inmensa gama de situaciones intermedias que son propias de cada proyecto que se analice.

No es posible establecer una opción definitivamente válida, en parte por la falta de conocimiento experimental respecto de la reacción de cada componente ecosistémico respecto de la modificación hidrológica que se prevea. Pero también, debido a factores de contexto climático-hidrológicos:

- si la estrategia de llenado adoptada, se pone en marcha en un año que tuvo un período previo de gran acumulación de nieve, la estrategia adoptada resultará exitosa y los impactos estarán por debajo del nivel de sensibilidad del sistema natural;
- si, por el contrario, la misma estrategia se ejecuta luego de tres, o más, años de poca formación de nieve, habrá que ser extremadamente cautelosos, pues los ecosistemas ya están experimentando situaciones de estrés (período prolongado de sequía en la zona litoral, efecto desfavorable de las temperaturas adversas asociadas a los menores caudales, suspensión de las migraciones de peces por falta del estímulo de crecientes, entre otros).

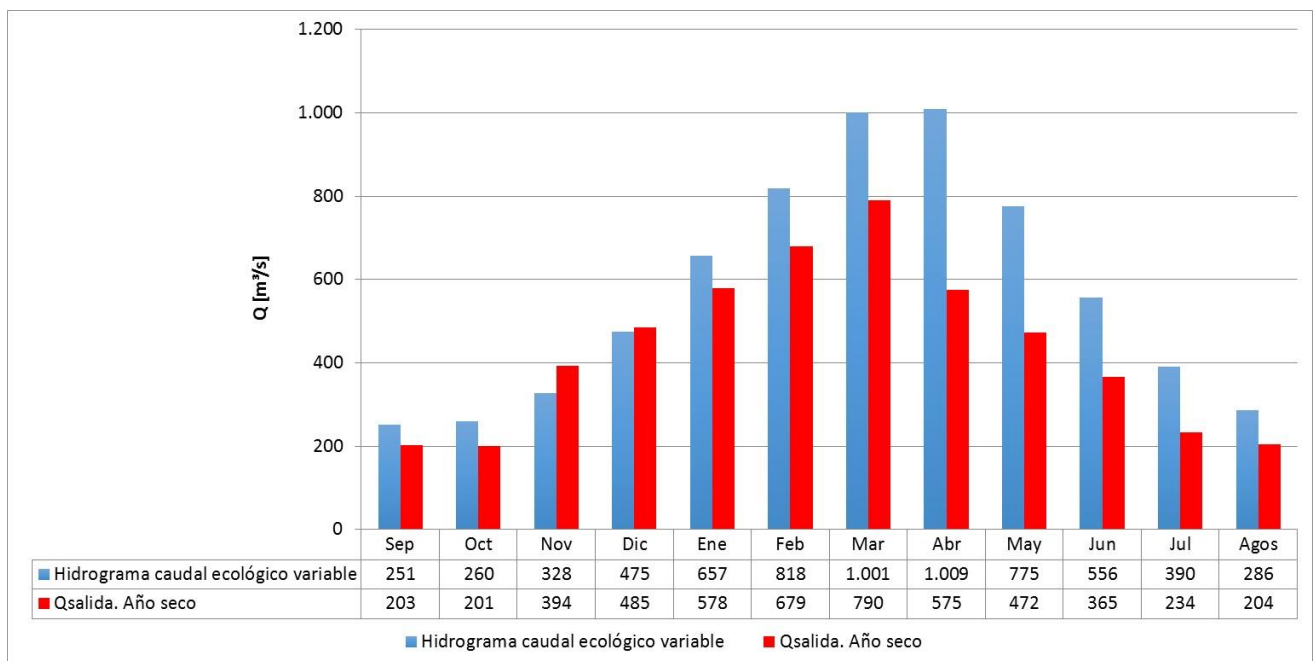
El criterio a utilizar durante el período de llenado es diferente del establecido para la fase de operación, dado el caudal mínimo a erogar se establece en coincidencia con el hidrograma de caudales medios mensuales del año seco medio, que tenga mayor probabilidad de ocurrencia.

Usando este criterio, el tema central a considerar es establecer cuál es "el hidrograma del año seco medio con mayor probabilidad de ocurrencia".

Se consideraron entonces dos alternativas:

a) el año seco medio, surge de promediar los valores mínimos mensuales para los ciclos hidrológicos: 1956-1957, 1970-1971, 1975-1976, considerados como los ciclos más secos de toda la serie histórica (1955-2014). Los resultados obtenidos para el hidrograma del año seco medio, se presentan en la Figura 2-10 (columnas de color rojo).

b) para el cálculo del hidrograma seco medio, se tomaron los 10 años consecutivos, coincidentes con el período seco más prolongado de la serie histórica, considerado para cálculo del caudal mínimo ( $Q_{7-10}$ ). Tomando el promedio de las mínimas mensuales de cada año. Los resultados obtenidos para el hidrograma del año seco medio, se presentan en la Figura 2-10 (columnas de color azul).



**Figura 2-10. Opciones para seleccionar el hidrograma de caudal ecológico variable durante el llenado de los embalse**

Ambas opciones tienen valores muy similares en los meses de agosto, setiembre y octubre y son significativamente diferentes de noviembre a julio.

La opción "b)" tiene valores más elevados de caudal desde primavera hasta mediados de otoño, lo que permite cubrir mejor el período de migración de los peces, al mantener un mayor estímulo de caudales de creciente en la época de migración de los peces.

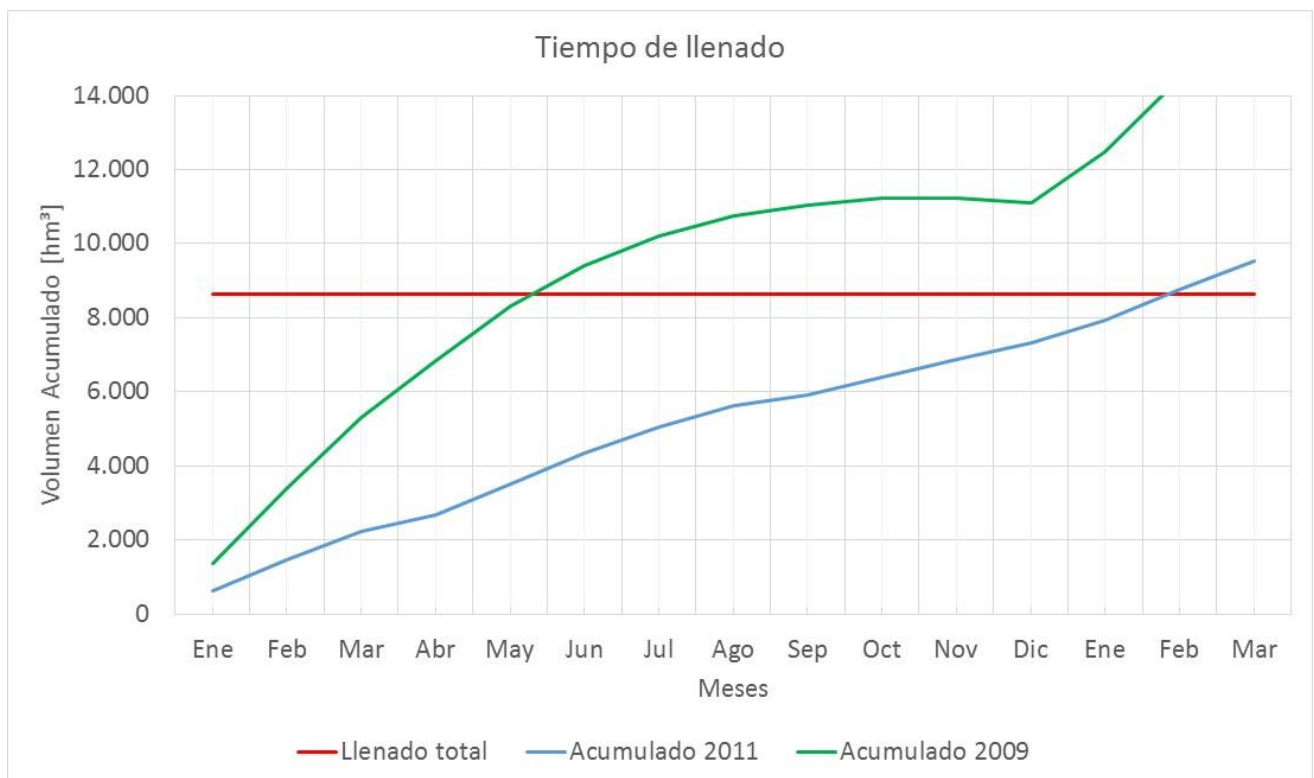
En otro sentido, el hecho que el caudal seco medio sea calculado para un período que haya ocurrido durante diez años consecutivos, le imprime un contexto temporal de variabilidad, de mayor probabilidad, especialmente que no es posible determinar si el llenado de las presas ocurrirá durante una serie de años de caudales altos, o durante un período prolongado de caudales bajos.



El tiempo de llenado de los embalses dependerá de:

- el momento en que comience el período de creciente (habitualmente: fin de noviembre a mediados de enero de cada año);
- de la cantidad de agua que ingrese al sistema. Como se explicara hay ciclos de caudales altos y de caudales bajos. Estos pulsos plurianuales suelen ser de 7 a 10 años;
- Obviamente, de la cantidad de agua que se decida reservar, cada mes, para el llenado ("reservado" en la **Figura 2-11**).

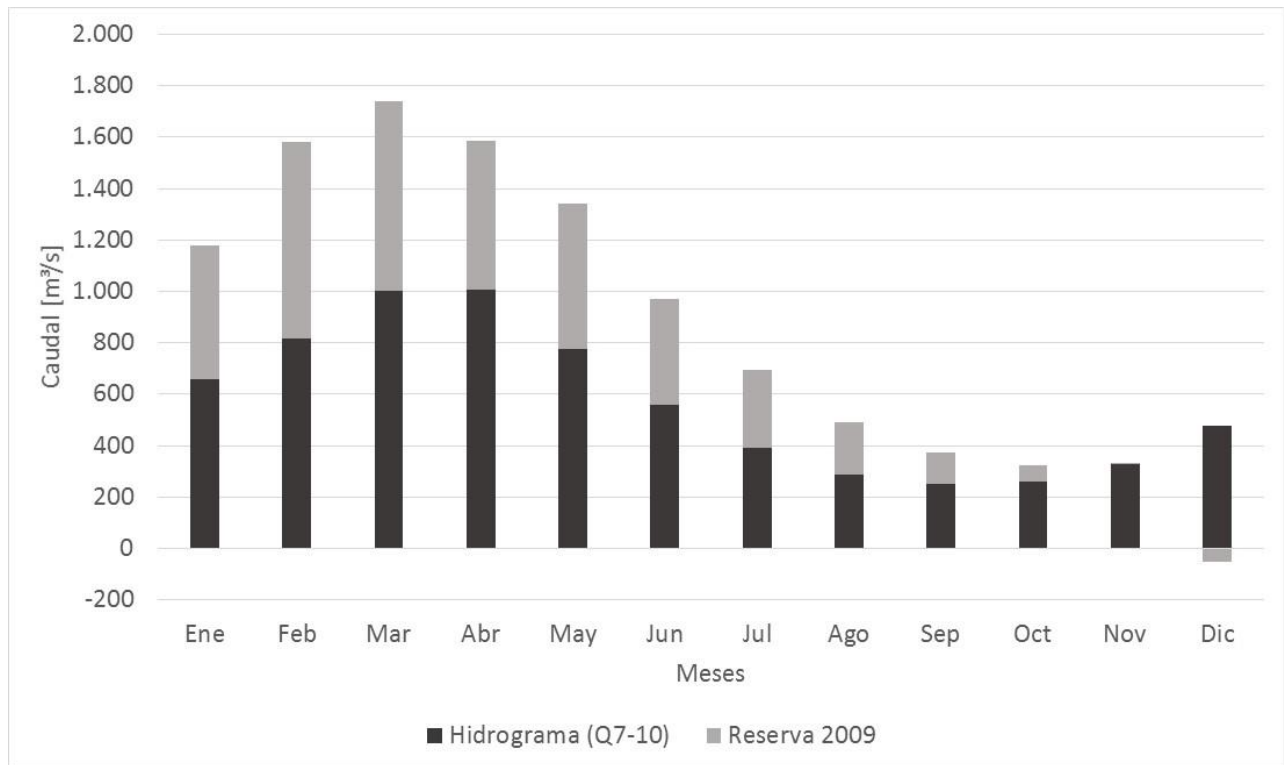
Con fines sólo orientativos, se presenta la **Figura 2-11**, en la que se ha calculado la cantidad de agua acumulada, si se asumiera la opción "b)" del hidrograma de caudal variable.



**Figura 2-11. Programa hipotético de llenado de ambos embalses, utilizando el hidrograma ecológico variable (condición  $Q_{7-10}$ ), para un año de caudales altos (2009) y de caudales bajos (2011). La línea horizontal representa el volumen necesario para llenar ambos embalses.**

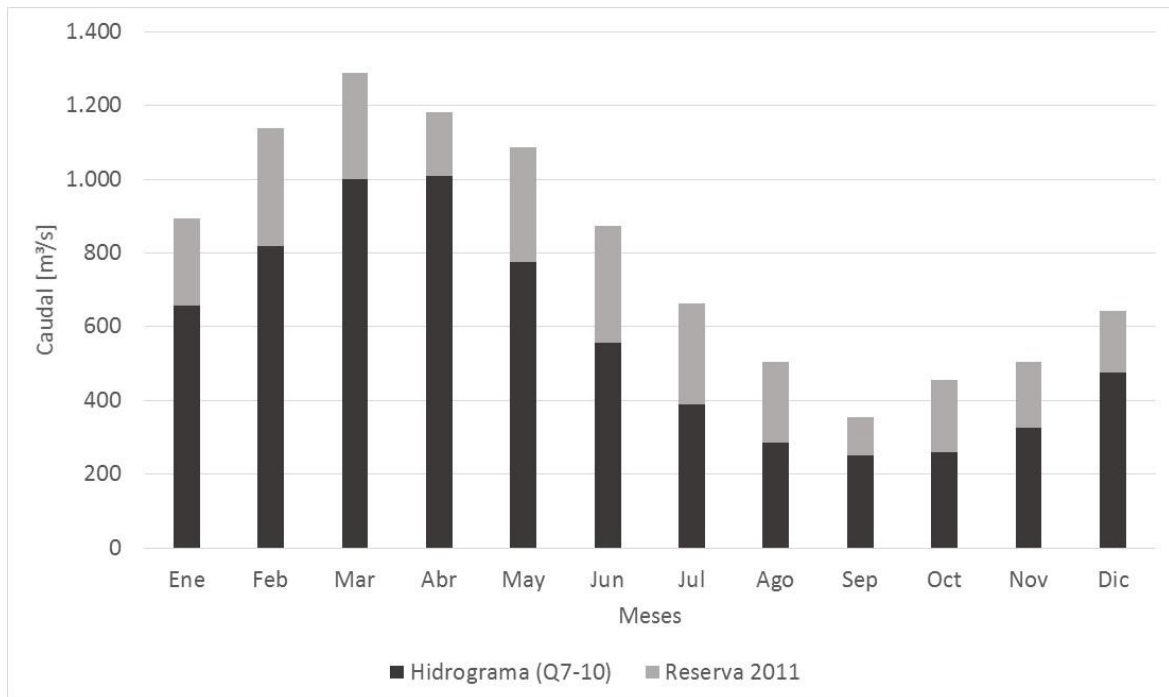
Si el llenado de los embalses ocurriera en un ciclo de caudal alto, duraría algo más de cinco meses. Si se produjera en un período seco, se tardaría algo más de un año.

La proporción entre el caudal ecológico variable, que se erogaría en el supuesto de un año húmedo (como 2009) y el caudal retenido para el llenado de los embalses, cada mes, ("reservado" ), se muestra en la Figura 2-12.



**Figura 2-12.** Se muestra en barras oscuras el caudal mínimo mensual según el hidrograma para el año seco (Q<sub>7-10</sub>), con el rótulo "Hidro". En barras de tono gris, la cantidad de agua reservada para el llenado del embalse, en un año con caudales como los que se dieron en 2009.

En la Figura 2-13, se muestra un gráfico semejante al anterior, obtenido con caudales correspondientes a un año seco, como se dio en 2011.



**Figura 2-13.** Valores del hidrograma para el año seco (Q<sub>7-10</sub>) en barras oscuras. En barras grises, cantidad de agua reservada para el llenado de los embalses en el hidrograma equivalente al año 2011.

Correlacionado con el régimen hidrológico del río Santa Cruz, está el régimen térmico del curso de agua. Si los caudales erogados durante el llenado respondieran a la opción de llenado que se describió más arriba como "a)", la masa de agua será mucho menor y se producirá el congelamiento parcial o total de la misma. Los registros térmicos obtenidos en la segunda campaña, a mediados de julio de 2015, cuando el río aún no tenía el valor mínimo histórico de caudal, marcaron temperatura entre 3 y 4 grados Celsius, cuando aún el río escurría con velocidad semejante a  $1,7 \text{ m.s}^{-1}$ .

Los regímenes de flujos naturales que probablemente produzcan menores impactos, serán aquellos cuyo hidrograma de caudales mensuales resulte con mayor semejanza al hidrograma del río sin represas (King et al. 2003, Postel y Richter 2003, Richter et al. 2006). Actualmente, en numerosos embalses del mundo se realizan ensayos sustentados con este criterio, con el fin de reparar daños ambientales, ocurridos como consecuencia de una gestión de caudales inadecuada (Richter y Thomaz 2010; Olden y Naiman, 2010).

### 2.4.3 Resumen de la gestión de caudales

Resumiendo las consideraciones expuestas previamente, priorizando el mantenimiento de un régimen de pulsos para el río y entendiendo las consideraciones de generación energética definidas, se presentan a continuación las condiciones de funcionamiento recomendadas para cada situación específica:

- Para la situación **de llenado de los embalses** se analiza desde el punto de vista de impactos ambientales la propuesta realizada por la UTE, sin embargo se presentan en este apartado dos criterios diferentes. Uno basado en la utilización del 20% del caudal de entrada diario, cuando este supere en un 20% el caudal mínimo definido y la segunda, en la réplica de un hidrograma de año seco para ser erogado en JC durante el llenado.

La opción del año seco variable calculado sobre la base de tomar el caudal  $Q_{-7-10}$  es una opción más conservativa, que permite mantener un caudal representativo de la situación de años secos.

La opción del año seco, calculado considerando años discontinuos en la serie hidrológica (UTE), favorece el llenado de los embalses en menor tiempo, pero constituye una opción de menor probabilidad de ocurrencia, que impone mayores riesgos para el medio natural.

- Para la situación de **operación de la presa JC (turbinando)**, se definirán medidas de mitigación tendientes a minimizar los impactos ambientales vinculados con la erogación diaria de caudales algo superiores a los de las crecientes mayores, conjuntamente con caudales mínimos similares a los medios mínimos mensuales (como condición de máxima en 24 hs se erogan  $1600 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  durante una serie de horas y en el tiempo restante podrían erogarse hasta  $255 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ). Algunas de estas medidas vinculadas a la movilidad de peces en sus estadios de migración ascendente han sido incorporadas en los criterios de operación en el Capítulo 2 del presente Informe. Otras, sin embargo se definirán en el apartado de medidas de prevención, minimización y mitigación ambiental.

Cabe aclarar que este es el impacto típico de la operación de los aprovechamientos hidroeléctricos, dado que se fundan en el cambio de la dinámica hidrológica y que la aplicación de las consideraciones en etapa de llenado y parada de operación favorecen la minimización de los impactos ambientales globales generados por este tipo de infraestructura.

- Para la situación de **no operación de la presa JC (no turbinando)**, tanto sea por decisión operativa como por la ocurrencia de alguna contingencia, se deberá cumplir con el principio del 20%, pudiendo erogar 20% más del caudal que ingresa al sistema o 20% menos, y de forma diaria, en función de si se pretenda guardar o dejar pasar agua a través del sistema. Esto favorece el mantenimiento del régimen de pulsos para las circunstancias de no turbinado, tanto sea para el llenado como para la operación del sistema.

## 2.5 BIBLIOGRAFIA

- AHEARN, D. S., R. W. SHEIBLEY, Y R. A. DAHLGREN. 2005. Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne River, California. *River Researchy Applications* **21**:651-670.
- ASSANI, A.A. Y F. PETIT. 2004. Impact of hydroelectric power releases on the morphology and sedimentology of the bed of the warche river (belgium). *Earth Surface Processes and Landforms Earth Surf. Process. Landforms* **29**, 133–143
- ARTHINGTON, A., PUSEY, B., BRIZGA, S., MCCOSKER, R., BUNN, S. Y I. GROWNS. 1998. Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment techniques: R & D Requirements. LWRRDC Ocassional paper 24/98.
- BENETTI, A., LANNA, E., Y M. COBALCHINI. 2003. Metodologías para determinação de vazões ecológicas em rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol.8, N°2, p. 149-160.
- BOVEE, K. 1982. A Guide to Stream Habitat Analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instr. Flow Inf. Paper 12. USDI Fish and Wildl. Serv. Washington. 248 pp.
- BRAGG, O., Black, A. & R. Duck. 1999. Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Report N° W98 (50) I1. University of Dundee. Stirling-Escocia.
- BRIZGA, S., ARTHINGTON, A., PUSEY, B., KENNARD, M., WERREN, G., CRAIGE, N. Y S. CHOY. 2002. Benchmarking a Top –Down Methodology for Assesing Environmental Flows in Australian Rivers. Environmental Flows in River Systems. International Working Conference on Assesment and Implementation, incorporating the 4th International Ecohydraulics Symposium. Conference Proceeeding. Cape Town. South Africa.
- BUNN, S. E.,Y A. H. ARTHINGTON. 2002. Basic principlesy ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**:492-507.
- COLLIER, M., R. H. WEBB, Y R. H. SCHMIDT. 1996. *Damsy rivers: primer on the downstream effects of dams*. U.S. Geological Survey Circular **1126**, Denver, Colorado, USA.
- CRUZ, J.C. 2001. Dispon ibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspetos técnicos e conceituais. Tesis doctoral en Ing. de Rec. Hídricos y Saneamiento Ambiental. IPH/UFRGS, 1-205..
- DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS (DGA). 1999. Política Nacional de Recursos hídricos. Referencia electrónica disponible en: [http://www.dga.cl/otros/documentos/Politica\\_Recursos\\_Hidricos.pdf](http://www.dga.cl/otros/documentos/Politica_Recursos_Hidricos.pdf).
- ENDESA (Empresa Nacional de Electricidad, S.A). 2011. Introducción al cálculo de caudales ecológicos. 1-180.
- HARRIS, N.M.; GRUNELL, A.M.; HANNAH, D.M. Y G.E. PETTS. 2000. Classification of River Regimes: a context for HydroEcology. En: *Hydrological Processes*. J.Willey & Sons NY., v.14, 2831-2848.
- HILSON FOOT, R. 1992. Río Santa Cruz. *Revista de Estudios Patagónicos*. 1-7.
- KING, J. M., C. BROWN, Y H. SABET. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Researchy Applications* **19**:619-639.
- LAMB, B.L. 1995. Criteria for evaluating state instream-flow programs: deciding what works. *Journ. of Water Resiource Planning management*. v.121 (3): mayo-junio,1995

- MAGILLIGAN, F. J., K. H. NISLOW, Y B. E. GRABER. 2003. Scale-independent assessment of discharge reductiony riparian disconnectivity following flow regulation by dams. *Geology* 31:569-572.
- MARGALEF, R. 1974. Ecología. Omega, 1-951.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega S.A. Barcelona, España. 1009 p.
- MARTÍNEZ, C. Y FERNÁNDEZ, J. A. 2006. El régimen natural de caudales: una diversidad imprescindible, una diversidad predecible. *Invest Agrar: Sist Recur For* Fuera de serie, 153-165. Citado en: Min. de Medio Ambiente de España, 2011
- MARTÍNEZ, C. Y FERNÁNDEZ, J. A. 2010. IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. Manual de referencia metodológica. Citado en: Min. de Medio Ambiente de España, 2011
- MC CULLY, P. 2004. Ríos Silenciados: ecología y política de las grandes represas. Ediciones PROTEGER. 1-450.
- MILHOUS, R.T. 1998. Restoring river sustrate using river inflows: the Cunnison and Trinity Rivers. En: Wetlands Enginnering and river restoration conference. Amer. Soc. Civil Engin. Disponible: [www.mesc.usgs.gov/pubs/online/den97pap.htm](http://www.mesc.usgs.gov/pubs/online/den97pap.htm)
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). 2005. *Ecosystem servicesy human well-being: wetlandsy water synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C., USA.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE DE ESPAÑA. 2000. Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental. 2: Grandes Presas. 1-199, Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE DE ESPAÑA. 2011. Conceptos y métodos sobre el régimen de caudales ecológicos. 1-31. Madrid, España
- NEIFF, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441.
- NEIFF, J. J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Alemania, 26:167-180.
- NEIFF, J.J.; A. POI DE NEIFF; C.A. PATIÑO E I. BASTERRA DE CHIOZZI, 2000. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá reservoir of the Paraná River. *Rev. Brasileira de Biol.* 60 (4): 615-626. Brasil.
- NEIFF, J.J. Y M. NEIFF. 2004. **PULSO versión 1.05**, software para análisis de fenómenos recurrentes. Dir. Nac. de Derecho de Autor (Argentina) Nro. 236164. Buenos Aires, 10 de junio de 2004. <http://www.neiff.com.ar>
- NEIFF, J.J. 2010. ¿Por qué conocer mejor los ríos sudamericanos?. *Rev. Ciencia & Ambiente* (41): 91-112 En: A. Schwarzbold (Ed.) "Ríos da América" (numero especial). Brasil. ISSN 1676-4188
- NEIFF J.J., S. L. CASCO, E. K. MARI, J. A. DI RIENZO Y A. POI. 2014. Do aquatic plant assemblages in the Paraná River change along the river's length?. *Aquatic Botany* 114 (2014) 50–57
- NILSSON, C., C. A. REIDY, M. DYNESIUS, Y C. REVENGA. 2005. Fragmentationy flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405-408.
- Olden, J. y R. Naiman. 2010 . Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity . *Freshwater Biology* 55: 86-107.
- OLSEN, S. B., T. V. PADMA, Y B. D. RICHTER. 2006. *A guide to managing freshwater inflows to estuaries*. University of Rhode Island, Coastal Resource Center, Providence, Rhode Island, USA.
- PETTS, G. E. 1984. Impounded rivers. Wiley (Edit). Chichester. 1-302.
- POFF, N. L., J. D. ALLAN, M. B. BAIN, J. R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B. D. RICHTER, R. E. SPARKS, Y J. C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservatory restoration. *BioScience* 47:769-784.
- POSTEL, S., Y B. RICHTER. 2003. *Rivers for life: managing water for peopley nature*. Island Press, Washington, D.C., USA.



- RITCHER, B., BAUMGARTENER, J., POWELL, J. & D. BRAUN. 1996. A Method for assessing Hydrologic Alteration within Ecosystem. *Conservation Biology*. Vol.10, N°14, p. 1163-1174.
- RICHTER B, Y G. THOMAZ. 2007. Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations. *Ecology Society* 12(1): 12.
- RIIS, T. E I. HAWES. 2002. Relationships between water level fluctuations and vegetation diversity in shallow water of New Zealand lakes. *Aquatic Botany* 74: 133-148.
- ROSENBERG, D. M., P. MCCULLY, Y C. M. PRINGLE. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50:746-751.
- SARMENTO, R. Y B.V. PELISSARI. 1999. Determinação da vazao residual dos rios: estado-da-arte. En: Simposio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, ABRH- 1 CD-ROM.
- SCHVARTZMAN, A. S. ET AL. 1999. Avaliação preliminar do critério de outorga adotado do estado de Minas Gerais. En: Simposio Brasileiro de Recursos Hídricos 13. Belo Horizonte. 1 CD-ROM.
- SHAFROTH, P. B., J. C. STROMBERG, Y D. T. PATTEN. 2001. Riparian vegetation response to altered disturbance stress regimes. *Ecological Applications* 12:107-123.
- SILVEIRA, G. Y J. C. CRUZ. 2005. Seleção ambiental de barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica. Ed. UFSM. 1-390.
- SILVEIRA A.L.LL. Y G. SILVEIRA. 2001. Vazoes mínimas. En: Paiva, J.B. y E.M. Paiva (Orgs.): *Hydrología aplicada a gestao de pequenas vacias hidrograficas*. UFRGS, Porto Alegre.
- SOLDANO, F. 1947. Aprovechamiento de la rede fluvial Argentina. T.2. Ed. Cimera, Bs. As.
- STALNAKER, C. 1979. The use of habitat structure preference for establishing flow regimens necessary for maintenance of fish habitat. En: *The Ecology of Regulated Rivers*. J.V. Ward y J. Stanford. 326-337. Plenum Press.
- STALNAKER, C., Lamb, B.L., Henriksen, J, Bovee, K., y J. Bartholow. The instream flow incremental methodology. A primer of IFIM, USA 1995. Biol. Report, 29. Washington Dept. of Interior. 1-47.
- SWIFT, C. 1976. Estimation of Stream Discharges Preferred by Steelhead Trout for Spawning and Rearing in Western Washington. USGS Open-File Report 75-155. Tacoma, Washington. (Toe-width)
- THARME, R. 1996. Review of International methodologies for the quantification of the in stream flow requeriments of rivers. Commissioned by dept. of water affairs and Forestry. 1-54
- THARME, R. 2002. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers. Proceedings of the International Conference on Environmental Flows or River Systems, 4th International Ecohydraulics Symposium. Unpublished proceedings. Cape Town- South Africa.
- TENNANT, D. 1976. Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and related Environmental Resources. Procs. on Instream Flow Needs Symp. 326-327.
- TOCKNER, K., Y J. A. STANFORD. 2002. Riverine floodplains: present statey future trends. *Environmental Conservation* 29:308-330.
- TODD, C. R., T. RYAN, S. J. NICOL, Y A. R. BEARLIN. 2005. The impact of cold water releases on the critical period of post-spawning survivaly its implications for Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*): a case study of the Mitta Mitta River, southeastern Australia. *River Researchy Applications* 21:1035-1052.
- TUNDISI, J. G. 1993. Man made lakes. Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1153-1156.
- TUNDISI, J. G.; T. MATSUMURA-TUNDISI Y M. C. CALIJURI. 1993. Limnology and Management of Reservoirs in Brazil. 25-55. In: Straskraba, M. J.; J. G. Tundisi y A. Duncan (Eds.): *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic Publ. The Netherlands.

- TUNDISI, J. G. Y M STRASKABA. 1999. Theoretical reservoir ecology and its applications. lie-Buckhuys Publishers. 1-585.
- VAN DER LINGEN, M. I., 1973, Lake Kariba: Early his- tory and South shore. pp. 132-142. In: Ackermann *et al.* (eds.), *Man-made lakes: their problems and environmental effects*. American Geophysical Union, Washington.
- VOROSMARTY, C. J., M. MEYBECK, B. FEKETE, K. SHARMA, P. GREEN, Y J. P. M. SYVITSKI. 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global Planetary Change* **39**:169-190.
- WASHINGTON DEPARTMENT OF FISH AND WILDLIFE. 2003. A guide to instream flow setting in Washigton State. Estados Unidos.
- WEIBEZAHN, F.H.; ALVAREZ, H. Y W.M. LEWIS JR.1990. El Río Orinoco como ecosistema. Fondo Editorial Acta Cient. Venezolana/Univ. Simón Bolívar. 1-450.
- WILLIAMS, G. P.,Y M. G. WOLMAN. 1984. *Downstream effects of dams on alluvial rivers*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1286, Denver, Colorado, USA.
- WILLIS, C. M.,Y G. B. GRIGGS. 2003. Reductions in fluvial sediment discharge by coastal dams in Californiay implications for beach sustainability. *The Journal of Geology* **111**:167-182.
- WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD). 2000. *Damsy development: a new framework for decision-* Ecology Society 12(1): 12. Earthscan, London, UK.
- WORLD WILDLIFE FUND (WWF). 2004. *Rivers at risk: damsy the future of freshwater ecosystems*. Available online at: <http://assets.panda.org/downloads/ riversatriskfullreport.pdf>.