

MESA 3-1
MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL CAUDAL ECOLÓGICO: PANORAMA EN CHILE Y BRASIL

Lic. Gabriela Jamett Dominguez
Universidad de Chile - Chile
Dr^a Alexandra Rodrigues Finotti
Universidade de Caxias do Sul - Brasil

RESUMEN

El caudal ecológico ha sido adoptado como un instrumento o medida de mitigación frente a proyectos que modifican el régimen hídrico causando impactos ecológicos. Este tiene como propósito preservar los ecosistemas acuáticos a través de la mantención de un cierto volumen de agua dentro del curso de un río. Para estimar esa cantidad de agua se han utilizado diversas aproximaciones, las más comunes estiman niveles mínimos que deben mantenerse constante, sin tomar en cuenta criterios ecológicos básicos. También se ha entendido que la preservación de los ecosistemas acuáticos no solo depende de la cantidad de agua que se mantiene dentro del lecho de los ríos, sino también de la variabilidad natural del flujo hídrico e de la interacción con las aguas subterráneas, con la vegetación de los márgenes y la geomorfología de los cauces. En este trabajo se presentan y evalúan en base a criterios ecológicos establecidos los distintos tipos de métodos utilizados a nivel mundial para la estimación de un caudal ecológico. Los resultados de esta evaluación muestran que a excepción de los métodos holísticos todos tienen un enfoque poblacional-comunitario estimando caudales para mantener una cierta población o comunidad objetivo. Con los métodos hidrológicos utilizados en Chile y Brasil, se calculan caudales según las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos de sequía o frecuencia de caudales bajos. Se concluye que los métodos hasta el momento utilizados en Chile y Brasil para la determinación del caudal ecológico, no cumplen conceptualmente con el objetivo de conservación a un nivel ecosistémico.

Palabras claves: caudal ecológico, gestión de recursos hídricos, ecosistemas acuáticos.

INTRODUCCIÓN

La definición de caudal ecológico tiene sus raíces en el instrumento surgido en los años setenta en países desarrollados como Estados Unidos, países de la Unión Europea y Canadá. Surge del término denominado instreamflow, instrumento que determina la mantención de un flujo o volumen de agua que debe permanecer en el cauce de un río para mantener ciertos usos ambientales. En general, el término caudal ecológico se ha entendido como un caudal para la preservación de valores ecológicos frente a la demanda creciente del uso del agua.

En el caso de Chile y Brasil las instituciones gubernamentales encargadas del manejo ambiental de las aguas han utilizado el caudal ecológico como una medida de mitigación en caso de proyectos como embalses e hidroeléctricas o incluso como un instrumento a la hora de otorgar nuevos derechos de agua con la finalidad de lograr una protección a los ecosistemas acuáticos. (CONAMA- Chile (CONAMA-Chile: Comisión Nacional del Medio Ambiente en Chile), 1998; DGA (DGA: Dirección general de Agua en Chile), 1999; MMA- Brasil (MMA-Brasil: Ministerio del Medio Ambiente en Brasil), 1998, 2000 y 2002; ANA (ANA: Agencia Nacional del Agua en Brasil), 2004).

Sin embargo, los métodos existentes para calcular un cierto caudal ecológico han sido ampliamente discutidos y en el ámbito científico han sido fuertemente criticadas algunas de las aproximaciones para determinar estos caudales y cómo ha sido conceptualizado este instrumento (Richter et.al, 1996; Poff y Allan, 1997; Arthington et.al, 1998; Bragg et.al, 1999; Verweij, 2000; Alves y Bernardo, 2000 y Tharme, 2002).

Frente a esta realidad, este trabajo busca responder de una manera teórica si los métodos utilizados a nivel mundial pueden asegurar la mantención de ecosistemas ribereños. En base a esta evaluación se podrán revelar limitaciones en los métodos hasta ahora utilizados específicamente en Chile y Brasil y plantear algunas recomendaciones.

Como primer paso para la evaluación se definen criterios ecológicos que deberían considerarse en los respectivos métodos. Posteriormente, los mismos serán descritos (con

el propósito adicional de presentarlos y divulgarlos de una manera clara, sintética y práctica) reconociendo sus bases teóricas y el nivel jerárquico ecológico que pretenden conservar. Se revisará, entonces: 1) si estos métodos están tomando en cuenta los criterios establecidos, 2) si las suposiciones implícitas que contienen los mismos implican poca aplicabilidad en ecosistemas diferentes y 3) si un método propone un seguimiento o puede ser evaluado después de su implementación (ya que se considera un paso crítico de la gestión que muchas veces es obviado).

CRITERIOS ECOLÓGICOS

Se considera que un método para alcanzar la conservación de los ecosistemas debería considerar al menos:

• Interacciones biota-abiota (interiorización del concepto de ecosistema y de su estudio)

Desde una perspectiva proceso-funcional los **ecosistemas** son **sistemas constituidos por componentes bióticos y abióticos entre los cuales existen interacciones que permiten modificarse mutuamente**. Por lo tanto, los organismos también son capaces de modificar el ambiente abiótico. La relación entre éstos componentes implica el flujo de materiales y energía. La organización del ecosistema está dada por el número y tamaño de los componentes que lo constituyen y la magnitud de los flujos generados entre ellos. De esta manera, los cambios en la organización del ecosistema ocurren por: cambios en el tamaño de los componentes (biomasa) y número de los componentes, cambios en las interacciones funcionales establecidas entre los componentes, o bien, cambios en las tasas de transferencia entre los componentes (Ulanowics, 1997).

Como los ecosistemas son unidades conceptuales adimensionales y atemporales la definición de ecosistema es conceptualmente aplicable a los ríos. Por lo tanto, se denominan ecosistemas lóticos aquellos que dentro de su delimitación comprenden cuerpos de agua con corrientes rápidas como ríos y arroyos.

La estructura de los ecosistemas lóticos está dada por el número de componentes bióticos y abióticos, de origen autóctono y alóctonos, y la funcionalidad del mismo está conformada por las relaciones entre ellos. La estructura de un determinado ecosistema lótico puede ser modificada por cambios en las propiedades intrínsecas de cada uno de los componentes o bien por las variantes propias de los ríos o de la cuenca (Contreras, 1998).

• Rol del régimen hídrico y la geomorfología de los canales en la determinación de la estructura de los ecosistemas lóticos

Como se mencionó anteriormente la organización de un ecosistema depende de su estructura y funcionalidad, por tanto, es importante distinguir cómo el régimen hídrico afecta en el número de componentes (y su biomasa) y en las interacciones de los mismos.

Según Maddock (1999) la productividad (o biomasa) de cualquier sistema de arroyos está determinada por 4 factores principales: i) calidad del agua, ii) formas de energía (temperatura, materia orgánica, nutrientes), iii) estructura física de los canales, y iv) el régimen del flujo. Los canales tienen una estructura física (tamaño y forma del canal, tamaño del sustrato, etc) y cuando esas características son combinadas con un nivel y periodicidad de descarga particular se produce un patrón de características hidráulicas (profundidades, velocidades, etc). Entonces, se postula que el hábitat físico se produce por la combinación de la estructura física y régimen del flujo (ver figura 1).

Los estudios de ecosistemas acuáticos reconocen que los componentes físicos o abióticos están determinados básicamente por la geomorfología y el flujo hidrológico. Por lo tanto, se pueden considerar estos dos aspectos como las variantes forzantes propias de los ríos que pueden producir cambios en la estructura de un ecosistema.

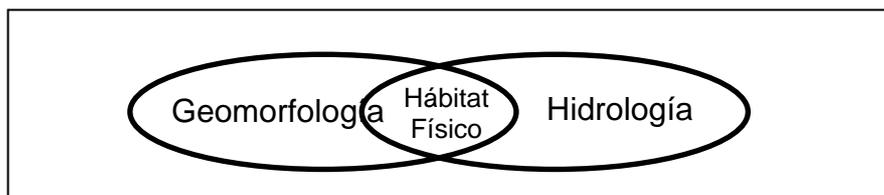


Figura 1. El hábitat físico es determinado por la interacción de la geomorfología y la hidrología. Fuente: Maddock, 1999

• **Interacciones multidireccionales entre “ambientes de los ecosistemas acuáticos”**

Según, Poff y Allan (1997) es necesario apreciar el rol del ambiente físico para entender la biodiversidad, la producción y la sustentabilidad de los ecosistemas ribereños. En los ríos, la estructura física o su “hábitat”, es definido principalmente por procesos físicos, especialmente por el movimiento del agua y de los sedimentos dentro del canal y entre el canal y el área inundable.

Consecuentemente, el hábitat físico es dinámico en espacio y en tiempo. A todo momento la morfología de cabecera y el flujo de los ríos varían longitudinalmente, por lo tanto, la cantidad y calidad del hábitat físico también cambia en esa dirección. A pesar de que han sido subestimados, existen cambios de manera lateral (de la orilla de una zona inundable hasta la otra) y en dirección vertical (de la zona hiporreica (La Zona hiporreica es el volumen de sedimentos saturados de agua debajo y a los lados de los arroyos y ríos donde el agua subterránea y el agua superficial se mezclan (Boulton, 2000).) hasta el agua superficial)(Maddock, 1999; Ward y Tockner, 2001).

Comprender que existen estas interacciones multidireccionales entre lo que denominan “ambientes de los ecosistemas acuáticos” (Ward y Tockner, 2001) ha llevado a descubrir el importante aporte e intercambio de materiales y energía entre los mismos, lo cual le confiere un cierto tipo de estructura y funcionalidad al ecosistema (ver figura 2).

Según Ward y Tockner (2001) aún muchos ecólogos de río perciben a estos sistemas como cursos de aguas estables sin o con poca consideración de las áreas inundables o de los acuíferos subterráneos y los ecotonos entre ellos (spring). Esto no permite realizar un manejo del recurso hídrico con una visión más holística de los ecosistemas acuáticos. Es necesario, por tanto, incluir en la gestión no solo el control de las aguas superficiales si no también las aguas subterráneas (hiporreicas y freáticas) y el sistema ripariano (sistema vegetal a orillas del cauce).

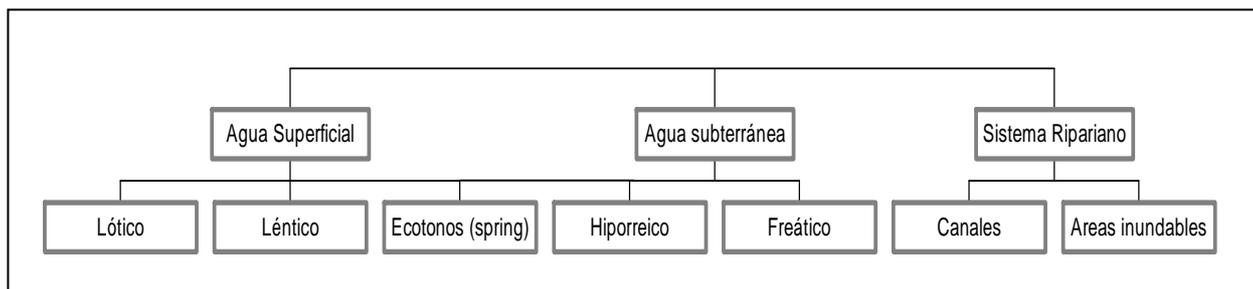


Figura 2. Principales ambientes de los ecosistemas acuáticos. Fuente: Ward y Tockner, 2001.

• **Componentes críticos del régimen hídrico**

Se encuentra también ampliamente estudiado que el flujo hídrico o caudal es una variable master que limita y regula los patrones y procesos ecológicos por ser la cantidad y periodicidad del caudal componentes críticos en el suministro hídrico, así como en determinar la calidad del agua y la integridad ecológica de los ríos. El caudal está estrechamente relacionado con muchas características físico químicas de los ríos, tales como la temperatura, concentración de nutrientes, concentración de oxígeno disuelto en aguas, concentración de sólidos totales suspendidos, etc (Poff y Allan, 1997).

Según Poff y Allan (1997), existen cinco componentes críticos del régimen de flujos que regulan los procesos ecológicos en un ecosistema lótico: magnitud, frecuencia, duración, predecibilidad y tasa de cambio. La variabilidad hidrológica natural (con valores característicos y variables de estos 5 componentes) sería un factor que afecta fuertemente la estructura de los ecosistemas ribereños (Richter et al., 1996; Arthington et al., 1992; Poff y Allan, 1997). El modelo que éste desarrolló (ver figura 3), señala que estos cinco componentes pueden modificar la condición física y química del agua, los recursos alimenticios, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat, lo que finalmente produce cambios en los patrones y procesos ecológicos.

Los componentes del régimen hídrico se refieren a:

Magnitud de la descarga: a cualquier intervalo de tiempo es simplemente la cantidad de agua pasando por una sección por unidad de tiempo.

Frecuencia: se refiere cuán a menudo se encuentra un caudal por encima de una magnitud dada para un intervalo de tiempo específico.

Duración: es el periodo de tiempo asociado con una condición de flujo específica. La duración puede ser definida tomando en cuenta un evento particular del caudal, por ejemplo, una zona inundable puede ser inundada por un número de días específico en diez años, o la duración puede ser definida como el número de días al año en que el flujo excede algún valor predeterminado.

Predictibilidad: es definido como la regularidad con que ocurre una cierta magnitud de descarga. Esta regularidad puede ser definida formal o informalmente y con referencias a distintas escalas de tiempo, por ejemplo, los picos anuales de caudal pueden ocurrir con baja o alta predictibilidad. **Tasa de cambio:** se refiere a cuan rápido cambian los caudales de una magnitud a otra.

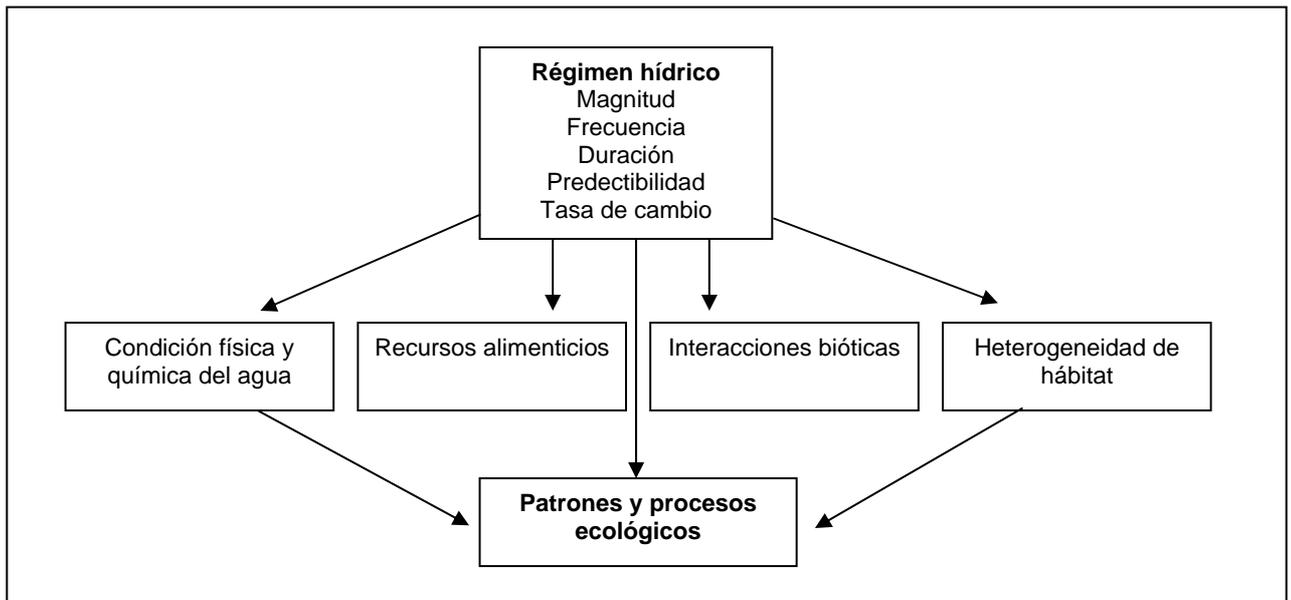


Figura 3. Modelo teórico de la influencia del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos. Fuente: Poff y Allan, 1997.

MÉTODOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL CAUDAL ECOLÓGICO

Existe abundante bibliografía sobre los métodos para calcular caudales ecológicos. La clasificación escogida se realiza de acuerdo a bases teóricas similares y acorde con lo descrito por la Comisión Mundial de Embalses (King, et.al, 1999), la cual clasifica los métodos existentes en los siguientes tipos:

- ✓ Métodos hidrológicos
- ✓ Métodos hidráulicos
- ✓ Métodos de simulación de hábitat
- ✓ Métodos holísticos

Métodos hidrológicos

Base teórica Se considera que las comunidades ribereñas han evolucionado sometidas a determinados tipos de regímenes de caudales, por lo tanto, los organismos de estas comunidades están adaptados a las variaciones estacionales propias de dicho régimen. Estas variaciones "naturales" afectan el comportamiento, ciclo biológico y producción de las poblaciones.

Los métodos hidrológicos se basan en el análisis estadístico de los regímenes de caudales históricos (de décadas o más tiempo). La complejidad o manera de cómo se analizan estos datos han resultado en estimaciones, ya sea de caudales fijos (expresados como caudales mínimos) o de rangos de variabilidad del caudal (King et.al., 1999 y Benetti et.al, 2003).

Entre los métodos hidrológicos más utilizados, se encuentran:

Método de Curva de Permanencia: Consiste en la construcción de una curva a partir de datos de caudales diarios, mensuales o anuales donde se presenta la relación entre ciertos rangos de caudales y el porcentaje de tiempo en que cada uno de esos rangos es igualado o excedido. El caudal ecológico es expresado como un valor fijo que corresponde a

un rango de caudal que se mantiene igualado o excedido un cierto porcentaje de tiempo (Silveira y Silveira, 2003). Ese porcentaje es elegido a criterio de los expertos y generalmente se ha realizado de acuerdo estudios en ríos que dan indicios de ciertos niveles mínimos en que peces o invertebrados aún pueden sobrevivir (King, et.al, 1999). En países en desarrollo como Brasil, se estiman caudales mínimos ecológicos de esta manera (Benetti et al, 2003). En el Estado Pernambuco se calculó indirectamente un caudal ecológico como el 5% de Q_{90} . Es decir, un porcentaje de 5% del caudal que es excedido o igualado en 90% del tiempo de observación (Benetti et.al, 2003). Ver figura 4.

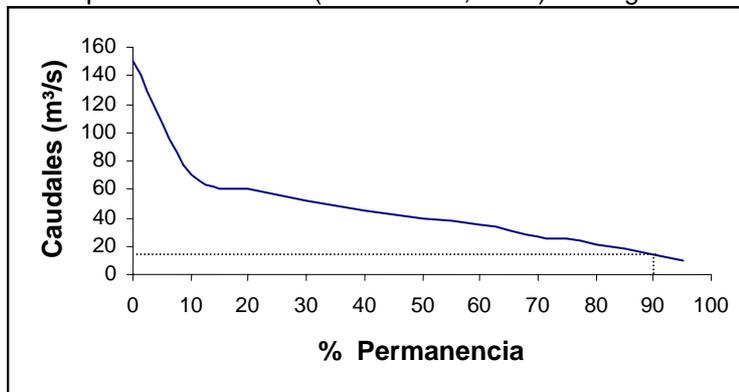


Figura 4. Curva de permanencia hipotética. Fuente: Propia

Método del caudal mínimo de 7 días con período de ocurrencia de 10 años (${}_7Q_{10}$): Este método entrega el valor de un caudal mínimo estadístico ${}_7Q_{10}$ que corresponde al valor que en media, a cada diez años, será igual o menor que el caudal medio en cualquier evento de 7 días de sequía consecutivos (Silveira y Silveira, 2003). Este método supone que a valores menores que éste puede generarse un stress ecológico, por lo cual, es considerado en algunos países en desarrollo como un caudal ecológico. Este método ha sido ampliamente usado en Brasil (Benetti et.al, 2003).

Método de Tennant: Está basado en un estudio realizado por la US Fish and Wildlife Service en 11 arroyos ubicados en Montana, Nebraska y Wyoming. Los estudios buscaban encontrar una relación entre el caudal y la disponibilidad de hábitat para la biota acuática, el transporte de sedimentos y la disponibilidad para la recreación (Tennant, 1976 citado en Bragg et.al, 1999). Para esos arroyos determinaron que el hábitat comenzaba a degradarse cuando el flujo era inferior al 10% del flujo medio anual (esto asociado a una velocidad media de 0,25 m/s y una profundidad media de 0,3 m), mientras que el 60% se consideró como un caudal para mantener un hábitat óptimo.

Método Range of Variability Approach (Aproximación por Rangos de Variabilidad): Según sus propios autores, este método ha sido ideado para casos en que se tenga como primer objetivo de manejo, la conservación de los ecosistemas. Se basa en datos de largos periodos de tiempo donde se describe la variabilidad hidrológica antes y después de instalada una represa.

Consiste en tener una descripción del flujo natural a través de 32 parámetros que fueron considerados y definidos por Richter (1996) como claves en el funcionamiento del ecosistema para luego, estimar un rango de variación máximo de esos parámetros. Se considera como flujo natural aquel que se registra antes de la instalación de una represa. Con este método se recomienda un sistema de manejo con objetivos anuales intentando emular o "imitar" las características del flujo natural después del funcionamiento de la represa o hidroeléctrica. Esta metodología es adaptativa y depende el monitoreo continuo para la redefinición de sus objetivos.

El método comprende 6 pasos básicos:

- 1) Caracterizar el rango de variabilidad natural según los 32 parámetros descritos por Richter usando indicadores de alteración hidrológica (IHA).
- 2) Para estos 32 parámetros se calcula una tendencia central (ejem. mediana o media) y de dispersión (desviación estandar o coeficiente de variación).
- 3) Se definen como objetivos ciertos rangos de variabilidad para cada parámetro-indicador, ya sea como un valor máximo de la desviación estándar (por ejemplo, los valores deben caer dentro de la Media ± 1 la Desviación Estándar) o basados en los niveles percentiles (los valores deben estar entre el 20 y 80 percentil). Estos objetivos deben estar basados en información ecológica, sin embargo, los autores

recomiendan que frente a la ausencia de esta información se puede utilizar el criterio de ± 1 la Desviación Estándar (Richter, 1997).

En la figura 5 se muestran los resultados de uno de los parámetros estudiados en el río Roanoke en Carolina del Norte, donde se comparan los valores máximos de un día antes y después de instalada un embalse. Para este parámetro estimaron un rango de variación máximo de ± 1 la Desviación Estándar delimitada en el gráfico por las líneas punteadas (Richter, 1997).

- 4) Usando los objetivos de rangos de variación, el grupo de trabajo diseña un sistema de manejo.
- 5) Una vez el sistema es implementado se comienza el monitoreo paralelo a un programa de investigación ecológica para determinar los efectos del manejo.
- 6) Al finalizar cada año, la variación actual es caracterizada usando los mismos 32 parámetros y los valores de esos parámetros son comparados con los valores definidos como objetivos.
- 7) Se repiten los pasos del 2 al 5 incorporando los resultados del año pasado y los datos del monitoreo y de las investigaciones ecológicas.

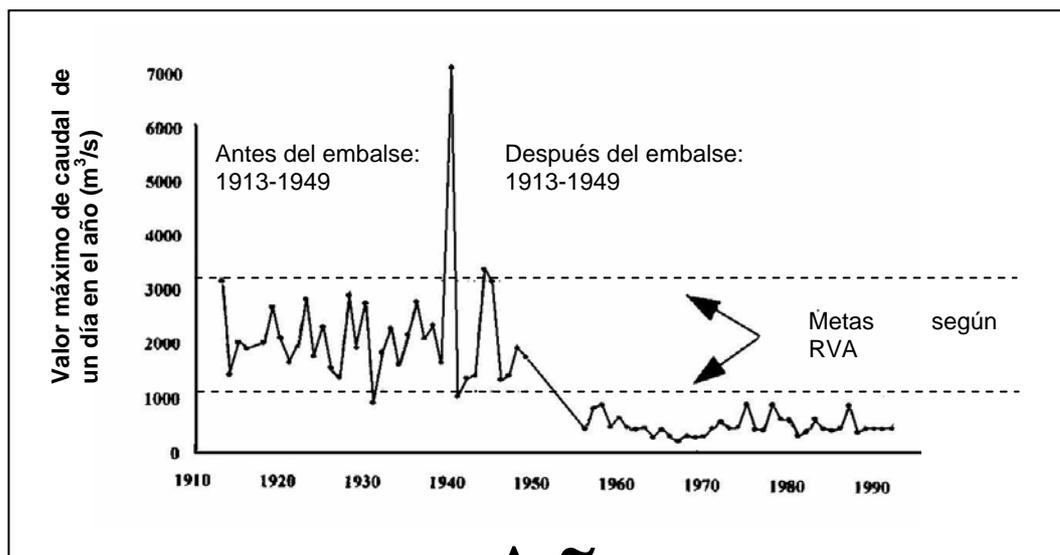


Figura 5. Valores de caudal máximo de un día en el año monitoreado en el río Roanoke en Carolina del Norte antes y después de la instalación de un embalse. Las líneas punteadas muestran la Media ± 1 la Desviación Estándar (SD). Los valores de caudales máximo no deberían ser menores a la Media + 1SD (meta del RVA). Fuente: Richter, 1997.

Métodos hidráulicos

Base teórica: Se considera que variables hidráulicas simples como el perímetro mojado o la profundidad máxima juegan factores limitantes en la biota del cauce.

Estos métodos generalmente se basan en estudios de una sección transversal de un río para así relacionar la magnitud de la descarga con la profundidad de los cauces, velocidad y perímetro mojado.

Este tipo de métodos ha sido ampliamente usado en Estados Unidos (Reiselk et al, 1989 citado en King et al, 1999) pero se considera como precursora de otros métodos más sofisticados de simulación de hábitat que usan datos de muchas secciones transversales asociadas a información biológica y de microhábitat. Dentro de estos, el método del perímetro mojado es uno de los más conocidos y ampliamente utilizados (Bragg et.al, 1999 y Benetti et.al, 2003)

Método del Perímetro Mojado: En este método se asume que la integridad del hábitat está directamente relacionada con el área húmeda del hábitat. Para ello se construyen curvas de descarga versus perímetro mojado mostrando como crece rápidamente el perímetro mojado a medida que aumenta la descarga hasta un cierto punto de inflexión donde el perímetro ya crece a una tasa menor. Generalmente el flujo recomendado es aquel cerca de este punto de inflexión pues se presume es el punto óptimo para el desove de peces o para la producción de invertebrados bentónicos. Ver figura 6

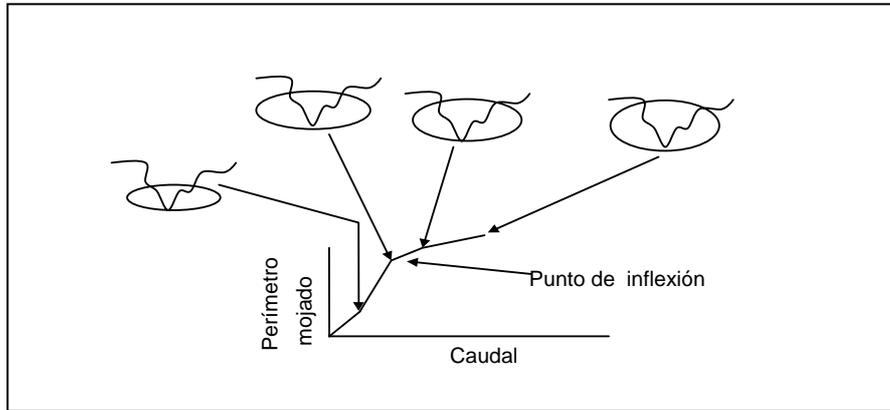


Figura 6 Relación (hipotética) Caudal- Perímetro mojado. Fuente: Stalnaker et. al , 1995.

Métodos de simulación de hábitat

Base teórica: Las especies de peces están mejor adaptadas a ciertas características hidráulicas, estructurales y geomorfológicas. Al conocer cómo afecta el caudal a estas características se puede predecir el caudal óptimo para mantener las poblaciones de estos peces.

Entre los métodos de simulación de hábitat una de los más usadas, se encuentra:

Instream Flow Incremental Methodology (IFIM): Fue desarrollado por US Fish and Wildlife Service integrando modelos analíticos hidráulicos junto con el estudio de la calidad del agua, sedimentos, estabilidad de los canales, temperatura y otras variables que afectan la producción de peces. También contiene un modelo computarizado (Physical Habitat Simulation System) que relaciona el caudal con datos obtenidos del hábitat físico. (Washington Department of Fish and Wildlife, 2003).

Debido a que en este método se presupone que el hábitat de los peces está determinada por las características hidráulicas, existen modelos para predecir profundidades y velocidades en función de un cierto caudal. Dentro de estos modelos el más conocido se denomina IFG4 que usa múltiples transectas. Este modelo se calibra y construye a partir de datos de campo donde se crea una célula por cada punto de medición a lo largo de una transecta. Cada célula tiene una velocidad y profundidad media relacionada con un tipo de sustrato o cobertura para un flujo o caudal particular (Pelissari y Sarmiento 2003, Washington Department of Fish and Wildlife, 2003).

Por otra parte, se construyen índices y curvas de adecuación por especies para cada variable de velocidad, profundidad y sustrato por separado. Estos índices pueden construirse de diversas maneras, ya sea por opinión de expertos y/o por observación directa. Las curvas varían dependiendo de la especie y del estado en que se encuentren dentro de su ciclo biológico.

Posteriormente, se construyen índices de adaptación compuestos para cada especie multiplicando los valores de los índices de adaptación por cada variable.

$$iac = (iah_{q,i,v})_s * (iah_{q,i,p})_s * (iah_{q,i,c})_s \quad (1)$$

iac = índice de adaptación compuesto de la célula (i), en el caudal (q) y la especie (s)

$(iah_{q,i,v})_s$ = índice de adaptación de velocidad para la célula (i), en el caudal (q) y la especie (s)

$(iah_{q,i,p})_s$ = índice de adaptación de profundidad para la célula (i), en el caudal (q) y la especie (s)

$(iah_{q,i,c})_s$ = índice de adaptación del sustrato/ cobertura para la célula (i), en el caudal (q) y la especie (s)

De esta manera, se calcula una superficie ponderada utilizable para una determinada especie y caudal de una célula por el producto de iac y el área superficial de la célula. Sumando los valores obtenidos en todas las células de la sección transversal se determina el Área Utilizable Ponderada (AUP) para todo el trecho en estudio

$$AUP_{q,s} = \sum (iac_{q,i}) * (a_{i,q}) \quad (2)$$

En la figura 7 se muestran los resultados de un estudio realizado para calcular el caudal ecológico en el Río Santa María da Victoria en el Estado Espírito Santo de Brasil, a través de la metodología IFIM. Los resultados de las figuras corresponden a los índices de adecuación para una de las tres especies de pez estudiadas (*Astyanax aff. taeniatus*) en relación a valores de profundidad, velocidad e índice del canal (construido por la combinación de la cobertura y el tipo de sustrato). Estas curvas permitieron luego la construcción de la curva caudal vs AUP.

Posteriormente, para determinar el valor del caudal ecológico se pueden usar múltiples criterios o métodos, en el caso de este estudio se definió el caudal que minimizara la reducción del microhábitat para las tres especies estudiadas a través de una matriz de optimización.

Métodos holísticos

Base teórica: Se considera que el régimen hidrológico natural mantiene: 1) la biota de un cauce, 2) la geomorfología del canal, 3) los sistemas riparianos y, 4) sistemas de áreas inundadas, así como los sistemas estuarinos y costeros que son afectados por el flujo de agua dulce (Arthington 1998 citado en King et.al, 1999).

Se asume que:

- Algunas características del flujo natural son más importantes ecológicamente que otras (por ejemplo algunos flujos de base y de inundaciones)
- Si son identificadas las características esenciales del flujo hídrico en el impacto ecológico y estas pueden ser incorporadas dentro de un régimen de flujo modificado, entonces la biota y la integridad funcional del ecosistema será mantenida (Bragg et.al, 1999).

Los métodos holísticos generalmente tienen dos aproximaciones distintas o combina estas dos (Arthington et.al, 1998):

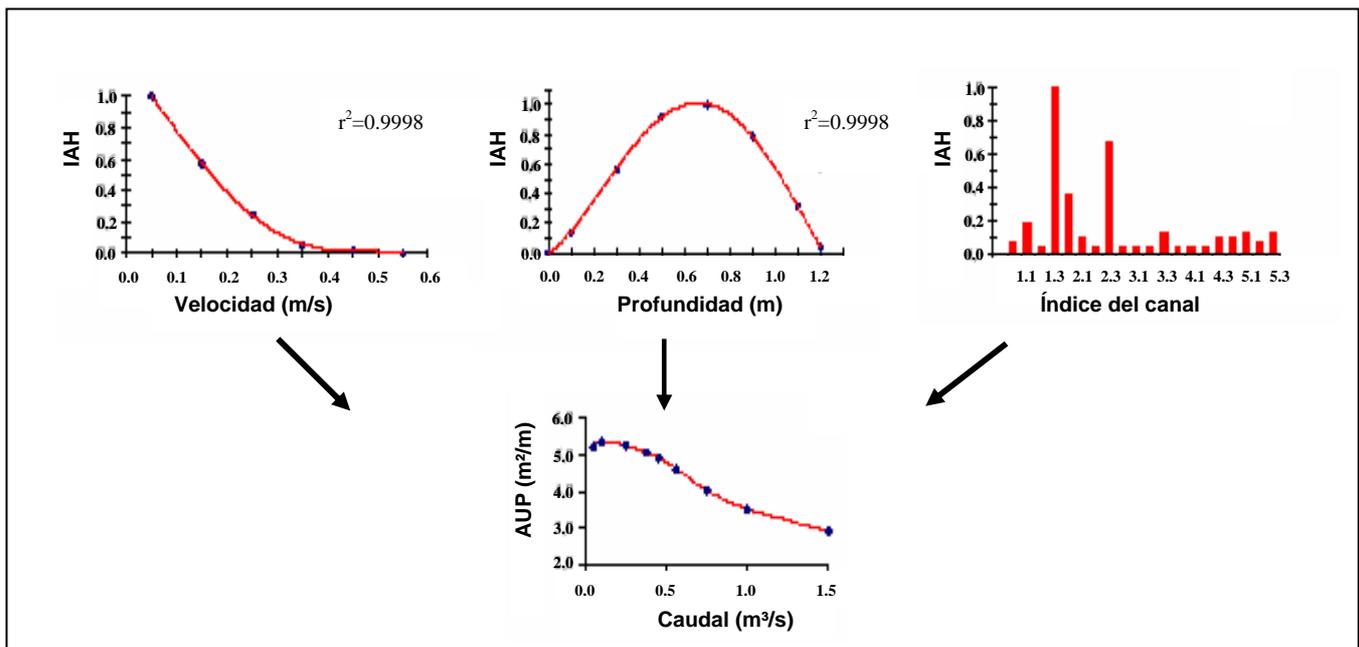


Figura 7. curvas de Índices de adaptación (iah) para la especie *Astyanax aff.taeniatus* en el río Santa María da Victoria y curva de Área Utilizable Ponderada vs. Caudal. Fuente: Pelissari y Sarmento, 1999.

- Aproximación de abajo hacia arriba (bottom-up approach): donde el caudal recomendado o la variación del mismo es estimado a partir de un valor cero del flujo hacia valores mas altos.

- Aproximación de arriba a abajo (top-down): el caudal es determinado a partir de un flujo máximo aceptable hasta valores menores intentando emular las características del régimen natural.

Este tipo de métodos se basan en el juicio de expertos y consiste en jornadas de trabajo y diálogo donde se discuten aspectos que van desde los organismos como peces e invertebrados acuáticos, la vegetación terrestre y la importancia de mantener la integridad del hábitat hasta aspectos concernientes a la dependencia social de los ecosistemas ribereños. Generalmente dan como resultado la descripción de un régimen hidrológico mes a mes y elemento por elemento, donde cada elemento representa una característica bien definida del régimen hidrológico para alcanzar ciertos objetivos ecológicos, de calidad de agua y sociales (King y Low,1998). En Africa del Sur y algunos Estados de Australia han utilizado diversas variaciones de este tipo de métodos, entre las mas usadas:

Método de Building Block (aproximación bottom -up): Se realiza en base de grupos de trabajos multidisciplinarios, tomando en cuenta trabajos de investigación ya realizados, modelos para entender la respuesta caudal – características hidráulicas y juicios de expertos. Dentro de los pasos más importantes, se encuentran:

- 1) Determinar área de estudio y sus características e importancia en términos económicos, sociales y ecológicos. Para la estimación de la importancia económica y social se realiza una evaluación de la dependencia social y económica de los ecosistemas ribereños en conjunto con la comunidad. Para la evaluación ecológica se estudian las características geomorfológicas, se evalúan requerimientos de calidad del agua del pasado, presente y futuro y se investiga sobre la distribución, abundancia y rareza de las especies.
- 2) Identificar y describir en términos de predictibilidad, duración y magnitud los flujos que se consideran mas importantes en el flujo natural. Generalmente estos son: grado de perennibilidad de un río, magnitud de los flujos bases en periodos secos y húmedos, magnitud, frecuencia y duración de las inundaciones en estaciones húmedas y picos de flujos en meses secos. Ver Figura 8.

La figura 8 muestra algunas características del flujo hídrico que son destacadas como más importantes con los números del 1 a 6, así como también aquel flujo que se recomendaría una vez modificado por la construcción de un embalse. Las características 1 y 6 muestran la cuán perenne es el río y el deseo de mantener esto en (B), las características 2, 4 y 5 muestran la diferencia entre estaciones húmedas y secas y la característica 3 reconoce el tiempo del primer flujo de inundación para la estación seca.

- 3) Determinar en que estado de conservación y/o condiciones ambientales quieren ser mantenidos los ecosistemas. Tomando en cuenta estos estados deseados, cada especialista de diversas áreas recomienda un set de caudales. Posteriormente, hidrólogos hacen uso de modelos para relacionar los caudales recomendados con profundidad, perímetros mojados, velocidad o áreas inundadas.
- 4) Determinar y describir en términos de tiempo, duración y magnitud los flujos que se recomendarán. La descripción de cada uno de los componentes del flujo son considerados como los building block. Estos bloques conforman los Requerimientos de Flujo (IFR, Intream Flow Requiremnts) los cuales incluyen lo que significan en términos de requerimientos ecológicos y funciones geomorfológicas. El primer bloque define el requerimiento de perennibilidad. Subsecuentemente se construyen bloques con flujos mayores. Ver figura 9.

Benchmarking (aproximación Top-Down): Se basa en principios similares al método

Building Block. Con información disponible, modelos conceptuales y juicio de experto se identifican indicadores hidrológicos que son considerados ecológicamente relevantes. Con estos indicadores son caracterizados canales que se escogen dentro de un río como bench mark o de referencia.

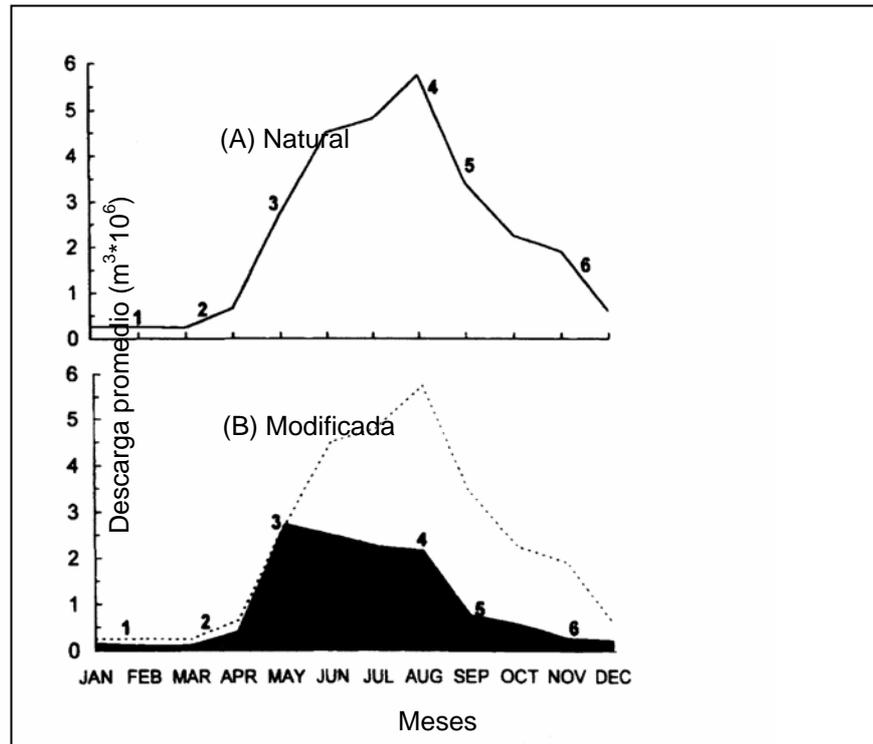


Figura 8. Ejemplo hipotético destacando características del régimen hídrico natural antes de un embalse (A) y aquellas que deben mantenerse después del funcionamiento de un embalse (B) . Fuente: King y Low, 1998

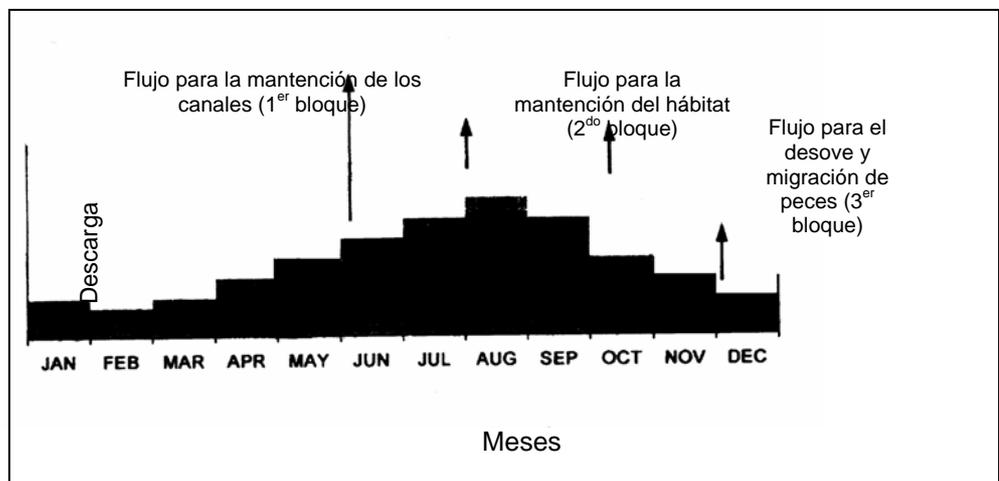


Figura 9. Bloques hipotéticos que conforman los Requerimientos de Flujo (IFR) usando el método Building Block. Fuente: King y Low, 1998

En estos canales de referencia no existe necesariamente un flujo natural pero son escogidos porque cubren variados tipos y niveles de flujo que se registran en la cuenca. Posteriormente en estos sitios o reaches se relacionan impactos ecológicos en función de cambios en el flujo hídrico, de esta manera se investiga cuanto puede cambiar el flujo del agua antes de que el ecosistema sea degradado (Brizga et al. , 2002)

Esta metodología cuenta con cuatro pasos claves:

- 1) Formación de un panel técnico (TAP Technical Advisory Panel) y desarrollo de un modelo hidrológico para la cuenca hidrográfica.
- 2) Determinación de las condiciones y tendencias de los canales.
- 3) Desarrollo de una evaluación de los riesgos ambientales por cambios en el flujo.

4) Evaluación de escenarios futuros posibles.

EVALUACIÓN DE METODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE UN CAUDAL ECOLÓGICO

Métodos hidrológicos

Según la base teórica, estos métodos pretenden mantener un cierto caudal para conservar a un nivel ecológico de orden poblacional.

Los métodos de Curva de Permanencia, ${}_7Q_{10}$ y el Método de Tennat solo toman en cuenta la magnitud mínima del caudal como factor limitante en los requerimientos bióticos, siendo que está ampliamente estudiado la importancia de los otros componentes del flujo en las interacciones e historias de vida de la biota acuática. Al estimar un flujo mínimo no toman en cuenta los requerimientos de flujo para mantener la vegetación ripariana, la zona hiporreica y las zonas de inundación. Desde un punto de vista ecosistémico se dejan de considerar intercambios de materiales y nutrientes que pueden ser importantes, afectando la funcionalidad del ecosistema.

Estos métodos tienen una base estadística, se calculan caudales según las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos de sequía o frecuencia de caudales bajos. Luego, estos caudales son relacionados con tasas de producción o sobrevivencia de alguna población objetivo. Lo anterior puede generar dos críticas importantes. Al basarse un instrumento en resultados estadísticos se desconoce el carácter complejo de los sistemas ambientales y la gran incertidumbre que los caracteriza. Por otra parte, los flujos mínimos que ocurren infrecuentemente generan efectos de corto plazo muy diferentes a los efectos de largo plazo que se producen por mantener estos flujos mínimos como constantes el tiempo (King, et al, 1999, Poff y Allan, 1997).

Lamentablemente, muchas veces se aplican estos métodos sin información ecológica que la sustente, por lo tanto, se asumen valores o porcentajes según estudios en otros países que pueden tener características muy diferentes. Esto puede traer como consecuencia un grado alto de riesgo (King et al, 1999).

En términos de gestión, a partir de métodos como Curva de Permanencia, ${}_7Q_{10}$ y Método de Tennat es necesario describir los objetivos de conservación de forma clara y cuantificable para que pueda generarse un monitoreo o control. Si se usan estos métodos es de vital importancia definir cual es el nivel de sobrevivencia que se pretende alcanzar, a cuales especies se pretenden conservar, en que grado, etc. Sin estas especificaciones no hay manera de controlar si están cumpliendo con sus objetivos.

En tanto, el método de RVA, supone que el régimen natural ha mantenido los sistemas riparianos, hiporreicos y de inundación lo que genera ciertas respuestas biológicas ya reconocidas y descritas. En este método se tienen identificados los parámetros o componentes del flujo y cómo influyen en la biota acuática. Sin embargo, pueden generarse diferentes respuestas dependiendo de las características de los ecosistemas y de cuales sean los efectos compuestos entre el cambio del flujo natural y los impactos generados por las diversas actividades humanas en el ecosistema, por ejemplo la agricultura.

Por otra parte, una de las críticas a este método es que no se ha considerado estudiar si las variables del flujo seleccionadas son independientes una de otras. (Puckridge et al, 1998).

En términos de gestión, en el método RVA se han descrito muy bien los indicadores y la necesidad de un sistema de gestión continuo ya que este método se basa en la gestión adaptativa.

Métodos hidráulicos

Con estos métodos se pretende conservar a un nivel poblacional. Poseen una suposición muy simplista, solo una o pocas variables hidráulicas pueden representar adecuadamente el requerimiento de caudal para especies objetivos.

Por otra parte, se sabe que la relación entre el caudal y el perímetro mojado depende de la forma de los canales, por lo tanto, si se realiza una curva con una sola sección transversal puede ser que esta no represente bien las características del río (Stalnaker, et al, 1995).

Con este método no se toman en consideración los componentes fuera del canal como la vegetación ripariana, ni tampoco las interacciones entre zonas de inundación e inundables.

Al igual que los primeros métodos, se calcula un flujo mínimo como único componente que altera el ecosistema. Al igual que con los métodos estadísticos, se corre riesgo de degradación si se toman en cuenta valores de otros países y si se considera que

un flujo mínimo que acontece pocas veces dentro del flujo natural tendrá los mismos efectos que aquellos que acontecen cuando se mantiene un flujo mínimo constante.

En términos de aplicabilidad, el método de Perímetro Mojado ha sido aplicado principalmente en ríos que presentan secciones transversales relativamente largas, rectangulares y poco profundas, lo cual no es representativo de todos los ríos (Stalnaker, et al, 1995).

Por otra parte, presuponen que la morfología del lecho se mantiene estable a lo largo del tiempo y que los transectos son representativos de las características generales de los ríos, lo que hace difícil su aplicación en zonas con elevada variabilidad morfológica como es el caso de los cursos de agua de las regiones semi-áridas (Alves y Bernardo, 2000).

Al igual que con métodos hidrológicos simples no se definen pasos posteriores al cálculo del caudal, por lo cual, es necesario que éstos se definan por parte del gestor para determinar la efectividad del método.

Métodos de simulación de hábitat

Con este tipo de métodos se pretende conservar poblaciones de peces objetivos, no ecosistemas acuáticos. Al recomendar un flujo mínimo desconsidera la importancia de otros componentes del flujo hídrico así como tampoco toma en cuenta los requerimientos para la mantención de la vegetación ripariana, zonas de inundación y zona hiporreica.

Este método contiene una serie de suposiciones que pueden ser criticadas por no ser validadas con estudios empíricos o por no corresponder a la realidad. Entre estas suposiciones se encuentran:

- 1) Existe una relación lineal entre las Áreas Utilizables Ponderadas y la biomasa de peces.
- 2) Las únicas variables de preferencia de hábitat para los peces son profundidad, velocidad, sustrato y cobertura.
- 3) Las secciones transversales escogidas para el estudio representan todos los tipos de condiciones de canales y microhábitat.

Por otra parte, con este método se han calculado caudales de una magnitud similar a los calculados por métodos más simples, como ha sido demostrado por estudios efectuado por Orth y Leonard (citado en Benetti et.al, 2003)

En Nueva Zelanda critican fuertemente el usos de esta metodología por el principal hecho de recomendar sólo un flujo mínimo y por todos los inconvenientes que en la práctica se han observado (Hudson et.al, 2003). Por ejemplo, se tienen dudas sobre cuantas transectas y secciones transversales estudiar y donde situarlas para que sean representativas del río. Además cuestionan la dificultad de escoger una especie objetivo y de construir sus curvas de adaptación por la falta de conocimientos en el ciclo e historias de vidas de las especies. Finalmente, aclaran que es de suma importancia probar si los índices arrojados corresponden a la realidad, puesto a que solo en unos pocos lugares de Estados Unidos se han validado las curvas construidas.

Por último, la aplicabilidad de este método en cursos de agua de regiones semiáridas es restringido por el hecho de que existen caudales muy bajos y con una alta diversidad morfológica lo que impide o dificulta caracterizar un trozo de curso de agua en base a algunos transectos (Alves y Bernardo, 2000).

Métodos holísticos

A pesar de que este método no solo se basa en algunas poblaciones objetivos aún no incorporan estudios ecosistémicos donde se definan los flujos de materiales y nutrientes y cómo la biota afecta en los mismos.

Explícitamente se define un flujo para mantener la biota , la vegetación ripariana y las zonas inundables, entendiendo que para mantener estos sistemas es necesario considerar los distintos componentes del flujo hídrico, ya sea su magnitud, frecuencia , duración , predictibilidad y tasa de cambio. Uno de los grandes beneficios de este método es la inclusión de la participación ciudadana y de la realización de un estudio social y económico de la dependencia humana de los ecosistemas.

En términos de gestión, debe tenerse cuidado en que valores arrojados por estudios en otros países o que las recomendaciones en los pasos a seguir se tornen muy rigurosos tomando en cuenta que la base de este método es el juicio de expertos.

Este tipo de métodos es uno de los más nuevos, por lo cual no se tienen muchos estudios del éxito de su aplicación, a pesar de que el método define un control continuo y los resultados que arrojan pueden ser monitoreados (son medibles y cuantificables).

Es importante destacar que dentro de una amplia variedad de métodos usados, ninguno considera un estudio ecosistémico, donde se defina un ecosistema de acuerdo a una pregunta de investigación, se delimiten los componentes según las magnitudes de las relaciones entre ellos y se identifique cómo la alteración del régimen hídrico altera el flujo "natural" de materia y energía. Sin embargo, casi en todos los países donde se estima un caudal ecológico, generalmente se expresa un deseo u objetivo de alcanzar preservación del ecosistema.

Tabla 1. Comparación de métodos para cálculo de caudal ecológico

Tipo	Componentes del ecosistema	Componentes del flujo hídrico	Generalidad	Indicador
I.-Hidrológicos a) cuyos resultados arrojan un flujo mínimo	Biota acuática	Magnitud	Baja	NO
b) RVA	Biota acuática, vegetación ripariana, zonas de inundación e hiporreica	Magnitud, predecibilidad, duración, frecuencia y tasa de cambio	Alta con precaución	SI
II.- Hidráulicos	Biota acuática objetivo	Magnitud	Baja	NO
III.-De simulación de hábitat	Biota acuática objetivo	Magnitud	Baja	NO
IV.- Holísticos	Biota acuática, vegetación ripariana, zonas de inundación e hiporreica	Magnitud, predecibilidad, duración, frecuencia y tasa de cambio	Alta con precaución	SI

En la tabla nº 1 se muestra los distintos métodos y los elementos que incorporan. Algunos toman en cuenta sólo componentes bióticos y la magnitud (mínima) como único componentes del flujo hídrico. Por otra parte se considera con baja generalidad a métodos que no pueden ser aplicados en la mayoría de los ecosistemas acuáticos como por ejemplo los métodos hidrológicos que consideran ríos con lechos estables y secciones rectangulares para poder realizar las aproximaciones siendo que poco ríos presentan estas características. Así también los métodos como IFIM no son aplicables a regiones semiáridas. En cuanto a métodos de generalidad alta con precaución, se refiere a que pueden ser aplicados en una variedad de ecosistemas acuáticos pero con el cuidado de no adoptar los valores que se alcanzan con los mismos en diferentes ecosistemas, solo serían generalizables sus procedimientos. Por último, se muestran cuales de éstos presentan explícitamente indicadores con los cuales se pueda comprobar su eficacia.

ANÁLISIS DE LOS METODOS UTILIZADOS EN CHILE Y BRASIL

Los métodos anteriormente expuestos han sido empleados para alcanzar distintos objetivos dependiendo de lo que quiera mantenerse con un "instreamflow". Actualmente en Estados Unidos cada agencia o Estado le confiere distintas finalidades a mantener un cierto caudal, dependiendo de sus intereses y las actividades económicas que se realizan dentro de éstos. Por ejemplo, en el Estado de Washington, les preocupa primordialmente contar con suficiente agua para la pesca, mientras que en otros Estados se fija un caudal para que los ríos sean navegables (Washington State Department of Ecology, 2001) Entonces, cada Estado identifica y prioriza para qué y con qué objetivos se mantiene un cierto caudal.

En países latinos la traducción o interpretación de este término "instreamflow" ha sido múltiple, donde se pueden identificar los términos: caudal mínimo, caudal ecológico y caudal ambiental. Si bien cada agencia u organismos adopta diferentes significados para cada término, en general, se pueden definir de la siguiente manera:

Caudal mínimo: caudal que ocurre en periodos de sequía por el agotamiento de reservas del subsuelo que afloran en los cursos superficiales de agua (Silveira y Silveira, 2003).

Caudal ecológico: caudal que se mantiene en el cauce de un río para la conservación de los ecosistemas o biodiversidad acuática (CONAMA-Chile, 1998; Bernardo, 1996; Benetti et.al, 2003).

Caudal ambiental: es un caudal que asegura el cumplimiento de las funciones ecológicas, sociales y económicas de los cursos de agua (DGA, 1998; CONAMA-Chile, 1998).

Como puede notarse el caudal ecológico es una medida para la protección ecológica, per se, sin que esto sea o represente un beneficio directo para el hombre. Mientras que el caudal ambiental tiene como finalidad satisfacer la demanda de los hombres.

Concepto de caudal ecológico en Chile y métodos para su cálculo

En Chile se propone el caudal ecológico como criterio para salvaguardar la biodiversidad, funciones y servicios ecológicos de un curso de agua a ser incorporado en instrumentos existentes (como Planes de Manejo y Estudios de Impacto Ambiental)

Caudal ecológico (según CONAMA-Chile, 1998): caudal mínimo que da cuenta de la conservación de la biodiversidad propia del curso en cuestión- adecuado para asegurar el cumplimiento de las funciones y servicios ecológicos del medio acuático (como lo son la mineralización, asimilación, entre otros

A partir de 1999, la DGA, encargada de la administración de las aguas en este país comienza a considerar un caudal ecológico al momento de otorgar nuevos derechos de agua.

Caudal ecológico (según DGA-Chile, 1998): caudal mínimo que debieran tener los ríos para mantener los ecosistemas presentes, preservando la calidad ecológica.

En la Política Nacional de los Recursos Hídricos (la cual no posee ningún peso legal) se expresa la necesidad de la protección de los ecosistemas acuáticos, mientras que en objetivos explícitos de CONAMA-Chile se declara la intención de introducir en la gestión ambiental de las aguas una visión ecosistémica (CONAMA-Chile, 1998).

Sin embargo, se emplean conceptos de caudal ecológico definiéndolos como caudales mínimos, desconociendo la importancia de los distintos componentes del régimen hídrico y de cómo éstos influyen en la estructura del ecosistema. Por otra parte, se puede observar una falta de coordinación entre los dos organismos, puesto a que definen de forma diferente el caudal ecológico. Para la CONAMA-Chile se pretende conservar solo la biota (biodiversidad) mientras que la DGA define un caudal para preservar el ecosistema (formado por componentes bióticos y abióticos). Complementariamente, la DGA recomienda el cálculo del caudal ecológico a través de métodos de tipo hidrológicos. Explícitamente declaran que el caudal ecológico puede estimarse como el 10 % del caudal medio anual, lo cual ha sido el criterio comunmente utilizado en Chile (DGA, 1999 y Tharme, 2002). En este punto es importante resaltar que un caudal calculado de esta manera carece de criterios ecológicos y generalmente ha representado el valor de un caudal mínimo. En Chile, por tanto, pareciera se tiene un problema en el empleo de conceptos y en la aplicación para su cálculo.

Si bien con el Método de Tennat se estimó que a valores de caudal inferiores al 10% del caudal medio anual, el hábitat para peces comenzaba a degradarse, este fué un valor arrojado con un enfoque simplista y en ríos con características diferentes a las presentadas en ríos centrales de Chile. Contreras (1998) determina que existen diferencias entre los ecosistemas lóticos de cabecera de bosques templados del hemisferio Norte, con los ecosistemas lóticos centrales de Chile, debido principalmente a la característica de altas pendientes que estos últimos presentan. Este carácter ritrónico hace que la entrada de materia orgánica alóctona no posea la misma importancia relativa en ecosistemas de Chile central (la magnitud del flujo de materia orgánica proveniente de la vegetación ripariana es menor) comparados con la entrada descrita para ríos de Norteamérica.

Por lo tanto, con los métodos hasta ahora usados en Chile, sin consideración de los componentes del régimen hidrológico y adoptando valores de caudales mínimos calculado para ecosistemas diferentes puede pensarse que el instrumento no estaría cumpliendo la función de conservar los ecosistemas.

Concepto de caudal ecológico en Brasil y métodos para su cálculo

Aún en Brasil no han definido institucionalmente el instrumento de caudal ecológico, sin embargo, en algunos Estados han dejado un porcentaje por encima de lo que han calculado como caudal mínimo. Esto daría pie a pensar que están considerando el destino de cierto caudal para otros objetivos (Benetti et.al, 2003).

Al igual que en Chile, explícitamente en documentos de gobierno se declara la intención de conservar los ecosistemas acuáticos. El artículo 21 de la Resolución n° 61 expedido por el CNRH (CNRH: Consejo Nacional de Recursos Hídricos de Brasil), estipula que se debe mantener un caudal mínimo para la conservación de los ecosistemas acuáticos. De forma similar, se confunden términos y se piensa que un caudal mínimo sin consideración de otros componentes del flujo hídrico puede salvaguardar estos ecosistemas.

Por otra parte, según algunos investigadores sobre el tema en Brasil, el caudal ecológico es una demanda de agua para conservar los ecosistemas, el paisaje y otros intereses.

Caudal ecológico (según Bernardo 1996 y Sarmento y Pelissari, 1999): la demanda necesaria de agua a mantener en un río de forma de asegurar la mantención y la conservación de los ecosistemas acuáticos naturales, de los aspectos del paisaje y otros de interés científico o cultural.

El concepto dado por los investigadores posee un sentido más amplio. El caudal ecológico no es expresado como un caudal mínimo y se asemeja más al concepto de caudal ambiental, dado a que se consideran usos científicos y culturales. Sin embargo, los métodos que han sido ampliamente usados en casi todos los Estados de Brasil han sido de tipo hidrológico arrojando valores constantes de caudales mínimos. Los métodos más usados son los de $7Q_{10}$ y método de Curvas de Permanencia, estimando los caudales ecológicos generalmente como caudales que son superados en magnitud entre un 85 y 95 % de las veces observadas (Benetti et al, 2003 y Tharme, 2002).

Nuevamente, con estos métodos se desconocen las realidades o las características propias de los ecosistemas acuáticos. Se toman valores de caudales mínimos, con base meramente estadísticas. La variabilidad del flujo hídrico y su importancia en la mantención de las áreas inundadas, la zona hiporreica y la vegetación ripariana no son tomadas en cuenta.

Existe también un antecedente del cálculo de un caudal ecológico por el método de IFIM en el Río Santa María del Estado Espírito Santo, lo cual demuestra una preocupación por el tema ya que se emplearon grandes recursos y tecnología avanzada. Sin embargo, no se escapa a las desventajas ampliamente descritas para este tipo de metodologías.

Por último, Sarmento y Pelissari (1999) expresan que en Brasil la mayoría de los Estados no poseen metodologías ni legislaciones específicas que se refieran a caudal ecológico. Consecuentemente han ocurrido conflictos entre los diferentes usuarios con difícil solución para los gestores, colocando también en riesgo la vida ecológica de los ríos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En casi todos los países donde se determina un caudal ecológico se expresa un deseo de alcanzar la preservación del ecosistema, sin embargo, después de una revisión de los distintos tipos de métodos, podemos notar que ninguno considera un estudio ecosistémico como tal, donde se defina un ecosistema de acuerdo a una pregunta de investigación, se delimiten los componentes según las magnitudes de las relaciones entre ellos y se identifique cómo la alteración del régimen hídrico altera el flujo natural de materia y energía. Por el contrario, muchas de las definiciones y acciones atribuidas al establecimiento y gestión de los caudales ecológicos se refieren realmente al establecimiento de caudales mínimos debido a que no toman en cuenta ningún tipo de criterio ecológico para su definición.

Se puede afirmar que teóricamente los métodos hasta ahora utilizados en Chile y Brasil, sin consideración de los componentes del régimen hidrológico y adoptando valores de caudales mínimos estadísticos no se estarían cumpliendo la función que se pretende con la mantención de los caudales ecológicos, en los respectivos países. Se considera, entonces, de gran relevancia una revisión de los resultados que hasta ahora se han alcanzado con la implementación de este instrumento. Podrían ser consultados datos en Estudios de Impacto Ambiental realizados para nuevas represas o embalses y realizar una comparación de los mismos con datos del seguimiento que se les hace. En este punto es

importante que los gestores tengan claro los criterios ecológicos básicos para la mantención del ecosistema acuático a la hora de generar un plan de seguimiento que permita identificar las variables adecuadas a monitorear.

A pesar de que los métodos hidráulicos y de simulación de hábitat han sido ampliamente utilizados en países desarrollados, se considera que no ayudarían a alcanzar los objetivos propuestos por la gestión del recurso hídrico en Chile y en Brasil. La razón básica de esta afirmación es que no consideran la variabilidad de los cinco componentes, magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio del régimen y se basan en el estudio de unas pocas especies. El método de simulación de hábitat tiene como otra desventaja el ser una técnica costosa. Sin embargo, ya que en un río de Brasil se ha aplicado este método se recomienda invertir también en esfuerzos para el monitoreo y control del éxito de este método.

En el caso de Brasil, muchos Estados ya están aplicando la Ley 9.433/97 que estipula la formación de Comités por cuenca hidrográfica, los cuales se encuentran representados por los múltiples entes y personas interesadas en el uso y preservación del agua. Por este motivo se piensa que en cuencas donde estos Comités se encuentren consolidados, es decir, donde se cuente con capacidad consultiva y técnica, es factible explorar métodos como RVA y holísticos. Lo ideal sería combinar estos métodos con estudios ecosistémicos sobre la variación del flujo de materia y energía. Ya que los mismos precisan de largas datas hidrológicas que a menudo no se tienen en muchos ríos de Brasil, estos pueden ser simulados a través de modelaciones. En el caso de Chile es de urgencia una gestión por cuencas (no por tramos, como hasta ahora) para que se puedan explorar nuevas técnicas y se logre el objetivo final de conservar los ecosistemas cuando así se decida.

Finalmente, es importante aclarar que el instrumento de ordenamiento territorial debería anteponerse a la determinación de un caudal ecológico. Primero es necesario determinar con la comunidad, organismos y sociedad académica los usos del suelo y agua que se desean en el territorio para luego calcular un caudal correspondiente a satisfacer tales demandas.

BIBLIOGRAFIA

- Alves, M y Bernardo, J** (2000) Contribuição para uma metodologia de determinação do caudal ecológico em cursos de água temporarios. 5º Congreso da Água. Lisboa-Portugal. ANA. Brasil. Gestão das águas. [en línea] <<http://www.ana.gov.br>>
- Arthington, A; Pusey, B; Brizga, S; Mccosker, R; Bunn, S; Growns, I** (1998) Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment techniques: R & D Requirements. LWRRDC Ocasional paper 24/98. ISBN 06426743 X
- Benetti, A; Lanna, E; Cobalchini, M** (2003) Metodologías para determinação de vazoes ecológicas em ríos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 8, Nº 2, pp 149-160. Brasil.
- Bernardo, J** (1996) Definição de ecológicos caudais em cursos de água de regime mediterrâneo? Algumas reflexões de um biólogo. Congreso da Água,3. Lisboa-Portugal.
- Boulton, A** (2000) River Ecosystem Health Down Under: Assessing Ecological Condition in Riverine Groundwater Zones in Australia. Ecosystem Health. Vol 6, Nº 2, pp. 108-118.
- Bragg, O; Black, A; Duck, R**(1999) Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Report Nº W98 (50) 11. University of Dundee. Stirling-Escocia.
- Brizga, S; Arthington, A; Pusey, B; Kennard, M; Werren,G; Craige, N Y Choy, S** (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. Sur Africa.
- CONAMA**.Chile (1998) Documento de Discusión: Gestión Integrada del Recurso Agua [en línea] <www.conama.cl/cds/cat_10acta>
- CNRH** (2001). Resolução nº16. <http://www.cnrh-srh.gov.br/delibera/resolucoes/R016.htm>>
- Contreras, M.L** (1998) Flujo De Carbono En El Ecosistema Río Clarillo. Autotrofia Versus Heterotrofia. Tesis De Doctorado, Facultad De Ciencias , Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- DGA** (1999) Política Nacional de Recursos hídricos. [en línea] <www.dga.cl> Chile.

- DGA** (2002) Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos. [en línea] <www.dga.cl/secuencias/servicios/derech_criterios.htm> Chile.
- Hudson, H; Byrom, A; Chadderton, L** (2003) A critique of IFIM-instream habitat simulation in the New Zealand context. *Science for Conservation*. N°231, pp. 1-69. Nueva Zelandia.
- King, J y Low, D** (1998) Instream Flow Assessment for regulated rivers in South Africa using Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystem Health and Management* Vol.1, N° 2, pp. 109-124. Sur Africa.
- King, J; Tharme, R; Brown, C** (1999). Definition and Implantation of Instream Flows. Reporte final para World Commission of Dam. University of Cape Town. Sur Africa.
- Ley 9433**, de 08 de Janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília – DF.
- Maddock, I** (1999) The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* N° 41, pp. 373-391. Estados Unidos.
- MMA** (1998) Recursos Hídricos No Brasil. <www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm> Brasil.
- MMA** (2000) Termos de Referência para Elaboração dos Planos de Recursos Hídricos (documento básico) [en línea] <www.mma.gov.br/port/srh/acervo/estudos/doc/trfinali.pdf> Brasil.
- MMA** (2002) Manual Consumo Sustentável. [en línea] <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>> Brasil
- Pelissari, V y Sarmiento, R** (2003) Vazão ecológica para o Ríó Santa María da Vitória, ES. 5º Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente. Vitória-ES, Brasil.
- Poff, N.L y Allan, J.D** (1997) The Natural Flow Regime. *Bioscience*. Vol.47 N°11, pp.769-785.
- Puckridge, J.T., Sheldon, F., Walker, K.F. y Boulton, A.J** (1998) Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research* N° 49. pp. 55-72. Estados Unidos.
- Richter, B; Wigington, R; Baumgartener, J y Braun, D** (1997) How much water does a river need?. *Freshwater Biology* .Vol.37 N° 1, pp. 231- 249. Estados Unidos
- Richter, B; Baumgartener, J; Powell, J y Braun, D** (1996) A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystem. *Conservation Biology* . Vol.10 , N°14, pp. 1163-1174.
- Sarmiento, R. y Pelissari, V** (1999) Determinação da Vazão Residual dos Rios: estado da arte, XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, Belo Horizonte-MG, Brasil.
- Silveira, L.A y Silveira, L.G** (2003) Vazões mínimas. *En: Hidrologia Aplicada a gestão de pequenas bacias hidrográficas*. Ed. Associação Brasileira de recursos Hídricos. Brasil.
- Stalnaker, C; Lamb, B; Henriksen, J; Bovee, K y Bartlow, J** (1995) The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM. US Department of Interior National Biological Service, Washington D.C.
- Tharme, R.E** (2002) A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers. *ENVIRO FLOWS: Proceedings of the International Conference on Environmental Flows or River Systems, incorporating the 4th International Ecohydraulics Symposium*. Unpublished proceedings. Cape Town- Sur Africa.
- Ulanowics, R** (1986) Growth and development: Ecosystem phenomenology. S.-Verlag. N York.
- Ward, J.V y Tockner, K** (2001) Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* N° 46, pp. 807-819.
- Washington Department of Fish And Wildlife** (2003) A guide to instream flow setting in Washington State. Estados Unidos.
- Washington State Department of Ecology** (2001) Setting Instream Flows in Washington State. Publicación #98-1813-WR. [en línea] <www.ecy.wa.gov/biblio/881813wc.html>