

**GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS
DPTO. DE CONSERVACIÓN Y PROTECCIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

DETERMINACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS EN CUENCAS CON FAUNA ÍCTICA NATIVA Y EN ESTADO DE CONSERVACIÓN

**REALIZADO POR:
CENTRO DE ECOLOGIA APLICADA LTDA.**

S.I.T. N° 187

SANTIAGO, NOVIEMBRE 2008

EQUIPO TECNICO

**Ministro de Obras Públicas
Ing. Sergio Bitar**

**Director General de Aguas
Abogado Rodrigo Weisner**

**Jefe Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos
Ing. Mesenia Atenas Vivanco**

Inspector Fiscal Sra. Mónica Musalem

Profesionales Participantes

**Sra. Sonia Mena
Sr. Francisco Riestra**

NOMBRE CONSULTORES:

**Jefe de Proyecto
Dr. Manuel Contreras**

**Profesionales:
Dr. Rodrigo Pardo
Ing. Toradji Uraoka
Geólogo Manuel Durán
Ing. Olga Martínez
Dr. Fernando Novoa
Dr. Pablo Sabat
Mag. Leopoldo Fuentes**



ÍNDICE

N	CAPÍTULO	Página
1	Introducción	9
1.1	Antecedentes generales	9
1.2	Referencias	15
2	Marco conceptual	18
2.1	Enfoque sistémico	18
2.2	Escalamiento espacio-temporal	22
2.3	Modelo conceptual	24
2.4	Referencias	28
3	Hidroecoregiones	31
3.1	Antecedentes generales	32
3.2	Análisis datos de datos	33
3.3	Variables forzantes del caudal ecológico	36
3.4	Zonificación territorial	42
3.5	Implicancias determinación caudal ecológico	46
3.6	Referencias	46
4	Sistema río	49
4.1	Antecedentes generales	49
4.2	Características físicas de los ríos	50
4.3	Ecosistemas lóticos	82
4.4	Implicancias determinación caudal ecológico	89
4.5	Referencias	89
5	Tramo de río	91
5.1	Antecedentes generales	91
5.2	Áreas Importancia Ecológica (AIE)	92
5.3	Áreas de Uso Antrópico	95
5.4	Referencias	96
6	Sección control	97
6.1	Antecedentes generales	97
6.2	Requerimientos hábitat fauna íctica	98
6.3	Referencias	117
7	Procedimiento para determinación del caudal mínimo ecológico	119
7.1	Aspectos generales	119
7.2	Metodología	123
8	Integración multidisciplinaria	160
8.1	Referencias	161
	ANEXOS	162
A	Método de Caudal Ecológico DGA	163
B	Apoyo para Análisis Morfológico	168
C	Método de Análisis tipo de metabolismo y esfuerzo de corte.	173
D	Escenarios de la modelación hidráulica	188



RESUMEN EJECUTIVO

Los ecosistemas límnicos están insertos en casi todos los aspectos del ambiente natural y de la cultura humana. Actúan como centros de organización dentro del paisaje, produciendo recursos, y brindando servicios ecológicos y culturales. Lamentablemente, durante centurias la sociedad humana ha explotado los ecosistemas acuáticos, sin el entendimiento básico de los principios ecológicos que permiten al sistema mantener su estructura y funcionamiento. Es claro que para formular las medidas de manejo futuras y realizar las decisiones políticas acerca del uso racional de este recurso, es necesario alcanzar al menos un entendimiento de los principios básicos ecológicos que los sostienen, así como sus amenazas.

Las modificaciones al Código de Aguas de 1981, indican la necesidad de mantener un caudal ecológico mínimo, el cual tiene como objetivo “la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente”. De esta forma se pretende mantener el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y con ello los bienes y servicios que brindan a la sociedad.

Existe una amplia gama de caudales circulantes que permiten mantener total o parcialmente las propiedades ecológicas de los ecosistemas acuáticos en un determinado cauce. De esta forma se pueden definir, unos extremos máximos y mínimos.

Tomando en consideración lo señalado, se propone el modelo conceptual para determinar el caudal ecológico de un río incorporando un enfoque multiescalado y jerárquico. En esta metodología se considera cuatro escalas de análisis: i) Hidroecoregiones, definida por condiciones climáticas e hidrológicas específicas; ii) Sistema, definido por el río en toda su extensión; iii) Tramo de río, definido por la presencia de Áreas con Importancia Ambiental (AIA) y iv) Sección, definido por áreas donde se realiza el control local de los requerimientos de caudal por cada AIA.

El caudal ecológico en un tramo de río quedará definido de este modo por la AIA que presente el requerimiento más elevado de caudal. Y esta AIA con el requerimiento máximo no sería necesariamente estática, por lo que podría variar en el tiempo y el espacio.

Chile se caracteriza por presentar gradientes altitudinales y longitudinales extremos, involucrando zonas con desiertos, elevada pluviosidad y campos de hielo, como resultado de la interacción entre la orografía y el clima. A partir de estos antecedentes es posible establecer que los ríos tienen propiedades específicas asociadas a **Hidroecoregiones**, las que fueron derivadas de dos análisis independientes y complementarios. Primero, se estimaron las Hidrozonas, utilizando para esto la información de calidad de agua del Banco Nacional de Aguas (BNA) de la Dirección General de Aguas. En este análisis se agruparon las cuencas de Chile, mediante una ordenación de 25 cuencas hidrográficas desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región de Aysén,



lo que constituye la mayor parte del territorio nacional continental. Posteriormente, se evaluaron las Ecozonas de fauna íctica nativa, para lo cual se ordenaron las mismas cuencas utilizadas en el análisis de calidad de agua, en función de la fauna íctica nativa registrada en ellas. El análisis conjunto de estas dos ordenaciones dio como resultado las Hidroecorrecciones. Para la definición de las Hidrozonas, se eligieron 42 estaciones del total de estaciones de monitoreo a nivel nacional en función de su ubicación espacial, representando 25 cuencas hidrográficas. Las Ecozonas se determinaron en función de la presencia de las especies de fauna íctica nativa, propia de las 25 cuencas determinadas.

De este análisis se obtuvieron siete Hidroecoregiones definidas (Altiplano, Loa – Camarones, Copiapó, Elqui, Aconcagua – Rapel, Biobío – Valdivia y Aysén). Estas Hidroecoregiones describen de buena forma los patrones regionales de calidad de agua y fauna íctica, debido a la alta congruencia entre las Hidrozonas con la presencia de peces nativos (Ecozonas). Cada una de las Hidroecoregiones definidas debiera tener planes de acción propios y distintivos, enfocados a las variables ambientales más importantes. Además, la escala de Hidroecorrección podría utilizarse como referencia de cambio de una cuenca, para proyectos futuros y algunos que ya hayan tenido impactos significativos. La metodología propuesta en este estudio y las Hidroecoregiones identificadas pueden ser aplicadas directamente a las necesidades inmediatas de los diferentes organismos del Estado, incluyendo el desarrollo de criterios y de estándares biológicos de calidad de agua y el establecimiento de metas para la gestión de la contaminación y conservación de especies hidrobiológicas.

Cada **Sistema (río)** presenta una configuración física específica, con presencia de singularidades morfológicas e hidráulicas. Tanto la pendiente del cauce como el caudal son las variables que determinan mayoritariamente la expresión de los ecosistemas acuáticos y el desarrollo de usos antrópicos. Los ríos chilenos al drenar la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes y desembocar en el Pacífico, con la excepción de aquellos que drenan las planicies altiplánicas y que corren en cuencas paralelas al valle central, son cortos y torrenciales. A partir de estas condiciones se establecieron las siguientes consideraciones al momento de determinar los requerimientos de caudal en un determinado río: *i)* Cada río presenta una configuración espacial temporal específica, con presencia de singularidades morfológicas e hidráulicas, *ii)* La pendiente del cauce es una de las variables que determina mayoritariamente la expresión de los ecosistemas acuáticos y el desarrollo de usos antrópicos diversos y *iii)* el hábitat en plataformas litorales, meandros y zonas trenzadas, serían los más favorables para el desarrollo de la flora y fauna acuática, en particular para los peces nativos.



Los **Tramos de ríos**, son definidos por la presencia de Áreas con Importancia Ambiental (AIA). La importancia social del agua se establece sobre la base de valores intangibles, que contempla aspectos como la disponibilidad, acceso equitativo, satisfacción de las necesidades básicas, preservación de la herencia cultural y religiosa, así como prácticas ecológicamente adecuadas. En términos hídricos, el uso del recurso se aplica como sinónimo de utilización, consumo o demanda, de forma tal que las necesidades de agua varían de un usuario a otro y los usos del agua determinan la cantidad utilizada. Esto plantea la necesidad de utilizar un procedimiento para determinar la cantidad de agua necesaria en un río, que permita satisfacer cada uno de los requerimientos de la sociedad. Es evidente que estos requerimientos corresponden a atributos específicos de cada río y no concurren simultáneamente en el espacio y tiempo. Para incorporar adecuadamente cada uno de los requerimientos de la sociedad en el cálculo del caudal, se debe incorporar aspectos vinculados a la ecología de los ríos, así como también los diferentes usos de origen antrópico tal que se mantenga: i) la preservación de la naturaleza, ii) la protección del medio ambiente y iii) se asegure la supervivencia de los ecosistemas acuáticos. De este modo se define el concepto de Área de Importancia Ambiental dentro de un río (AIA), como aquellos bienes y servicios ecosistémicos que presenta un río, pudiendo ser de origen ecológico (AIE) y/o usos antrópicos (AUA).

Las áreas de importancia ecológica (AIE) corresponden a aquellas donde existen ecosistemas acuáticos o componentes bióticos (especies) con valor para la conservación biológica. En algunos casos particulares es posible incluir a especies introducidas, ya que son valoradas desde el punto de vista recreativo. El criterio para seleccionar las AIE corresponde a la existencia de procesos poblacionales y/o ecosistémicos que permiten sustentar los ecosistemas lóticos. Así, la existencia de plataformas litorales, meandros, y trezados, corresponde al principal criterio para seleccionar las AIE. La identificación de dichas áreas, su validación y la verificación de las condiciones necesarias de escurrimiento, corresponde a las principales actividades necesarias de realizar para determinar los requerimientos de caudal. Modificaciones en la altura de escurrimiento y de su régimen temporal pueden generar la pérdida permanente de los hábitats requeridos por los organismos acuáticos. Las áreas de uso antrópico (AUA) corresponden a todos aquellos requerimientos ecosistémicos de la sociedad que son utilizados en un río. Esta condición necesariamente corresponde a una específica de cada río, ya que deriva de la interacción entre los atributos físicos, químicos y ecológicos del río y las comunidades humanas locales asociadas a sus riberas. Para evaluar la importancia de los usos antrópicos en un río, es necesario realizar un catastro de esas actividades considerando el uso del espacio y los periodos que se ejecutan.

Cada AIA presenta una **sección** característica en términos hidráulicos, donde se evaluarán y verificarán los requerimientos de caudal mínimo ecológico para mantener los hábitats de la flora y fauna acuática y los usos antrópicos identificados en el área de influencia. Para cuantificar los caudales mínimos se



usa la caracterización biológica y antrópica, como entrada del proceso de modelación, el cual tiene como objetivo fundamental, vincular los caudales pasantes y las características morfológicas del río con la disponibilidad de hábitat para la fauna y las necesidades hidráulicas para desarrollar diferentes usos antrópicos, como navegación, pesca deportiva, paisaje, entre otros. Los peces son frecuentemente utilizados como indicadores para establecer los requerimientos de caudal en los ríos, debido a su importancia para la pesca deportiva y por ser componentes que están en la parte más alta de las tramas tróficas. Sin embargo, para llevar a cabo este proceso, es imprescindible conocer las preferencias de hábitat de las especies de interés. La determinación de estas relaciones requiere de estudios del hábitat, orientados hacia la simulación, que suelen expresarse en forma de "curvas de preferencia", estas curvas son comúnmente calculadas sobre la base de información del uso del hábitat por una especie, que según el tipo de análisis se pondera con los datos del hábitat disponible en cada tramo de muestreo.

La forma típica en la cual se determinan las curvas de preferencia de hábitat parte del muestreo *in situ* de los individuos en un determinado sector, para luego ponderar la presencia de individuos por el hábitat total disponible. Esta forma de estimar las curvas posee grandes desventajas, la primera es que la relación entre la presencia del individuo con el ambiente es limitada, debido a que la presencia del pez es el resultado de un conjunto de atributos del ambiente, que siguen un orden jerárquico y el estudio *in situ*, no es capaz de discriminar entre las diferentes fuentes de variación. Es por este motivo que se utilizó una metodología nueva, incorporando al análisis la respuesta metabólica de los individuos a los cambios en velocidad. Para complementarla se realizaron los análisis *in situ* de las poblaciones para evaluar la relación entre la presencia de peces y la altura de escurrimiento.

En general se observó una mayor velocidad de resistencia a la corriente de las especies introducidas (*Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta*). Mientras que las especies de peces nativos presentaron velocidades críticas más bajas, siendo *Diplomystes nahuelbutaensis* la especie nativa con mayor resistencia a la velocidad, lo que puede ser atribuido a las mayores tallas que puede alcanzar esta especie en relación con las otras especies nativas. En general, las especies de peces analizadas muestran curvas de habitabilidad con las mayores habitabilidades a bajas velocidades, siendo la única excepción a este patrón el pejerrey chileno del norte (*Basilichthys microlepidotus*). La altura de escurrimiento óptima varía significativamente para cada especie. Es por este motivo que se sugiere el uso de límites mínimos tolerables, asociados a la moda de cada especie. Un hallazgo importante en este sentido es que las especies introducidas son las que presentan mayor tolerancia a la disminución en la altura de escurrimiento. Por lo tanto, al disminuir el caudal de un segmento se estarían privilegiando estas especies por sobre las nativas, que tienen requerimientos más elevados.

El **Caudal Mínimo Ecológico** corresponderá a: i) El Área con Importancia Ambiental AIA que presenta el mayor requerimiento de caudal en un tramo de



río específico, de manera tal de satisfacer la totalidad de AIE y AUA. Cuando dos requerimientos de caudal ecológico se contrapongan en un mismo tiempo y punto de control, por parte de distintos usuarios del río (ej. biota v/s usos antrópicos), no necesariamente primará el caudal ecológico más alto, sino que quedará sujeto a una instancia de decisión conjunta por parte de las partes involucradas, en relación a las características, vocación de la cuenca o el tramo bajo análisis. ii) El AIA que determina el caudal ecológico mínimo puede cambiar en el tiempo, pudiendo alternarse entre diferentes AIE y/o AUA. Esto responde a que los requerimientos de caudal por AIE dependen de la historia de vida de las especies y que las AUA varían estacionalmente. iii) Los requerimientos de caudal de los AIA deberán evaluarse en períodos de años secos, normales y húmedos.

Este procedimiento para estimar el caudal mínimo ecológico implica incorporar la totalidad de los bienes y servicios ecosistémicos que presenta un río o tramo específico, los cuales son el resultado de procesos evolutivos en el caso de los AIE y del crecimiento de comunidades locales en sus riberas. Ambas alcanzan coherencia estructural y funcional con las características hidrológicas de los ríos.

A continuación se describe la metodología para determinar el caudal mínimo ecológico mediante la aplicación de las siguientes etapas: i) identificación de áreas de importancia ambiental (AIA), que implica la obtención y revisión de información de carácter secundaria; ii) validación de las áreas de importancia ambiental (AIA), que implica obtención de información primaria específica y actualizada; iii) determinación de umbrales ambientales por AIA; iv) modelación de escenarios de caudal mínimo ecológico para mantención AIA´s; v) determinación de la regla de operación del caudal mínimo ecológico; y vi) monitoreo de AIA, implica el diseño de un plan de seguimiento para verificar el comportamiento de las AIA frente a modificaciones en el caudal.



1 Introducción

Los ecosistemas límnicos están insertos en casi todos los aspectos del ambiente natural y de la cultura humana. Actuando como centros de organización dentro del paisaje, produciendo recursos (ej: peces y agua limpia), y brindando servicios culturales y ecológicos (ej: transporte, energía, irrigación, recreación y asimilación de desechos). Lamentablemente, durante centurias la sociedad humana ha explotado los beneficios naturales de los ecosistemas acuáticos, sin el entendimiento básico de los principios ambientales que permiten al sistema mantener su estructura y funcionamiento (Naiman et al., 1995; Naiman y Turner, 2000). Es claro que para formular las medidas de manejo futuras y realizar las decisiones políticas acerca del uso racional de este recurso, es necesario alcanzar al menos un entendimiento de los principios básicos ecológicos que los sostienen, así como sus amenazas (NCR, 1998; Postel, 1998; Rogers, 1998). Es en este sentido, si se desea alcanzar un manejo exitoso del recurso hídrico; que el ambiente debe ser considerado como un usuario legítimo del recurso agua, y por lo tanto, requiere del mismo respeto, defensa y protección que se le ha entregado a las necesidades sociales.

Las modificaciones al Código de Aguas de 1981, indican la necesidad de mantener un caudal ecológico mínimo, el cual tiene como objetivo "la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente" (Of. 5524 - 2005). De esta forma se pretende mantener el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y con ello los bienes y servicios que brindan a la sociedad.

Según esta definición, es evidente que existe una amplia gama de caudales circulantes que permiten mantener total o parcialmente las propiedades ecológicas de los ecosistemas acuáticos en un determinado cauce (Baeza y García del Jalón, 1997). De esta forma se pueden definir, unos extremos máximos y mínimos.

1.1 Antecedentes generales

Las actividades antrópicas desarrolladas en los ríos pueden tener diferentes impactos en las comunidades biológicas que los habitan (Tabla 1.1), resaltando que los cambios en la velocidad y altura de escurrimiento tienen relación directa con las alteraciones en el caudal, mientras que los cambios en temperatura y oxigenación son condiciones de calidad del agua que son afectadas indirectamente. Por este motivo, se han desarrollado numerosos métodos y metodologías para determinar los denominados "caudales ecológicos"¹ de los ecosistemas acuáticos. Los más simples son los métodos

1 a) El caudal ecológico permite "la mantención del número mínimo de población necesario para asegurar la sobrevivencia de las especies que componen los ecosistemas acuáticos existentes" (García de Jalón et al, 1993).



hidrológicos o estadísticos, que determinan el caudal mínimo ecológico a través del estudio de los datos de serie de tiempo de caudales. Un ejemplo de método estadístico es definir el caudal mínimo ecológico como un 10% del caudal medio anual. Según Baeza y García del Jalón (1997) el criterio que resulta más coherente en función de la conservación de los sistemas acuáticos, sería el que liga las exigencias de hábitat que tienen las especies fluviales con las variaciones de las características de éste en función de los caudales circulantes y otras características del hábitat, como sustrato y vegetación ribereña. Diversos autores han utilizado metodologías basadas en este criterio, entre los que cabe señalar a Tennant (1976), que analiza cualitativamente el hábitat piscícola en función de la hidrología de la cuenca vertiente; a White (1976), que desarrolla un análisis hidráulico entre los caudales circulantes y el perímetro mojado del cauce, asumiendo una relación creciente entre éste y la capacidad biogénica del río. Y finalmente, a Stalnaker y Arnette (1976) y Bovee (1982), quienes desarrollan un método (IFIM, Instream Flows Incremental Methodology) basado en las relaciones cuantitativas entre los caudales circulantes y los parámetros físicos e hidráulicos que determinan el hábitat biológico.

El método IFIM/PHABSIM consiste en cuantificar los cambios que puedan producirse en la disponibilidad de hábitat en un sistema fluvial en función de los cambios en el caudal del sistema (Bovee 1982, Stalnaker et al. 1995). Con ello, se pone a disposición un método apropiado tanto para determinar los efectos que pueda tener un régimen de flujo dado sobre los recursos de interés de un sistema fluvial como para evaluar las diversas opciones de caudal posibles con miras de su optimización. Con frecuencia, el método IFIM/PHABSIM es utilizado para pronosticar los efectos que pueda tener una central hidroeléctrica propuesta sobre la disponibilidad de hábitats, a fin de calcular el valor de caudal de descarga que sea necesario para satisfacer las necesidades de los recursos acuáticos presentes en el tramo ubicado aguas abajo de una presa. La metodología IFIM/PHABSIM está siendo utilizada ampliamente en Norteamérica. Gore y Nestler (1988) han presentado un análisis crítico de la misma, apuntando las líneas de investigación para su desarrollo y mejora. Souchon (1983) propuso una adaptación a los ríos franceses y Gustard (1987) a los del Reino Unido. Además, de forma más reciente se adaptó esta metodología para manejar las pesquerías en los ríos de

-
- b) "es el caudal medio histórico suficiente para sustentar los organismos acuáticos nativos durante todo el año" (Programas de caudales de Nueva Inglaterra).
 - c) "es el caudal mínimo que debe dejar pasar la presa para mantener la capacidad biogénica del río y asegurar así que no existirán cambios irreversibles en el ecosistema" (CONAMA).
 - d) Caudal ecológico mínimo para velar por la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente (Of. 5524 de 2005).
 - e) caudal mínimo ecológico es el caudal que debe mantenerse en un curso fluvial o en específico en cada sector hidrográfico, de tal manera que los efectos abióticos (disminución del perímetro mojado, profundidad, velocidad de la corriente, incremento en la concentración de nutrientes, entre otros, etc.), producidos por la reducción de caudal no alteren las condiciones naturales del cauce, impidiendo o limitando el desarrollo de los componentes bióticos del sistema (flora y fauna), como tampoco alteren la dinámica y funciones del ecosistema (DGA, 2008)



Inglaterra y Wales (Spence & Hickley 2000), y se han realizado modificaciones estadísticas a su cálculo (Williams 2009).

Sin embargo, las comunidades fluviales han evolucionado sometidas a determinados tipos de regímenes de caudales y por tanto sus ciclos biológicos y requerimientos ecológicos están adaptados a las variaciones estacionales propias de dicho régimen (Figura 1.1 y Tabla 1.1). Asimismo, están adaptadas a tolerar unos caudales mínimos durante un estío más o menos largo, e incluso pueden tolerar caudales muy exiguos durante uno o varios días, que obviamente no pueden mantener durante períodos largos a los que no estén adaptados.

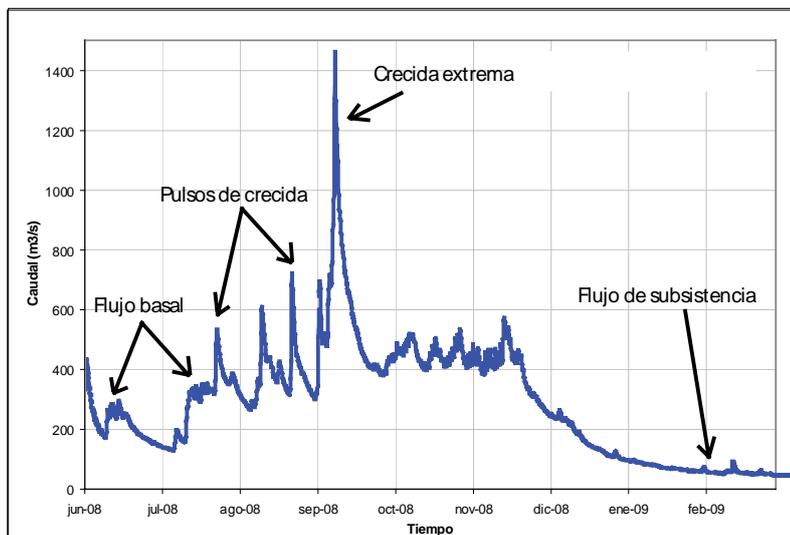


Figura 1.1. Régimen de caudales estimados para el efluente del embalse Pangue.

Debe tomarse en cuenta que pese a que el papel de los factores físicos, químicos y bióticos en la estructuración de los ecosistemas acuáticos no está bien definida (Power et al., 1988; Rosenberg et al., 1997); cuando las características físicas cambian demasiado rápido y en frecuencias imprevisibles, puede que no se alcance nunca un equilibrio estable del ecosistema (Jansson et al., 2000). En general, las comunidades que se establecen en las zonas perturbadas, como las cercanas a las presas, son especies tolerantes y/o de residentes temporales, mientras que río abajo, las comunidades son más naturales, debido a que las condiciones mejoran y los tributarios y los intercambios de agua subterránea vuelven el río a un régimen cercano a lo natural (Ward y Stanford, 1989; Curry et al., 1994).



Existe enfoque alternativo, que usan componentes similares, o incluso el mismo utilizado por Phabsim. Estos incluyen EVHA (Pouilly et al., 1996), que es una adaptación del Phabsim para el uso en Francia; el Rhabsim (Payne, 1994), que es la versión comercial de Phabsim; y Ryhabsim (Jowett, 1989) que es la adaptación para Nueva Zelanda. Todos estos software de modelación funcionan con una base unidimensional para la modelación hidráulica, lo cual es probablemente adecuada para ríos perennes con baja pendiente, pero pueden ser inadecuados para ríos de montaña, con altas pendientes (Gan y McMahon, 1990).

Modelos más avanzados (2-D y 3-D), proveen más información, pero son de difícil implementación debido a la gran cantidad de información necesaria para su uso. Los modelos hidráulicos de dos dimensiones predicen las variaciones en flujo en una sección transversal, pero sólo los modelos de tres dimensiones capturan las variaciones en velocidad en el eje horizontal y vertical, y son los apropiados cuando existen fuertes gradientes verticales (Texas Park and Wildlife Department et al. 2003). El modelo River2d ha sido utilizado para algunos estudios en Canadá y Estados Unidos (Katapodis, 2003), pero este modelo requiere aún de una validación biológica y mejoras en las interfaces de usuario (Bovee, 1997).

Tabla 1.1. Efectos esperados en la biota frente a cambios en las características físicas y químicas de los ríos.

Grupo Taxonómico	Velocidad	Profundidad (desección)	Temperatura	Oxigenación	Referencias
Perifiton (Fitobentos)	Acentuación en velocidad produce un aumento en la cantidad de nutrientes. Un aumento en la velocidad produce el arrastre de capas de fitobentos adherido a superficies rocosas.	Presentan una alta tolerancia a la desección, sin embargo esta tolerancia varía entre los distintos grupos taxonómicos. Disminución en la biomasa y riqueza.			Potts y Whitton 1979 Casco y Toja 2003 Biggs y Close 1989
Fitoplancton			Tendencia a aumentar en abundancia, debido a la disminución de la temperatura.		Jacobsen <i>et al.</i> , 1997
Zoobentos	Altas velocidades producen resuspensión de sólidos desde los sedimentos dificultando la alimentación y respiración.	Se ha encontrado una gran tasa de mortalidad de zoobentos en condiciones de sequía o desección.	La diversidad decrece con una disminución en la temperatura.		Golladay y Hax 1995
Briofitas	Altas velocidades pueden provocar resuspensión de sólidos, lo que lleva a una disminución de la luz para las plantas acuáticas.	Se han reportado algunas especies capaces de tolerar periodos de desección de hasta 6 horas.			Šinžar-Sekulić <i>et al.</i> 2005 Davies-Colley <i>et al.</i> 1992
Macrófitas	Relación inversa entre la biomasa de macrófitas y la				Riggs y Biggs (2003) Chambers <i>et</i>



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

	velocidad del agua. Sobre velocidades de 0,4 m/s disminuye la abundancia de la mayoría de las especies. Se ha reportado una velocidad crítica de 0,8 m/s a la cual no se encontraría desarrollo de macrófitas.				al (1991) Henriques (1987)
Peces	Durante las primeras etapas del desarrollo, pueden tolerar entre 0,1 y 0,25 m/s. Cuando alcanzan un mayor tamaño (40-50 mm) son capaces de tolerar velocidades mayores a 0,5 m/s.	Una disminución rápida del nivel del agua podría causar la muerte de alevines. La variación de niveles afecta las conductas reproductivas o de desove. Pérdida de hábitat de desove y de refugio.	Temperaturas cercanas a 25° C pueden resultar letales para ciertas especies de peces. Se ha observado una relación entre disminución de temperatura y las menores abundancias de especies.	Un aumento en la concentración de oxígeno, puede provocar la muerte de individuos migratorios debido a que genera condiciones similares en el fondo y en la superficie.	Heggenes y Traaen (1988) Vismara et al. (2001)



1.2 Referencias

Baeza, D. y García De Jalón. 1997. Caracterización del Régimen de Caudales en 16 ríos de la Cuenca del Tajo atendiendo a criterios biológicos. *Limnetica*.

Biggs, B.J.F. & M.E. Close. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers - the relative effects of flows and nutrients. *Freshwat. Biol.*, 22: 209-231.

Bovee, K. D, Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. y Henriksen, J. 1997. Stream Habitat Analysis Using The Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technology Report 1997-0003. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division. Fort Collins (CO-EEUU).

Bovee, K.D. 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.

Casco, M. A. y J. Toja. 2003. Efecto de la fluctuación del nivel del agua en la biomasa, la diversidad y las estrategias del perifiton de los embalses. *Limnetica*, 22(1-2): 115-134.

Davies-Colley, R. J., C.W. Hickey, J. M. Quinn & P. A. Ryan, 1992. Effects of clay discharges on streams. 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 248: 215–234.

Gan KC, McMahon TA. 1990. Comparison of two computer models for assessing environmental flow requirements. Centre for Environmental Applied Hydrology Report. University of Melbourne, Victoria, Australia. 104 pp.

Golladay, S. W. y C. L. Hax. 1995. Effects of an engineered flow disturbance on meiofauna in a north Texas prairie stream. *J. N. Am. Benthol. Soc* 14:404–413.

Gore, J.A. y J.M. Nestler 1988 Instream Flows in Perspective. *Regul. Riv. Res. & Mngt.* 2, 93-102.

Gustard, A. 1987 A study for compensation flows in the United Kingdom. Institute of Hydrology. Wallingford.

Heggenes, J. y T. Traaen. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biology.* 32 :717-727.

Jacobsen, L.; Perrow, M.; Landkildehus, F.; Hjørne, M.; Lauridsen, T. & S. Berg. 1997. Interactions between piscivores, zooplanktivores and zooplankton in submerged macrophytes: preliminary observations from enclosure and pond experiments. *Hydrobiología* 342/343: 197-205.



Jowett, I.G. 1989. Rhyhabsim Computer manual. Fresh water Fisheries Centre, Riccaton, New Zeland.

Katapodis, C. 2003. Case studies of instream flow modelling for fish habitat in Canadian prairie rivers. Canadian Water Resources Journal 28: 199-216.

Naiman, R. J., J. J. Magnuson, D. M. Mcknight, Y J. A. Stanford (EDS.). 1995. The freshwater imperative: A research agenda. Island Press, Washington, DC, 165 pp.

Naiman, R. J., Y M. G. Turner. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. Ecological Applications.10:958–970.

NRC (National Research Council). 1998. New strategies for America's watersheds. National Academy Press, Washington, DC, 328 pp.

Payne T. R., 1994. RHABSIM : user-friendiy computer model to calculate river hydraulics and aquatic habitat. Proceedings of the first international symposium on habitat hydraulics (August 18, 20,1994). The Nonwegian Institute of technology. Trondheim, Nonway.

Postel, S. L. 1998. Water for food production: Will there be enough in 2025? BioScience 48:629–637.

Potts, M. y B. A. Whiton. 1979. pH and Eh on Aldabra Atoll. I. Comparison of marine and freshwater environments. Hydrobiologia, 67: 11- 17

Pouilly, M., Y. Souchon, Y. Le Coarer, y D. Jouve 1996. Methodology for fish assemblages habitat assessment in large rivers. Application in the Garonne river (France). Volume B, Pages: 324-339 in Leclerc M., H. Capra, S. Valentin A. Boudreault, e Y. Cote (eds.) Second IAHR Symposium on Habitats Hydraulics: Ecohydraulics 2000, Québec, Canada.

Rogers, K. H. 1998. Managing science/management partnerships: a challenge of adaptive management. ConservationEcology 2(2).

Šinžar-Sekulić, J., Sabovljević, M., y B. Stevanović. 2005. Comparison of desiccation tolerance among mosses from different habitats. Arch. Biol. Sci. (Belgrade) 57: 189-192.

Souchon, F.Y. 1983 Aproche Methodológica de la Determination des Dèbits Reserves. CEMAGREF. Serv. Pêche et Hydrobiologie. Lyon.

Stalnaker, C.B. y J.L. Arnette. 1976. Methodologies for the determination of stream resource flow requirements: An assessment. Utah State University. Logan, (Utah). 199 pp.

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.



Tennant, D.L. 1976. Instream Flow Regimes for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources. Fisheries, 1(4): 6-10.

Texas Parks and Wildlife Department, Texas Commission on Environmental Quality, Texas Water Development Board). 2002. Texas Instream Flow Studies: Programmatic Work Plan. Online. Available

Vismara R, Azzellino A, Bosi R, Crosa G y Gentili G. 2001. Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the River Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches. Regulated Rivers: Research & Management 17: 37 – 50.

White, R.G. 1976. A methodology for recommending stream resource maintenance flows for large rivers. Procs. on Instream Flow Needs Sympos. Orsborn & Allman , eds. 376-386.

Williams, J. 2009. Lost in space, the sequel: spatial sampling issues with 1-D PHABSIM. River Research and Applications.



2 Marco conceptual

2.1 Enfoque sistémico

Los sistemas ecológicos, o ecosistemas, fueron reconocidos tempranamente como un nivel de organización fundamental en la naturaleza (Tansley, 1935). Sin embargo, éstos han sido definidos conceptualmente de muy diversas maneras (O´Neill, 1986), desde un conjunto interespecífico de organismos interactuantes hasta sistemas físicos a través de los cuales fluye materia y energía. (Higashi y Burns, 1991). Existen dos aproximaciones utilizadas para el estudio de los ecosistemas, que corresponden a la poblacional-comunitaria y la proceso-funcional. En la aproximación poblacional-comunitaria se caracterizan los ecosistemas como un conjunto de poblaciones que interactúan en el tiempo y el espacio, la biota es por tanto el ecosistema. Los componentes abióticos forman parte del ambiente que rodea al ecosistema y constituyen una externalidad del mismo, éstos interactúan activamente con la biota, pero como una condición y/o agente forzante de las interacciones biológicas que ocurren entre las poblaciones. La delimitación y la estructura del ecosistema están dadas por la existencia de unidades biológicas discretas, definidas por la distribución espacio-temporal de las poblaciones (O´Neill y col., 1986). En esta aproximación las preguntas se dirigen más bien hacia el análisis de las interacciones entre las poblaciones y los factores que las regulan, tales como la depredación y/o competencia. Bajo esta perspectiva, la dinámica espacio-temporal del ecosistema es siempre explicable en términos de las interacciones entre las poblaciones.

En cambio, en la aproximación proceso-funcional los ecosistemas son conceptualizados como un sistema, constituido por componentes bióticos y abióticos, que interactúan activamente como una unidad ecológica, siendo ésta la acepción original del concepto propuesto por Tansley (1935). Margalef (1991) señala que los ecosistemas pertenecen a una clase más amplia que los sistemas físicos, ya que éstos son entidades históricas, su estructura está formada por componentes funcionales (bióticos y abióticos), en donde la actividad de cada componente depende de sus relaciones con los demás constituyentes del ecosistema, éstas determinan en último término los estados futuros del ecosistema. Entre los componentes existen interacciones a través de las cuales son capaces de modificarse mutuamente; por lo tanto los organismos son capaces de modificar el ambiente abiótico. Específicamente, en la aproximación proceso-funcional se enfatiza el análisis del flujo de energía y el reciclamiento de nutrientes, siendo esto incluso más fundamental que las entidades biológicas que realizan dichos procesos (O´Neill y col., 1986). Los componentes pueden ser definidos en función de las tasas de regulación de los procesos y las escalas de observación no son definidas a priori (O´Neill y col., 1986). En esta perspectiva, las restricciones funcionales de los ecosistemas son más bien termodinámicas, basadas en los principios de conservación de masa y energía (Jørgensen, 1992a), mientras que en la aproximación poblacional-comunitaria están dadas por las interacciones entre las poblaciones.



2.1.1 Los ríos como ecosistemas

En las últimas décadas se ha producido un creciente desarrollo en el campo de la ecología de ríos, basado en hipótesis previamente establecidas en otros campos de la ecología (Prat, 1991). Sin embargo, los estudios en su mayoría no presentan una conceptualización coherente e integrada de los ecosistemas (O'Neill y De Reichle, 1980). Por ejemplo, Sioli (1975) trabajando en los grandes ríos amazónicos planteó que el concepto de ecosistema no es apropiado para los ríos. Es más, Rzoska (1978) señaló que "los ríos no son ecosistemas, al menos en la acepción original de Tansley", ya que estos constituyen un sistema de conexión física entre los ecosistemas terrestres y lénticos, sin una biota característica. Los ríos como ecosistema, sólo tienen sentido en el contexto geográfico de la cuenca de avenamiento, como un componente integrado a las unidades de paisaje terrestre (Neiff, 1990). Marín (1997) planteó que la definición de ecosistemas como unidades básicas en la naturaleza con límites geográficos claramente establecidos, resulta de una extrapolación errónea del concepto propuesto por Tansley (1935). Los ecosistemas serían por tanto, unidades conceptuales adimensionales derivadas de la aplicación de la Teoría General de Sistemas en la ecología (Marín, 1997). Esta definición es conceptualmente aplicable a los ríos en términos genéricos y, además, es consistente con lo propuesto por Jørgensen (1992a), el cual definió los ecosistemas como: "una unidad o sistema biótico y funcional, capaz de sustentar la vida y que incluye todas las variables biológicas y no-biológicas". Las escalas temporales y espaciales no son definidas *a priori* y están basadas enteramente en los objetivos del estudio. En esta última definición se puede observar que el autor a pesar de explicitar el carácter funcional del ecosistema, prioriza los componentes bióticos y considera las variables no-biológicas (abióticos) solamente como elementos del sistema.

Odum (1969) planteó tempranamente la necesidad de adoptar una conceptualización adecuada de los ecosistemas, que permitiera realizar comparaciones entre los mismos y establecer las bases para el desarrollo de principios generales en esta área de la ecología. Sin embargo, las aproximaciones señaladas anteriormente requieren de conceptos diferentes para explicar sus respectivos conjuntos de observaciones (O'Neill y col., 1986).

2.1.2 Organización: estructura y función

La organización del ecosistema correspondería por tanto a una configuración dada por el número y tamaño de los componentes que lo constituyen y la magnitud de los flujos generados entre ellos. De esta manera, cambios en la organización del ecosistema ocurren por: i) cambios en el tamaño de los componentes ("biomasa") y número de los componentes, ii) cambios en las interacciones funcionales establecidas entre los componentes, o bien, iii) cambios en tasas de transferencia entre componentes (Ulanowicz y Abarca-Arenas, 1997).



Para estudiar los cambios en la organización se requiere un modelo que represente la estructura del ecosistema lótico, incluyendo los componentes y flujos definidos en función del problema en estudio y del conocimiento actual. El modelo de la Figura 2.1 representa la estructura funcional de los ecosistemas lóticos, a través del cual fluye el carbono orgánico, tanto alóctono como autóctono (Contreras, 1998). Esta característica ocurre en la zona central de Chile, ya que debido a las fuertes pendientes topográficas en la mayor parte de las cuencas (sobre todo en las cabeceras) y condiciones climáticas los ríos desarrollan balances de disección positivos, con escaso desarrollo lateral e importantes fluctuaciones hidrológicas a través del año (Caldichoury, 1995). Esta condición impediría el desarrollo permanente de vegetación ripariana en la ribera de los ríos, con lo cual la radiación solar puede incidir directamente sobre la superficie de los mismos. A diferencia de lo que ocurre en los ecosistemas utilizados por Cummins y col. (1973), en donde la vegetación ripariana produce un efecto de sombreado permanente sobre el río limitando el desarrollo de vegetación acuática (Hill y col. 1995).

Sobre la base de estos antecedentes se puede pensar que la disponibilidad de radiación fotosintéticamente activa y un flujo permanente de carbono inorgánico desde la atmósfera hacia el agua, facilitarían el desarrollo de vegetación acuática y por ende, la fijación de carbono orgánico autóctono en los ecosistemas lóticos de Chile Central. En estos ecosistemas, el flujo de carbono orgánico tendría su origen en la degradación de materia orgánica alóctona y en la producción de materia orgánica autóctona. La producción primaria de carbono orgánico sería particularmente importante durante los períodos estivales.



Figura 2.1. Modelo de organización de los ecosistemas lóticos, en función del origen del carbono orgánico. Carbono orgánico alóctono proveniente de la vegetación terrestre y Carbono orgánico autóctono proveniente de la producción primaria de macrófitas y microalgas (Fuente: elaboración propia).



El carbono orgánico presente en los ecosistemas lóticos tiene básicamente dos orígenes: i) carbono orgánico alóctono y ii) el carbono orgánico autóctono (Figura 2.2).

El carbono orgánico alóctono proviene de la materia orgánica producida en los ecosistemas terrestres, que ingresa a los ecosistemas lóticos arrastrada estacionalmente durante los períodos de mayor escorrentía superficial. En cambio, el carbono orgánico autóctono proviene de la productividad biológica de los autótrofos acuáticos, principalmente microalgas ("perifiton") y macrófitas (Minshall, 1978). El carbono inorgánico disuelto (CID, tamaño de partícula $< 0,45 \mu\text{m}$) constituye la principal fuente de carbono para los autótrofos: éste proviene del permanente intercambio de CO_2 con la atmósfera y la respiración de los componentes bióticos del ecosistema. Sin embargo, el flujo de CO_2 proveniente de la respiración es despreciable en relación con el flujo desde la atmósfera, debido a que este último proceso es favorecido por el flujo turbulento con que se transporta el agua gravitacionalmente (Wetzel y Likens, 1991).

El modelo tiene dos compartimientos de carbono orgánico representados por el carbono orgánico particulado fino (COPF, tamaño de partícula $250 \mu\text{m} > \text{COPF} > 0,45 \mu\text{m}$), y carbono orgánico disuelto (COD, tamaño de partícula $< 0,45 \mu\text{m}$). Ambos están constituidos por carbono orgánico de origen alóctono y autóctono. El COPF proviene de la fragmentación mecánica del COPG (carbono orgánico particulado grueso, tamaño de partícula $> 250 \mu\text{m}$), realizada principalmente por los fragmentadores (Paul y col., 1983) y los flóculos formados por autótrofos y descomponedores (Short y col., 1980). Ambos procesos contribuyen a la formación de carbono orgánico particulado fino (COPF), el cual constituye la principal fuente de carbono orgánico para los colectores. Los productos de excreción que resultan de la actividad metabólica de los componentes bióticos definidos en el modelo, también constituyen una importante fuente de COPF (ej. fecas, exudados).

El carbono orgánico disuelto (COD) proviene del lavado ("leaching") de los compuestos solubles presentes en el COPG (Suberkropp y col., 1976; Paul y col., 1983), los cuales son liberados por la acción de enzimas hidrolíticas extracelulares de los descomponedores (Chrost, 1991). El COD constituye una importante fuente de carbono orgánico para los descomponedores y autótrofos (Suberkropp y col., 1976). El carbono orgánico particulado grueso (COPG), es considerado en el modelo como una variable externa del ecosistema por ser de origen alóctono.

Los antecedentes expuestos anteriormente permiten establecer que los ecosistemas lóticos de Chile Central podrían estar regulados por el origen del carbono orgánico, proceso que depende en último término de las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas propias de cada río (Contreras, 1998). Sin embargo, existen otros factores que influyen en la organización de los ecosistemas lóticos, como la salinidad y temperatura del agua (Closs et al, 2004).

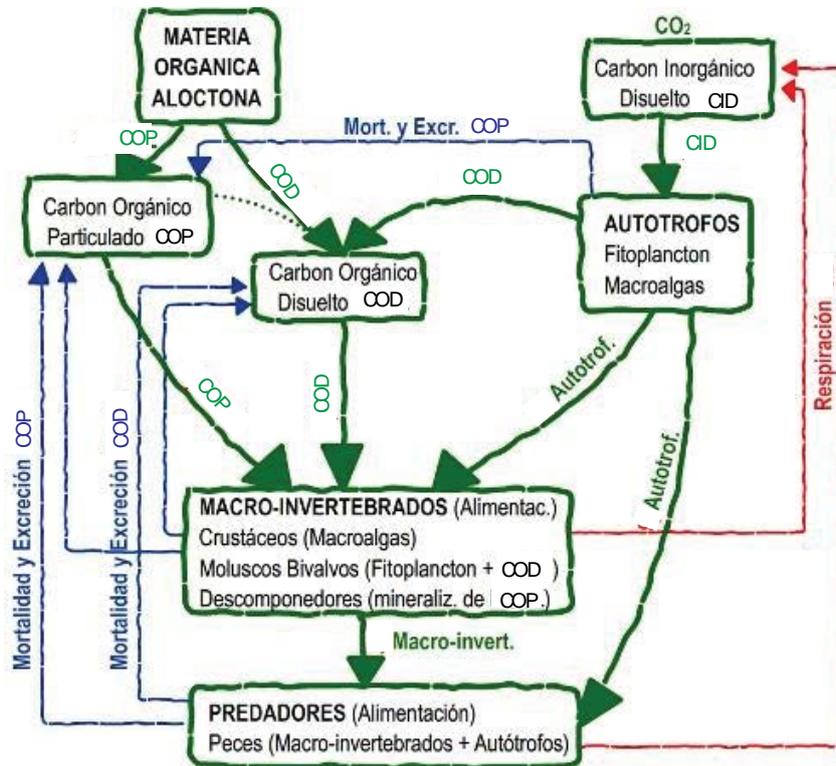


Figura 2.2. Diagrama de Flujo de Carbono e interacción simplificada de los organismos en un sistema lótico. Se muestran también los flujos debidos a la Mortalidad, Excreción (flechas azules) y Respiración (flechas rojas) que reciclan parte del carbono en el sistema (Contreras. 1998).

2.2 Escalamiento espacio-temporal

Los ecosistemas pueden ser estudiados y monitoreados desde múltiples perspectivas y a las más diversas escalas de tiempo y espacio. Uno de los principales problemas que se producen es que la dinámica y estructura de los ecosistemas es "escala dependiente"; esto es, el ecosistema se "verá" distinto según la escala a la que se observe. Es por ello que resulta vital, el poder definir más de un escala, espacial y temporal, en la que este se realizará. De otra forma se puede correr el riesgo de estar observando los procesos en un área, el lugar y dinámica temporal equivocados, que dificultará una descripción correcta.

Las características ecológicas de los ríos están definidas en gran medida por la estrecha interacción que se genera entre la morfología del cauce y el régimen de precipitaciones, que en último término definen sus condiciones hidrológicas e hidrodinámicas. Como resultado de esta interacción, se genera una multiplicidad de soluciones hidrológicas, específicas en tiempo y espacio (Allan, 1995). Los ríos, como consecuencia de estos procesos, presentan una elevada heterogeneidad espacial y temporal, que en conjunto establecen las condiciones ambientales que modulan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, los procesos climatológicos están



asociados a macroescalas las cuales determinan y fuerzan la dinámica del ecosistema en estudio. En cambio, las condiciones locales del escurrimiento (velocidad, alturas), controlan los procesos de intercambio entre el agua, los sedimentos, y la atmósfera afectando de esta manera la respuesta de los componentes biológicos (Figura 2.3).

Los estudios realizados en ecosistemas lóticos generalmente enfatizan las diferencias espaciales en el uso del carbono orgánico alóctono y autóctono (Fisher y col. 1982; 1991; Hill y col, 1995; Closs y Lake, 1994). Sin embargo, también es probable encontrar alternancia temporal de uso de carbono orgánico alóctono y autóctono en un determinado ecosistema, como respuesta a perturbaciones exógenas de meso y macroescala. En este caso las variaciones temporales en los patrones climáticos a macroescala (e.g. eventos ENSO), determinarían la importancia relativa de la utilización de carbono orgánico alóctono (metabolismo heterotrófico) y autóctono (metabolismo autotrófico) en el flujo de materia y energía en los ecosistemas lóticos. En cambio, las variaciones intranuales en el caudal determinarían la magnitud de los flujos intra e intersistémicos (Contreras, 1998).

Lo anterior permite establecer que los ecosistemas lóticos son regulados por factores que operan a diferentes escalas espaciales y temporales, las cuales tienen que ser incorporadas al momento de analizar la estructura y funcionamiento de los mismos.

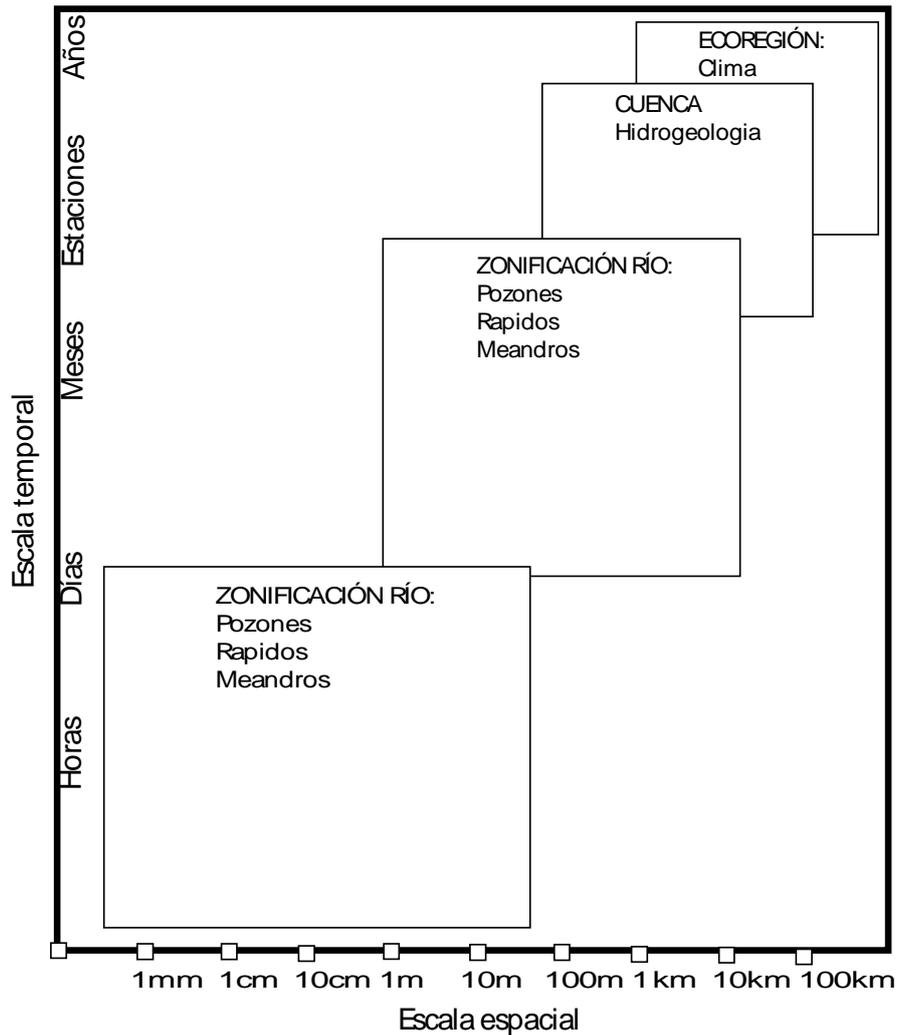


Figura 2.3. Esquema de diferentes escalas que interactúan en la dinámica espacio-temporal de ecosistemas lóticos (Fuente: elaboración propia).

2.3 Modelo conceptual

La respuesta estructural y funcional de los ecosistemas lóticos, está determinada por el acoplamiento de procesos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales (ver punto 2.2). Desde condiciones climáticas a nivel regional hasta la granulometría del lecho del cauce. La respuesta del ecosistema al arreglo funcional entre los diferentes factores forzantes, se expresará en una estructura (ej. composición de especies) y metabolismo específico.

Los ecosistemas lóticos no solamente mantienen la biodiversidad acuática (ej. peces, invertebrados), sino que además ofrecen una serie de bienes y servicios que son utilizados por la humanidad (Postel, 1994). Tales como usos consuntivos (ej. riego, industria, energía térmica) y no consuntivos (ej. generación hidroeléctrica, turismo, recreación).

Tomando en consideración los aspectos señalados anteriormente, se propone el modelo conceptual de la Figura 2.4 para determinar el caudal ecológico de un río². Esta metodología considera 4 escalas de análisis (Figura 2.5): i) Hidroecoregiones, definida por condiciones climáticas e hidrológicas específicas; ii) Sistema, definido por el río en toda su extensión; iii) Tramo de río, definido por la presencia de Áreas con Importancia Ambiental (AIA)³ y iv) Sección, definido por áreas donde se realiza el control local de los requerimientos de caudal por cada AIA.

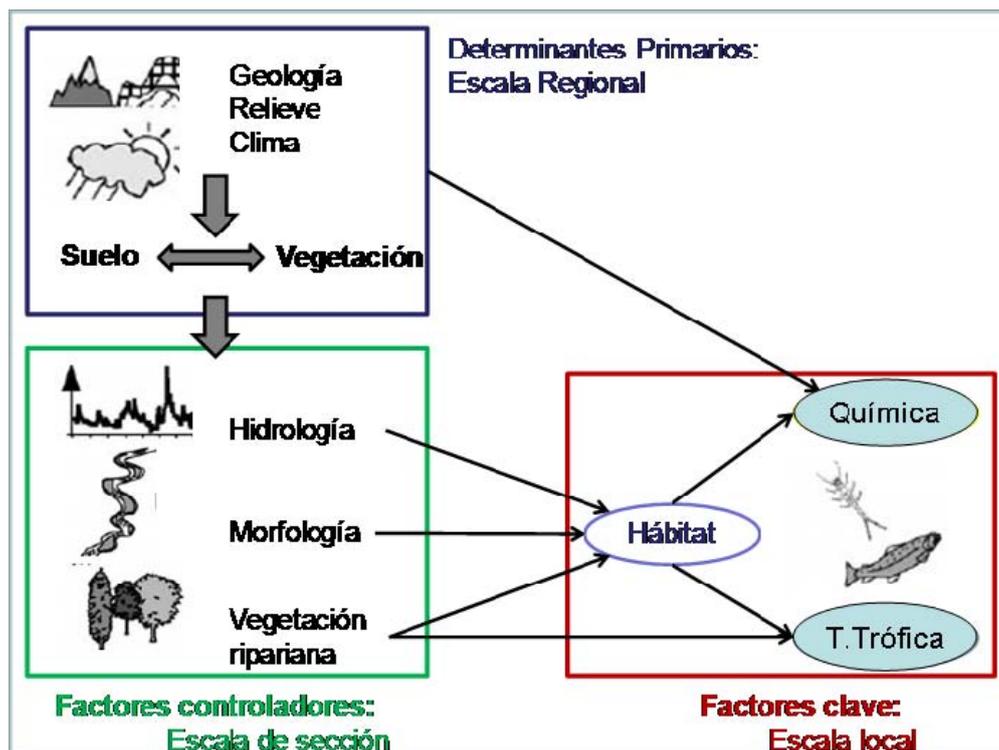


Figura 2.4. Modelo conceptual para determinar el caudal ecológico en un río, considerando el acoplamiento de procesos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales (Fuente: Wasson et al 2002).

El caudal ecológico en un tramo de río quedará definido de este modo, por la AIA que presente el requerimiento más elevado de caudal, y esta AIA con el requerimiento máximo no sería necesariamente estática, por lo podría variar en el tiempo, por ejemplo una AIA particular, definida para reproducción de peces, que presenta su valor de caudal crítico en estiaje, no será relevante en invierno cuando la reproducción de la especie no se efectúa. El requerimiento

² Caudal ecológico: es aquel que permite mantener la estructura y funcionamiento de los ecosistemas lóticos (caudal ecológico), así como también todos aquellos bienes y servicios utilizados por el hombre (denominados genéricamente como usos antrópicos).

³ AIA: área de importancia ambiental ecológica y/o antrópica. Se volverá sobre este concepto en el punto 5.2 y 5.3 del presente informe.

de caudal para cada AIA será calculado sobre la base de umbrales específicos para cada una de ellas.

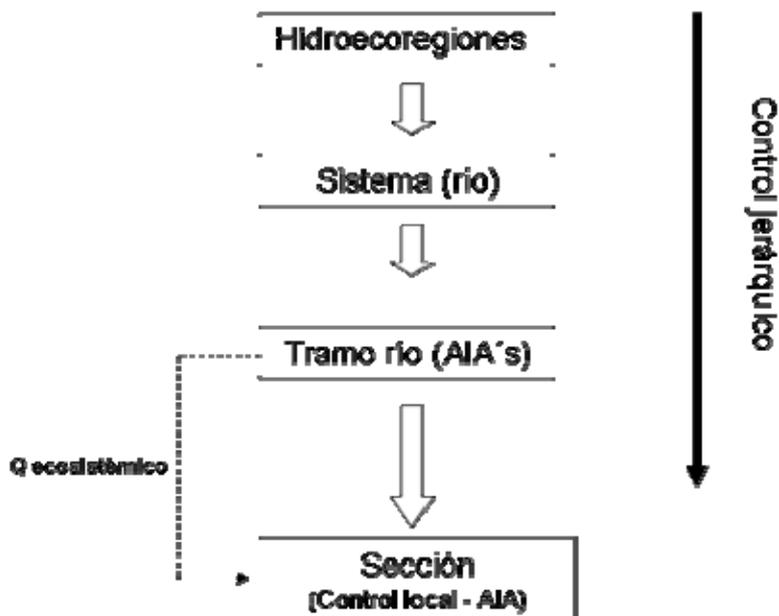


Figura 2.5. Escalas consideradas en el análisis del caudal ecológico (Fuente: elaboración propia)

Es importante señalar que el artículo 129 bis 1 de la Ley 20.017 de 2005, que modificó el Código de Aguas, señala que “al constituir los derechos de aprovechamiento de aguas, la Dirección General de Aguas velará por la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente, debiendo para ello establecer un caudal ecológico mínimo⁴”. Considerando que el objetivo es mantener el ecosistema acuático con todos sus bienes y servicios, se considera apropiado integrar en este marco los requerimientos ecológicos y/o antrópicos, sin ningún tipo de restricción conceptual u operacional.

Históricamente, la Dirección General de Aguas ha considerado como caudal mínimo ecológico un determinado porcentaje del caudal del río, establecido en forma constante, utilizando para ello algunos de los criterios siguientes:

- Caudal igual al 10 % del caudal medio anual.
- Caudal igual al 50 % del caudal mínimo de estiaje del año 95%.

⁴ Caudal ecológico mínimo: caudal mínimo necesario para asegurar la supervivencia de un ecosistema acuático preestablecido. Se determina a través de técnicas hidrológicas, complementado con simulación de hábitat. Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos (DGA, 2008)



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

La estadística hidrológica que se requiere para la aplicación de estos métodos de base hidrológica, en forma óptima, debe considerar un mínimo de 25 años hidrológicos, con una estadística a nivel medio mensual.

Por otro lado, la sustentabilidad e integridad de un ecosistema acuático no se asegura con el mantenimiento de un caudal mínimo constante a través de todo el año, ya que los requerimientos para la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente está dada principalmente por el régimen natural de caudales.

Es por ello, que al momento de definir el caudal ecológico mínimo se busca considerar las variaciones en los caudales de flujo del cauce, a lo menos dentro de un período anual (estacionalidad), estableciendo un caudal variable que permita mantener en forma proporcional al cauce sin intervención, las variaciones de caudal estacional.



2.4 Referencias

Allan JD (1995) Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, New York. xii + 387 pp.

Caldichoury R (1995) Variables hidrológicas, oferta de alimento y estructura de grupos funcionales bentónicos en ríos de régimen nival (Río Maipo Superior). Tesis de Magister, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. viii + 73 pp.

Chrost R J, ed (1991) Microbial enzymes in aquatic environments. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, Springer-Verlag, New York. 317 pp.

Closs GP & PS Lake (1994) Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream food web. Ecological Monographs 64: 1-21.

Closs, G; Downes B. and A. Boulton (2004). Freshwater Ecology: a scientific introduction. Blackwell Publishing company. USA. 221pp

Contreras M. 1998. Flujo de carbono en el ecosistema de río Clarillo: autotrofia v/s heterotrofia. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias con mención en Biología. Universidad de Chile. 130 pp.

Cummins KW, RC Petersen, FD Howard, JC Wuycheck & VC Holt (1973) The utilization of leaf litter by stream detritivores. Ecology 54: 336-345.

DGA (2008). Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos. SIT N° 156. MOP, Santiago, Chile. 429 pp

Fisher SG, LT Gray, NB Grimm & DE Busch (1982) Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. Ecological Monographs 52: 93-110.

Fisher SG & NB Grimm (1991) Streams and disturbance: are cross-ecosystem comparisons useful. En: Cole J, G Lovett & S Findlay (eds) Comparative analyses of ecosystems: patterns, mechanism, and theories: 196-221. Springer-Verlag, New York.

Higashi M & TP Burns (1991) Enrichment of ecosystem theory. En: Higashi M & TP Burns (eds) Theoretical studies of ecosystems: the network perspective: 1-38. Cambridge University Press, Cambridge.

Hill WR, MG Ryon & EM Schilling (1995) Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. Ecology 76: 1297-1309.

Jørgensen SE (1992a) Integration of ecosystem theories: a pattern. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. 331 pp.



Margalef R (1991) Teoría de los sistemas ecológicos. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona. 290 pp.

Marin V (1997) General system theory and the ecosystem concept. Bulletin of the Ecological Society of America 78: 102-104.

Minshall GW (1978) Autotrophy in stream ecosystem. BioScience 28: 767-771.

Neiff JJ (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Parana. Interciencia. 15: 424-441.

Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.

O' Neill RV & DE Reichle (1980) Dimensions of ecosystem theory. En: Waring RH (ed) Forest: fresh perspectives from ecosystem analysis: 11-26. Oregon State University Press, Corvallis.

O' Neill RV, DL De Angelis, JB Waide & TFH Allen (1986) A hierarchical concepts of ecosystems. Princeton Univ. Press, Princeton. 253 pp.

Paul RWJr, EF Benfield & JJr Cairns (1983) Dynamics of leaf processing in a medium-sized river. En: Fontaine III TD & SM Bartell (eds) Dynamics of lotic ecosystems: 403-423. Ann Arbor Press, Ann Arbor.

Postel, S. 1994. Carrying Capacity: Earth's Bottom Line, Challenge (March-April).

Prat N (1991) Present trends in river studies. En : Ros JD & N Prats (eds) Homage to Ramon Margalef; or why there is such pleasure in studying nature: 1-12. Oecologia Aquatica, Barcelona.

Rzoska J .1978. On the nature of rivers. Dr. Junk Publication, Netherlands 67 pp

Short RA, SP Canton & JV Guard (1980) Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. Ecology 61: 727-732.

Sioli H (1975) Tropical rivers as expressions for their terrestrial environments. En: Golley FB & E Medina (eds) Tropical Ecological Systems: Trends in terrestrial and aquatic research: 275-288 pp. Springer-Verlag, New York.

Suberkropp K, GL Godshalk & MJ Klug (1976) Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. Ecology 57: 720-727

Tansley A (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16: 284-307.



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

Ulanowicz RE & LG Abarca-Areanas (1997) An informational synthesis of ecosystem structure and function. *Ecological Modelling* 95: 1-10.

Wetzel RG & GE Likens (1991) *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York. 391 pp.



3 Hidroecoregiones

Chile se extiende desde el paralelo 18°S hasta 56°S. Esta extensión casi recta a lo largo de 38°. Asociada a esta extensión latitudinal se observa que las temperaturas también van descendiendo paulatinamente en todo su largo, pero su clima no es tan cálido ni tan frío como las amplitudes señaladas en el Hemisferio Norte. Esto se debe a la acción moderadora del Océano Pacífico que bordea toda su figura. La distancia media entre cordillera y costa son 180 Km, a los 52°21' de latitud sur en el Estrecho de Magallanes, presenta el ancho máximo (445 Km) y a los 31°37' latitud sur entre Punta Amolanas y Paso de la Casa de Piedra el ancho mínimo (90 Km). Estas características geográficas han provocado que los ríos que drenan la vertiente occidental de la cordillera de los Andes sean cortos y caudalosos, con características propias que los diferencian de otros sistemas templados (Geller, 1992).

El control, planificación y predicción de la capacidad de carga de los sistemas para mantener la diversidad biológica y la calidad del agua para sus diferentes usos requiere de medidas urgentes y efectivas (Pardo y Vila, 2006). Para desarrollar nuevos modelos que den cuenta de la situación particular de Chile, es necesario encontrar las relaciones que presenta la producción biológica, de los distintos niveles tróficos, con las variables físicas y químicas de sistema, la descripción de este patrón ayudarán a predecir los cambios futuros de estos ecosistemas, como herramienta en el manejo actualizado de los mismos.

Las Ecorregiones estratifican grandes áreas de zonas ecológicas similares que tengan un potencial útil para el desarrollo y gestión de estrategias para proteger los recursos naturales (Hughes y Larson, 1988). Un ejemplo de este enfoque a la gestión de la calidad del agua ha sido desarrollado por Omernik y Griffith (1991). En esos estudios, las ecorregiones se definieron sobre la base de las diferencias regionales en la geología, el clima, el uso de suelos, el sustrato y la vegetación de una zona determinada (Hughes y Larson, 1988), sin tomar en cuenta la calidad de las aguas o las comunidades hidrobiológicas y por lo tanto, no reconoce las sub-unidades hidrobiológicas.

Las Hidroecoregiones fueron derivadas de dos formas independientes y complementarias. Primero, se estimaron las Hidrozonas, utilizando para esto la información de pH, conductividad, temperatura y razón de absorción de sodio (RAS) del Banco Nacional de Aguas (BNA) de la Dirección General de Aguas. Mediante un análisis de similitud e agruparon las cuencas de Chile, ordenando 25 cuencas hidrográficas desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región de Aysén, lo que constituye la mayor parte del territorio nacional continental. Posteriormente, se evaluaron las Ecozonas de fauna íctica nativa, para lo cual se ordenaron las mismas cuencas utilizadas en el análisis de calidad de agua, en función de la fauna íctica nativa registrada en ellas. El análisis conjunto de estas dos ordenaciones dio como resultado las Hidroecoregiones que se exponen en este capítulo. Para este análisis no se incluyeron variables hidrológicas, como régimen hídrico o condiciones de pendiente, debido a que se considera que las variaciones en calidad del agua incluyen en información de tipo de suelo (geología de la cuenca), actividades



antrópicas dentro de la cuenca y cambios puntuales atribuibles al arrastre de sedimentos por aumento de las lluvias.

3.1 Antecedentes generales

Las variables de gran escala geográfica regional, como la geología, el clima y el relieve, condicionan las variables hidrológicas y de vegetación presentes en una cuenca. Además estas variables regionales tienen efecto directo sobre la química del sistema acuático (Figura 2.4). Es por este motivo que se pueden utilizar las variables de calidad del agua como variables respuesta de las condiciones regionales que dirigen las características generales de la cuenca.

De esta forma se pueden definir las Hidrozonas, que constituirían cuencas con características de calidad de agua similares, derivadas del análisis de similitud. Por otro lado, en función de la existencia de las distintas especies presentes en las cuencas, se pueden distinguir las Ecozonas, que serían cuencas con características similares en cuanto a las comunidades biológicas que las habitan. Posteriormente, la combinación de estas dos zonas geográficas daría como resultado las Hidroecoregiones.

Las Hidroecoregiones incluyen dentro de sí, cuencas con alta similitud general en términos de los ecosistemas presentes y el tipo, cantidad y calidad de los recursos ambientales, lo que estaría representado por la similitud en calidad del agua y comunidad íctica de las cuencas. La identificación de Hidroecoregiones a nivel nacional tiene como objetivo servir como marco espacial para la investigación, la evaluación, manejo y monitoreo de los ecosistemas y de sus componentes. Reconociendo las diferencias espaciales en las capacidades y los potenciales de los ecosistemas acuáticos, de esta forma las Hidroecoregiones estratifican el ambiente por su respuesta probable a los usos y alteraciones (Bryce et al., 1999).

Si se utilizan específicamente Hidroecoregiones para describir variaciones en la calidad del agua, su lógica y utilidad ambiental se verán reforzadas al utilizar las unidades hidrológicas como herramienta principal. Por lo tanto, cuando se define el concepto de cuenca hidrográfica, las Hidroecoregiones pueden proporcionar un marco adecuado para comprender las variaciones en la respuesta de los organismos a cambios en las características de su hábitat, como también, ofrecer un control para las estrategias de gestión y manejo de cuencas. En este estudio, se demuestra la utilidad de las Hidroecoregiones, definidas dentro de un contexto hidrológico para describir las variaciones de la calidad del agua y su consiguiente efecto sobre el funcionamiento de los ecosistemas asociados a esta ecorregión.

En el continente sudamericano Chile se extiende desde el paralelo 18°S hasta 56°S. Esta extensión casi recta a lo largo de 38° de latitud determina que las variables climáticas y las relacionadas a ellas, como temperatura, conductividad y pH, varíen en un amplio rango de valores.



A nivel mundial se pueden encontrar algunos sistemas de clasificación que describen los sistemas lóticos sobre la base de características hidrológicas, geográficas y a la calidad del agua (Pennak, 1971; Cushing et al., 1980). Mientras que a nivel nacional los intentos son escasos, resaltando la clasificación hidrológica realizada por Niemeyer y Cereceda (1984); y la definición de áreas potenciales para dos especies de peces nativos (Peredo-Parada et al. 2009). Sin embargo ninguna de estas ordenaciones incluye en su génesis el concepto de río continuo (Cushing et al., 1983), que sugiere que los efluentes se comportan de mejor manera como gradientes o continuos, y cualquier sistema de clasificación que los aleje de esta definición de continuidad va a tener una importancia o valor ecológico muy bajo.

Sin embargo, las relaciones entre la calidad del agua y el sustrato han sido, recientemente estudiadas. Por ejemplo, en un estudio, Rees et al. (1989) demostró pronunciados cambios en la química del agua de tres tributarios que drenaban cuencas, las cuales eran distintas en la calidad de sus minerales y su materia orgánica. Sabater et al. (1990) mostró una fuerte correlación entre diversas variables de uso del suelo y el contenido de nutrientes del río Ter, España.

Estos estudios de sitios específicos muestran la existencia de una estrecha correlación entre la calidad del agua y las características de la cuenca; como la geología y el tipo y uso del suelo. Una metodología general para la incorporación de estas relaciones para cualquier superficie, puede proporcionar mejores medios para explicar la incidencia de estos patrones en la calidad del agua. Podemos decir entonces que los enfoques regionales son independientes de la especificidad y se utilizan en la actualidad para clasificar y gestionar los recursos naturales de grandes áreas (Larson et al., 1988; Omernik et al., 1991).

3.2 Análisis de datos

3.2.1 Calidad de agua

Para la definición de las Hidrozonas se utilizó parte de la información de calidad de agua del Banco Nacional de Aguas (BNA), utilizando algunas de las variables medidas por la Dirección General de Aguas (DGA). Del total de estaciones de monitoreo a nivel nacional, se eligieron en función de su ubicación espacial, 42 estaciones para el análisis, representando 25 cuencas hidrográficas (Tabla 1.2 y 1.3), 22 cuencas exorreicas y tres cuencas del altiplano de características endorreicas (Figura 3.2 y Tabla 2.2), utilizando un total de 2946 datos identificando 1) Estación de monitoreo; 2) Fecha de muestreo; 3) pH; 4) Conductividad eléctrica; 5) Temperatura y 6) Razón de Absorción de Sodio. La elección de estas variables de calidad de agua se realizó sobre la base de la importancia para el ecosistema de cada una de ellas, el pH mide el nivel de acidez de las aguas, la conductividad eléctrica indica el nivel de salinización, la temperatura está relacionada directamente



con el metabolismo de las especies que habitan los sistemas y la Razón de absorción de sodio, que es un parámetro que refleja la posible influencia del ion sodio sobre las propiedades del suelo, y por lo tanto es una variable importante en la determinación de la vegetación de ribereña.

Tabla 1.2. Cuencas utilizadas en la determinación de las Hidroecoregiones.

Aconcagua	Imperial	Mauillin
Aysen	Isluga	Palena
Bío-Bío	Itata	Petorca
Camarones	Lauca	Rapel
Choapa	Ligua	Toltén
Collacagua	Loa	Valdivia
Copiapo	Maipo	Yelcho
Elqui	Mataquito	
Huasco	Maule	

Tabla 1.3. Ubicación de las estaciones de monitoreo de la DGA, utilizadas en la determinación de las Hidroecoregiones (UTM, Dátum WGS 84).

RIO	N	E	RIO	N	E
RIO ACONCAGUA EN SAN FELIPE	6374237	337307	RIO FUTALEUFU EN LA FRONTERA	5216074	276111
RIO AYSEN EN PUERTO AYSEN	4969122	686020	RIO ILLAPEL EN LAS BURRAS	6512739	327870
RIO BIOBIO EN COIHUE	5841298	713495	RIO ISLUGA EN BOCATOMA	7869117	533655
RIO BLANCO ANTES JUNTA RIO AYS	4969717	687844	RIO ITATA EN CHOLGUAN	5884391	760531
RIO CACHAPOAL EN BOCATOMA CHAC	6212674	357212	RIO LAJA BAJO DESCARGA CENTRAL	5866677	266639
RIO CAMARONES EN CONANOXA	7893938	396435	RIO LIGUA EN QUINQUIMO	6408227	282462
RIO CARMEN EN RAMADILLAS	6818761	354837	RIO LIRCAY EN PANAMERICANA (CA	6079309	259326
RIO CAUQUENES EN EL ARRAYAN	6010971	735824	RIO LOA EN FINCA	7511120	501142
RIO CAUTIN EN RARI-RUCA	5742138	760963	RIO LOA EN REPRESA LEQUENA	7604060	535264
RIO CHILLAN EN ESPERANZA	5925202	254724	RIO MALLECO EN COLLIPULLI	5794706	725480
RIO CHOAPA EN SALAMANCA	6478764	317281	RIO MANFLAS EN VERTEDERO	6885984	402405
RIO CLARO EN TUNCA	6193405	306945	RIO MAULE EN LOS BAÑOS	6034553	340950
RIO COCHIGUAS ANTES ESTERO DER	6669136	355459	RIO MAULLIN EN LAS QUEMAS	5415223	649080
RIO COLLAGUA EN PEÑABLANCA	7776095	516638	RIO PALENA EN LA FRONTERA	5170411	278473
RIO COYHAIQUE EN TEJAS VERDES	4949721	731513	RIO PEDERNAL EN TEJADA	6450310	334209
RIO CRUCES EN RUCACO	5620006	680443	RIO PUYEHUE EN QUITRATUE	5663912	701642
RIO DESAGUADERO COTACOTANI	7988352	474002	RIO SAN PEDRO EN DESAGUE LAGO	5595016	716289
RIO DIGUILLIN EN LONGITUDINAL	5916532	737722	RIO SAN PEDRO EN PARSHALL N°1	7570727	565449
RIO DUQUECO EN VILLUCURA	5839906	762097	RIO TENO EN LOS QUEÑES	6126170	334829
RIO ELQUI EN ALMENDRAL	6681744	316878	RIO TINGUIRIRICA BAJO LOS BRIO	6151036	332828
RIO FUI EN DESAGÜE LAGO PIRIHU	5582074	252853	RIO TRANCURA EN CURARREHUE	5640022	277635



Con el objetivo de realizar una integración de los resultados, se hizo un análisis estadístico multivariado de Componentes Principales (Hair et al. 1995) para agrupar estaciones de muestreo en función de la calidad de agua y de esta forma establecer las Hidrozonas, que permiten detectar agrupaciones de estaciones de muestreo. Los valores fueron estandarizados para uniformizar los rangos de las variables (Sokal y Rohlf, 1995).

La significancia de las diferencias entre las estaciones de monitoreo, se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Análisis de Similitud (ANOSIM), basado en las distancias Euclidianas. El ANOSIM es una prueba estadística multivariada, análoga al análisis de varianza (ANOVA), que mediante una aleatorización general obtiene los niveles de significancia (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). Esta técnica se basa en el rango de similitud entre los sitios o las épocas de muestreo, el rango de similitud entre las muestras de cada sitio o la época de muestreo y el número total de muestras bajo consideración. Comparando pares de "grupos de muestras" (sitios de muestreo) se agrega valores de significancia a estas comparaciones. En este caso se calculó un estadístico global -R- (análogo al F en ANOVA) para determinar si las diferencias estadísticamente significativas existen entre todos los grupos, este puede variar entre -1 y 1. Para todas las pruebas estadísticas, se aceptó el intervalo de error del 5% por lo que la interpretación de los estadígrafos fue como sigue: $p \geq 0,05$: no significativo; $p < 0,05$: significativo.

Este análisis se realizó de forma secuencial extrayendo las estaciones que presentaron igualdad entre sí, y volviendo a analizar las restantes hasta concluir con un grupo de Hidrozonas estable (Figura 3.3- 3.4 y 3.5).

3.2.2 Fauna íctica

Las Ecozonas se determinaron en función de la presencia de las especies de fauna íctica nativa, propia de las 25 cuencas determinada anteriormente (Figura 3.2). Con el fin de identificar las especies presentes en cada cuenca analizada se revisó la literatura nacional, el estudio encargado por Sernapesca (Sernapesca, 2006) y la base de datos derivada de los estudios realizados por el Centro de Ecología Aplicada (CEA).

Para detectar patrones espaciales entre estaciones de muestreo, se realizó una ordenación de las estaciones. Para este efecto, se utilizó un dendrograma confeccionado por UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean). Los datos de entrada para este análisis consistieron en una matriz de similitud o de distancia. El índice de asociación utilizado para obtener la similitud entre muestras, fue el de Similitud de Bray & Curtis (1957) que es el apropiado para este tipo de datos (Clarke y Warwick, 2001).



3.3 Variables forzantes del caudal ecológico

3.3.1. Calidad del agua

La extracción secuencial de las cuencas analizadas determinó siete Hidrozonas. Estas se definieron en función de los análisis estadísticos, donde cada uno de los tres Análisis de Componentes Principales (PCA), que explicaron más del 70% de la varianza con los dos primeros ejes. La primera Hidrozona en ser determinada correspondió al conjunto del río Loa con el río Camarones, que se diferenciaron significativamente del resto de las estaciones monitoreadas (ANOSIM, $p < 0,01$, Figura 3.3), lo que puede ser atribuido a la extremadamente alta conductividad que presenta esta región (Figura 3.4). En el segundo análisis se diferenciaron únicamente las cuencas altiplánicas (ANOSIM, $p < 0,001$), lo que se atribuye a la alta conductividad y temperatura media a baja (Figura 3.6).

En la tercera pasada de análisis (Figura 3.5), se distinguieron cinco agrupaciones, lo primero que resalta es que la cuenca del río Copiapó se separa como un ente aparte (ANOSIM, $p < 0,01$). Seguido por un grupo formado por los ríos: Huasco, Elqui, Choapa, La Ligua y Petorca, que se diferencian de las otras estaciones (ANOSIM, $p < 0,05$) y mantienen gran cohesión entre ellos (ANOSIM, $p > 0,1$), algo similar ocurre con la agrupación de los ríos Aconcagua, Rapel, Mataquito (ANOSIM, $p > 0,1$); la de los ríos Maule, Itata, Biobío, Imperial, Toltén, Valdivia, Maullín (ANOSIM, $p > 0,1$), y los ríos Yelcho, Palena y Aysén (ANOSIM, $p > 0,1$).

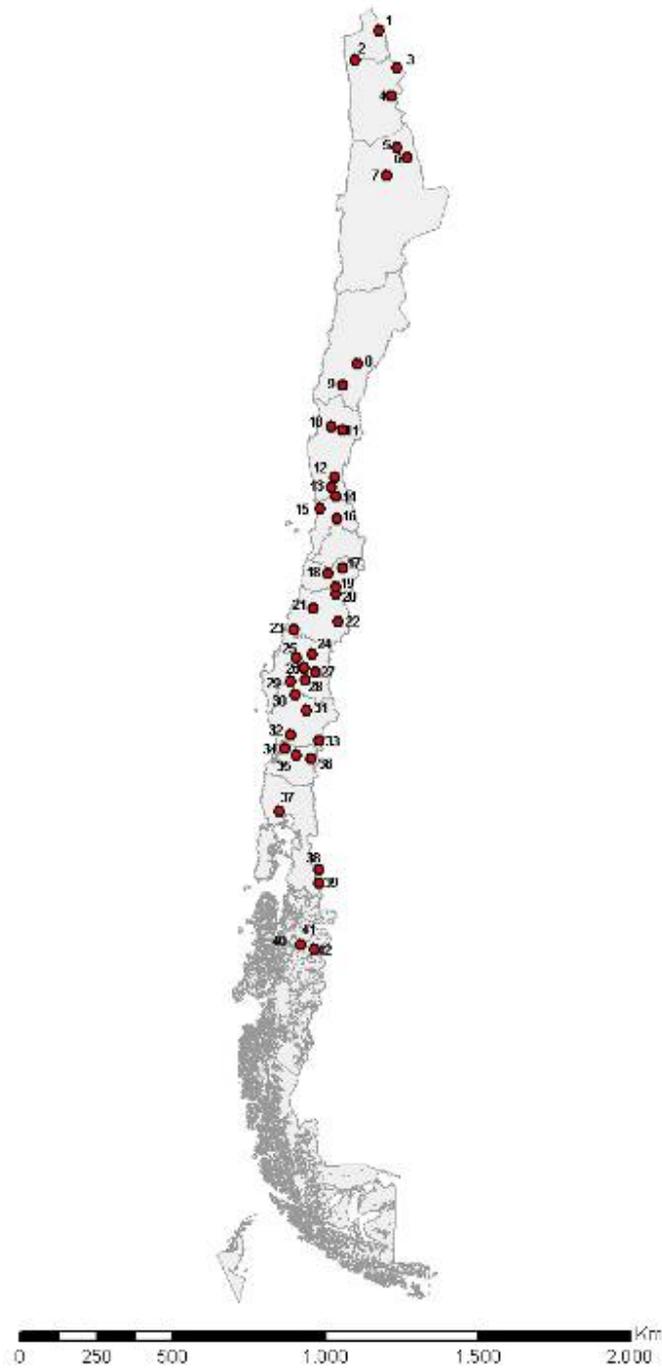


Figura 3.2. Ubicación de las estaciones de monitoreo de la DGA, utilizadas en la determinación de las Hidroecoregiones (Fuente: elaboración propia).

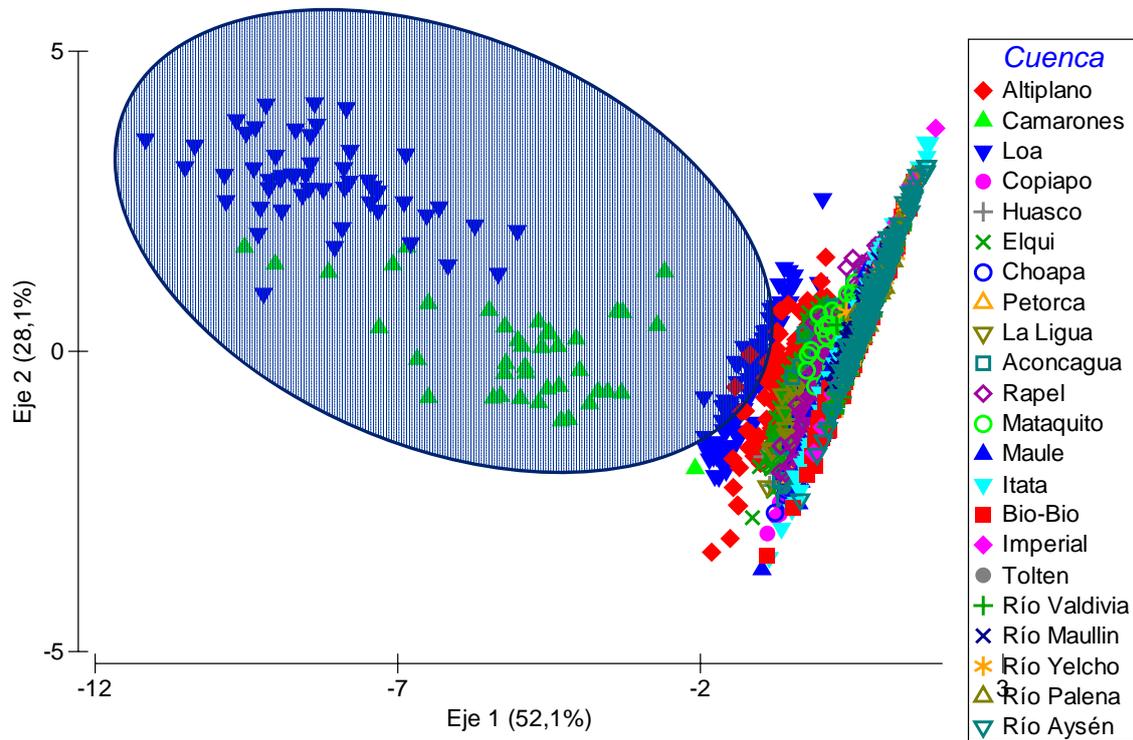


Figura 3.3. Primera pasada de Análisis de Componentes Principales (PCA). Los círculos indican las agrupaciones que se diferenciaron significativamente (ANOSIM; $p < 0,05$) (Fuente: elaboración propia).

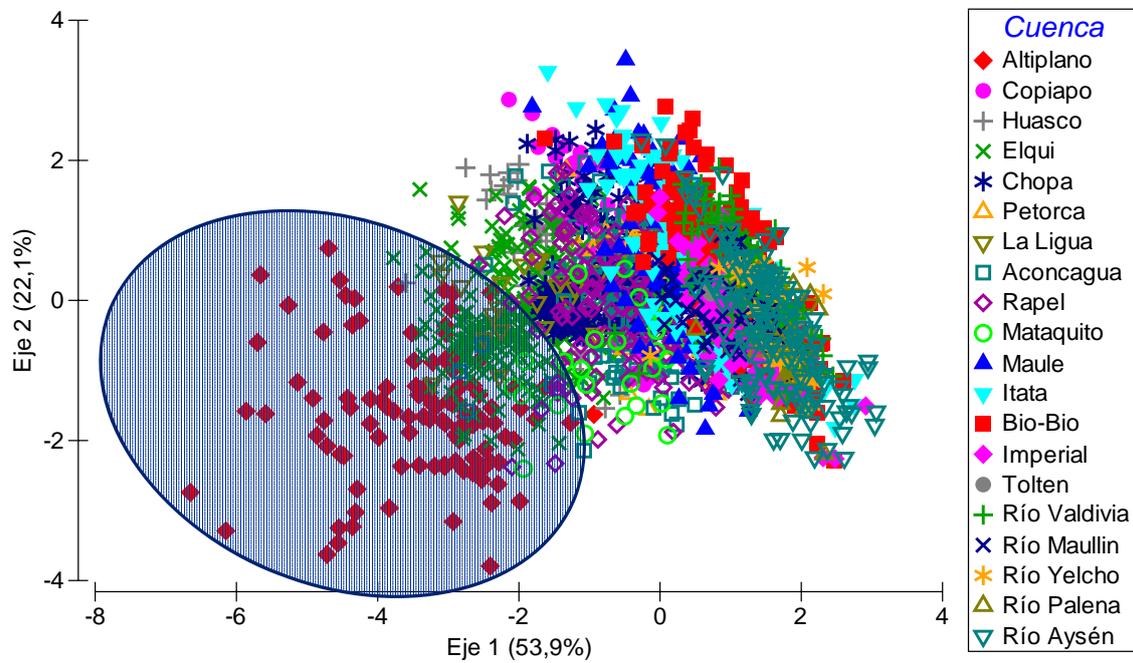


Figura 3.4. Segunda pasada de Análisis de Componentes Principales (PCA). Los círculos indican las agrupaciones que se diferenciaron significativamente (ANOSIM; $p < 0,05$) (Fuente: elaboración propia).

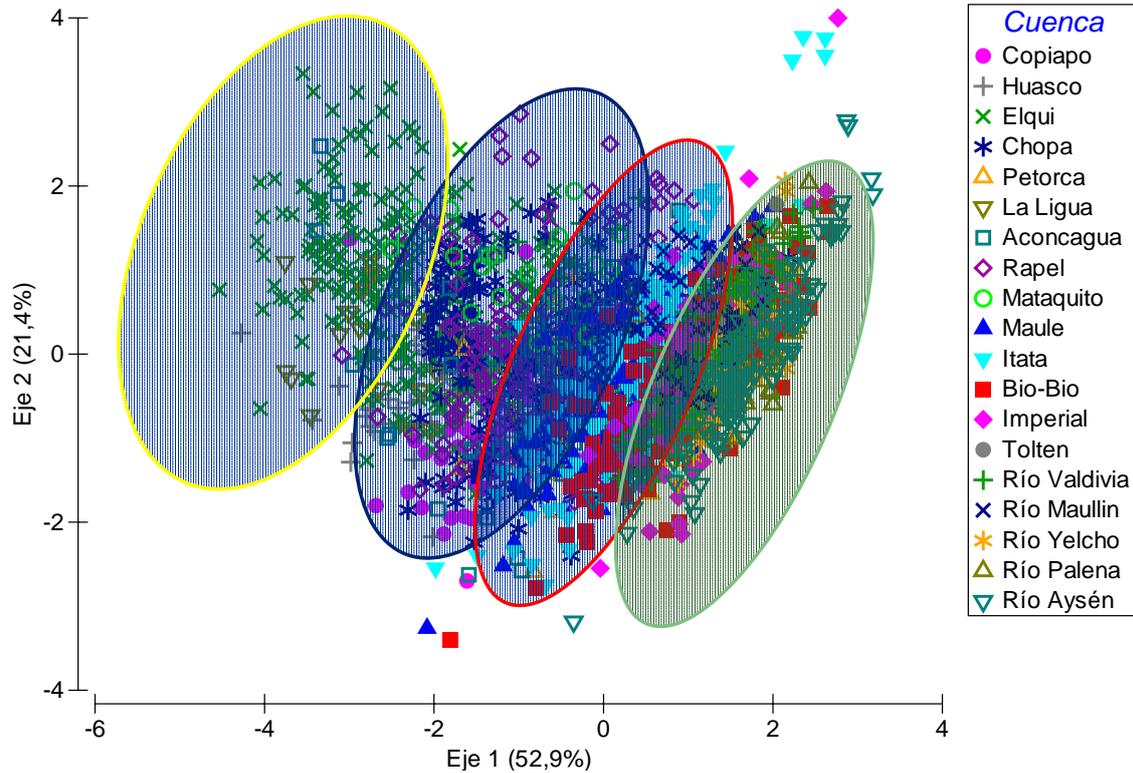


Figura 3.5. Tercera pasada de Análisis de Componentes Principales (PCA). Los círculos indican las agrupaciones que se diferenciaron significativamente (ANOSIM; $p < 0,05$) (Fuente: elaboración propia).

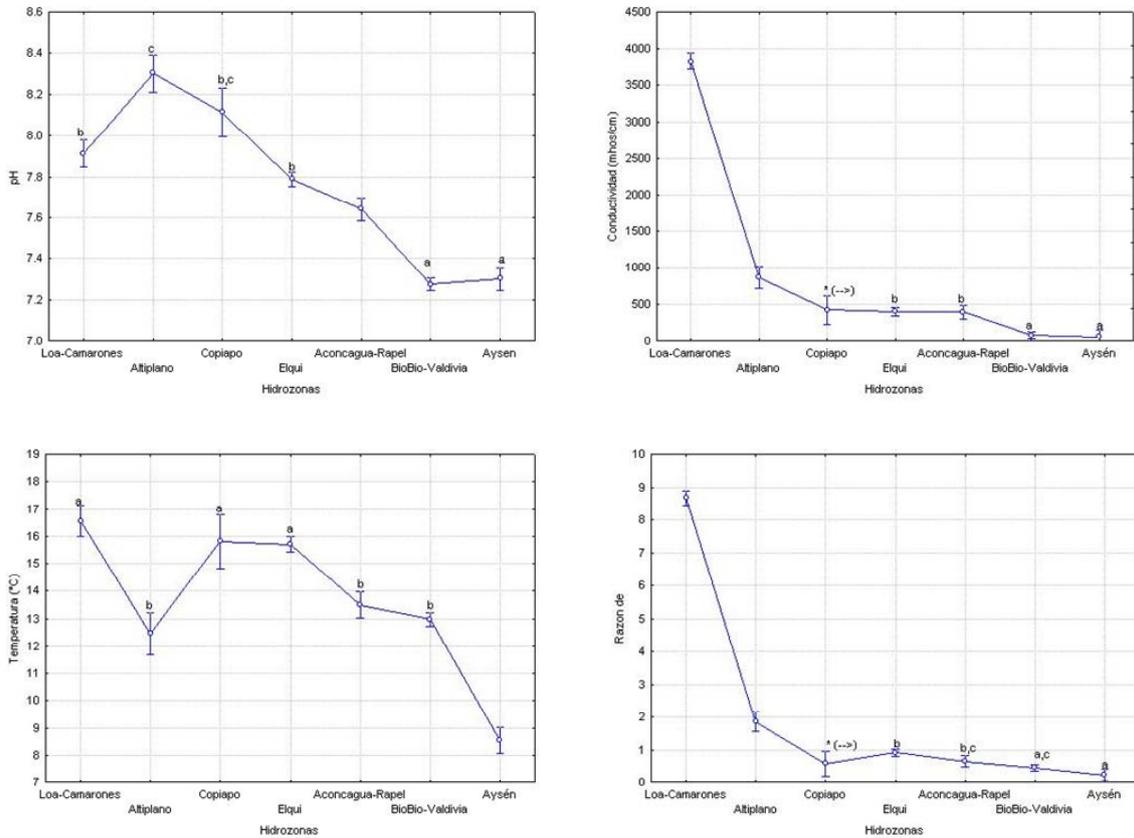


Figura 3.6. Promedio e intervalo de confianza de las variables de calidad de agua analizadas en las diferentes Hidrozonas determinadas. Las letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) (Fuente: elaboración propia).

3.3.2. Fauna íctica

Para el caso de las Ecozonas se observó una concordancia casi perfecta entre las Hidrozonas determinadas con la calidad del agua de las cuencas y la ordenación del dendrograma realizado con la presencia de peces nativos (Figura 3.7). La única discordancia al efectuar un corte del 50% de similitud es la cuenca del río Lauca, lo que puede ser atribuido a que este río presenta una riqueza de especies inusualmente alta para la zona, con tres especies (*Trichomycterus rivulatus*, *Trichomycterus laucaensis* y *Orestias laucaensis*).

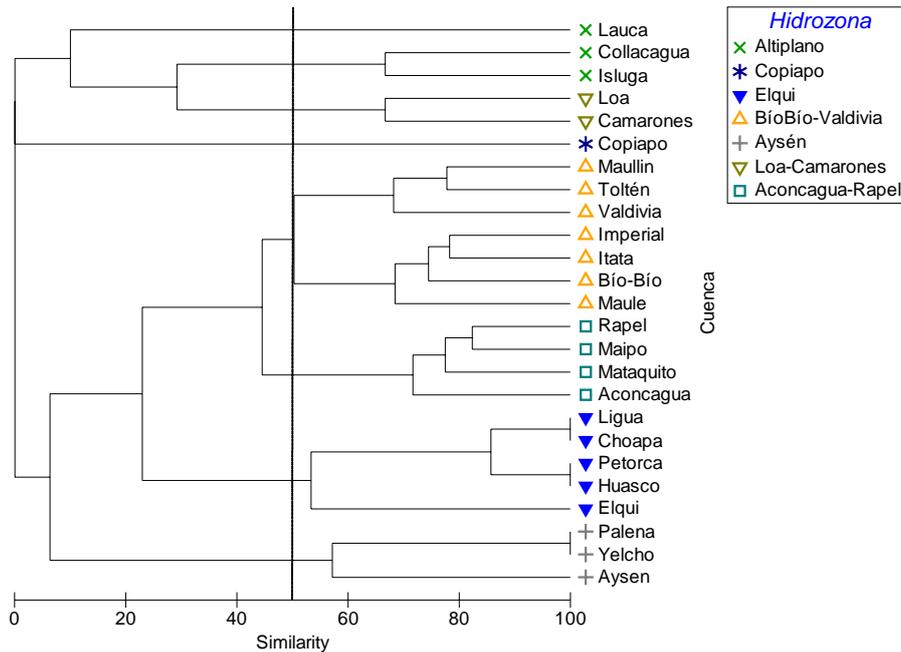


Figura 3.7. Dendrograma que ordena las cuencas analizadas en función de la presencia de fauna íctica nativa. Los símbolos representan las Hidrozonas y la línea punteada muestra el 50% de similitud entre cuencas (Fuente: elaboración propia).

3.4 Zonificación territorial

Las coincidencias en las zonas determinadas independiente de la información utilizada (calidad del agua y fauna íctica), lleva a suponer que las zonas identificadas en este estudio son entidades que incluyen las características generales de los ecosistemas, en términos de los hábitats y de la fauna que los ocupa. Se definieron siete Hidroecoregiones, las que se describen en la Figura 3.8, estas son:

Altiplano



Esta Hidroecorrección incluye a los ríos Lauca, Isluga y Collacagua, se encuentra sobre los 3.000 msnm, y se caracteriza por la alta salinidad de sus aguas y temperaturas intermedias (Figura 3.6). La fauna íctica de esta región es altamente endémica, con especies del Genero *Orestias* y *Trichomycterus*.



Loa – Camarones



La Hidroecorrección que incluye las cuencas de los ríos Loa y Camarones, presenta alta salinidad y temperaturas altas (Figura 3.6). La especie característica de esta Hidroecorrección es el pejerrey *Basilichthys semolitilus*.

Copiapó



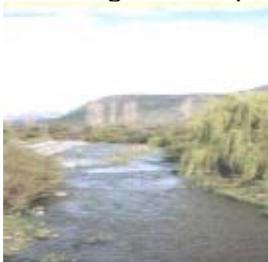
El río Copiapó presenta características particulares, atribuibles a que es una cuenca de transición (Figura 3.6). No se registran especies ícticas nativas en este río.

Elqui



Los ríos Huasco, Elqui, Choapa, La Ligua y Petorca, constituyen la Hidroecorrección denominada Elqui, se caracteriza por presentar valores medios de pH y conductividad, mientras que el RAS y la temperatura son levemente elevados (Figura 3.6). Las especies tipo de esta Hidroecorrección son *Trichomycterus areolatus* y *Basilichthys microlepidotus*.

Aconcagua – Rapel



En esta Hidroecorrección se incluyeron las cuencas de los ríos: Aconcagua, Maipo, Rapel y Mataquito. Se caracteriza por presentar temperatura y conductividad intermedias (Figura 3.6). La fauna íctica de esta zona está representada por *Trichomycterus areolatus* y *Basilichthys australis*.

Biobío Valdivia



Esta es la Hidroecorrección más extensa en términos geográficos, incluyendo los ríos: Maule, Maullín, Toltén, Imperial, Itata, Bío - Bío y Valdivia, se caracteriza por presentar conductividad baja y temperaturas intermedias (Figura 3.6). La fauna íctica característica de esta región es más variada e incluye a taxa, como los géneros *Percillia* y *Diplomystes*; y las especies *B. australis* y *T. areolatus*.



Aysén



La Hidroecorregión más austral de Chile, incluye las cuencas de los ríos Palena, Yelcho y Aysén, se caracteriza por presentar bajas conductividades y temperaturas. Las especies características de esta zona son los galaxidos.

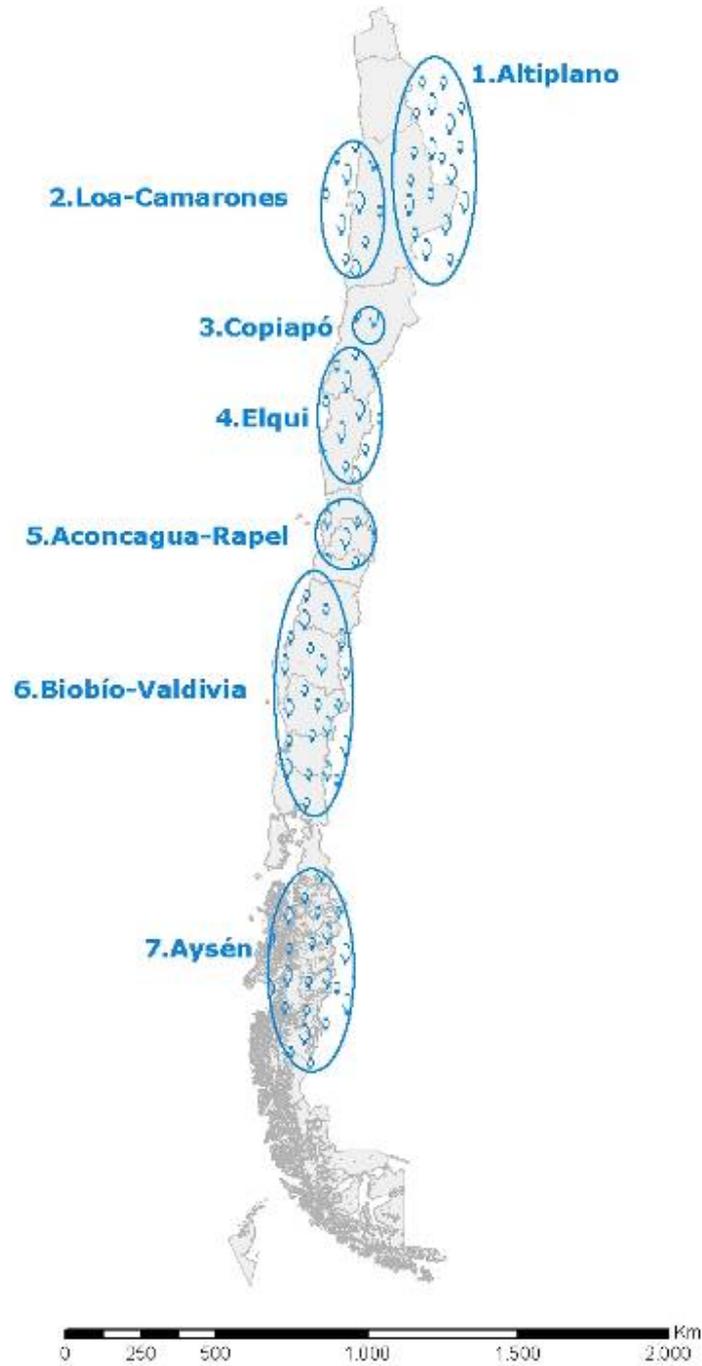


Figura 3.8. Ubicación de las Hidroecoregiones determinadas sobre la base de información de calidad de agua y de presencia de fauna íctica nativa (Fuente: elaboración propia).



3.5 Implicancias de la determinación de un caudal ecológico

Se puede concluir que las siete Hidroecoregiones definidas, describen de buena forma los patrones regionales de calidad de agua y fauna íctica. Debido a la alta congruencia entre las Hidrozonas con la presencia de peces nativos (Ecozonas). Cada una de las Hidroecoregiones definidas debiera tener planes de acción propios y distintivos, enfocados a las variables ambientales más importantes. Como por ejemplo control de la salinización en las cuencas del Altiplano y Loa-Camarones.

Además, la escala de Hidroecorrección podría utilizarse como referencia de cambio de una cuenca, para proyectos futuros y algunos que ya hayan tenido impactos significativos. Un caso a recalcar es el de Copiapó, que no entra en alguna de las Hidroecoregiones propuestas, esto puede ser atribuido a que constituiría una cuenca de transición, con un régimen hidrológico altamente intervenido.

La metodología propuesta en este estudio y las Hidroecoregiones identificadas pueden ser aplicadas directamente a las necesidades inmediatas de los diferentes organismos del Estado, incluyendo el desarrollo de criterios y de estándares biológicos de calidad de agua y el establecimiento de metas para la gestión de la contaminación y conservación de especies hidrobiológicas (Omernik y Griffith, 1991; Hughes et al., 1990; Whittier et al, 1988).

A partir de los resultados obtenidos es posible plantear la necesidad de realizar un análisis diferencial de ríos localizados en cuencas exorreicas a lo largo de Chile, aún cuando las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas constituyen el proceso que mantiene los ecosistemas acuáticos, se debe complementar el análisis con un balance de masa de sales (ríos zona norte), balance de masa de nutrientes (zona centro-sur) y balance térmico (zona austral).

3.6 Referencias

Bray, J. Y J. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27:325-349.

Bryce, S.A., Omernik, J.M., and Larsen, D.P., 1999, Ecoregions – a geographic framework to guide risk characterization and ecosystem management: *Environmental Practice*, v. 1, no. 3, p. 141-155.

Clark, K. Y M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*. 95:205-219.

Clarke KR Y Warwick RM. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 1st edition: Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 144pp. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 172pp.



Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18, 117-143.

Cushing, C.E., McIntire, C.D., Cummins, K.W., Minshall, G.W., Petersen, R.C., Sedell, J.R. y Vannote, R.L., 1983. Relationships among chemical, physical and biological indices along river continua based on multivariate analyses. *Arch. Hydrobiol.*, 98: 317-326.

Cushing, C.E., McIntire, C.D., Sedell, J.R., Cummins, K.W., Minshall, G.W., Petersen, R.C., y Vannote, R.L., 1980. Comparative study of physical-chemical variables of streams using multivariate analyses. *Arch. Hydrobiol.*, 89: 343-352.

Geller, W. 1992. The temperature stratification and related characteristics of Chilean lakes in midsummer. *Aquatic Sciences*. 54-57

Hair JF JR, RE Anderson, LT Tatham Y WC Black. 1995. *Multivariate data analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, Upper. Saddle River, New Jersey, USA. 745 pp.

Hughes, R.M. AND Larson, D.P., 1988. Ecoregions: An approach to surface water protection. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 60: 486-493.

Hughes, R.M., Whittier, T.R., Rohm, C.M., Y Larsen, D.P., 1990, A regional framework for establishing recovery criteria: *Environmental Management*, v. 14, no. 5, p. 673-683.

Larson, D.P., Dudeley, D.R. y Hughes, R.M., 1988. A regional approach for assessing attainable surface water quality: An Ohio case study. *J. Soil Water Conserv*, 43: 171-176.

Niemeyer, H y P. Cereceda. 1984. *Hidrografía. Geografía de Chile. Tomo VIII*. Instituto Geográfico Militar. Chile.

Omernik, J.M. Y Griffith, G.E. 1991. Ecological regions vs. hydrologic units: frameworks for managing water quality: *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 46, no. 5, p. 334-340.

Omernik, J.M. Y Griffith, G.E., 1991. Ecological regions versus hydrological units: Frameworks for managing water quality. *J. Soil Water Conserv*, 46: 334-340.

Omernik, J.M., Rohm, C.M., Lillie, R.A. Y Menser, N., 1991. Usefulness of natural regions for lake management: Analysis of variations among lakes in northwestern Wisconsin, USA. *Environ. Manage.*, 15: 281-293.

Pardo R. E I. Vila. 2006. *Causas que podrían determinar la eutroficación en los lagos Chilenos*. EUTROSUL. San Carlos, Brasil.



Peredo-Parada, M., F. Martínez-Capel, J. Alcaraz, M. Bargay. 2009. Potential geographical distribution of two endemic freshwater fishes (*P. gillissi* and *D. camposensis*) of Chile . 7th ISE & 8th HIC Chile, 2009.

Pennak, R.W., 1971. Towards a classification of lotic habitats. *Hydrobiologia*, 38: 321-334.

Rees, R.M., Parker-Jervis, F. Y Crasser, M.S., 1989. Soil effects on water chemistry in three adjacent upland streams at Glendye in northeast Scotland. *Water Res.*, 23:511-517.

Sabater, F., Sabater, S. Y Armengol, J., 1990. Chemical characteristics of a Mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. *Water Res.*, 24: 143-155.

Sernapesca. 2006 "Obtención de Información Para La Clasificación de la Fauna Acuática Continental".

Sokal Y Rohlf. 1995. *Biometry*. Third Edition. Freeman and company. New Cork. 887 pp.

Whittier, T.R., Hughes, R.M., Y Larsen, D.P., 1988, Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 45, p.1264-1278.



4 Sistema río

4.1 Antecedentes generales

Los ríos son ecosistemas lineales que evacuan hacia los océanos el agua caída sobre las masas continentales. Esta transferencia gravitacional hace que se disipe la energía potencial contenida en el agua, dando como resultado modificaciones importantes en la morfología de los cauces fluviales. El proceso hidráulico derivado de esta pérdida se desarrolla en forma previsible en los cauces, de manera que las morfologías adoptadas por los diversos ríos del mundo son muy parecidas entre sí cuando son similares las condiciones topográficas, altitud y pluviosidad.

Además, las condiciones geográficas de una determinada cuenca fluvial pueden imponer ciertas características específicas a los ríos. En efecto, existen mayores diferencias entre los distintos sectores de un mismo río que entre sectores homólogos de ríos distintos. De ahí que los estudios ecológicos de los ríos tiendan a considerar divisiones altitudinales de los sistemas fluviales, con criterios físicos, químicos y/o biológicos, en vez de considerar el sistema en su conjunto desde el nacimiento hasta la desembocadura. Sin embargo, tales subdivisiones se realizan sólo para facilitar el estudio, ya que todo sistema fluvial debe tomarse en última instancia como un todo que presenta una gradación de características a lo largo de su curso.

Los ríos chilenos al drenar la vertiente occidental de la cordillera de los Andes y desembocar en el Pacífico, con la excepción de aquellos que drenan las planicies altiplánicas y que corren en cuencas paralelas al valle central, son cortos y torrenciales. Esta característica influye fundamentalmente en la carga de sólidos que arrastran las aguas.

Tal como está ampliamente detallado en la literatura, mayor es la carga y el tamaño de las partículas que arrastra la corriente en sistemas de características torrenciales. Este hecho influye directamente tanto en la morfología fluvial como en la calidad química de las aguas, dado que el flujo alto tiende a incrementar la acción erosiva y a transportar mayor cantidad de material en suspensión. Este material particulado en suspensión en contacto con el agua es transformado y degradado en procesos físico-químicos y/o biológicos, dando como resultado las características químicas al agua. En la zona central de Chile, al disminuir los caudales durante el período estival, el flujo se reduce progresivamente hasta alcanzar el flujo basal, en ese entonces las masas hídricas permanecen mayor tiempo en el río, depositando la mayor parte de su carga de material particulado.



4.2 Características físicas de los ríos chilenos

4.2.1 Topografía de las cuencas

Para entender las propiedades de los ríos chilenos es necesario comenzar con la descripción de las características topográficas. Chile tiene una forma muy particular, orientada de norte a sur, con aproximadamente 4.000 km. de longitud y 200 km de ancho en promedio. Adicionalmente, presenta una sección transversal muy pronunciada (este-oeste), desde el nivel del mar hacia las tierras altas de la cordillera de Los Andes con altitudes máximas cercanas a 6.000 m.s.n.m.

A partir de un Modelo Digital de Terreno GTOPO30 (USGS, 2005) se calcularon las pendientes del terreno (Figura 4.1). Es claro que la pendiente del terreno asociada a las montañas (orden 10-60%) es mucho mayor que la del cauce del río (orden 1-6%). Se debe tener en cuenta que no siempre existe una dependencia entre la topografía del terreno montañoso y la topografía del valle adyacente que contiene el cauce por donde escurre el agua. El mapa de pendientes muestra que una gran proporción del país tiene características topográficas de montaña con pendientes abruptas. Las zonas de baja pendiente de mayor extensión se encuentran en el Norte Grande (desierto y altiplano) y la zona Centro-Sur de Santiago a Chiloé. Tomando como base estos dos mapas (Figura 4.1), se puede efectuar una sectorización de zonas homogéneas en Chile.

4.2.2 Hidrología

De acuerdo a sus diferentes características, Niemeyer y Cereceda (1984) han clasificado al país en 5 zonas hidrográficas, según se muestra en la Tabla 4.1. La secuencia de norte a sur, va desde la zona árida, semiárida, subhúmeda, húmeda hasta campos de hielo en la Patagonia. A continuación se describe en detalle cada una de las zonas hidrográficas:



Tabla 4.1. Zonas hidrográficas de Chile, según Niemeyer y Cereceda (1984).

Zona	Zona Hidrográfica	Región
I	Ríos de régimen esporádico en la Zona Árida de Chile	XV, I, II y III
II	Ríos en torrente de régimen mixto en la Zona Semiárida de Chile	III, IV y V
III	Ríos en torrente de régimen mixto en la Zona Subhúmeda de Chile	V, RM, VI, VII y VIII
IV	Ríos tranquilos con regulación lacustre en Zona Húmeda de Chile	VIII, IX, XIV y X
V	Ríos caudalosos trasandinos y campos de hielo en la Patagonia de Chile	X, XI y XII

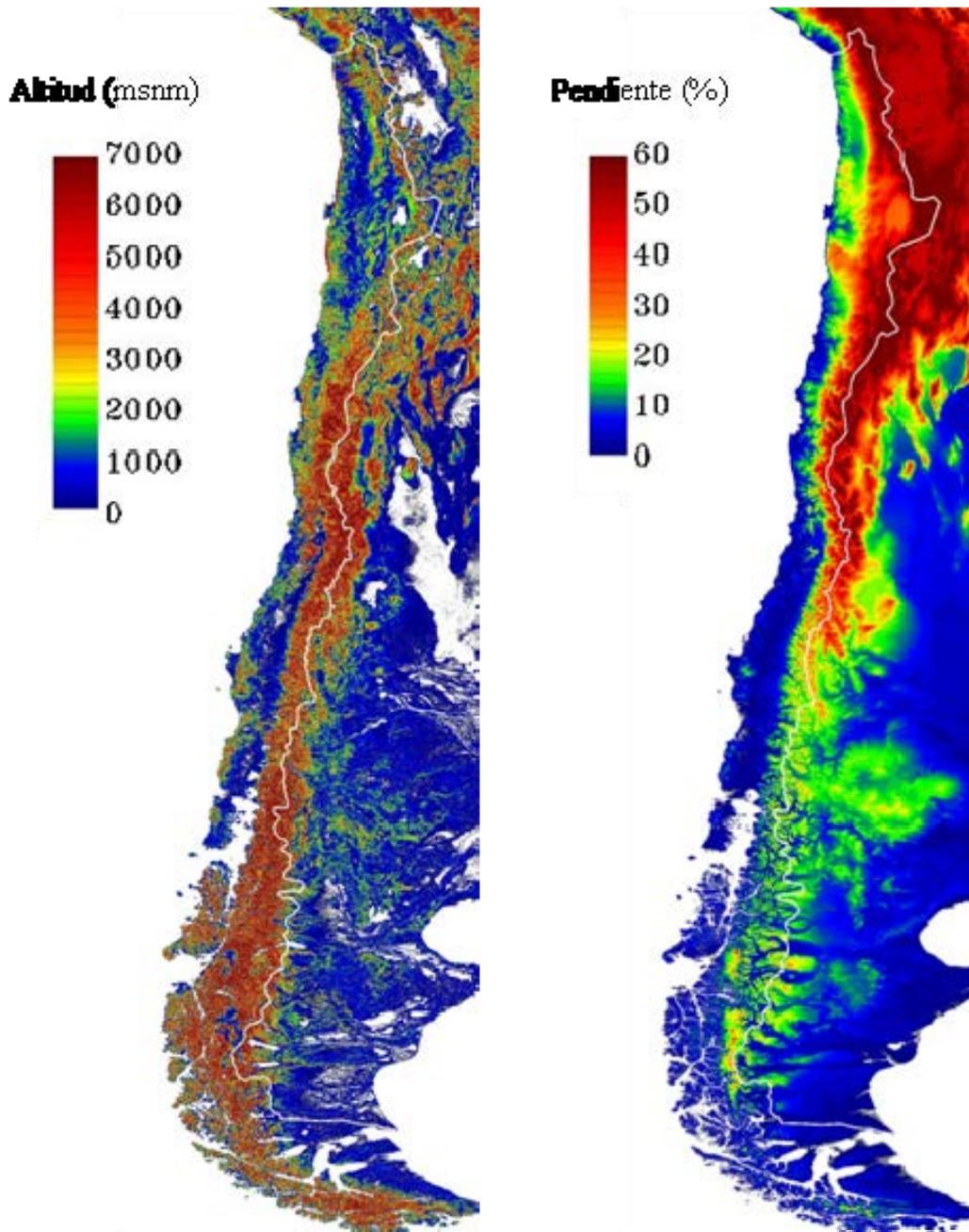


Figura 4.1. Chile, Topografía SRTM30. Altitud (msnm) y Pendientes (%).
(Fuente: elaboración propia).



Zona I: Ríos de régimen esporádico en Zona Árida (Figura 4.2)

Esta zona en particular se caracteriza por flujos intermitentes dado que la alimentación es entregada principalmente por las lluvias estivales de los Andes que marca la estación de invierno altiplánico. El destino de las aguas puede ser variado, dependiendo de la topografía y de las condiciones ambientales como el clima. Las cuencas que son capaces de drenar el caudal hasta el mar son las cuencas exorreicas, como son Lluta, Azapa, Camarones y el Loa (Tabla 4.2).

La zona de alta puna de la cordillera es prácticamente una meseta de bajas pendientes, cercada por montañas y volcanes, por lo que el agua queda retenida en lagunas o salares altiplánicos, que posteriormente infiltra o salen por flujos evaporativos. Existen mesetas de altura intermedia donde el agua llega, ya sea por escurrimiento superficial o afloramiento de aguas subterráneas en vertientes y vegas, formando lagunas y salares importantes como el Salar de Atacama, Punta Negra y la Pampa del Tamarugal (Salar de Llamara). A estas cuencas se les llama endorreicas, dado que sus cuerpos de agua interior permiten la desembocadura de diversos tipos de escurrimiento.

Dada la aridez de la región, hay también una importante zona de cuencas arreicas, que no tienen desembocadura dado que el flujo de agua se infiltra o evapora gradualmente, sin poder llegar al mar o cuerpos interiores. Se puede identificar la zona preandina donde se encuentra situada las cuencas de Taltal y Pan de Azúcar, como también muchas otras cuencas arreicas costeras.

Tabla 4.2. Clasificación de cuencas en la Zona I

Exorreica	Endorreica	Arreica
<p>Andinas: Loa;</p> <p>Preandinas: Lluta, Azapa y San José, Vitor, Camarones y Camiña o Tana.</p>	<p>Andinas: Cuencas cerradas de la puna.</p> <p>Preandinas: Pampa del Tamarugal, Salar de Atacama y Salar de Punta Negra.</p>	<p>Preandinas: El Carmen, La Negra, Taltal y Pan de Azúcar. Costeras: Cuencas arreicas de la Cordillera de la Costa.</p>

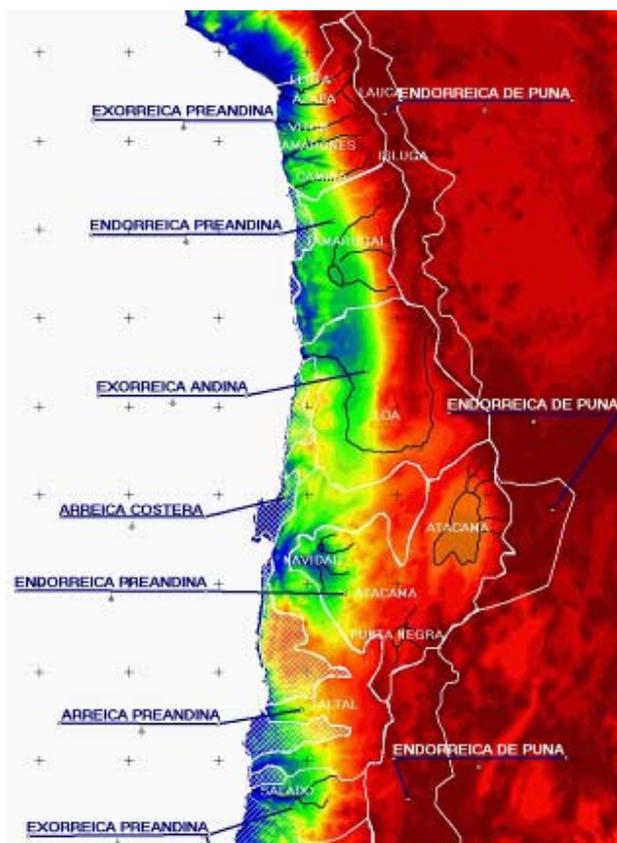


Figura 4.2. Cuencas principales de la Zona I y topografía. (Fuente: elaboración propia).

Zona II: Ríos en torrente de régimen mixto en la Zona Semiárida de Chile (Figura 4.3)

Esta zona principalmente cuenta con cuencas exorreicas andinas y preandinas con una alimentación Nivo-pluvial, excepto Aconcagua, Maipo y Bio Bío que son pluvio-nivales. Existen numerosos valles transversales que encauzan las aguas en sentido este-oeste, tal como el Elqui, Limarí y Choapa (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Clasificación de cuencas en la Zona II

Exorreica

Andinas: Salado, Copiapó, Huasco, Elqui, Limarí, Choapa, Petorca, La Ligua y Aconcagua.

Preandinas: Qda. Algarrobal, Chañaral de Aceitunas, Los Choros, esteros Lagunillas, Conchalí, Pupío y río Quilimarí.

Costeras: numerosas cuencas identificables.

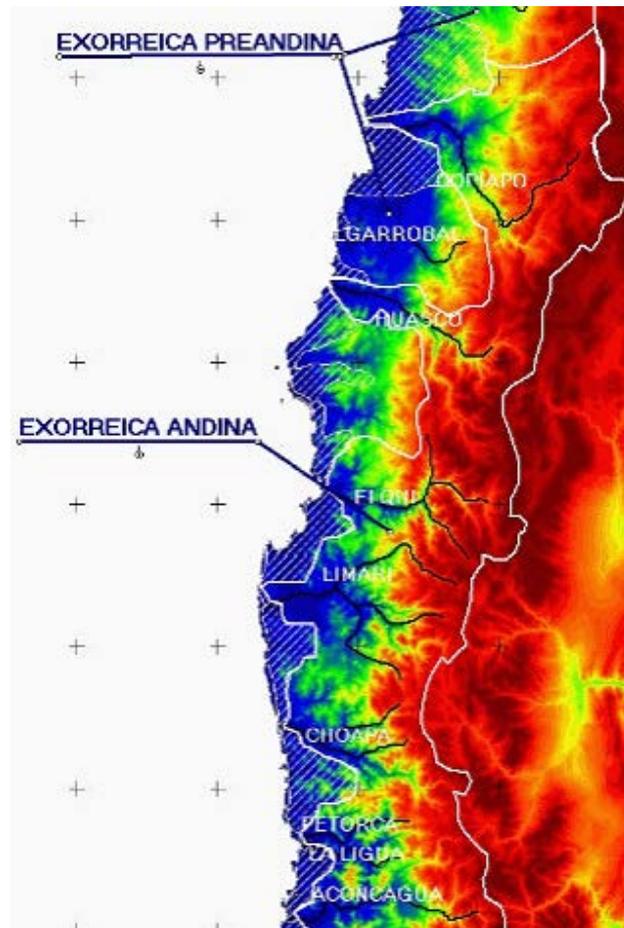


Figura 4.3. Cuencas principales de la Zona II y topografía. (Fuente: elaboración propia).



Zona III: Ríos en torrente de régimen mixto en la Zona Subhúmeda de Chile (Figura 4.4)

Esta zona cuenta con un patrón transversal que se compone de la Alta cordillera, una depresión intermedia donde están situados los grandes centros poblados, una cordillera de la costa claramente identificable y desmembrada de los Andes, y los valles costeros en el litoral. El régimen mixto es del tipo Pluvio-nival, se cuenta sólo con cuencas exorreicas. En las cuencas ubicadas entre el río Maule y Biobío se observan zonas, en la parte media y baja de la cuenca, de pendientes bajas, las que físicamente condicionan un tipo de escurrimiento característico de ríos que cuentan con un ancho considerable en la mayor parte de su extensión (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Clasificación de cuencas en la Zona III

Exorreica

Andinas y Preandinas: Maipo (subcuencas Yeso, Volcán, Colorado, Mapocho y Puangue), Rapel (subcuencas Cachapoal y Tinguiririca), Mataquito (subcuencas Teno y Lontué), Maule (subcuencas Melado-Guaiquivilí, Loncomilla, Longaví, Perquilauquén y Claro), Itata (subcuencas Ñuble, Cholguán, Huepil y Diguillín), BioBío (subcuencas de la Laja, Duqueco, Bureo y Vergara)

Costeras: numerosas

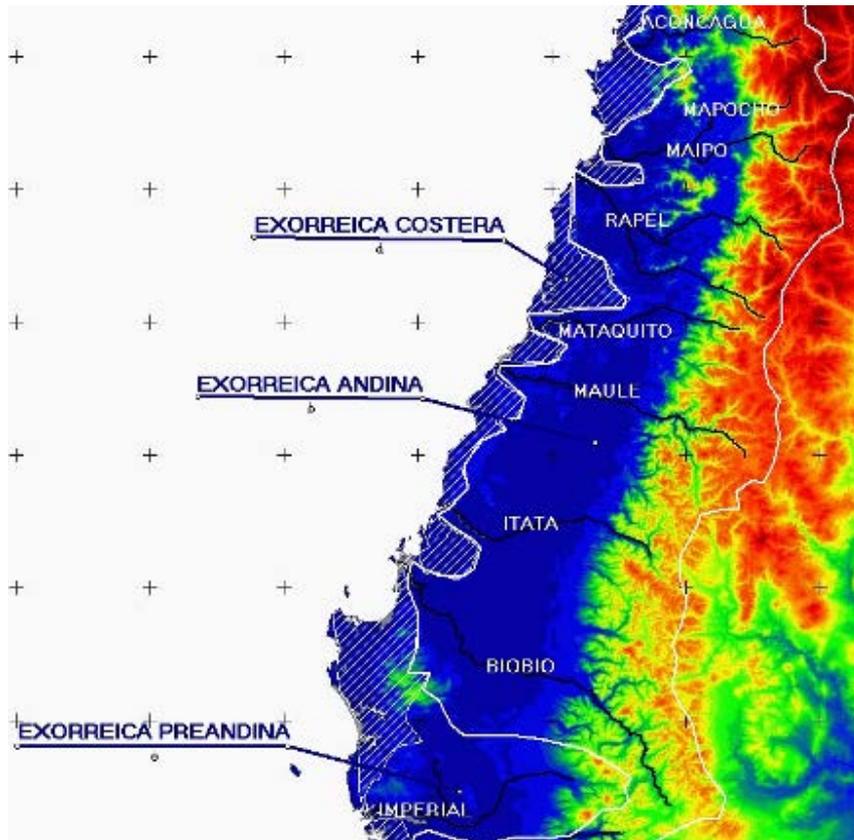


Figura 4.4. Cuencas principales de la Zona III y topografía. (Fuente: elaboración propia).

Zona IV: Ríos tranquilos con regulación lacustre en Zona Húmeda de Chile (Figura 4.5)

Esta zona se caracteriza por tener cuencas Exorreicas Andinas y Preandinas, sectores de bajas pendientes y una serie de lagos que regulan el flujo de sus ríos. La sola excepción sería el Río Valdivia que tiene origen en una cuenca trasandina, que a través de una secuencia de ríos y lagos (Pirihueico y Riñihue) logra desembocar en el océano Pacífico (Tabla 4.5). El régimen principal que regula los flujos es Pluvio-Nival.

Tabla 4.5. Clasificación de cuencas en la Zona IV

Exorreica

Andinas: Toltén, Bueno y Petrohué.

Preandinas: Imperial, Maullín y Chamiza.

Trasandinas: Valdivia

Costeras: numerosas

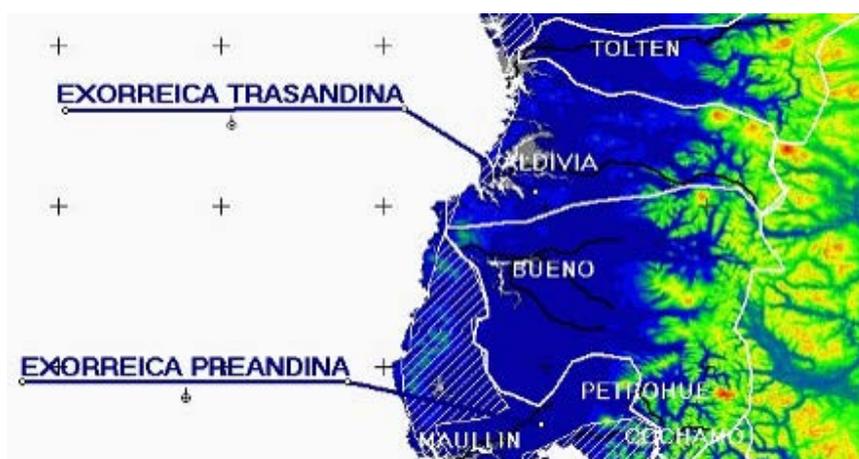


Figura 4.5. Cuencas principales de la Zona IV y topografía. (Fuente: elaboración propia).



Zona V: Ríos caudalosos trasandinos y campos de hielo en la Patagonia de Chile (Figura 4.6)

Esta zona presenta varios tipos de cuencas, como también diversos tipos de régimen de alimentación. La topografía muestra la desaparición del cordón montañoso andino y la costa desmembrada en islas. Se aprecia una gran cantidad de portezuelos que permiten la conexión con las cuencas de origen trasandino. Todos estos elementos hacen que la zona cuente con cuencas andinas, trasandinas y costeras (Tabla 4.6). Cabe mencionar que al extremo sur incluso hay cuencas que drenan hacia el Océano Atlántico. La alimentación también es variada, contando principalmente con regímenes Nivo-pluviales, Pluvio-nivales y Pluvio-glaciales.

Tabla 4.6. Clasificación de cuencas en la Zona V

Exorreica

Andinas: Cochamó, Vodudahue, Reñihue, Corcovado y Bravo.

Trasandinas: Puelo, Yelcho, Palena, Cisnes, Aysén, Baker, Pascua, Serrano y Gallego.

Costeras: numerosas

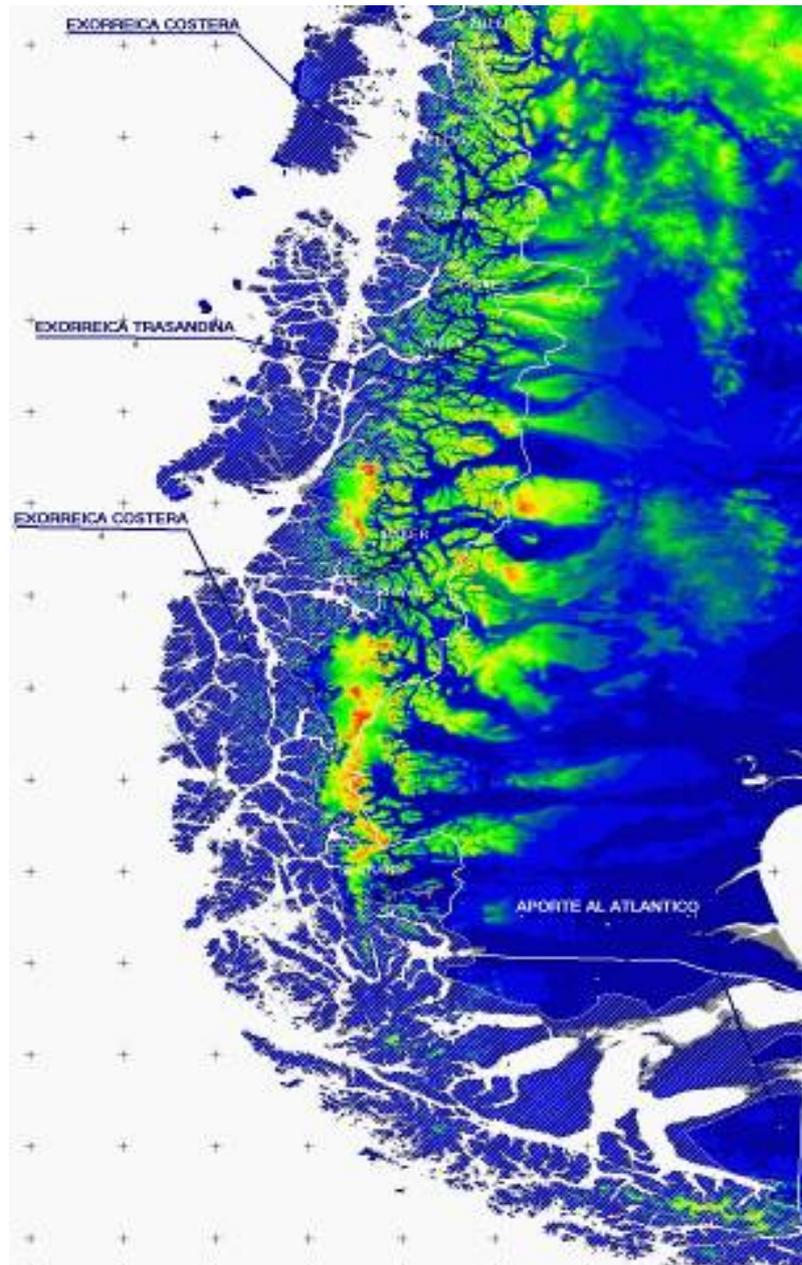


Figura 4.6. Cuencas principales de la Zona V y topografía. (Fuente: elaboración propia).

4.2.3 Pendiente de los ríos

La topografía se considera la primera variable que determina las condiciones físicas del escurrimiento de un río. Para visualizar la importancia de esta variable se realizó un ejercicio práctico en el río Clarillo (RM), a partir de la obtención de fotografías de diferentes secciones del río en el tramo comprendido entre 850 y 1150 msnm (Figura 4.7). Estas secciones se caracterizan por tener una forma escalonada entre rápidos y pozas, y además un gran cantidad de rocas dentro del lecho (Figura 4.8).

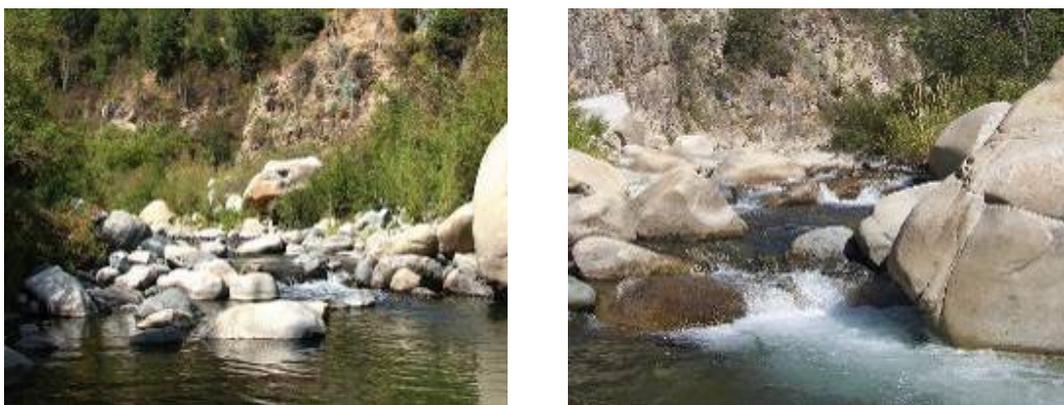


Figura 4.7. Secciones transversales del Río Clarillo. (Fuente: elaboración propia).

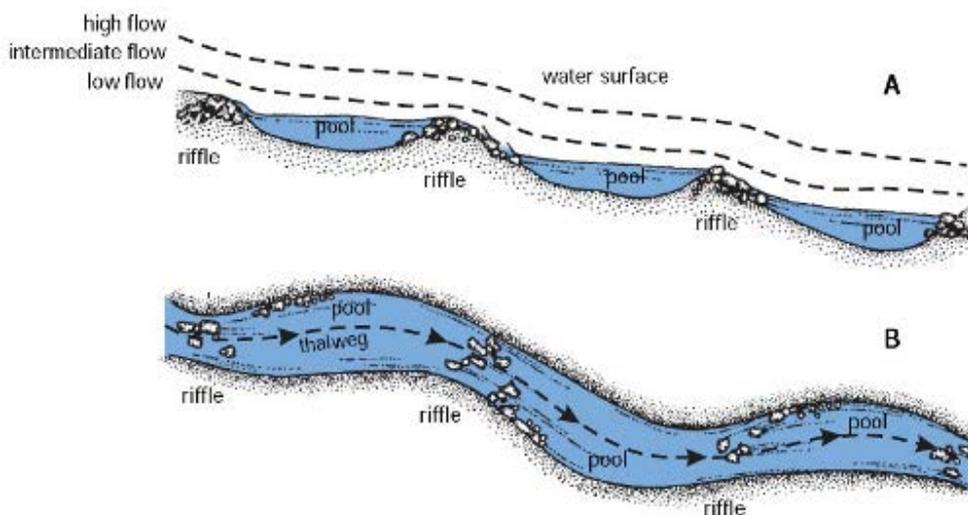


Figura 4.8. Esquema de sistema escalonado Rápido-Poza. Vista longitudinal (A) y vista de planta (B). (Fuente: Modificado de Higginson y Johnston (1988)).



Sobre la base de fotografías se estimó una sección transversal tipo, con el fin de alimentar al modelo hidráulico HECRAS. El perfil longitudinal, en cambio, ha sido obtenido de un perfil de terreno de la topografía SRTM a lo largo del lecho del Río Clarillo. Se consideraron tramos de aproximadamente 350m entre cada sección ingresada al modelo. En el tramo de 8,5 km se ingresaron 26 secciones transversales. Los resultados muestran que para el rango de pendientes (entre 2.5% y 6%, Figura 4.9), el flujo frecuentemente alcanza valores supercríticos del número de Froude. La morfología se caracteriza por tener sistemas intercalados-escalonados de rápidos y pozas. Luego hacia aguas abajo, la pendiente disminuye y el cauce se ensancha, además evidenciando una diferente granulometría del material fluvial. Cuando la pendiente se hace aún menor, la morfología del cauce comienza a acercarse a la de un trenzado.

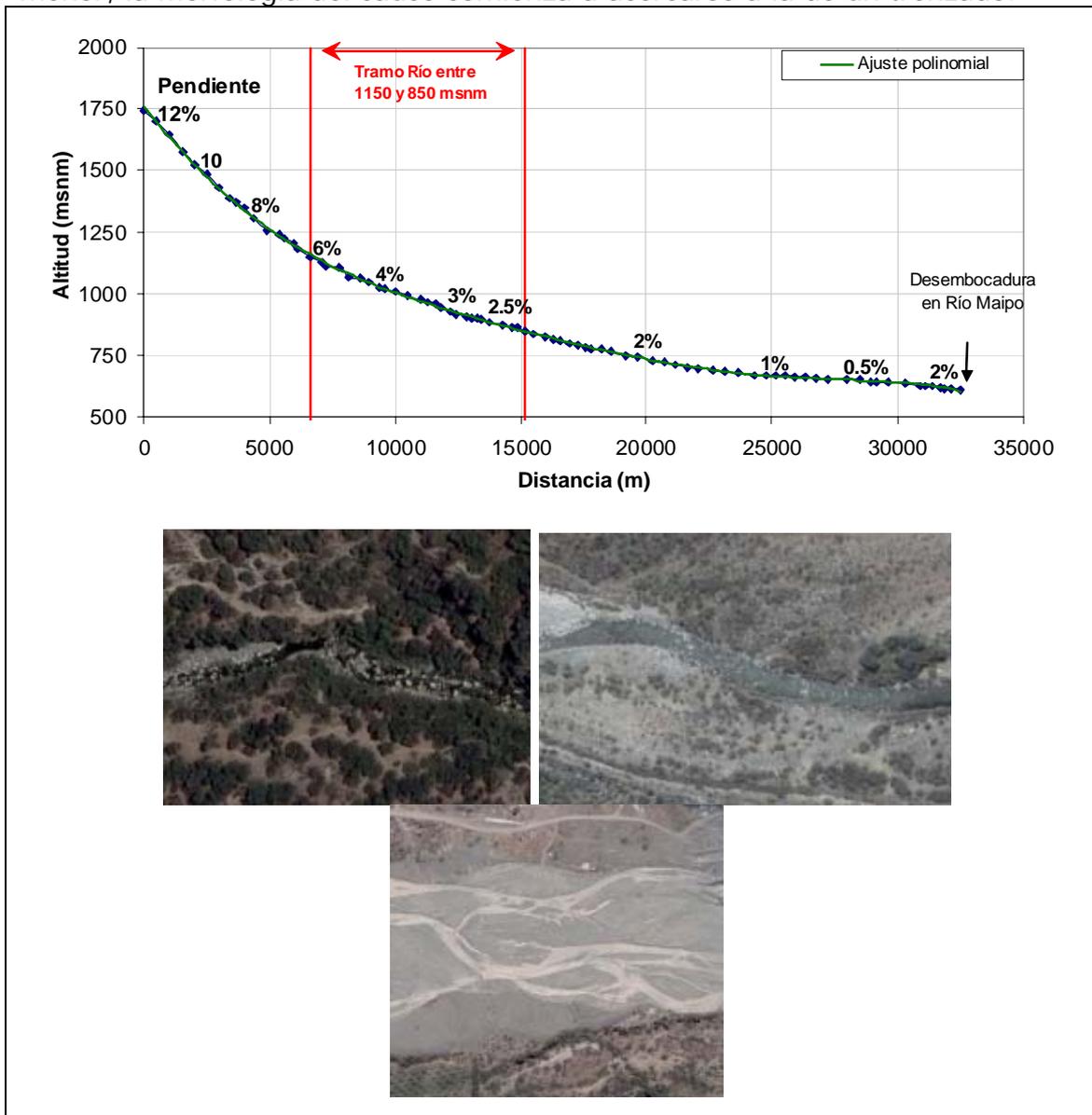


Figura 4.9. Perfil longitudinal del Río Clarillo y tipos de escurrimiento. Se incluyen vistas aéreas del río Clarillo, correspondiente a la configuración de rápido-pozón y trenzado. (Fuente: elaboración propia).

Utilizando la base topográfica SRTM, y imagen satelital Landsat, se construyó un modelo digital de terreno entre las latitudes 20° y 40° sur. Considerando tramos en promedio de 1 Km., se trazó el perfil longitudinal de 8 ríos, distribuidos en distintas regiones del país. Estos son el río Loa, Copiapó, Limarí, Aconcagua, Maipo, Maule, Biobío y Toltén, según se muestra en la Figura 4.10. Se observa una graduación de los perfiles en sentido Norte-Sur. Las pendientes (a excepción del río Loa), decrecen hacia el sur mostrando un efecto más bajo debido a la cordillera andina.

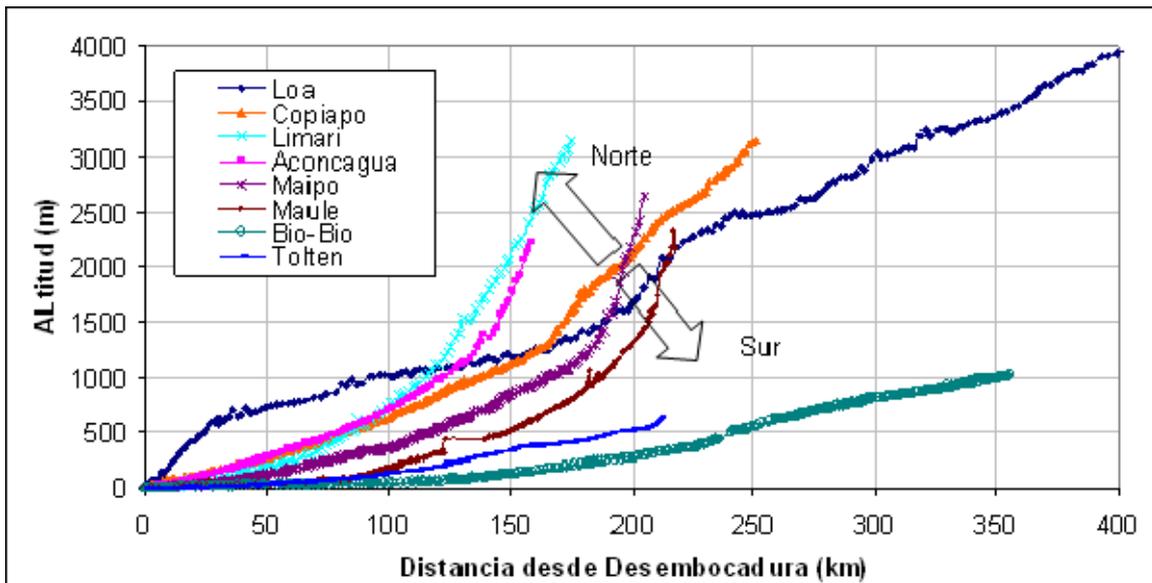


Figura 4.10. Perfiles longitudinales de algunos ríos en Chile. (Fuente: elaboración propia).

Se efectuó un análisis de la pendiente del cauce a lo largo de su recorrido. En cada gráfico que se presentan a continuación se indica la posición de las singularidades en caso que existan. Como referencia se ha trazado el valor de la pendiente 1,6% que corresponde al valor sugerido por Jowett (1993). Dicho valor es empírico e indicará referencialmente la transición entre un escurrimiento tranquilo (*run*) y uno rápido (*riffle*). Ese límite está marcado en los gráficos como una línea verde punteada.



Río Loa

Se aprecian valores bajos en general en torno a 1%, excepto en 2 puntos (círculo negro en la Figura 4.11), que son las zonas donde el trazado del río está orientado Este-Oeste. Se observa que en esas zonas el río tiene mayor poder erosivo, y las riberas son escarpadas.

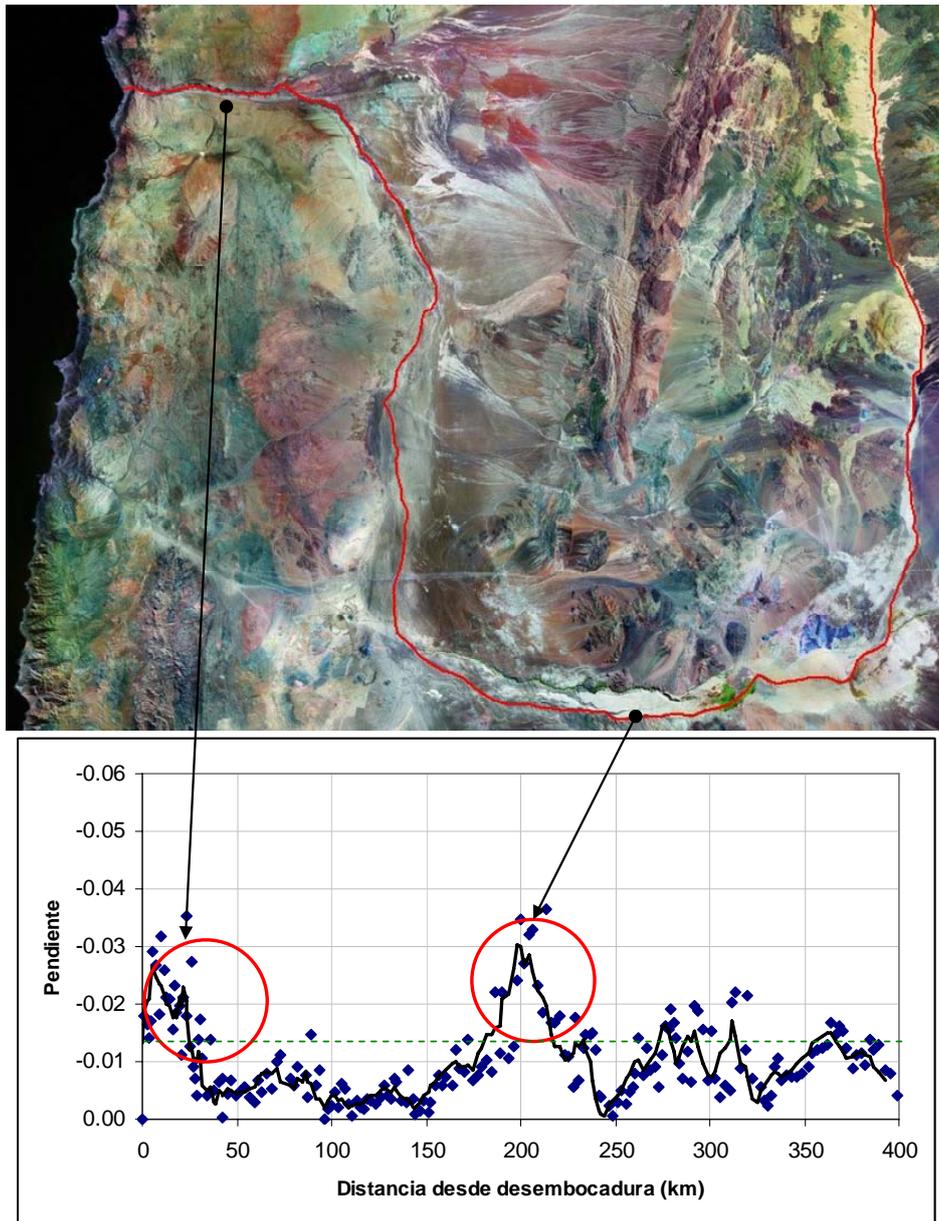


Figura 4.11. Arriba, Río Loa sobre fotografía satelital Landsat. Abajo, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Copiapó

Se observa que precisamente en la confluencia del río Jorquera con río Manflas, que dan origen al río Copiapó, la pendiente pasa por una transición de pendientes bajas en torno a 1% a pendientes de hasta 3%, que están asociadas a régimen de escurrimiento cordillerano (Figura 4.12).

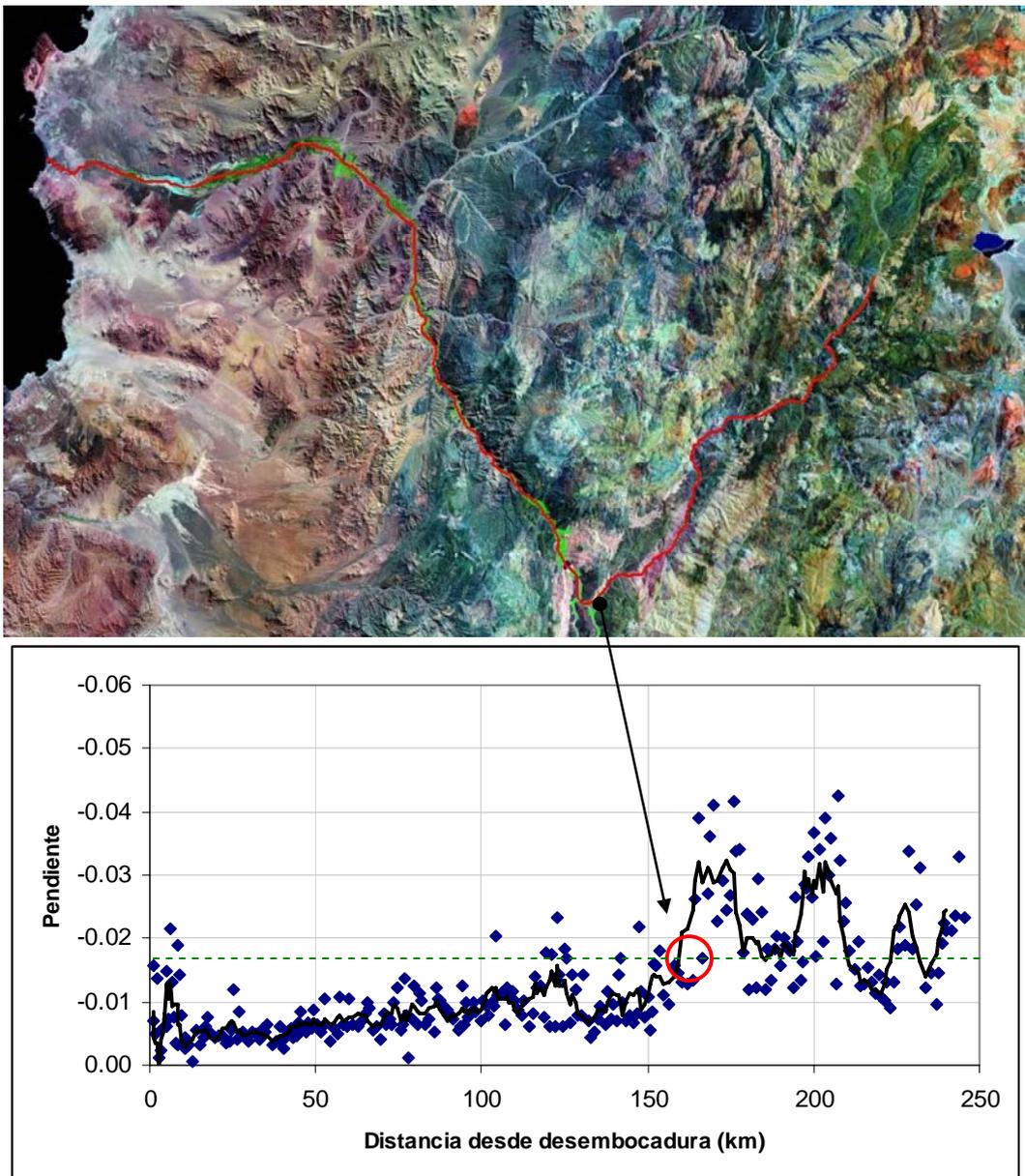


Figura 4.12. *Arriba*, Río Copiapó sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Limarí

Se observa una disminución bastante regular de las pendientes desde la zona cordillerana hasta su desembocadura (Figura 4.13). En la figura se muestra el punto de transición (pendiente aprox. 1,6%).

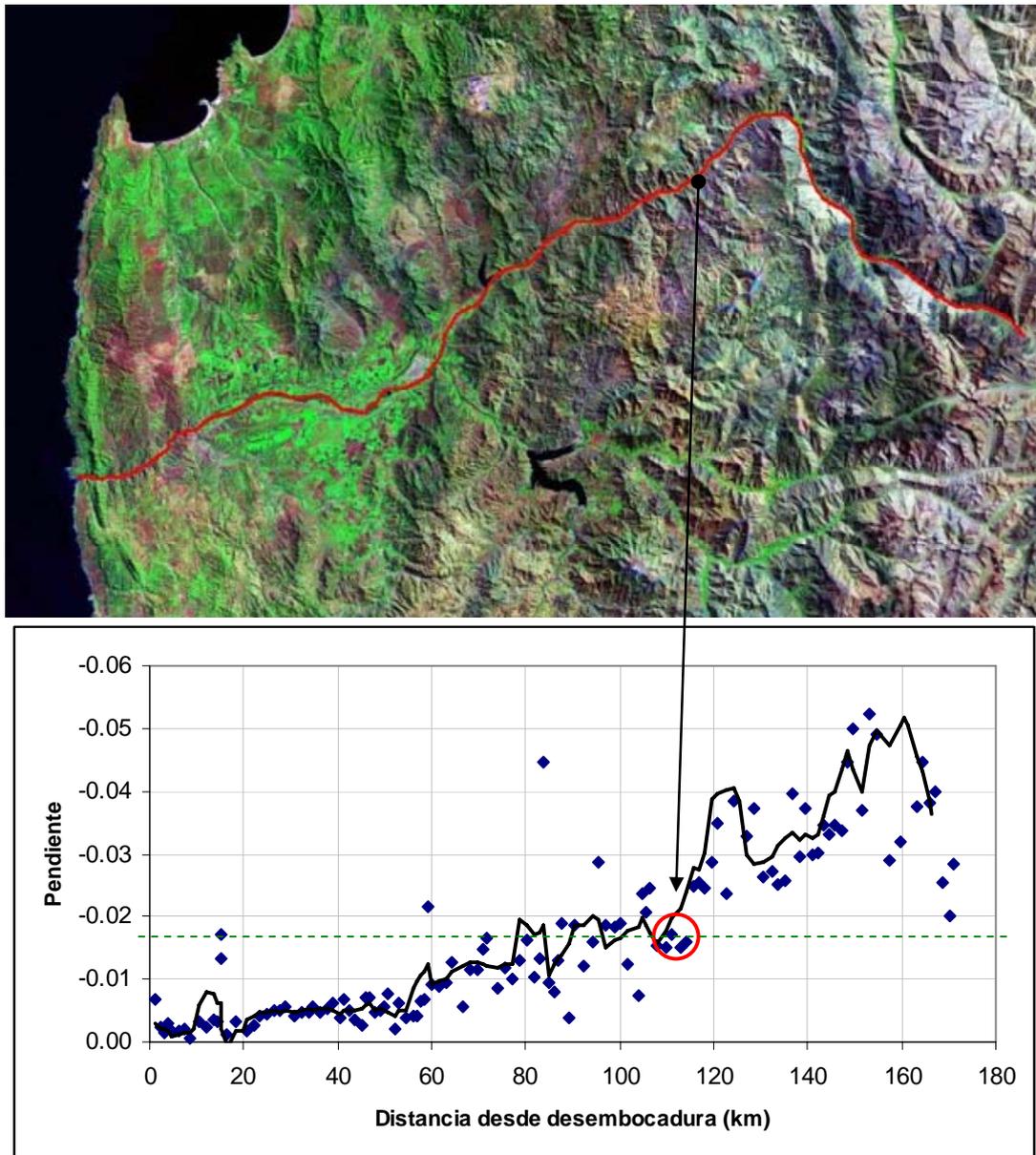


Figura 4.13. *Arriba*, Río Limarí sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Aconcagua

Se aprecia un cambio brusco de pendiente según se indica en la Figura 4.14. Se observa en la fotografía satelital que la transición queda cerca de la ciudad de Los Andes, donde comienza el valle.

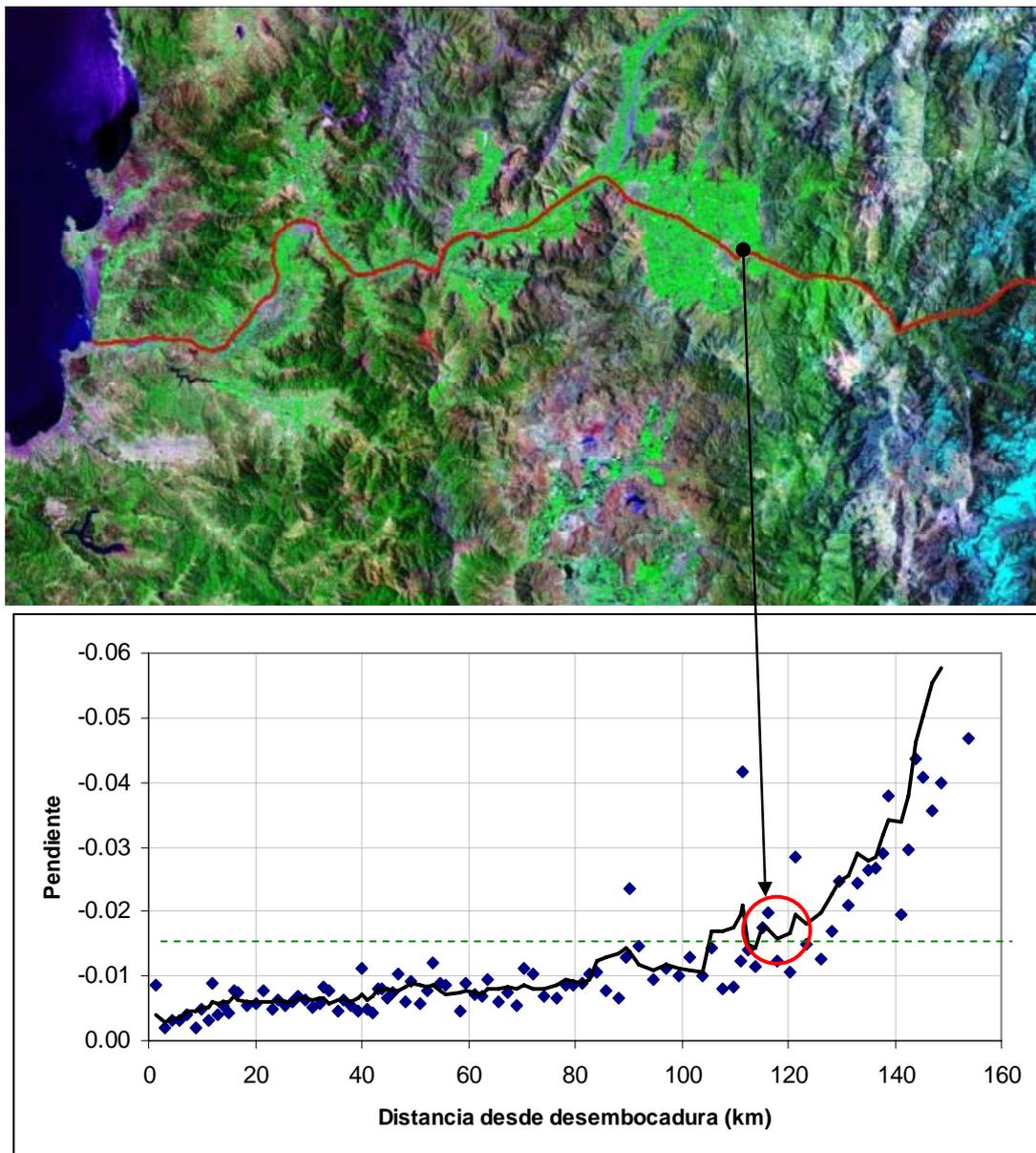


Figura 4.14. *Arriba*, Río Aconcagua sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Maipo

Se muestra la posición de la transición en la precordillera, donde se ve un cambio abrupto de pendiente (Figura 4.15). Ese punto está situado cerca de la cota 1000 msnm, aproximadamente 160 km aguas arriba de la desembocadura.

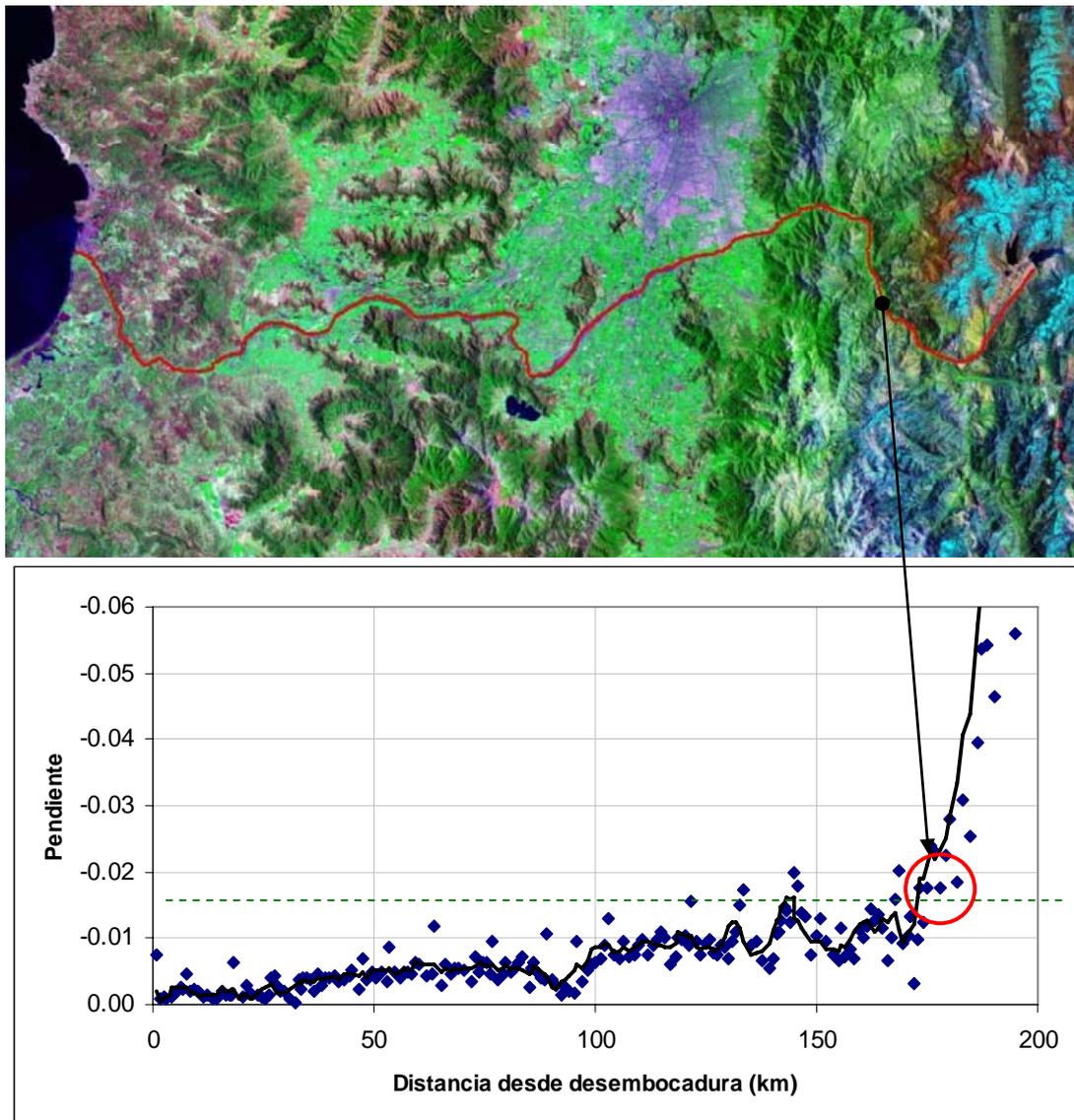


Figura 4.15. *Arriba*, Río Maipo sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Maule

En la Figura 4.16 se indica la posición del Embalse Colbún, y el punto de transición de precordillera. En la zona previa a la desembocadura, las pendientes son bajas, en torno a 1%.

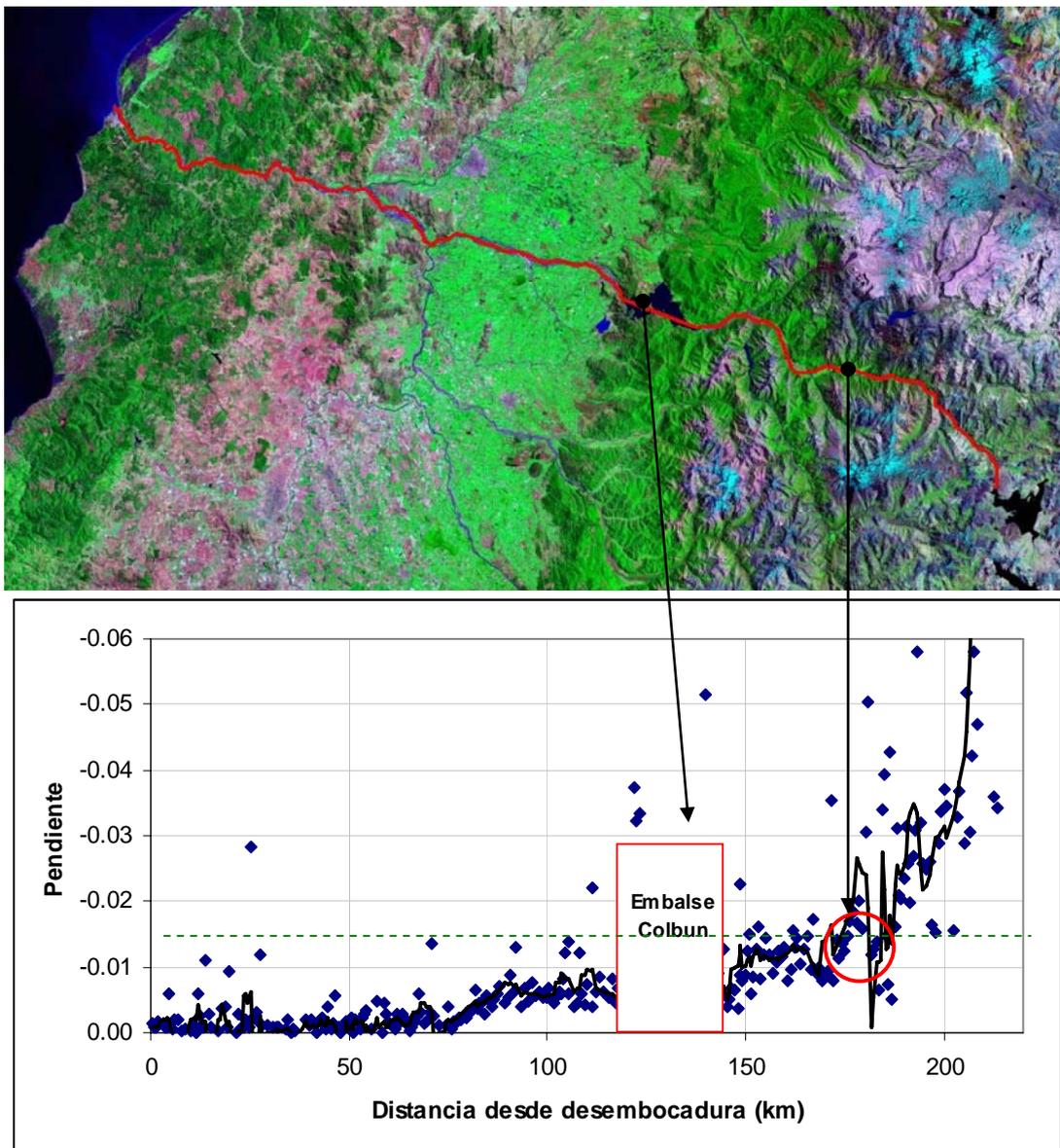


Figura 4.16. *Arriba*, Río Maule sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).

Río Biobío

En la Figura 4.17 se muestra la posición del Embalse Pangué. El río Biobío muestra en su recorrido bajas pendientes, en torno a 1%. Cabe destacar, que el cálculo de pendientes se efectuó con tramos de aprox. 1 Km., por lo tanto se habla de pendiente media. La pendiente local puede ser perfectamente mayor, y mostrar condiciones de flujo de torrente, por ello el valor de transición de 1,6% es referencial.

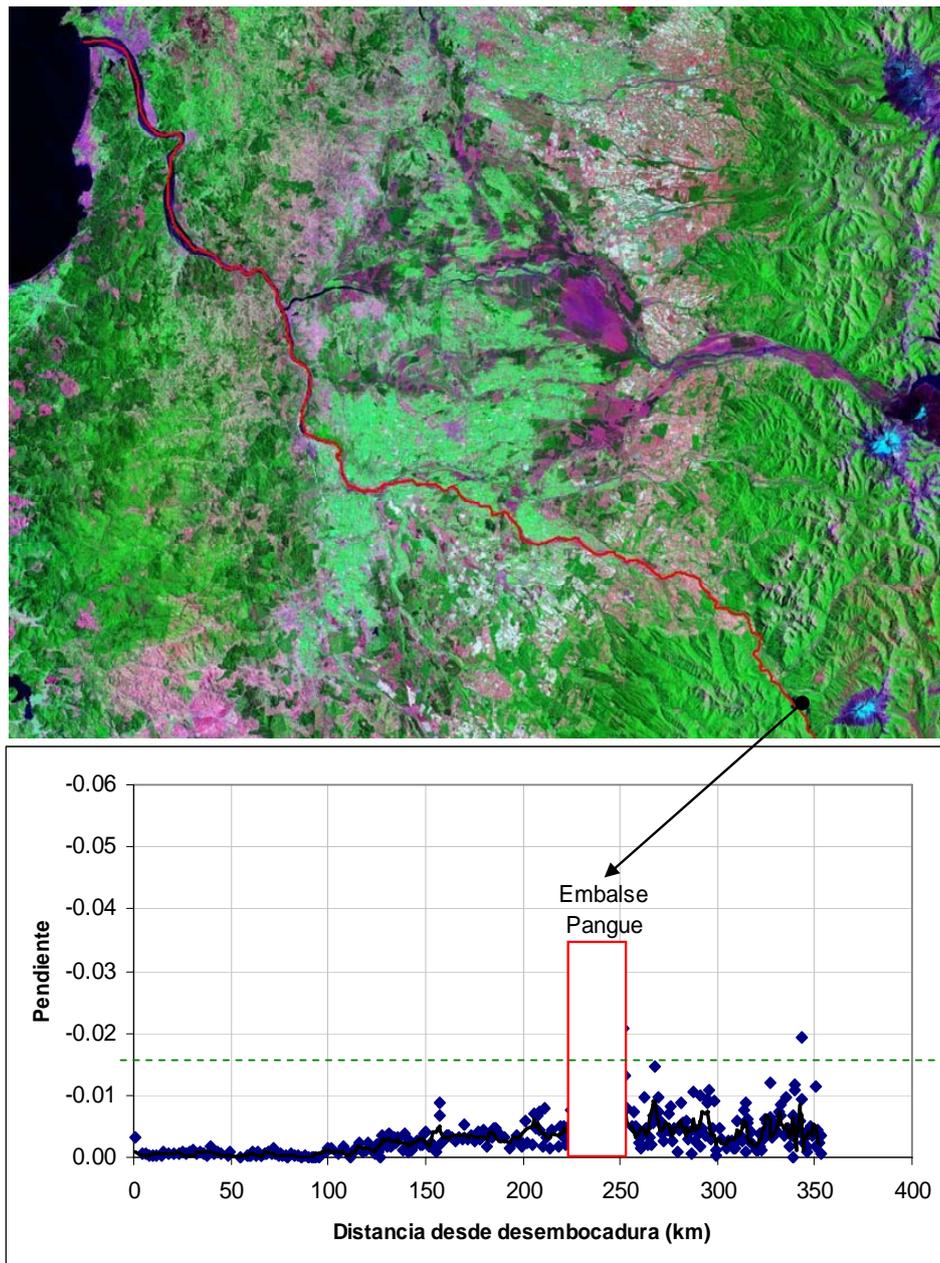


Figura 4.17. Arriba, Río Biobío sobre fotografía satelital Landsat. Abajo, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).



Río Toltén

El río Toltén muestra pendientes muy bajas ($< 1\%$), que caracteriza su escurrimiento tranquilo (Figura 4.18).

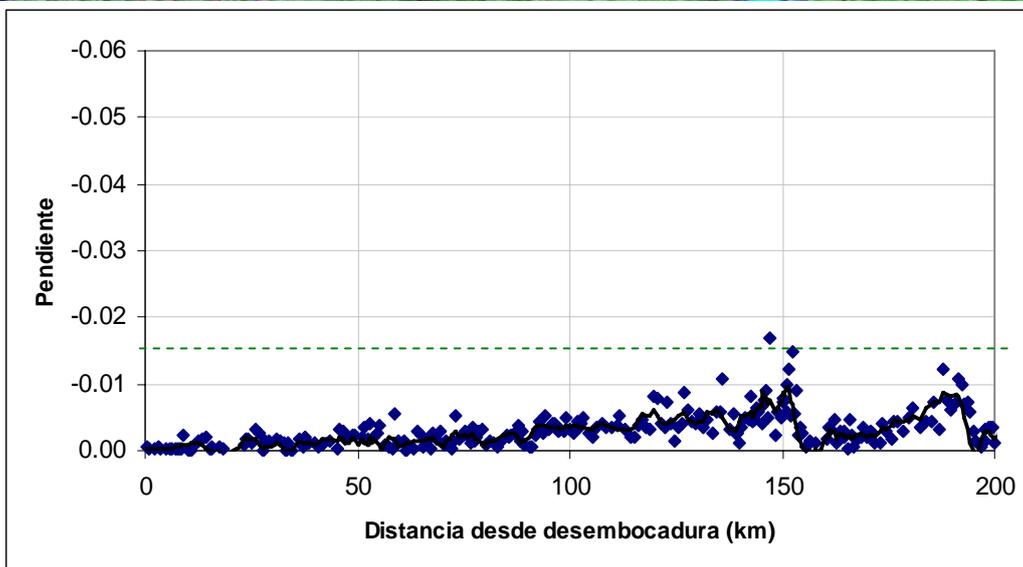
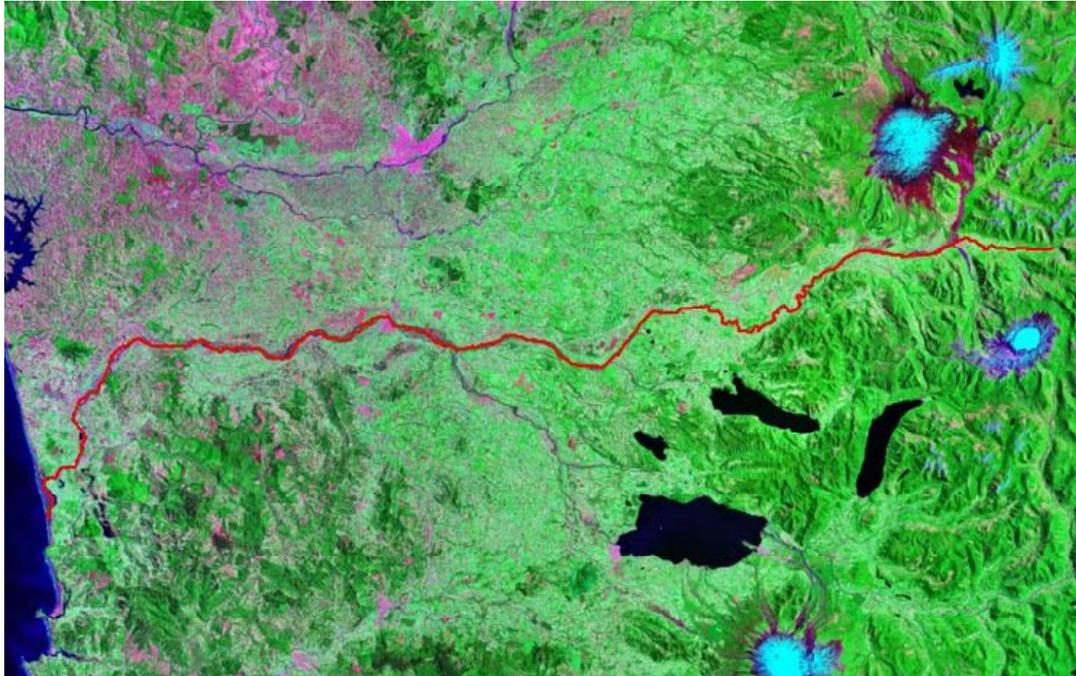


Figura 4.18. *Arriba*, Río Toltén-Allipén sobre fotografía satelital Landsat. *Abajo*, Pendiente del río. (Fuente: elaboración propia).



Estos resultados permiten relevar la singularidad que presentan cada uno de los ríos respecto a la distribución de pendientes, factor que determina en gran medida la respuesta del sistema en términos biológicos y/o de los diferentes servicios ecosistémicos.

4.2.4 Morfología fluvial

Tomando en consideración las características del material que conforman el lecho, los ríos se dividen primariamente en cauces con lecho rocoso y aluvial. Los cauces con lecho rocoso son aquellos que se fundan en roca, por lo tanto, el escurrimiento no tiene la posibilidad de modificar el cauce, al menos en una escala de tiempo de años. Por el contrario, los cauces aluviales son aquellos fundados en sedimentos que ha transportado el propio río, y por lo tanto, tienen amplia libertad para modificar la forma del lecho y riberas.

En los cauces aluviales puede desarrollarse una amplia gama de morfologías relacionadas con la pendiente del terreno y el caudal circulante. Podemos así encontrar cauces aluviales rectos, meandrosos y trenzados. La Figura 4.19 muestra un esquema de cada uno de estos cauces, los cauces rectos se ubican en las zonas de mayor pendiente, mientras que en las zonas de baja pendiente el cauce se trenza. El lecho de los cauces meandrosos está usualmente formado por arena, mientras que el lecho de los cauces rectos se compone principalmente por bolones con cantos redondeados por el efecto erosivo del escurrimiento.

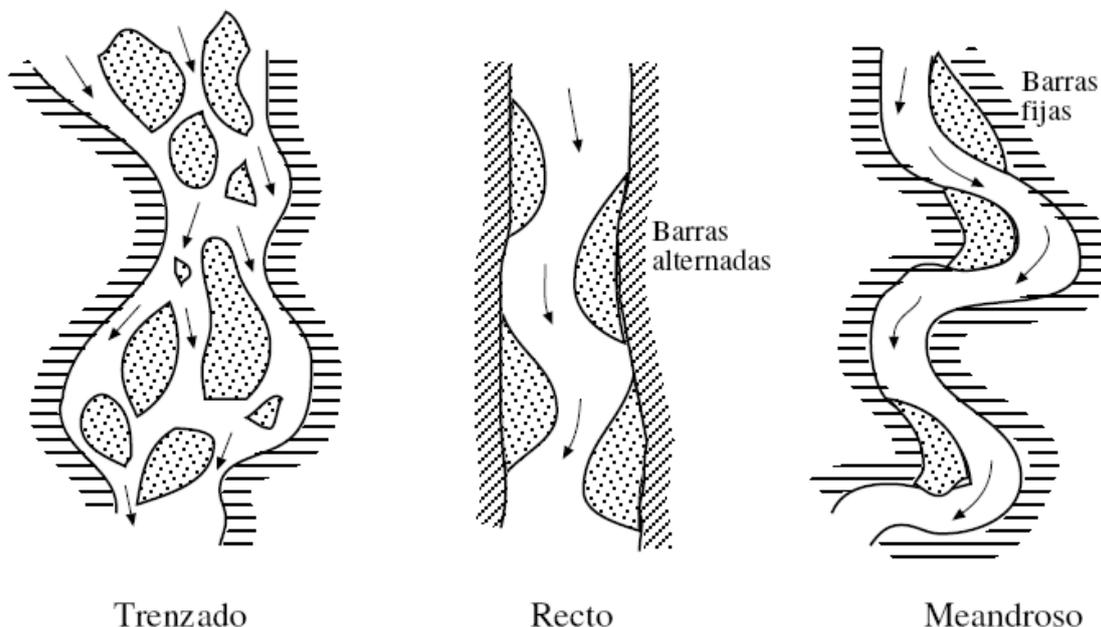


Figura 4.19. Tipos de morfología de cauces. (Fuente: Modificado de Higginson y Johnston, 1988).



Los cauces rectos se dividen espacialmente en función de sus características hidrodinámicas:

- 1 **Cascada:** Escurrimiento que se caracteriza por presentar alta pendiente, donde la energía se disipa por la sucesiva presencia de pequeños “saltos de agua” formados por la presencia de grandes obstrucciones en el cauce (Figura 4.20.a).
- 2 **Lecho plano:** Escurrimiento dado porque el lecho es plano, compuesto por grava gruesa y adoquines. No se registran muchas perturbaciones de la superficie libre por la presencia de las rocas (Figura 4.20.b).
- 3 **Salto-poza:** Secuencia de saltos y pozones (Figura 4.20.c).
- 4 **Rápidos-pozas:** Secuencia de pozones y rápidos de lecho de grava y bolones (Figura 4.20.d).

Esta categoría morfológica de los cauces naturales tiene una directa relación con las condiciones de hábitat de las especies acuáticas en los ríos. Por ejemplo, una morfología tipo cascada no es muy adecuada para el desarrollo de la vida en el río dado que impone altos valores de turbulencia y velocidad de flujo. Por el contrario, un cauce trenzado favorece la heterogeneidad de condiciones del escurrimiento en el eje transversal a éste, aumentando la diversidad de hábitats.



Figura 4.20. Morfología de cauces rectos: a) cascada, b) lecho plano, c) salto – poza y d) rápido – poza (Fuente: elaboración propia).

4.2.5 Profundidad de escurrimiento

La variabilidad transversal y vertical del escurrimiento está en estrecha relación con los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en un río. La velocidad local del escurrimiento, la altura y el tipo de sustrato determinan los niveles de turbulencia, que a su vez están en estrecha relación con las condiciones de hábitat local, los procesos de transporte longitudinal de masa, intercambio de masa e intercambio de gases con la atmósfera.

En el eje transversal del escurrimiento es posible encontrar que la velocidad y la profundidad no son constantes, sino que depende estrechamente de la profundidad local del escurrimiento. La Figura 4.21 muestra un perfil transversal de la velocidad en un cauce recto, donde se observa una región con menor velocidad de escurrimiento y bajas profundidades. Esta región de menor velocidad es un hábitat de refugio para las especies que habitan en el río. No así la zona central donde se desarrollan las mayores velocidades.

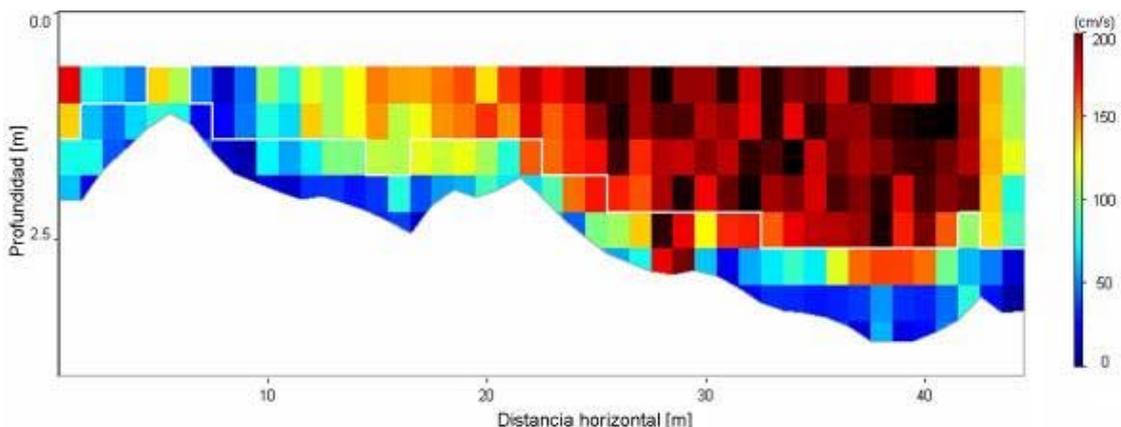


Figura 4.21. Mediciones de la velocidad del escurrimiento en el eje transversal de una sección de río. Color rojo indica mayores velocidades, color azul menores velocidades. Datos obtenidos con un doppler Rivercat. (Fuente: elaboración propia).

4.2.5 Parámetros y procesos hidráulicos

A continuación se describen algunos parámetros y procesos hidráulicos que tiene importancia en la determinación del caudal ecológico:

Rugosidad – Resistencia

Para estimar la resistencia al flujo debido a la rugosidad, se pueden aplicar una serie de metodologías. Entre ellas, las más generales son Chezy y Manning. Adicionalmente, algunos modelos como HEC-RAS incorporan métodos específicos cuando se cumplen otras condiciones. Por ejemplo, el método Keulegan (con



rugosidad alta), Strickler (para flujo uniforme), Limerinos (arena gruesa o grava) y Brownlie (sustrato móvil).

La fórmula de **Chezy** data del año 1768, y fue la primera ecuación que se podía aplicar de forma más general que sus predecesoras, las que eran netamente empíricas y aplicaban sólo al rango de los experimentos efectuados. Este método puede ser utilizado con MIKE11.

$$V = C(h,m) \cdot \sqrt{R \cdot S_f}$$

Donde V : velocidad media del escurrimiento; C : coeficiente de Chezy; h : altura de escurrimiento; m : factor que depende de la rugosidad de las paredes; R : radio hidráulico = $\text{area} / \text{perimetro mojado}$; S_f : pendiente de energía.

Aún después de 200 años, esta formulación se sigue considerando frecuentemente dentro del análisis de rugosidad de canales abiertos.

El método más utilizado globalmente para el cálculo de rugosidad es la ecuación de **Manning** (1891) se utiliza para representar la resistencia al escurrimiento, y es dada por la siguiente relación:

$$n = \frac{R^{2/3} \cdot S_f^{1/2}}{V}$$

Donde n : parámetro de rugosidad de Manning; R : radio hidráulico; S_f : pendiente de energía (en la práctica para flujos uniformes se puede reemplazar por la pendiente de la superficie libre);
 V : velocidad media del escurrimiento.

Este método es usado tanto por HEC-RAS, MIKE11 y DYRIM. La siguiente expresión entrega una estimación para flujos uniformes en canales abiertos:

$$Q = \frac{A \cdot R^{2/3} S_f^{1/2}}{n}$$

Donde Q : Caudal; A : área de la sección transversal del canal.

La mayor dificultad para usar la ecuación de Manning, es la estimación precisa de los valores del parámetro n . Cada canal tiene características propias dependiendo de su tamaño y forma, sustrato, vegetación, rocas, etc. Existen extensas tablas con valores para distintos tipo de canales y planicies de inundación. En la Figura 4.22 se muestra un caso en que además, la rugosidad varía de forma importante según el caudal que tenga el río. Cuando el nivel aumenta se ocupan las planicies de inundación, y la rugosidad cambiará en función de las características de vegetación.

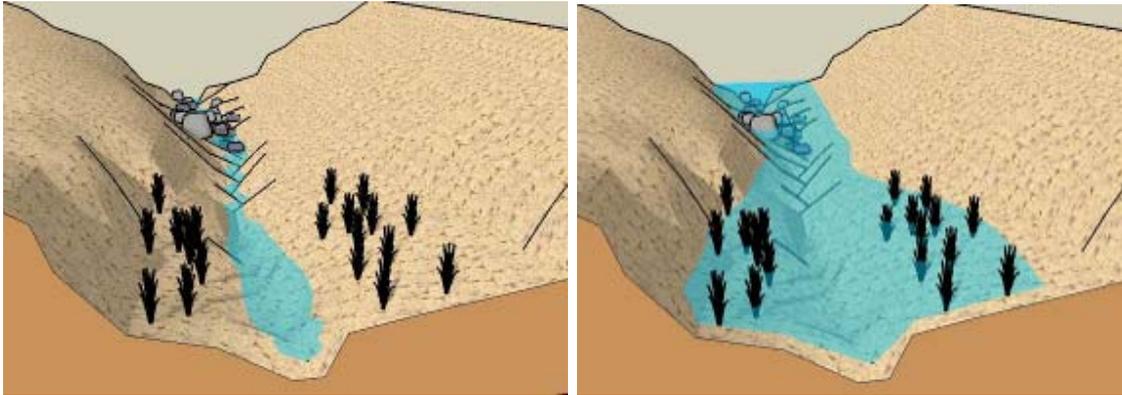


Figura 4.22. Esquema del caso de aumento de nivel y ocupación de las planicies de inundación. (Fuente: elaboración propia).

Para considerar otras características, se puede utilizar el método de Cowan (1956). Este método requiere la selección del valor básico de n de Manning para un canal natural regular, recto y uniforme. Se realizan posteriormente ajustes debido a las irregularidades de la superficie, forma y tamaño de la sección transversal, obstrucciones, vegetación y condiciones de flujo y características de los meandros.

$$n = (n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4) \cdot M_5$$

Donde n_0 : valor básico para un canal regular, recto y uniforme, de un material determinado; n_1 : valor de corrección por el efecto de las irregularidades de la superficie; n_2 : valor por las variaciones de forma y tamaño de la sección transversal del canal; n_3 : valor de las obstrucciones; n_4 : valor para la vegetación y condiciones de flujo; M_5 : factor de corrección por meandros.

Según observaciones de campo, se ha visto que para una sección fija, el número de Manning varía según la profundidad del flujo. Las secuencias rápido-poza en un río, localmente presentan pendientes muy distintas al promedio. Estos marcados cambios en el perfil, generan problemas para determinar la rugosidad. Higginson y Johnston (1989), han estudiado el tema asociando el coeficiente de rugosidad con la pendiente promedio de una secuencia de rápido-poza de un tramo de río.

A caudales bajos, el valor del n de Manning cambia notablemente debido al caudal y la posición. Sin embargo otros estudios muestran que a medida que el flujo aumenta, la diferencia es menos marcada. En la Figura 4.25 se muestra la variación de la rugosidad de Manning a través de una secuencia rápido-poza establecido por un rango de caudales.

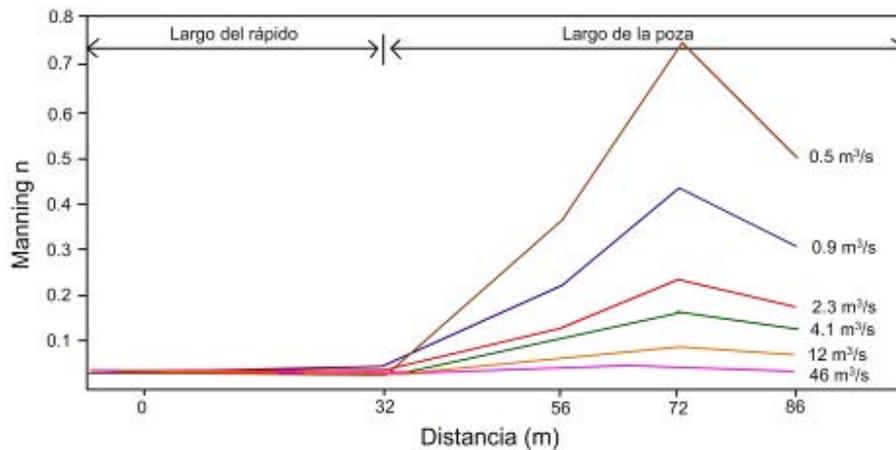


Figura 4.25. Variación del n de Manning en una secuencia rápido-poza para un rango de caudales. Fuente: Modificado de Higginson y Johnston (1988). (Fuente: elaboración propia).

Se puede apreciar que existe una considerable variación de n entre la poza y el rápido a bajos caudales. La diferencia disminuye cuando el caudal aumenta, y el efecto rápido-poza se hace insignificante a los caudales máximos.

Turbulencia

La simulación de la turbulencia es de alta complejidad y representa uno de los retos más importantes de la mecánica de fluidos. Dentro de las aproximaciones más utilizadas está la **Viscosidad de Vórtices** (eddy viscosity) que representa la transferencia turbulenta de momentum y fricción interna del fluido. La aproximación se basa en la analogía del efecto de la viscosidad en régimen laminar, pero a una escala mucho mayor.

De la ecuación de Navier-Stokes promediada temporalmente se realiza una aproximación que consiste en reemplazar los términos no-lineales del producto de la velocidad, por una expresión equivalente a la difusión por viscosidad laminar, pero cambiando la *viscosidad* por una *viscosidad de vórtice* E :

$$\rho \cdot \overline{V'_x \cdot V'_y} = E \cdot \frac{\partial V_x}{\partial y}$$



El modelo ELCOM simula la estructura de turbulencia con esta aproximación. Los demás modelos unidimensionales no resuelven explícitamente el efecto de la turbulencia. En esos modelos, la calibración de la rugosidad, fricción o resistencia al flujo debería englobar otros procesos de difusión/disipación de energía, como lo es la turbulencia.

Otro modelo que se utiliza en general para simular la turbulencia es el **modelo k-ε** de energía cinética media de las fluctuaciones y disipación de energía turbulenta. Algunos estudios la representan como una relación de la variable de energía k , y la disipación ε .

$$\frac{Dk}{Dt} = P - \varepsilon + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\nu + \frac{\nu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_i} \right]$$

ε es representada por la suma de términos no lineales que expresan la disipación de vórtices de gran escala por el efecto de fricción viscosa de los vórtices más pequeños de estructuras más finas.

$$\varepsilon = \nu \cdot \sum \frac{\partial V_i'}{\partial x_j} \frac{\partial V_i'}{\partial x_j}$$

Esto tiene relación con el modelo descrito por Kolmogorov, que explica que la turbulencia estaría conformada por una cascada de energía, y escalones de vórtices de distintos tamaños.

Números de Reynolds y Froude

Las características del flujo de un río se pueden describir en forma general con los números de Reynolds y Froude.

$$Re = \frac{\text{Inercia}}{\text{Viscosidad}} = \frac{\rho \cdot V \cdot L}{\mu} ; \quad Fr = \frac{\text{Inercia}}{\text{Gravitación}} = \frac{V}{\sqrt{g \cdot L}}$$

Donde: ρ es la densidad; μ es la viscosidad; g es la gravedad. V, L es la velocidad y dimensión del flujo

El número de Reynolds nos indica si el flujo es Turbulento o Laminar, en cambio el número de Froude indica si el flujo es Subcrítico (río) o Supercrítico (torrente).

Se ha encontrado que la interacción con los procesos ecológicos, también puede ser relacionada con estos parámetros adimensionales, según ciertas publicaciones científicas. Estos parámetros pueden ser útiles para definir zonas o tramos de ríos, con el fin de efectuar la subdivisión sobre la base de características de flujo similares, como se muestra en la Figura 4.27.

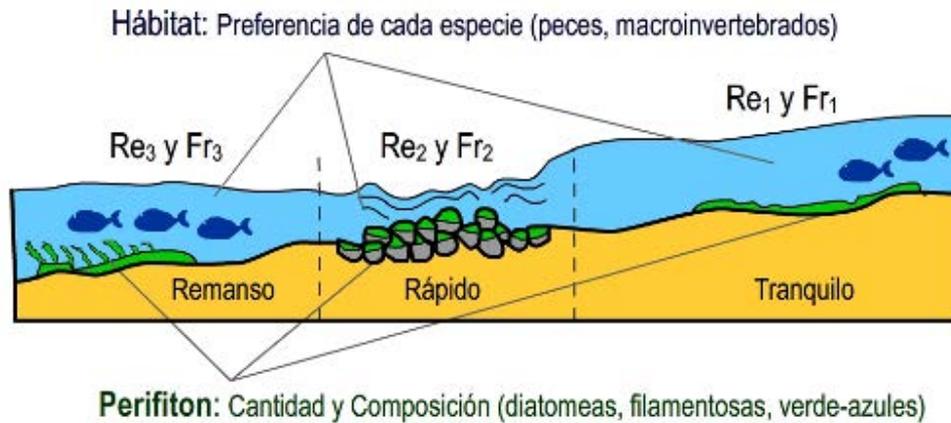


Figura 4.27. Esquema de subdivisión del río sobre la base de parámetros adimensionales Re y Fr . (Fuente: elaboración propia).

Esfuerzo de corte

En términos generales el esfuerzo de corte se puede expresar con la siguiente expresión (derivada de flujo laminar):

$$\tau = \gamma \cdot R \cdot s$$

Donde:

τ es el esfuerzo de corte

γ es el peso específico unitario del agua (densidad x gravedad)

R es el radio hidráulico

s es la pendiente del canal

En condiciones turbulentas la expresión toma una forma logarítmica fuera de los límites de la sub-capa viscosa. El modelo HEC-RAS considera la expresión de flujo laminar.

En la Figura 4.28 se muestra el perfil de esfuerzo de corte y de velocidad. El esfuerzo de corte está asociado al gradiente de velocidad, el cual es mayor en la zona de transición cerca de la condición de borde (lecho del río).

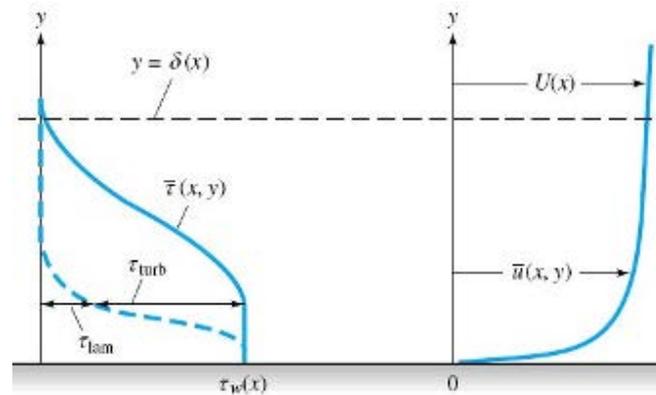


Figura 4.28. Izquierda, Perfil de esfuerzo de corte en régimen laminar (línea discontinua) y régimen turbulento (línea continua). Derecha, Perfil de Velocidad (laminar). (Fuente: elaboración propia).

El proceso de lavado de perifiton que se produce en períodos de caudales mayores, está asociado al esfuerzo de corte y arrastre que se produce en el lecho del río. Cada especie de alga béntica puede ser evaluada en diferentes condiciones de flujo, ya sea en terreno o laboratorio para determinar su resistencia al corte.

Un ejemplo de este proceso se puede ver en la Figura 4.29, el cual corresponde a un estudio ⁵que recopiló información sobre la cantidad de Clorofila *a* (perifiton) y los caudales en una serie de años hidrológicos. Se nota claramente los ciclos de lavado y colonización/crecimiento en épocas de estiaje. Estos resultados son homologables a la condición de los ríos chilenos, debido a que responden a atributos funcionales de las microalgas en función de las características hidrodinámicas.

⁵ Disturbance of stream periphyton by perturbation in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance" (Biggs & Thomsen, 1994)

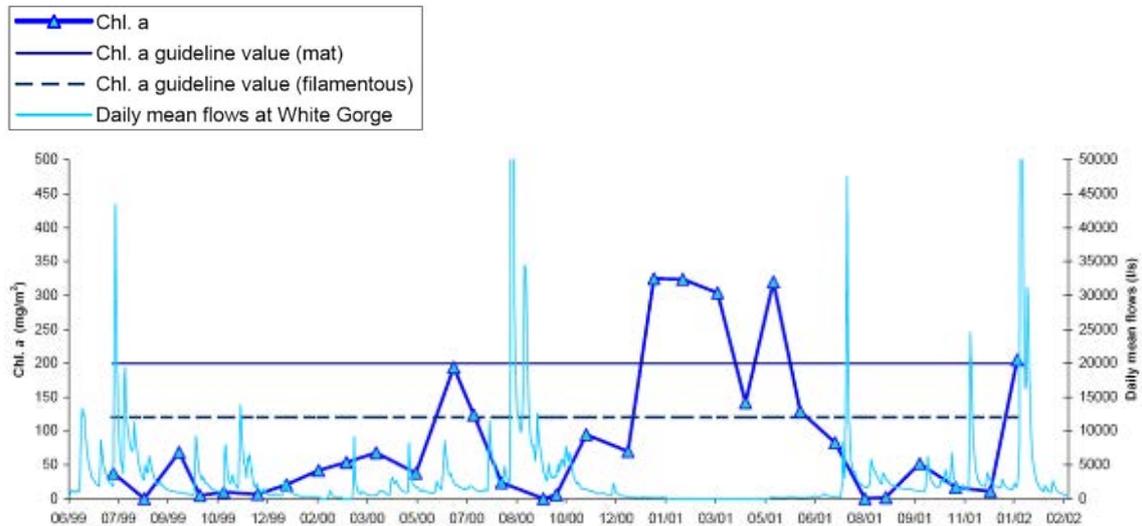


Figura 4.29. Ejemplo de serie de tiempo de Clorofila *a* y caudal. Notar el efecto de lavado de perifiton en crecidas (Fuente: Biggs and Thomsen, 1994).

Arrastre de sedimentos

Por medio del análisis de los modelos de arrastre de sedimentos, se puede obtener una relación útil para estimar las condiciones en que se produce un lavado del fondo del río, lo que se relacionaría directamente con el lavado de las comunidades autotróficas como el perifiton.

Una de las relaciones básicas, es la fuerza de arrastre de una partícula sumergida. Inmediatamente, surge la idea de estimar las velocidades críticas del flujo en las que se comienza a producir tal arrastre.

$$F_d = \frac{1}{2} C_D \cdot \rho \cdot A \cdot u^2$$

Donde C_D : coeficiente de arrastre; ρ : densidad del fluido; A : área de la partícula proyectada en el plano normal a la trayectoria; u : velocidad de escurrimiento.

En la Figura 4.26 se muestra el diagrama de Hjulstrom, un gráfico logarítmico del tamaño de la partícula y los rangos de velocidad donde se produce la erosión, transporte y deposición de sedimentos. De acuerdo a los resultados del modelo hidrodinámico, se podrá posteriormente estimar en qué zonas potencialmente existe lavado (de arcillas, limo arena, gravas o perifiton) según las características del sustrato y la velocidad de escurrimiento.

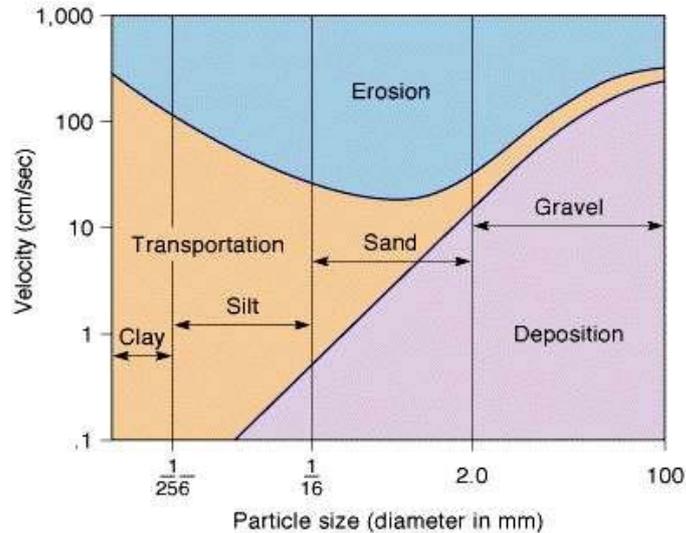


Figura 4.26. Diagrama de Hjulstrom, que relaciona la velocidad de escurrimiento con el tamaño de las partículas. (Fuente: *Higginson y Johnston 1989*).

4.3 Ecosistemas lóticos

4.3.1 Biodiversidad acuática

La biodiversidad de los ríos rítrónicos está constituida principalmente por larvas de insectos y peces (Figura 4.27), siendo estos últimos las especies más características. La fauna íctica de las aguas continentales de Chile sólo alcanza a 46 especies (Vila y Pardo 2006), un número bajo si se lo compara con otras regiones biogeográficas del mundo, cuyo origen sería principalmente marino y tropical. Este hecho podría ser explicado por el aislamiento geográfico del país y las características hidrológicas de los ríos. El temprano aislamiento geográfico habría influido en el alto endemismo y primitividad de estas especies, especialmente aquéllas del grupo de Siluriformes o "bagres". Esta fauna sin embargo, es considerada de gran importancia biogeográfica y ecológica si se considera su grado de endemismo, origen y distribución panaustral.

Los peces constituyen una importante fuente de alimentación y recreación, así como también se ha demostrado que son de gran utilidad para caracterizar las condiciones ambientales de los ríos. Los fundamentos que sustentan estos atributos se basan en el hecho de que las características y diversidad de las comunidades de peces están directamente relacionadas con la variedad y extensión de los hábitats presentes en los ríos. El ambiente físico seleccionado por los peces depende principalmente de los procesos geológicos, morfológicos e hidrológicos que además influyen la vegetación ripariana, constituyendo un mosaico de hábitat a lo largo del río y su llanura aluvial. El caudal es el principal agente responsable de moldear el ambiente físico y crear



heterogeneidad espacial, a través del balance entre los procesos de erosión y depositación de sedimentos y la pendiente del terreno.

Los ríos tienen una elevada heterogeneidad espacial y por ende, una mayor diversidad de ambientes, áreas que pueden potencialmente ser utilizadas por los peces. Sin embargo, los requerimientos de hábitat de los peces son específicos, es así como los salmonídeos (ej. truchas y salmónes) utilizan preferentemente aguas frías y ricas en oxígeno disuelto, en cambio, los ciprinidos (ej. carpas) prefieren aguas lentas, templadas y ricas en materia orgánica. Adicionalmente, los diferentes estadios de desarrollo de una especie pueden tener requerimientos de distintos hábitat, por lo cual a través de la historia de vida de un individuo, los hábitat utilizados van cambiando. A modo de ejemplo podemos señalar los tipos de hábitat utilizados por las truchas salmónidas: i) los adultos se encuentran preferentemente en las zonas rítrónicas, realizando desplazamientos diarios entre rápidos y pozones: utilizan este tipo de ambiente principalmente para alimentación. ii) Los juveniles prefieren ambientes con menor velocidad de escurrimiento, sustrato dominado por rocas de gran tamaño y abundante materia orgánica. iii) Los alevines requieren de cursos de agua de baja profundidad, aguas frías y con abundantes guijarros. En estos ambientes los adultos realizan el desove.

En algunos ambientes, los hábitat están disponibles sólo temporalmente, como consecuencia de cambios drásticos en las condiciones ambientales, por ejemplo el congelamiento o desecación de las aguas, por lo que los peces requieren realizar dispersiones o migraciones entre los distintos tipos de hábitat.

Existe un factor adicional que condiciona los requerimientos de hábitat diferenciales intra e interespecíficos, relacionado más bien con las interacciones tróficas entre las especies. Es así como la depredación y/o la competencia por recursos afecta notablemente la distribución espacial de los peces.

4.3.2 Estructura y funcionamiento ecosistema lótico

Los estudios en ríos han tenido sistemáticamente un fuerte énfasis descriptivo, documentado en importantes obras como la de Welcomme (1992) y recientemente Allan (1995), Closs y col (2004). En este contexto, la mayoría de los estudios desarrollados en ecosistemas lóticos establecen como marco conceptual la hipótesis planteada por Cummins y col. (1973), basados principalmente en estudios de hábitos alimentarios de invertebrados acuáticos. En ella se plantea un modelo de la estructura trofodinámica de los macroinvertebrados bentónicos, considerando diferentes fuentes alimenticias de materia orgánica (Figura 4.28). Se identifican 2 fuentes de carbono (Materia Orgánica Alóctona y CO₂/Carbono Inorgánico Disuelto), 2 grupos intermedios de Carbono Orgánico (Particulado Grueso y Disuelto); 3 grupos de organismos (Autótrofos, Macro-Invertebrados y Predadores) y 9 procesos que dan estructura al flujo de carbono (Tabla 4.7).

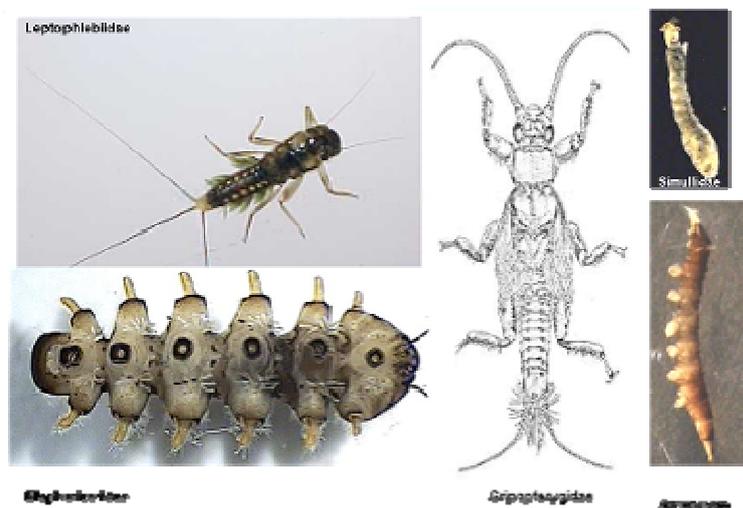


Figura 4.27. Fauna bentónica de los ríos, constituida principalmente por larvas de insectos. (Fuente: elaboración propia).

En los ríos exorreicos el metabolismo de los ríos es fundamentalmente heterotrófico (Figura 4.29), donde la materia orgánica alóctona es la principal fuente de carbono que sostiene la trama trófica de los metazoos. La materia orgánica es degradada progresivamente por diferentes grupos funcionales de invertebrados acuáticos, los que constituyen la principal fuente de alimento de la fauna íctica.

A partir de este modelo, se desarrolló la hipótesis del "Río Continuo" (Vannote y col., 1980), donde se postulan los cambios biogeoquímicos que afectan al carbono orgánico al ser transportado en un gradiente altitudinal. Esta hipótesis postula que la abundancia de los diferentes grupos trofofuncionales y la relación entre P/R (producción/respiración), varía espacialmente en respuesta



a los cambios que se producen en las características hidrodinámicas de los ríos y a la disponibilidad de materia orgánica alóctona (Figura 4.30).

La mayor parte de la evidencia empírica que apoya la hipótesis del "Río Continuo", proviene de estudios realizados en ecosistemas lóticos de cabecera de bosques templados del Hemisferio Norte. En éstos, la principal fuente de carbono proviene de materia orgánica alóctona que se acumula estacionalmente en los cursos de agua. Este patrón es recurrente en ecosistemas lóticos de montaña con abundante cobertura de vegetación ripariana, en donde la trama trófica está estructurada principalmente por organismos detritívoros, que degradan y consumen la materia orgánica alóctona (ej. hojas, ramas).

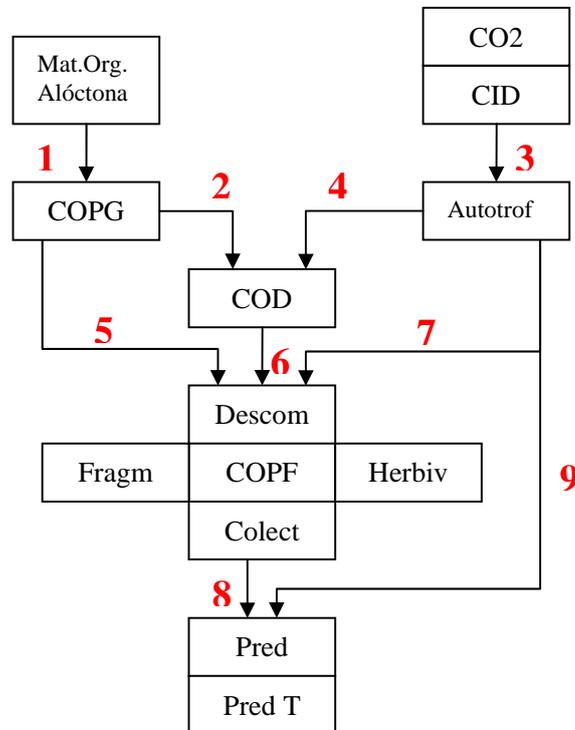


Figura 4.28. Estructura trófica simplificada sobre la base de una reagrupación de los principales organismos. (Fuente: Contreras, 1998).

Tabla 4.7. Principales Flujos de Carbono en el ecosistema lótico. Los números corresponden a los flujos indicados en la Figura 4.28.

Flujo	Modelo Ecológico Simplificado
1	Ingreso de Materia Orgánica Alóctona en forma de Carbono Orgánico Particulado Grueso (COPG).
2	Lavado de compuestos solubles del material particulado generan Carbono Orgánico Disuelto (COD).
3	Carbono Inorgánico Disuelto (CID) proveniente de CO ₂ atmosférico es fijado por los organismos Autótrofos.
4	Liberación de compuestos solubles de Autótrofos como Carbono Orgánico Disuelto (COD).
5	El COPG a través de una fragmentación mecánica es transformado en Carbono Orgánico Particulado Fino (COPF).
6	Consumo de COD por parte de Descomponedores.
7	Consumo de Autótrofos por parte de Herbívoros y Fragmentadores.
8	Consumo de Colectores, Fragmentadores y Herbívoros por parte de Predadores.
9	Consumo de Autótrofos por parte de Predadores.

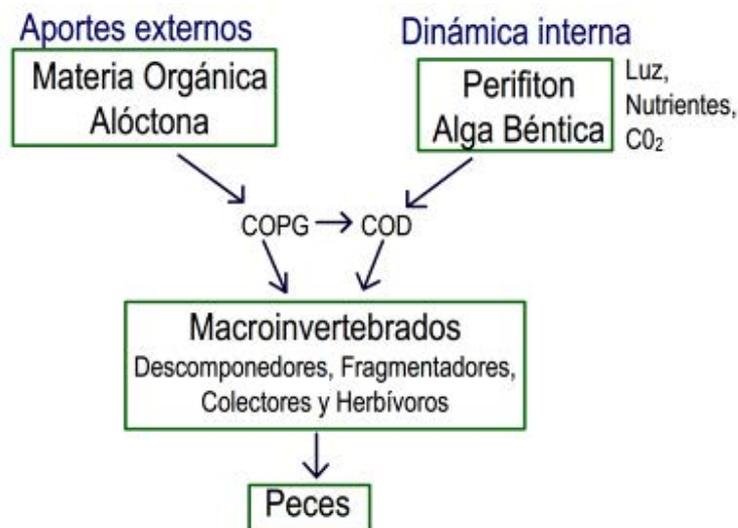


Figura 4.29. Modelo conceptual resumido del flujo de materia orgánica en los ríos, basado en aportes de materia orgánica alóctona y autóctona (una versión más detallada se muestra en la Figura 2.2). (Fuente: elaboración propia).

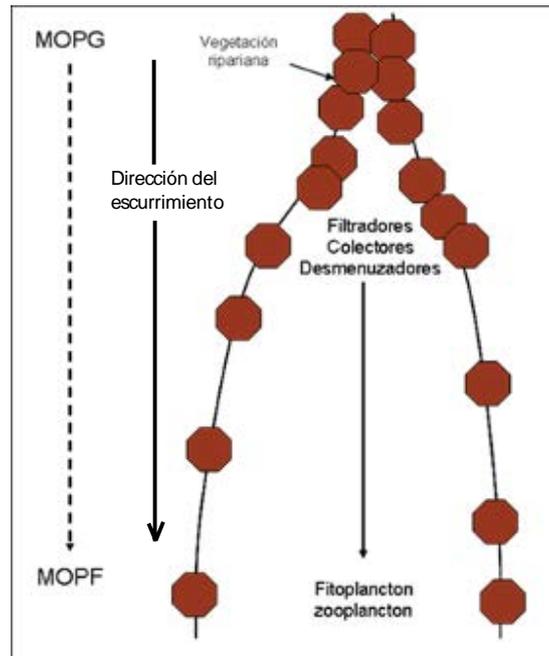


Figura 4.30. Reciclamiento geoquímico de materiales a lo largo del río. MOPG= Materia Orgánica Particulada Gruesa. MOPF = Materia Orgánica Particulada Fina. (Fuente: elaboración propia).

En función del régimen temporal de perturbaciones es probable encontrar en la naturaleza un continuo entre ecosistemas lóticos basados en la utilización de materia orgánica alóctona y/o autóctona. En los primeros las perturbaciones exógenas, tales como los eventos hidrológicos estocásticos, serían las principales fuerzas estructuradoras del ecosistema. En cambio, las interacciones biológicas endógenas, como competencia o predación, regularían los ecosistemas lóticos basados principalmente en la materia orgánica autóctona. Este patrón resultaría en una capacidad de respuesta diferencial de los ecosistemas a las perturbaciones, en términos de la estabilidad temporal de las estructuras ecológicas.

Ecosistemas acuáticos basados en la degradación de materia orgánica alóctona son característicos de ambientes fluctuantes, debido a que el material particulado alóctono permanece con biomásas altas en el sedimento, incluso después de incrementos drásticos en el caudal, lo cual permite una rápida recuperación de la estructura de los ecosistemas.

En cambio, ecosistemas lóticos basados en la producción de carbono orgánico autóctono (ej. microalgas, macrófitas), son frecuentes en ambientes poco fluctuantes, como los desiertos en zonas de alta evaporación, en donde los autótrofos son la principal fuente de carbono. Los organismos autótrofos requieren mayor tiempo de recuperación después de una perturbación, debido a la lenta velocidad de recambio generacional.



Ríos afectados por crecidas (evento hidrológico), estarían permanentemente regresando a las primeras etapas de la sucesión ecológica, de alguna manera las crecidas eliminarían la "memoria ecológica" de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Estos resultados permiten plantear una hipótesis en torno al metabolismo de los ecosistemas lóticos, a través de la cual se podrían explicar los cambios espaciales y temporales en las características estructurales y funcionales de los mismos.

En último término, en los sistemas donde el metabolismo del ecosistema lótico está determinado por el régimen de perturbaciones exógenas de meso y macroescala, como fenómeno "El Niño", estos patrones determinarían la importancia relativa de la utilización de carbono orgánico alóctono (metabolismo heterotrófico) y autóctono (metabolismo autotrófico) en el flujo de materia y energía en los ecosistemas lóticos, mientras que las variaciones intranuales del caudal determinarían la magnitud de los flujos de materia y energía intra e intersistémicos. En general, ecosistemas basados en metabolismos heterotróficos serían característicos de ambientes fluctuantes, en cambio, el metabolismo autotrófico sería dominante en ambientes estables (Figura 4.31).

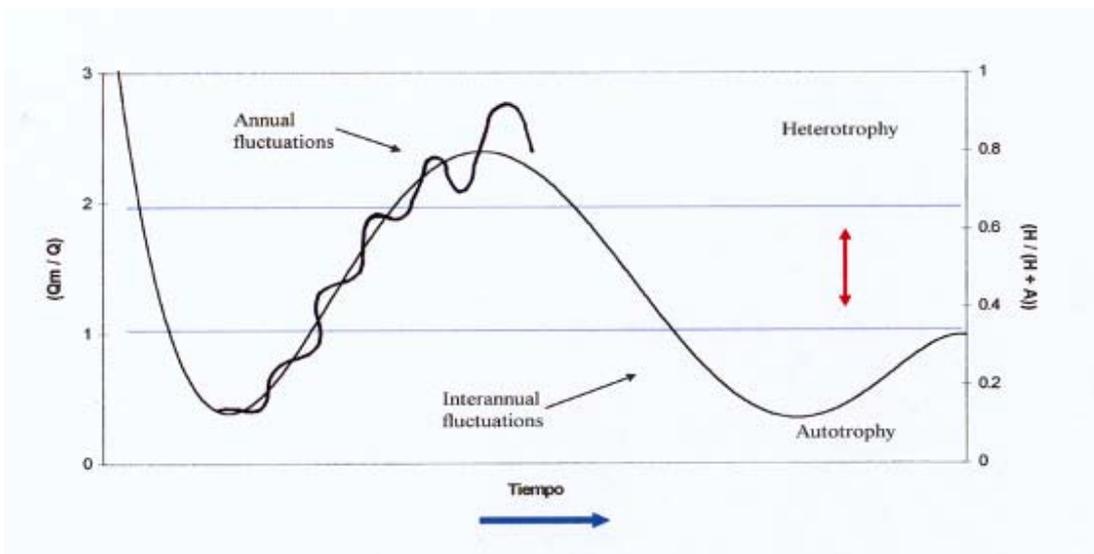


Figura 4.31. Modelo del metabolismo de los ríos en función del grado de perturbación hidrológica. Q_m = caudal mensual. Q =caudal promedio. H = heterotrofia. A = autotrofia (Contreras, 1998). El eje derecho de la figura da cuenta de la importancia relativa entre el metabolismo heterotrófico v/s autotrófico.

A partir del modelo propuesto es posible inferir que frente a una reducción en el grado de perturbación, debido por ejemplo a la canalización o embalsamiento de las aguas, se producirá un desplazamiento del metabolismo heterotrófico a un autotrófico. El cambio en el metabolismo tiene asociado



modificaciones en la composición de especies acuáticas, debido al cambio en el origen de la materia orgánica que sustenta el ecosistema acuático.

4.4 Implicancias determinación caudal ecológico

A partir de los antecedentes expuestos se pueden establecer las siguientes conclusiones que deben ser consideradas al momento de determinar los requerimientos de caudal en un determinado río:

- Cada río presenta una configuración espacial-temporal específica, con presencia de singularidades morfológicas e hidráulicas.
- La pendiente del cauce es una de las variables que determina mayoritariamente la expresión de los ecosistemas acuáticos y el desarrollo de usos antrópicos diversos.
- Hábitat en plataformas litorales, meandros y zonas trenzadas, serían los más favorables para el desarrollo de la flora y fauna acuática, en particular para los peces nativos.

4.5 Referencias

Allan JD (1995) Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, New York. xii + 387 pp.

Contreras M. 1998. Flujo de carbono en el ecosistema de río Clarillo: autotrofia v/s heterotrofia. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias con mención en Biología. Universidad de Chile. 130 pp.

Cowan, W. 1956. Estimating hydraulic roughness coefficients. Agricultural Engineering 37: 473-475.

Closs, G; Downes B. and A. Boulton (2004). Freshwater Ecology: a scientific introduction. Blackwell Publishing company. USA. 221pp

Cummins KW, RC Petersen, FD Howard, JC Wuycheck & VC Holt (1973) The utilization of leaf litter by stream detritivores. Ecology 54: 336-345.

Higginson, N. N. J. & Johnston, H. T. (1988) Estimation of friction factor in natural streams. *Int. Conf. on River Regime* (18-20 May 1988), 251-266.

Jowett IG. 1993. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1993: Vol. 27: 2 The Royal Society of New Zealand



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

Niemeyer, H & P. Cereceda. 1984. Hidrografía. Geografía de Chile. Tomo VIII. Instituto Geográfico Militar. Chile

Vannotte R, G Minshall, K Cummins, J Sedell & C Cushing (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.

Welcomme RL (1992) Pesca fluvial. FAO, Documento Técnico de Pesca N° 262, Roma. 302 pp.



5 Tramo de río

5.1 Antecedentes generales

El agua es uno de los recursos naturales más utilizados, dada su importancia en el desarrollo del hombre y el mantenimiento del ecosistema. Uso es un concepto relacionado con el provecho que se obtiene de las cosas. En términos hídricos, se aplica como sinónimo de utilización, consumo o demanda, de forma tal que las necesidades de agua varían de un usuario a otro, los usos del agua determinan la cantidad utilizada. En la Figura 5.1 se detallan los usos del agua, los que pueden ser divididos en consuntivos⁶ y no consuntivos⁷. Uso consuntivo es aquel en el que por características del proceso existen pérdidas volumétricas de agua, misma que se determina por la diferencia del volumen de una cantidad determinada que se extrae, menos una que se descarga. Un uso No Consuntivo es aquel en el que no existe pérdida de agua, ya que la cantidad que entra es la misma o aproximadamente la misma que termina con el proceso (Castelán, 2003).

La importancia social del agua se basa en valores intangibles y simbólicos, que imposibilitan su trato sólo como bien económico ya que contempla aspectos como la disponibilidad, acceso equitativo, satisfacción de las necesidades básicas, preservación de la herencia cultural y religiosa, así como prácticas ecológicamente adecuadas (Postel, 1994). Para efectos del análisis, los usos no consuntivos y no productivos que se consideraran son el uso recreativo y el ambiental.

El Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos SIT N° 156 (Dirección General De Aguas – Ministerio De Obras Públicas, 2008), define el caudal mínimo ecológico como el caudal que debe mantenerse en un curso fluvial o en específico en cada sector hidrográfico, de tal manera que los efectos abióticos (disminución del perímetro mojado, profundidad, velocidad de la corriente, incremento en la concentración de nutrientes, entre otros, etc.), producidos por la reducción de caudal no alteren las condiciones naturales del cauce, impidiendo o limitando el desarrollo de los componentes bióticos del sistema (flora y fauna), como tampoco alteren la dinámica y funciones del ecosistema. En dicho manual existen algunos procedimientos hidrológicos para la determinación del caudal mínimo ecológico.

Lo anterior plantea la necesidad de utilizar un procedimiento para determinar la cantidad de agua necesaria en un río, que permita satisfacer cada uno de los requerimientos incluidos en la Figura 5.1. Es evidente que estos requerimientos no concurren simultáneamente en el espacio y tiempo,

⁶ De acuerdo a lo expresado en el código de aguas, artículo 13°, un derecho de aprovechamiento consuntivo es aquel que faculta a su titular para consumir totalmente las aguas en cualquier actividad.

⁷ De acuerdo a lo expresado en el código de aguas, inciso primero del artículo 14°, un derecho de aprovechamiento no consuntivo es aquel que permite emplear el agua sin consumirla y obliga a restituirla en la forma que lo determine el acto de adquisición o de constitución del derecho"

corresponden a atributos específicos de cada río, que en su conjunto dan cuenta de los bienes y servicios ecosistémicos que ofrecen.

Para incorporar adecuadamente cada uno de los bienes y servicios en el cálculo del caudal, se propuso el concepto de caudal ecológico (ver capítulo 2). Esta proposición integra adecuadamente los objetivos establecidos en el Código de Aguas de: i) preservación de la naturaleza, ii) protección del medio ambiente y iii) asegurar la supervivencia de los ecosistemas acuáticos, ya que permite incorporar aspectos vinculados a la ecología de los ríos, así como también los diferentes usos de origen antrópico.

De este modo se define el concepto de Área de Importancia Ambiental dentro de un río (AIA), como aquellos bienes y servicios ecosistémicos que presenta un río, pudiendo ser de origen ecológico (AIE) y/o usos antrópicos (AUA).

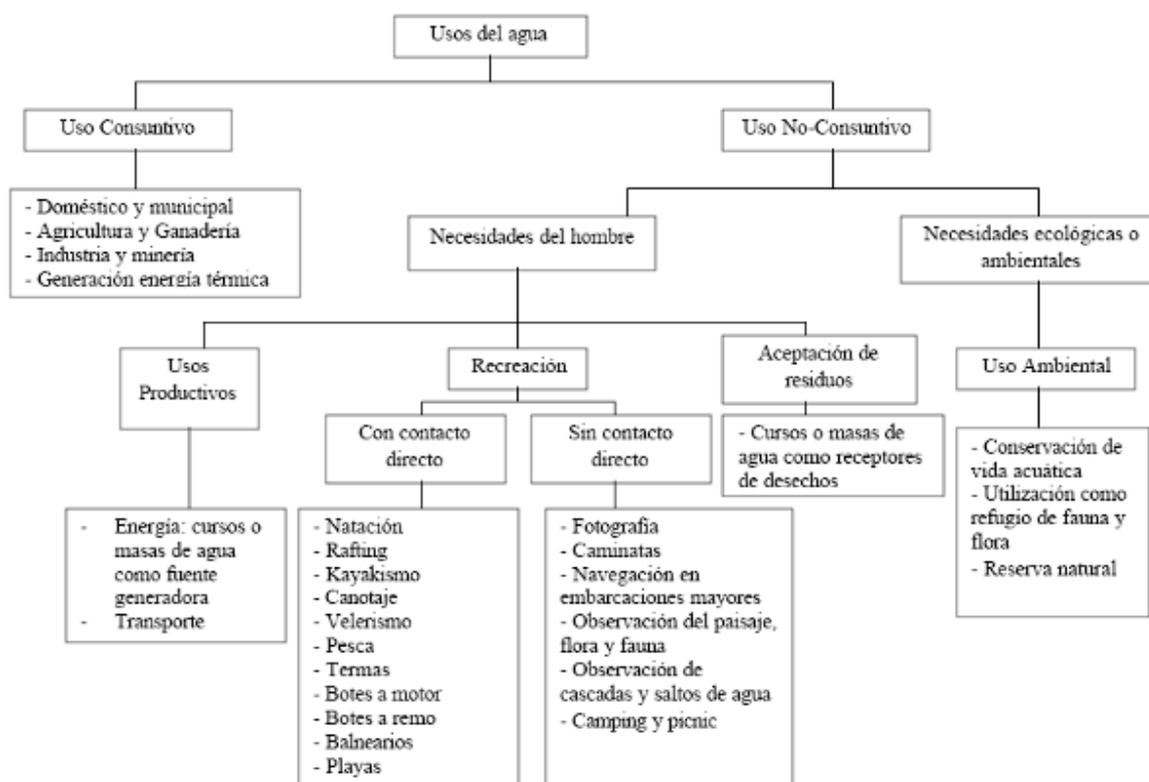


Figura 5.1. Uso consuntivo y no consuntivo del agua (Postel, 1994).

5.2 Áreas Importancia Ecológica (AIE)

Las áreas de importancia ecológica corresponden a aquellas donde existen ecosistemas acuáticos o componentes bióticos (especies) con valor para la conservación biológica. En algunos casos particulares es posible incluir a especies introducidas, ya que son valoradas desde el punto de vista recreativo. El criterio para seleccionar las AIE corresponde a la existencia de procesos



poblacionales y/o ecosistémicos que permiten sustentar los ecosistemas lóticos. Como por ejemplo áreas de desove o reclutamiento de juveniles, zonas con plantas acuáticas emergentes, áreas de refugio para juveniles, áreas de acumulación de materia orgánica, entre otras. La presencia de peces nativos y su estado de conservación asigna por sí solo la condición de AIE, siendo necesario establecer su acoplamiento con la estructura y funcionamiento del ecosistema lótico.

Como se indicó anteriormente pueden ser numerosos los atributos ecológicos que pueden ser incorporados en la identificación del AIE, lo cual requiere un conocimiento acabado de la historia natural de los ecosistemas lóticos. Tal como veremos en el Capítulo 6, existe un conocimiento parcial de la historia de vida de la fauna íctica y muy limitado desde la perspectiva de sus requerimientos de hábitat específicos.

Como una forma de resolver esta falta de información de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas lóticos, se propone un enfoque simple basado en el reconocimiento del uso del espacio de las comunidades reófilas, para identificar las AIE. Uso del espacio que está vinculado con el desarrollo de procesos poblacionales básicos como: alimentación, refugio y reproducción de las etapas críticas en la biología de los organismos acuáticos. Áreas que además corresponden a lugares donde se concentran los flujos de carbono entre la fuente (autóctono y/o alóctono) y los consumidores.

Los organismos acuáticos y en particular los peces nativos, utilizan preferencialmente aquellas zonas de los ríos que presentan mayor desarrollo lateral, menores profundidades y velocidades, requiriendo la mantención de condiciones reófilas en forma permanente (Figura 5.2). Lo anterior implica que el cambio de condiciones lóticas a lénticas modifica de tal manera las condiciones hidráulicas del escurrimiento y flujos de carbono que impide la mantención y sobrevivencia de todas aquellas especies de hábitos lóticos.

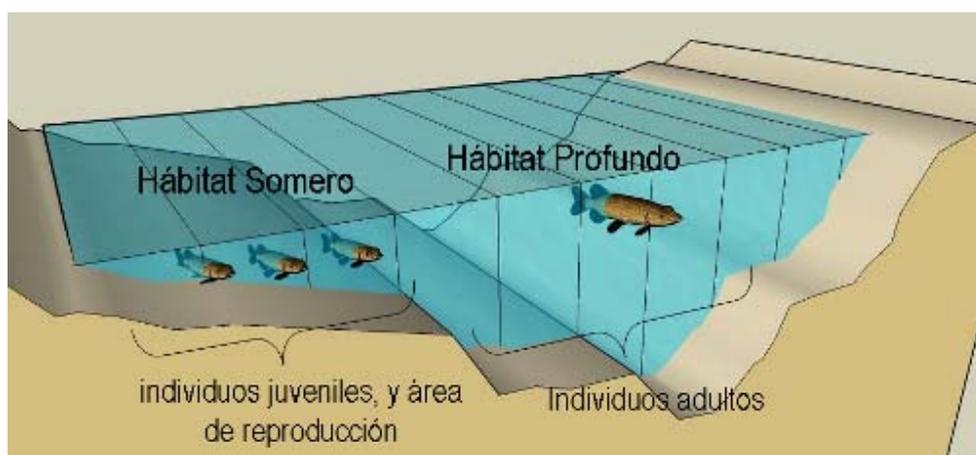


Figura 5.2. Distribución espacial de los peces en una sección transversal con desarrollo lateral. (Fuente: elaboración propia).



Los hábitats donde se desarrollan las condiciones favorables para la flora y fauna nativa corresponden a zonas como: plataformas litorales, meandros, y trezados. Esto responde a las características físicas del escurrimiento de los ríos que presentan en la mayor parte de la cuenca altas velocidades y pendientes pronunciadas, que dificultan el desarrollo de vida acuática. En ríos ritrónicos con bajo caudal y pendiente, el criterio que permite mantener las poblaciones de especies acuáticas puede ser la mantención de la secuencia de pozas y rápidos.

Por este motivo las comunidades acuáticas se desarrollan principalmente, donde a raíz de una disminución en la pendiente o la presencia de un ensanchamiento lateral del cauce, se generan hábitats favorables para los organismos acuáticos. Esta situación es dinámica y depende absolutamente del caudal pasante, lo cual asigna un grado de temporalidad en la disponibilidad de los hábitats, ya que solamente podrán ser utilizados cuando las condiciones hidráulicas alcancen los umbrales requeridos por los organismos acuáticos. En la Figura 5.3 se aprecia que la reproducción de especies nativas y la presencia de los juveniles sólo ocurren en una zona definida (hábitat somero) y en un periodo definido (nivel que mantiene escurrimiento en hábitat somero). Esta última condición tiene un componente específico en la historia de vida de los organismos acuáticos, ya que la estrategia reproductiva de las especies es de carácter específica y responde a procesos evolutivos, en estrecha relación con la dinámica de los ríos.

Así, la existencia de plataformas litorales, meandros, y trezados, corresponde al principal criterio para seleccionar las AIE. La identificación de dichas áreas, su validación y la verificación de las condiciones necesarias de escurrimiento (espacio-tiempo), corresponde a las principales actividades necesarias de realizar para determinar los requerimientos de caudal. Modificaciones en la altura de escurrimiento y de su régimen temporal pueden generar la pérdida permanente de los hábitats requeridos por los organismos acuáticos y en particular para los peces nativos, eliminando en forma permanente los hábitats requeridos para la reproducción y mantención de los estadios juveniles (Figura 5.3).

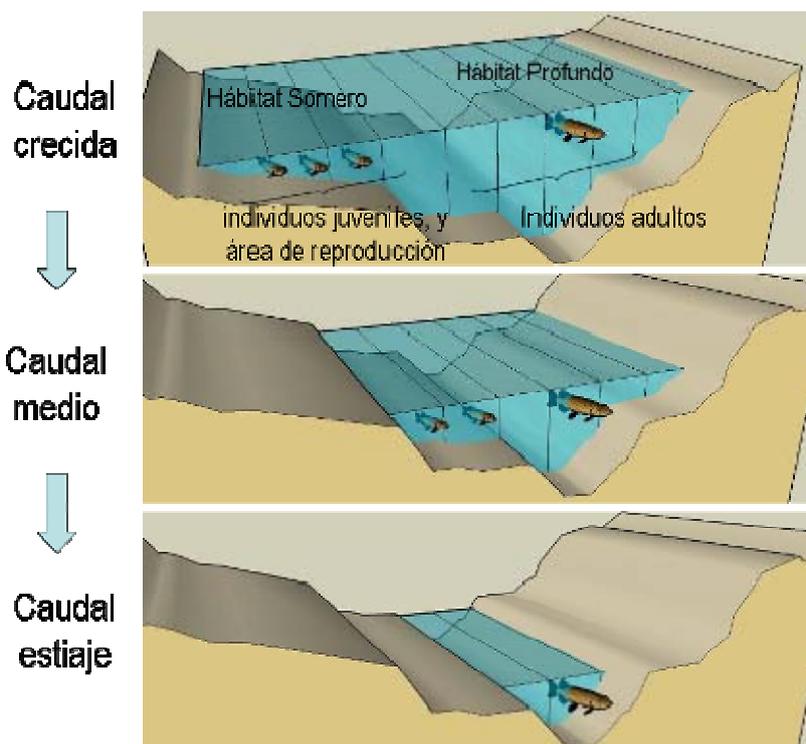


Figura 5.3. Variación de la disponibilidad de hábitat somero en función de la variación del caudal. (Fuente: elaboración propia).

5.3 Áreas de uso antrópico

Las áreas de uso antrópico corresponden a todos aquellos bienes y servicios ecosistémicos que son utilizados en un río, esta condición necesariamente corresponde a una condición específica de cada río, ya que deriva de la interacción entre los atributos físicos-químicos y ecológicos del río y las comunidades locales asociadas a sus riberas. De este modo es posible reconocer una serie de usos antrópicos, los cuales se detallan en la Tabla 5.1.

En la Tabla 5.1 se indican los umbrales profundidad y velocidad que se requieren mantener para la sustentabilidad de dichas actividades. La información sistematizada en esta tabla corresponde a antecedentes bibliográficos. Por lo que sería necesario que los servicios competentes ratifiquen, validen o cambien los valores de la tabla de tal forma de generar un criterio consensuado para nuestro país.

Para evaluar la importancia de los usos antrópicos en un río, es necesario realizar un catastro de esas actividades considerando el uso del espacio y los periodos en que se ejecutan.



Tabla 5.1. Usos no-consuntivos de los ríos asociados a necesidades de tipo humana, se indican criterios de altura y velocidad de escurrimiento para mantener dichas actividades.

Usos antrópicos	Valores Críticos (mínimos y máximos)		Bibliografía
	Profundidad (m)	Velocidad (m/s.)	
Kayak/ canoa/ rafting	P_{\min} : 0.1 – 0.2 ^A P_{\min} : 0.6 ^{B,C} P_{\min} : 0.2 ^D	V_{\max} : 4.5 ^D	^A : Gordon y col. (2004) ^B : Rood y Tymensen (2001) ^C : Rood y col. (2003) ^D : Mosley (1983)
Remar/ Vadear	P_{\max} : 1.2 ^D	V_{\max} : 1.8 ^D	
Pesca por Vadeo	P_{\max} : 1.2 ^D	V_{\max} : 1.8 ^D	
Nado	P_{\min} : 0.8 ^D	V_{\max} : 1.0 ^D	
Buceo	P_{\min} : 0.3 ^D	V_{\max} : 2.0 ^D	
Pesca (Bote)	P_{\min} : 0.3 ^D	V_{\max} : 3.0 ^D	
Bote (Sin motor)	P_{\min} : 0.5 ^D	V_{\max} : 1.5 ^D	
Bote a vela	P_{\min} : 0.8 ^D	V_{\max} : 0.5 ^D	
Botes a motor (bajo poder)	P_{\min} : 0.6 ^D	V_{\max} : 3.0 ^D	
Botes a motor (alto poder)	P_{\min} : 1.5 ^D	V_{\max} : 4.5 ^D	
Lancha (Jetboating)	P_{\min} : 0.1 ^D	V_{\max} : 4.5 ^D	

5.4 Referencias

Gordon ND, McMahon TA, Finlayson BL, Gippel GJ, Nathan RJ, 2004. Stream Hydrology - An introduction for ecologists. 2nd Edition, Wiley

Mosley, M.P. 1983. Flow requirements for recreation and wildlife in New Zealand rivers- A review. Journal of Hidrology (NZ) 22: 152-174.

Rood, S. B., W. Tymensen. 2001. Recreational Instream Flow Needs (R-IFN) for Paddling Along Rivers in Southern Alberta. Submitted to Alberta Environment. Lethbridge, AB. 36 pp.

Rood, S. B., W. Tymensen, y Middleton, R. 2003. A comparison of methods for evaluating instream flow needs for recreation along rivers in southern Alberta, Canada. River Resaerch and Applications 19 (2): 123-135



6 Sección Control

En este capítulo se describen las diferentes formas en las que se han determinado los requerimientos hidráulicos para la mantención de los usos de una sección determinada. En Chile se han desarrollado pocos estudios dirigidos a evaluar la relación entre el hábitat de los componentes biológicos de los ríos con las variables hidráulicas de las secciones de río en que pueden ser encontrados. Estos estudios orientados hacia la simulación, son fundamentales para la construcción de modelos confiables, que permitan predecir los posibles cambios en el ambiente acuático debido a las actividades antrópicas.

Se muestran los avances a nivel internacional y nacional en la determinación de los requerimientos para diferentes usos, principalmente enfocados en la fauna íctica, debido a que los peces son frecuentemente utilizados como bioindicadores para establecer los requerimientos de caudal en los ríos, dada su importancia para la pesca deportiva y además, por ser componentes que están en la parte más alta de las tramas tróficas ("predadores tope"). El enfoque de este estudio es a nivel de individuo, relacionando las variables metabólicas de los peces con los requerimientos de velocidad de los mismos.

6.1 Antecedentes generales

Las zonas de los ríos con valor ambiental, determinadas por los usos biológicos y/o antrópicos (Capítulo 5), requieren del establecimiento de caudales mínimos que deben ser mantenidos para compatibilizar los diferentes proyectos con la sustentabilidad de los usos identificados en el área de influencia (Brown y King 2003). Posteriormente para cuantificar los caudales mínimos se usa la caracterización biológica y antrópica del estudio de línea de base del proyecto, como entrada del proceso de modelación, el cual tiene como objetivo fundamental, vincular los caudales pasantes y las características morfológicas del río con la disponibilidad de hábitat para la fauna y las necesidades hidráulicas para desarrollar diferentes usos antrópicos, como navegación, pesca deportiva, paisaje, entre otros.

Como representantes del ecosistema biológico en el proceso de modelación, es frecuente escoger una o varias especies de peces. Los que pueden considerarse como representativas del tramo de estudio e indicadores de la salud de los distintos niveles de la trama trófica, debido a su posición como depredadores tope, por lo que pueden ser considerados como especies paraguas (Caro y O'Doherty, 1999). Sin embargo, para llevar a cabo este proceso, es imprescindible conocer las preferencias de hábitat de las especies de interés, dicho de otra forma, la relación entre ciertas variables del hábitat físico que puedan modelarse y sus requerimientos vitales.

La determinación de estas relaciones requiere de estudios del hábitat, orientados hacia la simulación, que suelen expresarse en forma de "curvas de preferencia", las que son funciones matemáticas que muestran el grado de



adaptación de una especie determinada en un estado del ciclo de vida (alevín, juvenil o adulto), a los distintos valores que toma una determinada variable del hábitat, como velocidad media de la columna de agua, profundidad, tipo de sustrato y refugio para la fauna. Estas curvas son comúnmente calculadas sobre la base de información del uso del hábitat por una especie, que según el tipo de análisis se pondera con los datos del hábitat disponible (en cada tramo de muestreo). El resultado final es una función que relaciona los distintos valores de cada variable con un índice de idoneidad o un índice de preferencia que varían entre 0 (valoración mínima, no aceptables) y 1 (máxima preferencia).

En el contexto internacional, el uso del microhábitat para algunas especies de macroinvertebrados, salmónidos y ciprínidos ha sido estudiada experimentalmente (Brotons, 1988; Mayo et al., 1995; Grossman et al., 1987a, b; Grossman y Freeman, 1987; Grossman y Sostoa, 1994; Costa et al., 1988). En Chile se han desarrollado escasos estudios de hábitat, orientado hacia la simulación, resaltando el excelente trabajo realizado por el Centro EULA de la Universidad de Concepción en el marco del proyecto hidroeléctrico de la Central Quilleco (EULA, 2000), en el cual se detallaron las curvas de preferencia de hábitat de cuatro especies ícticas nativas y una introducida, además del fitobentos y los macroinvertebrados bentónicos. Posteriormente, el mismo grupo de trabajo ha definido las curvas de habitabilidad para otras seis especies ícticas nativas (García y Habit, 2006). Estos recientes estudios, fueron motivados por la necesidad de avanzar en el estudio de curvas de preferencia experimentales. Especialmente importante es el caso de las especies endémicas, pues se carece de datos procedentes de otros países.

6.2 Requerimientos de hábitat para la fauna íctica

Los peces son frecuentemente utilizados como bioindicadores para establecer los requerimientos de caudal en los ríos, debido a su importancia para la pesca deportiva y además, por ser componentes que están en la parte más alta de las tramas tróficas ("predadores tope"). Los peces reófilos que habitan los ríos de altas corrientes, como es el caso de la mayoría de los ríos de Chile, están expuestos a condiciones extremas originadas por los elevados caudales y pendientes, factores que en su conjunto originan perturbaciones de tipo natural como las crecidas.

La fauna íctica nativa de los sistemas límnicos de Chile, se considera pobre y de alto endemismo (Vila y Pardo, 2006). Según la revisión realizada por Habit y colaboradores (2006), esta comunidad se compone de 11 familias, 17 géneros y alrededor de 44 especies, incluyendo dos lampreas. De éstas, 81% son endémicas de la provincia biogeográfica chilena y 40% se encuentran clasificadas en peligro de extinción. En ese trabajo los autores manifiestan que existen grandes deficiencias en el conocimiento de biología y ecología de nuestra fauna íctica. Resaltando que existe escasa o nula información sobre épocas de reproducción, fecundidad, estrategias reproductivas, edad, capacidad locomotora, migraciones, nicho trófico, distribución espacio-



temporal a micro, meso y macroescala, carga íctica de ríos y lagos. Además, se hacen imprescindibles estudios cuantitativos que analicen el efecto de especies introducidas en las nativas y de las acciones antrópicas que están causando la disminución de poblaciones.

Como ya fue mencionado, en Chile los estudios de requerimiento de hábitat para el desarrollo de la fauna íctica nativa, aplicándolo a la modelación, son escasos y se remiten casi exclusivamente a los llevados a cabo por el Centro EULA de la Universidad de Concepción (EULA, 2006; García y Habit, 2006; García et al., 2007; García et al., 2009).

Esta información es insuficiente, ya que se debiera tomar en cuenta estudios locales y dirigidos a todas las especies nativas. Los estudios debieran desarrollarse en el contexto de las hidroecoregiones identificadas (Capítulo 3), y por lo tanto, la información necesita ser calibrada y validada para cada una de ellas, de esta forma se podrán incorporar las posibles adaptaciones locales de las especies.

6.2.1 Autoecología de la fauna íctica

De las 44 especies descritas para Chile, los grupos más representados corresponden a los órdenes Siluriformes (11 especies), Osmeriformes (9 especies) y Atheriniformes (7 especies). También están representados en Chile los ciclóstomos Petromyzontiformes (2 especies), y los teleósteos Characiformes (4 especies), Cyprinodontiformes (6 especies), Perciformes (4 especies) y Mugiliformes (1 especie). Como se mencionó anteriormente los estudios de ecología de peces son escasos, sobre todo los que abordan las relaciones de una especie con su medio. Por este motivo se pudo recoger la información de sólo 12 trabajos, en los que se incluye información de hábitat de desarrollo de al menos un estado de vida. En estos se describe el hábitat de 26 especies límnicas (Tabla 6.1), de cuatro de las cuales se conoce parte de su hábitat en el estado de alevín, siendo este el estado más desconocido en términos ecológicos. Para los estados de juvenil y adulto se conoce más de sus hábitats, debido posiblemente a que son más fáciles de seguir y capturar.



Tabla 6.1. Hábitat de diferentes especies ícticas nativas.

Especie nativas	Hábitat alevines	Hábitat juveniles	Hábitat adultos
<i>Brachygalaxias bullocki</i>		Zona inferior de humedales o en arroyos (6)	Porción inferior de humedales o en arroyos de estas áreas (6)
<i>Galaxias maculatus</i>	Zona Limnética de lagos (2). Estuarios (6), (7)	Zona Litoral de lagos (2), (7). Potamon de ríos (6), (7). Riberas estuariales (12)	Zona Bentónica de lagos (2). En el potamon de ríos (6). Zona Litoral de lagos (7). Riberas estuariales (12)
<i>Galaxias platei</i>	Zona Limnética de lagos (2)	Zona Bentónica profunda de lagos (2). En el ritron de los ríos en las aguas "muertas" debajo de piedras y en el litoral de lagos (7).	Zona Bentónica profunda de lagos (2). En el ritron de los ríos en las aguas "muertas" debajo de piedras y en el bentos litoral y profundal de lagos (7).
<i>Aplochiton taeniatus</i>		Porción ritrónica de ríos, protegidos de la corriente bajo grandes piedras (7)	Porción ritrónica de ríos, protegidos de la corriente bajo grandes piedras, pueden bajar a lagos o la zona potámica de ríos (7), (11)
<i>Aplochiton zebra</i>		En la porción ritrónica de ríos (6). Zona litoral de lagos (10)	En la porción ritrónica de ríos (6)
<i>Cheirodon australe</i>		Áreas permanentes de inundación de ríos fuera del curso principal (Humedales) (6).	Áreas permanentes de inundación de ríos fuera del curso principal (Humedales) (6).
<i>Cheirodon galusdae</i>		Hábitat similar al de juveniles de <i>N. inermis</i> juveniles (9)	Hábitat similar al de juveniles de <i>N. inermis</i> juveniles (9)
<i>Cheirodon pisciculus</i>		Hábitat similar al de juveniles de <i>N. inermis</i> juveniles (9)	Hábitat similar al de juveniles de <i>N. inermis</i> juveniles (9)
<i>Diplomystes camposensis</i>		En la porción ritrónica de ríos, juveniles de 3 a 12 cm en zona de torrente de los ríos similar a adultos de <i>T. areolatus</i> (9*)	Zona profunda del potamon de ríos, ocupan un hábitat similar al de <i>N. inermis</i> (9*)



<i>Diplomystes chilensis</i>		En la porción ritrónica de ríos, juveniles de 3 a 12 cm en zona de torrente de los ríos similar a adultos de <i>T. areolatus</i> (9*)	Zona profunda del potamon de ríos, ocupan un hábitat similar al de <i>N. inermis</i> (9*)
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>		En la porción ritrónica de ríos, juveniles de 3 a 12 cm en zona de torrente de los ríos (9*)	Zona profunda del potamon de ríos, ocupan un hábitat similar al de <i>N. inermis</i> (9*)
<i>Nematogenys inermis</i>		Hasta los 5 cm se localizan en las riberas con fondo arenoso con profundidad entre 1 y 20 cm y velocidad del agua entre 0,10 a 0,26 m/seg, entre raicillas y vegetación acuática. Para tamaño entre 6 y 18 cm se localizan a profundidad entre 40 y 70cm entre la vegetación, con velocidad del agua entre 0,10 a 0,71m/s (9)	Zona profunda del potamon de ríos, mayor a 0,7m (pozones), en cuevas o entre las grandes raíces de <i>Salix chilensis</i> (Sauce), con velocidad del agua entre 0,10 a 0,70 m/s (9).
<i>Bullockia maldonadoi</i>		Similar a <i>T. areolatus</i> aunque en fondos arenosos (9)	Sobre los 2,5 cm prefieren la zona muerta de torrentes, con sustrato de grava y arena entre 10 y 30 cm de profundidad, con una velocidad del agua entre 0,1 a 0,92 m/s (9)
<i>Trichomycterus areolatus</i>		Porción ritrónica de ríos (6), (7). Juveniles de 0,76 a 2,5 cm prefieren zonas ribereñas de 0,5 a 1 cm de profundidad, con fondo barroso, con pequeñas piedras y aguas lentas. Los juveniles de 2,5 a 6 cm se localizan en zonas próximas a la	Entre piedras de ríos en la porción ritrónica aún en lugares con fuerte corriente. También en playas pedregosas o de arena gruesa de lagos (6), (7). Ejemplares entre 7 y 13 cm prefieren la zona muerta de torrentes pedregosos de hasta 40 cm de



		ribera y también en la zona muerta de los torrentes con profundidades entre 5 y 10 cm y piedras pequeñas libres entre sí (9)	profundidad, con una velocidad del agua entre 0,1 a 3,3 m/s (9)
<i>Trichomycterus chiltoni</i>		Similar a <i>T. areolatus</i> (9)	Similar a <i>T. areolatus</i> (9)
<i>Percichthys melanops</i>		Comparten hábitat con juveniles entre 6 y 18 cm de <i>N. inermis</i> (9)	
<i>Percichthys trucha</i>		Comparten hábitat con juveniles entre 6 y 18 cm de <i>N. inermis</i> (9)	En la porción potámica de ríos y en lagos, también entra al estuario (6), (7), (11)
<i>Percilia gillissi</i>		Ritrón de ríos y en litoral de lagos (6), (7).	En la porción ritrónica de ríos y en litoral pedregoso de lagos (6), (7).
<i>Percilia irwini</i>		En el ritrón de los ríos un habitat similar al de juveniles de <i>T. areolatus</i> juveniles (9)	En el ritrón de los ríos un hábitat similar al de juveniles de <i>T. areolatus</i> juveniles (9)
<i>Orestias chungarensis</i>		Aguas someras de riberas de lagos (1)	Zona Litoral a Profundal de lagos (1)
<i>Orestias laucaensis</i>		Aguas someras de riberas de lagos (1)	Zona Litoral a Profundal de lagos (1)
<i>Orestias parinacotensis</i>		Aguas someras de riberas de lagos (1)	Zona Litoral a Profundal de lagos (1)
<i>Basilichthys australis</i>	Cerca de macizos de algas, en aguas tranquilas y de escasa profundidad (4)	En la porción potámica de ríos y en la cabeza de los estuarios (6), (11).	Porción potámica de ríos y estuarios (6), (11). En el litoral de Lagos (7)
<i>Basilichthys microlepidotus</i>		Hábitat similar al de juveniles de <i>N. inermis</i> juveniles (9)	
<i>Odontesthes brevianalis</i>	Aguas salobres (11)	En estuarios, casi exclusivamente en el agua salobre (4). Aguas salobres (11)	En estuarios, casi exclusivamente en el agua salobre (4). Aguas salobres (11)
<i>Odontesthes mauleanum</i>		En estuarios (11)	Porción potámica de ríos y en lagos,



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

			visitante de la zona alta de estuarios (6), (7), sin penetrar en aguas hiperhalinas (11)
--	--	--	--

Las referencias se muestran en la **Tabla 6.2.**



6.2.2 Hábitos reproductivos de la fauna íctica

En términos de su reproducción se observan las mayores falencias de información de los peces nativos. Sólo en 14 especies se ha podido describir las fechas de reproducción y los ambientes preferidos para realizarla (Tabla 6.2). Todas las especies en las que se conoce algo de sus hábitos reproductivos son de la zona centro sur del país, desconociéndose completamente las fechas y lugares de reproducción de las especies altiplánicas.

Tabla 6.2. Hábitat de reproducción de diferentes especies ícticas nativas

Especie nativas	Período de reproducción	Lugares de desove
<i>Brachygalaxias bullocki</i>	Junio a Octubre (3). Invierno (6)	Litoral sobre macrófitas y ramas sumergidas (3). Sobre plantas acuáticas (6)
<i>Brachygalaxias gothei</i>	Fines de Invierno (3)	Litoral sobre macrófitas y ramas sumergidas (3)
<i>Galaxias maculatus</i>	Primavera a inicios de Verano (2). Septiembre a Abril (3). Primavera a Verano (6), (7), (10). Diciembre a Mayo (8)	Supralitoral sobre halofitas en estuario. En fondo de lagos o sobre macrófitas (3)
<i>Galaxias platei</i>	Otoño a Primavera, principalmente en Invierno (2). Mayo a Septiembre (3). Primavera a Verano (7). Enero (8)	Sublitoral arenoso de lagos sobre macrófitas y zona de rápidos en ríos con algas filamentosas (3).
<i>Aplochiton taeniatus</i>	Invierno (7), (11). Septiembre a Febrero (8)	Piedras o ramas del litoral de los ríos, o en el litoral rocoso de los lagos (7), (11)
<i>Aplochiton zebra</i>	Probablemente Primavera a Verano (6), Verano a Otoño (8). Otoño en lago Riñihue, primavera en lago Lácar, Septiembre a Octubre en lago Puelo y Octubre a Noviembre en lago Rivadavia (10)	Arroyos (6). Sustrato de arroyos cerca de su desembocadura en lagos (10)
<i>Cheirodon australe</i>	Primavera (6)	
<i>Diplomystes</i>	Verano - Otoño (5)	



<i>nahuelbutaensis</i>		
<i>Trichomycterus areolatus</i>	Primavera (6). Septiembre a Marzo (9)	Entre pequeñas piedras del sustrato (6). Vegetación acuática cercana a las riberas con profundidades entre 5 y 20 cm
<i>Percichthys trucha</i>	Primavera (6), (11), inicio de Primavera (7)	Sobre piedras en pequeños arroyuelos (7)
<i>Percilia gillissi</i>		En cámaras vibrátiles de esponjas de agua dulce (6), (7)
<i>Basilichthys australis</i>	Primavera (6), (11). Primavera a Verano (7)	Plantas litorales (6), (11)
<i>Odontesthes brevianalis</i>		En estuarios, en la zona de afluencia límnic (4). En aguas solobres sobre plantas acuáticas (11)
<i>Odontesthes mauleanum</i>	Primavera (6), (11). Inicio de Primavera (7)	Sobre plantas acuáticas en la cabeza de estuarios (6)

1) Pinto M. 1989. Relaciones tróficas de *Orestias Valenciennes* en el sistema Hidrográfico del Lauca. (Pisces, Ciprinodontiformes, Ciprinodontidae). Tesis Magister U. de Chile. 83 pp.

2) Barriga, J., M. Battini, P. Macchi, D. Milano y V. Cussac. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and *Galaxias platei* (Pisces: Galaxiidae) in a lake in the South American Andes. N.Z. J. Mar. Fresh. Res., 36: 345-359.

3) Murillo H y V. Ruiz. 2002. El puye *Galaxias globiceps* EIGENMANN 1927 (OSTEICHTHYES: GALAXIIDAE): ¿Una especie En Peligro de extinción? Gayana 66(2): 191-197.

4) Duarte W., Feito R., Jara C., Moreno C y A.E. Orellana. 1971. Ictiofauna del sistema hidrográfico del río Maipo. Bol. Mus. Nac. Hist. Natur. Chile. 32: 227-268.

5) Vila, I., M. Contreras Y L. Fuentes. 1996. Reproducción de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae). Gayana Oceanología 4(2): 129-137.

6) Campos H. 1985. Distribution of the fishes in the andean rivers in the South of Chile. Arch. Hydrobiol. 104(2): 169-191.

7) Campos H. 1983. Zonación de los peces en los ríos del sur de Chile. Actas del VIII Congreso Latinoamericano de Zoología, de: Pedro J. Salinas, 2: 1417-1431.

8) Zama A Y E Cárdenas. 1984. Descriptive catalogue of marine and freshwater fishes from the Aysén Region, southern Chile, with zoogeographical notes on the fish fauna. Introduction into Aysén-Chile of Pacific Salmon, SERNAPJICA 9: 1-75 + 7 pls.



9) Arratia G. 1983. Preferencias de habitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y Trichomycteridae). Studies on Neotropical Fauna and Environment. 18(4): 217-237.

10) Lattuca M.E, Brown D., Castiñeira L., Renzi M., Luizon C, Urbanski J. Y V Cussac. 2008. Reproduction of landlocked *Aplocheilichthys zebra* Jenyns (Pisces, Galaxiidae). Ecology of Freshwater Fish. 17: 394 - 405.

11) Campos H. Y C. Moreno. 1985. Asociaciones de peces en estuarios chilenos, Pacífico Sur Americano. En: Yáñez-Arancibia (Ed.) Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. 654 p.

12) Pequeño, G. 1981. Peces de las riberas estuariales del río Lingue, Chile. Biol. Mar., 22: 141-163.

6.2.3 Revisión de las estrategias de determinación empírica ó ecológica

Como ya fue mencionado el Centro EULA de la Universidad de Concepción elaboró curvas de habitabilidad, para el proyecto hidroeléctrico Quilleco (EULA, 2000), que involucran perfiton, macroinvertebrados, y a cuatro especies nativas de peces y una introducida, donde se hace relación de la preferencia de cada una de estas especies en función de la velocidad de la corriente (Figura 6.1) y la profundidad del río (Figura 6.2).

Para la realización de las curvas de habitabilidad, se utilizó una metodología de cálculo, donde se incluyen datos de preferencia de hábitat, tales como velocidad, profundidad y sustrato, donde se les asigna un valor a cada uno. Estos tres datos son multiplicados para calcular el Índice de Calidad de Hábitat Ponderado (ICAP), dando como resultado 0,43; por último se calcula el Área Utilizable Ponderada (WUA), donde se multiplica el ICAP (0,43) por el área del río que se utiliza para el estudio, que en este caso, es de 2 m de ancho por 100 m de largo, dando un valor de 200 m². El valor final de WUA, da como resultado 85,8 m² de área.

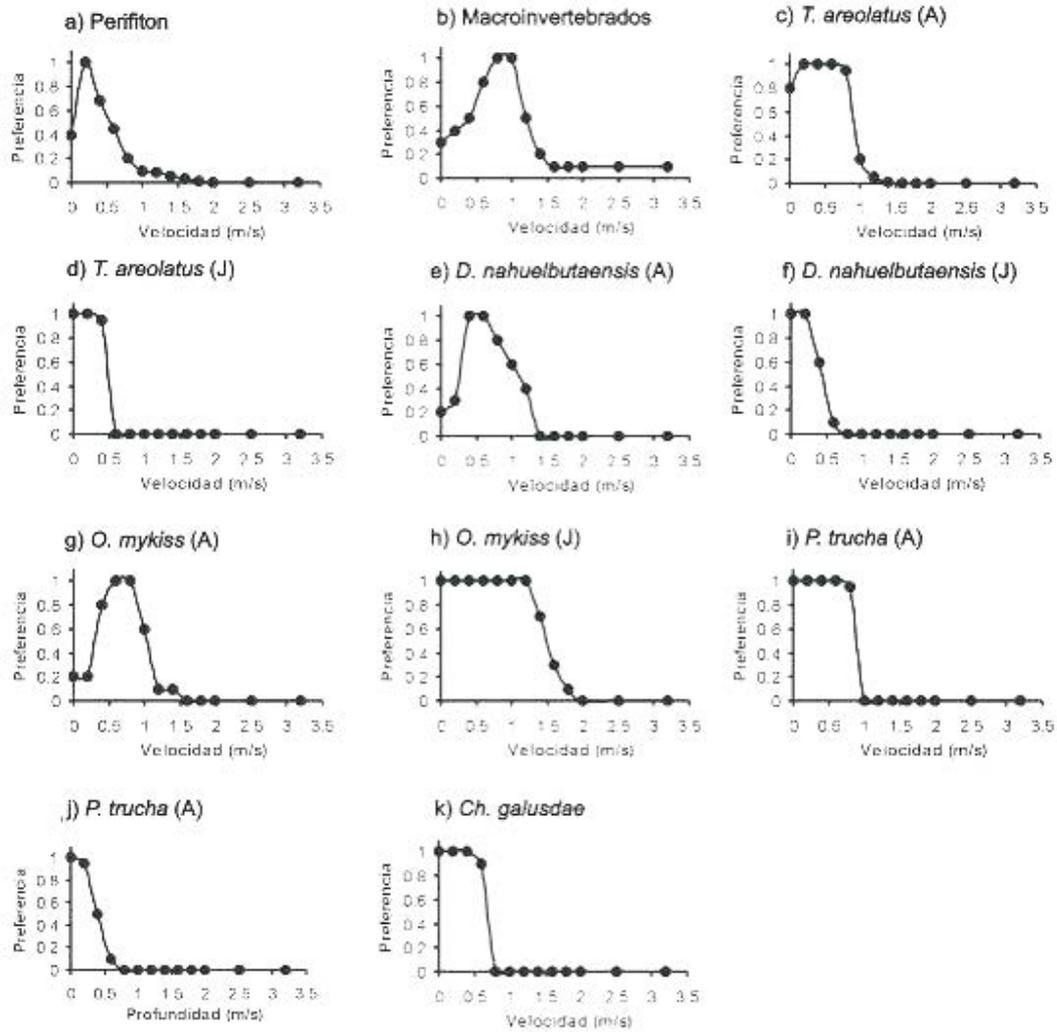


Figura 6.1. Curvas de preferencia de hábitat de las distintas especies en función de la velocidad de la corriente (EULA, 2000).

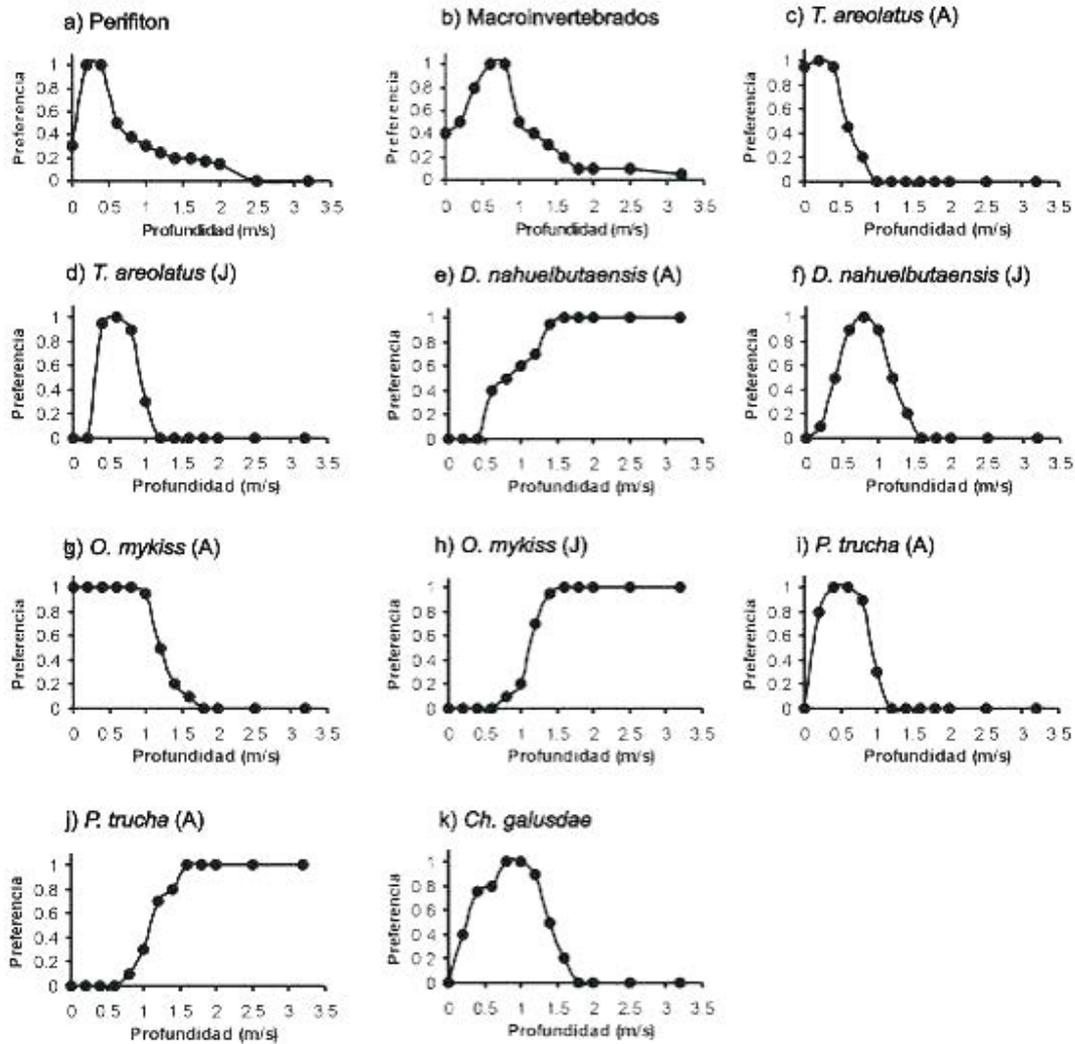


Figura 6.2. Curvas de preferencia de hábitat de las distintas especies en función de la profundidad del río (EULA, 2000).

Por otro lado, el estudio de García y colaboradores (2009) determinó los límites entre el flujo rápido y lento, y agua baja y profunda, como los puntos de intersección de la curva de preferencia de hábitat (Figura 6.3). De esta forma, la altura de 0,53 m es la frontera para el nivel del agua baja – profunda, y la velocidad de 0,11 m/s es la frontera para el flujo lento – rápido.

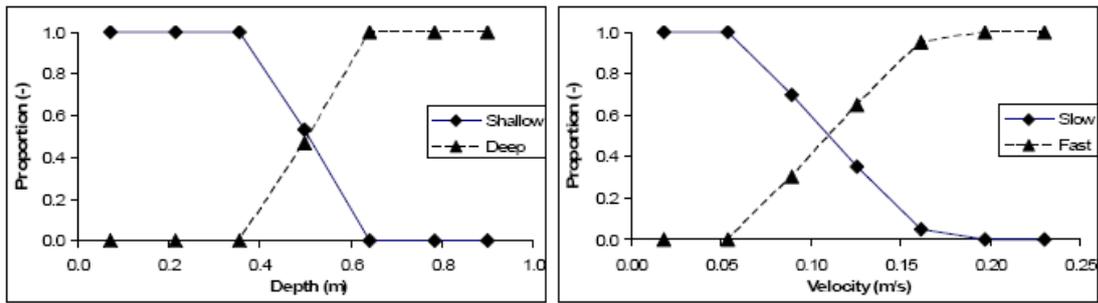


Figura 6.3. Límites para el agua baja profunda (izquierda) y los flujos lentos rápida lenta -rápidos (derecha). Fuente: García y colaboradores (2009)

6.2.4 Determinación experimental realizada en este estudio

La forma típica en la cual se determinan las curvas de preferencia de hábitat parte del muestreo *in situ* de los individuos en un determinado sector, para luego ponderar la presencia de individuos por el hábitat total disponible. Esta forma de estimar las curvas posee grandes desventajas, la primera es que la relación entre la presencia del individuo con el ambiente es limitada, debido a que la presencia del pez es el resultado de un conjunto de atributos del ambiente, que siguen un orden jerárquico (físico-químico-biológico), y el estudio *in situ*, no es capaz de discriminar y poner a prueba las diferentes fuentes de variación.

Es por este motivo que en este estudio se utilizó una metodología nueva, en la que se realizaron campañas de terreno en las cuencas descritas en la Tabla 6.3, incorporando al análisis la respuesta metabólica de los individuos a los cambios en velocidad. Complementariamente, se realizaron los análisis *in situ* de las poblaciones para evaluar la relación entre la presencia de peces y la altura de escurrimiento. Sin embargo, en este análisis se tuvo una aproximación distinta a la observada en la literatura, al incorporar la incertidumbre derivada de la probabilidad de captura. Las especies estudiadas en cada sitio fueron las siguientes:

Tabla 6.3. Cuencas y especies analizadas

Norte (Cuenca del Río Choapa)
Pejerrey (<i>Basilichthys microlepidotus</i>)
Trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
Camarón de río (<i>Cryphiops caementarius</i>)
Centro (Cuenca del Río Biobío)
Bagrecito (<i>Trichomycterus aerolatus</i>)
Tollo (<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>)
Trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
Sur (Cuenca del Río San Pedro)
Puye (<i>Galaxia maculatus</i>)
Trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
Trucha café (<i>Salmo trutta</i>)

6.2.4.1 Materiales y métodos

Curvas de preferencia de hábitat en función de la velocidad

En el presente estudio para cada especie se estimaron los promedios de consumo de oxígeno, por velocidad. Estos promedios fueron obtenidos a partir de los consumos de oxígeno registrados en el estudio de metabolismo de peces, desarrollado por la Universidad de Chile. En ese estudio, se estimó el gasto energético de cinco especies de peces y un crustáceo decápodo, en función de la temperatura ambiente y la velocidad de flujo de agua en terreno. Para lo cual se utilizó un sistema de respirometría semi-cerrado Swim tunnel 10 (Loligo Systems, Dinamarca). El sistema consiste en una doble cámara de 95 x 40 x 24 cm, la cual presenta conductos y flujos diferentes de agua y de oxígeno disuelto (Figura 6.4).

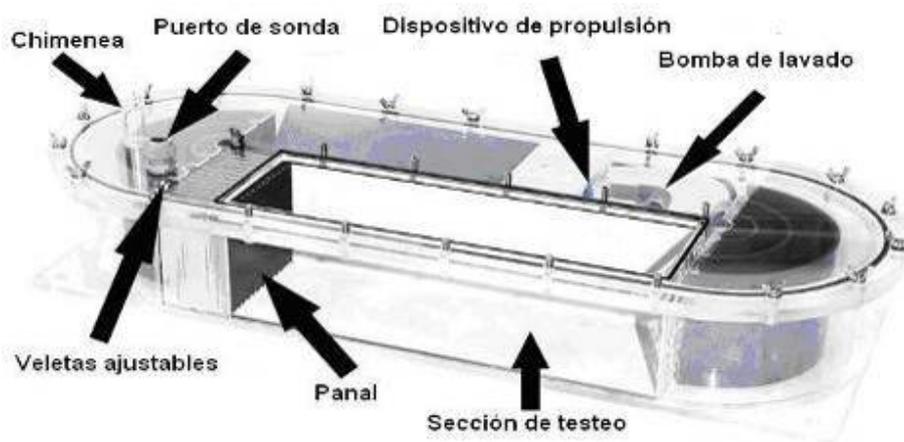


Figura 6.4. Respirómetro Swim tunnel 1. (Fuente: elaboración propia).

La sección de prueba de 40 cm x 10 cm x 10 cm, corresponde a una cámara de 10 litros, lugar donde se realiza el experimento determinando el consumo de oxígeno del pez de manera activa. Este sistema permite visualizar el flujo y el nado del pez por ambos lados del equipo (Figura 6.5). Se agregó vegetación en la parte superior del equipo, como también se dibujaron líneas transversales, con el fin de generar un ambiente más favorable, que provoque menor estrés a los peces bajo estudio.



Figura 6.5. Individuo de *B. microlepidotus* siendo analizado en el respirómetro. (Fuente: elaboración propia).

Adicionalmente, en cada sitio de muestreo se calculó la velocidad crítica, para cada especie. Ésta corresponde a la velocidad en la que el individuo ya no es capaz de mantener su posición mediante natación. Y por lo tanto, en condiciones naturales sería arrastrado aguas abajo del sector. Se seleccionaron 20 individuos de cada especie (Tabla 6.3) y se estimó su tolerancia a distintas velocidades de flujo de agua, determinando la velocidad a la cual no logran mantener el nado, el valor obtenido se expresó en cm/s ($\pm 0,01$).

Con esta información se obtuvieron las curvas de habitabilidad, ponderando los consumos de oxígeno promedio de cada velocidad, con el consumo mínimo registrado para la especie. De esta forma la velocidad en la que se registró el consumo de oxígeno mínimo sería considerada como la de mayor habitabilidad, basados en que un menor consumo de oxígeno implica un menor gasto metabólico, y por lo tanto le permitiría al individuo gastar el excedente de energía en crecimiento y reproducción, maximizando la adecuación biológica y consecuentemente constituiría la velocidad óptima para el desarrollo de la población.

Los extremos de la curva de habitabilidad para cada situación, se calcularon mediante extrapolación, en el caso de la intersección con el eje y (habitabilidad) y utilizando el promedio de la velocidad crítica de la especie, para la intersección con el eje x (velocidad).

Curvas de habitabilidad en función de la altura de escurrimiento

A cada individuo recolectado para el análisis metabólico se le registró la profundidad en la que fue encontrado, con esta información se construyeron curvas de frecuencia de aparición en función de la altura de escurrimiento, de forma complementaria y debido al sesgo que implica la metodología antes descrita.

6.2.4.2 Resultados

Curvas de habitabilidad de función de la velocidad

En general se observó una mayor velocidad de resistencia a la corriente de las especies introducidas (*Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta*). Mientras que las especies de peces nativos presentaron velocidades críticas más bajas, siendo *Diplomystes nahuelbutaensis* la especie nativa con mayor resistencia a la velocidad, lo que puede ser atribuido a las mayores tallas que puede alcanzar en relación con las otras especies nativas. De todas las especies analizadas en este estudio el camarón de río, *Cryphiops caementarius*, fue el que presentó la menor velocidad crítica (Tabla 6.4 y Figura 6.6).

Tabla 6.4. Velocidades críticas de las distintas especies del estudio (N=20 por especie).

	Especie	Promedio (cm/s)	Mínimo (cm/s)	Máximo (cm/s)
<i>Peces nativos</i>	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	125,0	111,6	138,5
	<i>Galaxia maculatus</i>	123,7	103,9	143,5
	<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	141,6	126,2	157,0
<i>Peces introducidos</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	143,1	120,1	172,3
	<i>Salmo trutta</i>	148,2	130,8	165,7
<i>Crustáceo nativo</i>	<i>Cryphiops caementarius</i>	108,8	95,9	121,7

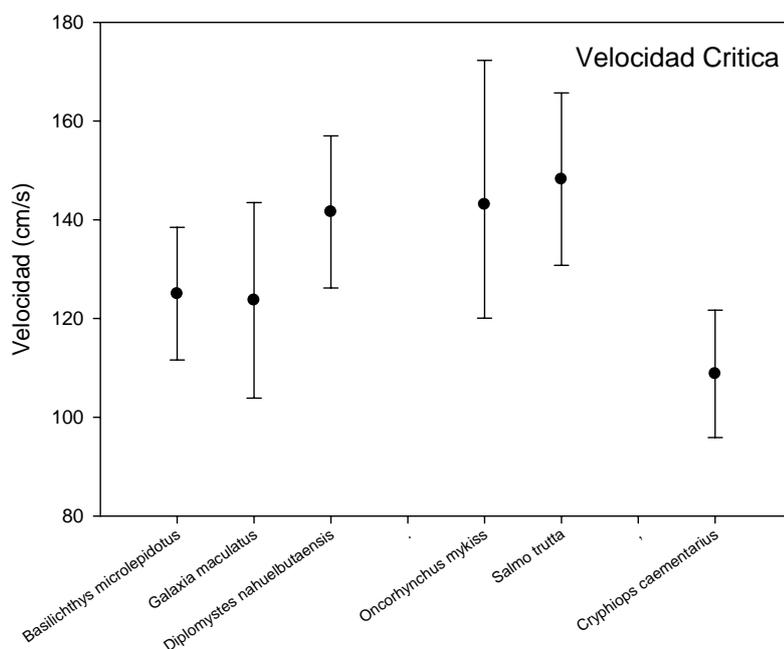


Figura 6.6. Velocidades críticas (promedio y rango) de las distintas especies del estudio. (Fuente: elaboración propia).



Curvas de preferencia de hábitat

En general, las especies de peces analizadas muestran curvas de habitabilidad con las mayores habitabilidades a bajas velocidades, siendo la única excepción a este patrón el pejerrey chileno del norte (*B. microlepidotus*), la que presenta las mayores habitabilidades a velocidades cercanas a 100 cm/s (Figura 6.7). A continuación se describen las curvas de habitabilidad de cada una de las especies analizadas, obtenidas mediante ajuste de los promedios de respuesta metabólica *versus* velocidad.

Diplomystes nahuelbutaensis: muestra las mayores habitabilidades a bajas velocidades (<30 cm/s), con un descenso brusco en la habitabilidad al aumentar la velocidad, hasta expresar su mínimo a 141,6 cm/s.

Galaxias maculatus: al igual que *D. nahuelbutaensis* tiene su máximo de habitabilidad hasta 30 cm/s, al aumentar la velocidad de flujo la habitabilidad disminuye hasta aproximadamente 0,6, manteniéndose casi constante hasta los 100 cm/s, para luego disminuir al mínimo (123,7 cm/s).

Basilichthys microlepidotus: exhibe un patrón distinto al de las otras especies nativas, con valores bajos de habitabilidad a velocidades bajas, aumentado desde los 50 cm/s, alcanzando el máximo de habitabilidad a una velocidad de 90 cm/s.

Oncorhynchus mykiss: presenta una distribución de habitabilidad semejante a la de *D. nahuelbutaensis*, con mayores habitabilidades a bajas velocidades (<30 cm/s), seguido de un rápido descenso en la habitabilidad al aumentar la velocidad, hasta un mínimo a 143,1 cm/s.

Salmo trutta: su curva de habitabilidad es muy semejante a la que presentan *D. nahuelbutaensis* y *O. mykiss*, sin embargo de las cinco especies analizadas es la que alcanza velocidades críticas mayores, superando levemente a *D. nahuelbutaensis* y *O. mykiss*.

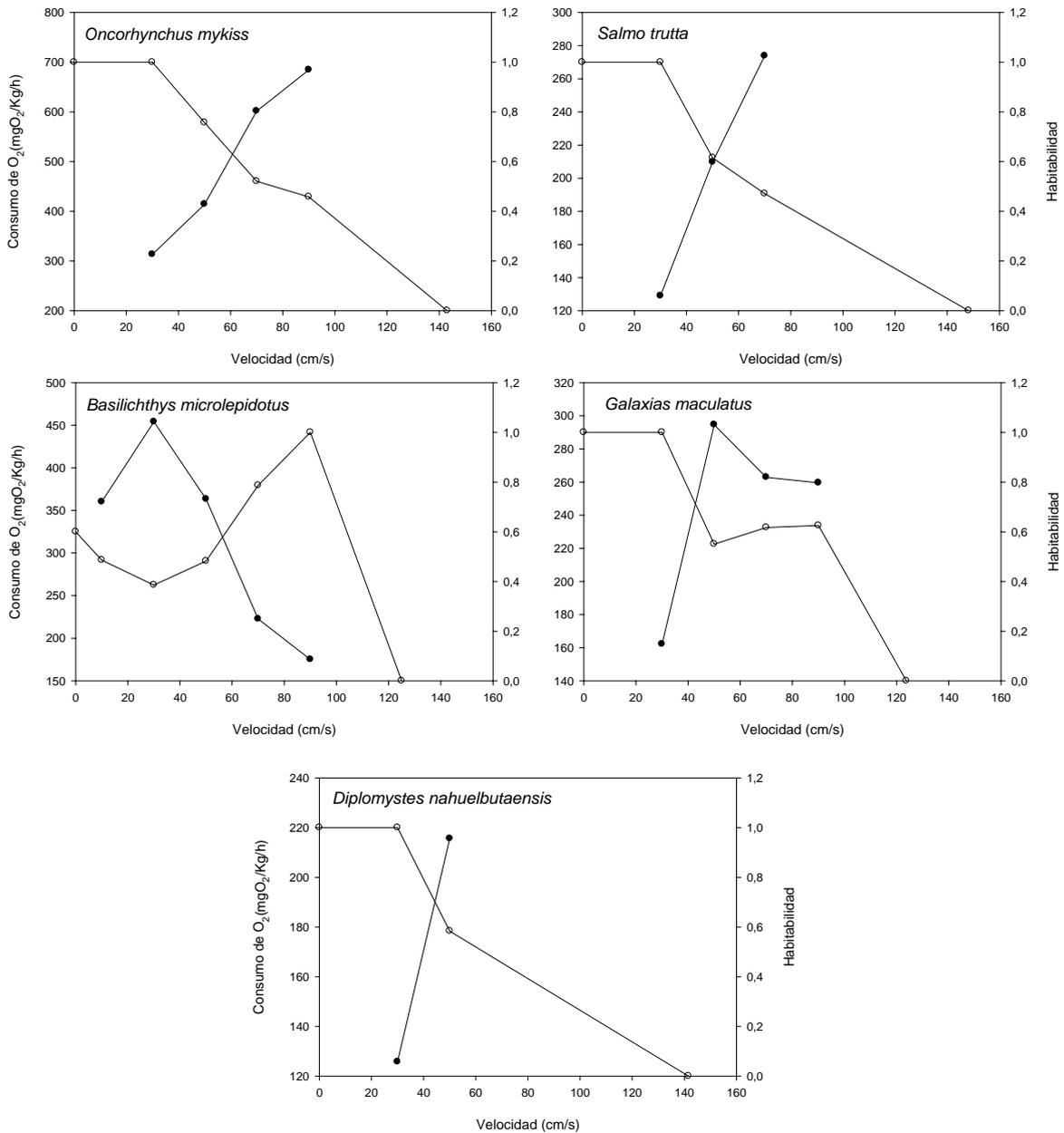


Figura 6.7. Curvas de consumo de oxígeno (puntos negros) y de habitabilidad (puntos blancos) de las distintas especies del estudio. (Fuente: elaboración propia).



Curvas de preferencia de hábitat en función de la altura de escurrimiento

Las alturas promedio registradas para las especies analizadas son muy similares (Tabla 6.4). Sin embargo, los rangos de altura de escurrimiento son variados, donde las especies introducidas y en particular *O. mykiss* (Trucha arcoíris), las que presentan las mayores tolerancias a la disminución de nivel.

Como se observa en la Figura 6.8, para esfuerzos de muestreo equivalentes (30min) las capturas tienden a presentar una distribución normal con un leve sesgo hacia los valores más bajos, este patrón es consecuencia del método utilizado para realizar las capturas (pesca eléctrica). La pesca eléctrica tiende a sesgar las muestras hacia las zonas más someras, debido a que los pescadores no pueden alcanzar las zonas más profundas, ya que podrían ser arrastrados por la corriente. Otro problema relacionado con el arte de pesca es que en la medida que la altura de escurrimiento aumenta, se incrementa también la posibilidad de detección de los peces. Por lo tanto, no sería correcto estimar directamente la curva de preferencia de hábitat de profundidad desde la frecuencia de distribución.

Debido a lo anterior, sumado a que la mayoría de las especies utilizadas en este estudio pueden ser encontradas en lagos, y por lo tanto no presentan limitación de altura máxima, se propone utilizar la moda de la frecuencia de alturas de escurrimiento, como un valor mínimo para sustentar el desarrollo de la especie (Tabla 6.5). Cabe destacar que esta aproximación concuerda con el criterio designado en la legislación Suiza (20 cm), sólo para *O. mykiss* y *G. maculatus*, mientras que las restantes especies incluyendo la introducida *S. trutta*, requieren 30 cm de altura de escurrimiento para cubrir sus necesidades.

Tabla 6.5. *Altura de escurrimiento (promedio y rango) de las distintas especies del estudio.*

	Especie	Media (cm)	Moda (cm)	Inferior (cm)	Superior (cm)
<i>Peces nativos</i>	<i>B. microlepidotus</i>	33,5	30	15	49
	<i>G. maculatus</i>	36,5	20	15	80
	<i>D. nahuelbutaensis</i>	36,1	30	17	56
<i>Peces introducidos</i>	<i>O. mykiss</i>	30,9	20	9	77
	<i>S. trutta</i>	35,0	30	13	71

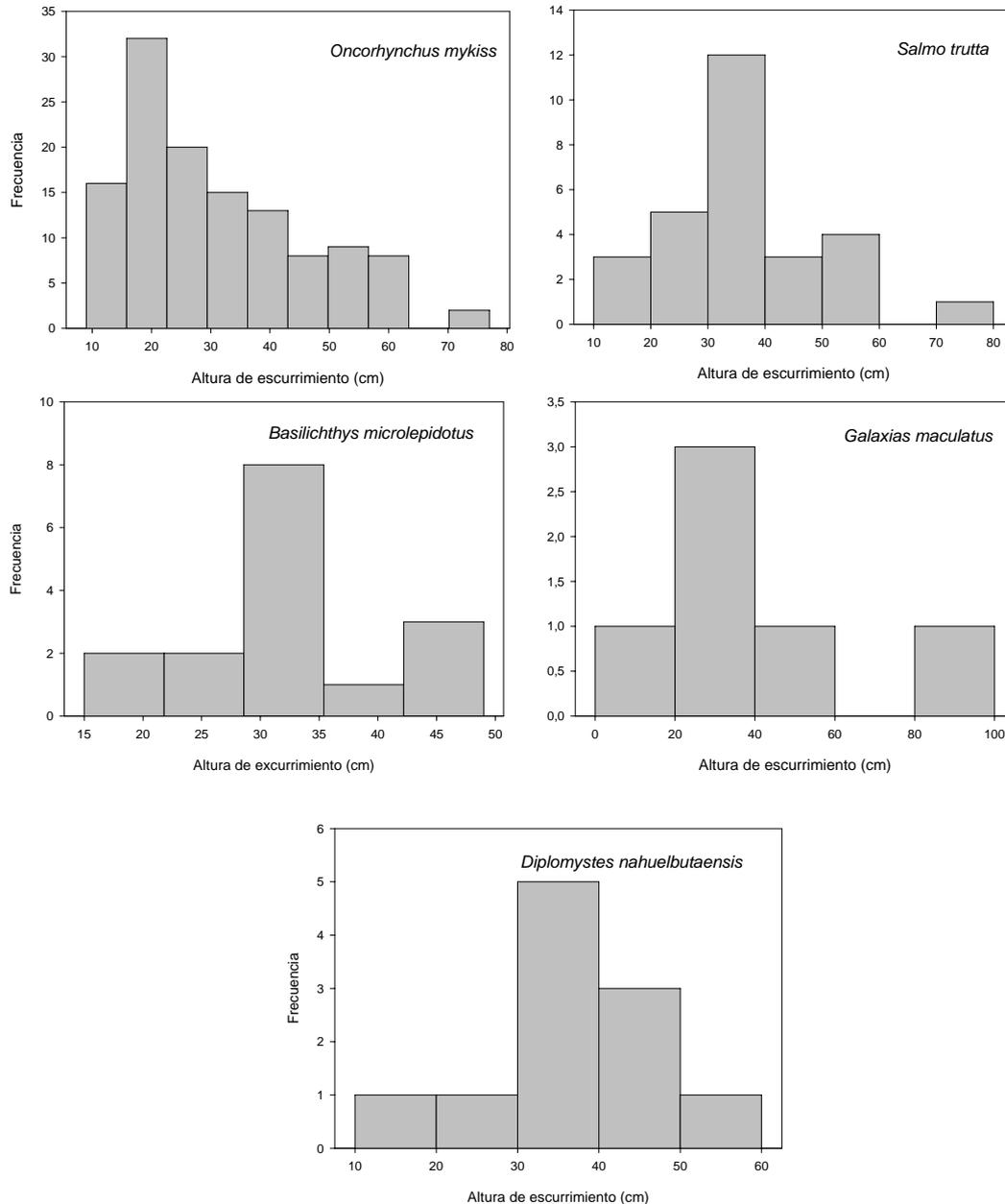


Figura 6.8. Distribución de frecuencias (número de capturas), de las alturas de escurrimientos en las que se registraron individuos de las especies del estudio. (Fuente: elaboración propia).

En general, las especies de peces analizadas muestran curvas de habitabilidad con las mayores habitabilidades a bajas velocidades. La única excepción a este patrón el pejerrey chileno del norte (*B. microlepidotus*), que presenta las mayores habitabilidades a velocidades cercanas a 100 cm/s. Según Comte y Vila (1987), esta especie vive refugiada entre la vegetación acuática, en aguas



dulceacuícolas bien oxigenadas, con velocidades bajas, transparentes y con profundidades mínimas de 40 centímetros, pero también se le puede encontrar en la parte media de los ríos donde soporta una alta velocidad de corriente. Por lo tanto, no sería de extrañar que presente las mayores preferencias de hábitat en los extremos de velocidad (alta y baja).

La altura de escurrimiento óptima varía significativamente para cada especie. Es por este motivo que se sugiere el uso de límites mínimos tolerables, asociados a la moda de cada especie. Un hallazgo importante en este sentido es que las especies introducidas son las que presentan mayor tolerancia a la disminución en la altura de escurrimiento. Por lo tanto, al disminuir el caudal de un segmento se estarían privilegiando estas especies por sobre las nativas, que tienen requerimientos más elevados.

6.3 Referencias

Brotos, P. A. 1988. Condicionamientos hidráulicos sobre la microdistribución en densidad de las poblaciones de macroinvertebrados de bentos. Estudio en un tramo del río Jarama (Madrid). Proyecto fin de carrera. E.T.S. de Ingenieros de Montes. Madrid.

Brown C. y J. King. 2003. Environmental Flows: Concepts and Methods. Water resources and environmental technical Note C1. In Davis R. y R. Hirji (Eds), The World Bank, Wasington DC.

Caro, T.M. Y O'doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13, 805-814.

Costa, M. J., J. M. Gomes, A. Bruxelas Y M. I. Domingos. 1988. Efeitos previsiveis da construcao da barragem de Alqueva sobre a ictiofauna do rio Guadiana. *Revista de Ciencias Agrarias*, XI (4): 143-163.

EULA. 2000. Determinación del caudal mínimo ecológico del proyecto hidroeléctrico Quilleco en el río Iaja, considerando variables asociadas a la biodiversidad y disponibilidad de hábitats. Informe de Asistencia Técnica. 120 págs.

García A., J. González, P. Piedra Y E Habit. 2009. Depth and flow velocity thresholds to describe habitat use of native fish species in the San Pedro river, Chile. 7th ISE Y 8th HIC Chile.

Garcia A., J. Klaus, E. Habit Y O. Parra. 2007. Downstream environmental effects of Ralco and Pangue dam operations: Changes in habitat quality for native fish species, Biobío river, Chile



García, A, Y E. Habit. Curvas De Selección De Hábitat Para Seis Especies De Peces Nativos De Chile. III Congreso Sociedad Chilena de Limnología, 15° Taller de Limnología. Punta Arenas. 24 al 27 de octubre de 2006.

Grossman, G. D. Y A. DE Sostoa. 1994 a. Microhabitat use by fishes in the lower rio Matarraña, Spain: 1984-1987. Ecol. Freshwat. Fish., 3: 123-136.

Grossman, G. D. Y M. C. Freeman. 1987. Microhabitat use in a mediterranean fish assemblage. J. Zool, 212: 151-176.

Grossman, G. D., A. DE Sostoa, M. C. Freeman Y J. Lobon-Cervia. 1987 a. Microhabitat use in a Mediterranean riverine fish assemblage: I. Fishes of the lower Matarrana. Oecologia, 73: 490-500.

Grossman, G. D., A. De Sostoa, M. C. Freeman Y J. Lobon-Cervia. 1987 b. Microhabitat use in a Mediterranean riverine fish assemblage: II. Fishes of the upper Matarrana. Oecologia 73: 501-512.

Habit E., B. Dyer E I. Vila. 2006. Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana 70(1): 100-113.

Mayo, M., B. Gallego, D. García De Jalón Y P. A. Brotons. 1995. Preferencias de hábitat de la trucha común en la época de freza. Río Dulce, Guadalajara. Limnetica, 11 (1): 49-54.

Vila I. Y R. Pardo. 2006. Peces Limnicos en Biodiversidad de Chile Patrimonio y Desafíos. Comisión Nacional del Medio Ambiente 306-311 p.



7 Procedimiento para determinación del caudal mínimo ecológico

7.1 Aspectos generales

El Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos (Dirección General De Aguas – Ministerio De Obras Públicas, 2008), define el caudal mínimo ecológico como el caudal que debe mantenerse en un curso fluvial o en específico en cada sector hidrográfico, de tal manera que los efectos abióticos (disminución del perímetro mojado, profundidad, velocidad de la corriente, incremento en la concentración de nutrientes, entre otros, etc.), producidos por la reducción de caudal no alteren las condiciones naturales del cauce, impidiendo o limitando el desarrollo de los componentes bióticos del sistema (flora y fauna), como tampoco alteren la dinámica y funciones del ecosistema. En dicho manual existen algunos procedimientos hidrológicos para la determinación del caudal mínimo ecológico (ver Anexo A).

El establecimiento del caudal mínimo ecológico implica mantener las condiciones de hábitat que sustentan la flora y fauna acuática, así como también sus interacciones y procesos. Lo anterior enmarca la aplicación de este concepto a un ámbito ecológico, sin embargo, tal como se demostró en los capítulos anteriores los ríos presentan bienes y servicios ecosistémicos, entre los cuales se encuentran los ecológicos (ej. biodiversidad, recursos naturales) y otros vinculados a usos de carácter antrópico. Estos últimos son de naturaleza muy diversa como: extracción de agua, dilución, recreación, navegación, pesca, paisaje, entre otros.

En este contexto el caudal mínimo ecológico debería ser extensivo a todos los bienes y servicios que obtienen las personas de los ecosistemas (Tabla 7.1). Estos incluyen servicios de suministro, regulación y culturales, además de los servicios necesarios para mantener los procesos ecológicos. Lo anterior plantea la necesidad de desarrollar un enfoque integrado y sistémico para la determinación del caudal mínimo ecológico, por lo cual se propone implementar esta metodología en el marco del sistema de evaluación de impacto ambiental (SEIA).



Tabla 7.1. Servicios ecosistémicos.⁸

Suministro de servicios Productos obtenidos de los ecosistemas	Regulación de servicios Beneficios obtenidos de los procesos de regulación de los ecosistemas	Servicios culturales Beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas
Alimento Agua Potable Combustible Fibra vegetal Bioquímicos Recursos genéticos	Regulación del clima Control de enfermedades Regulación del agua Purificación del agua Polinización	Espirituales y religiosos Recreación y turismo Estético Inspiracional Educativo Sentido de identidad Patrimonio cultural
Servicios de soporte Servicios necesarios para la producción de todos los otros servicios del ecosistema		
Formación de suelos	Ciclado de nutrientes	Producción primaria

En la Ley de Bases del Medio Ambiente N° 19.300 que dio origen al SEIA, se definió el medio ambiente como un sistema global constituido por elementos naturales y artificiales de naturaleza física, química o biológica, socioculturales y sus interacciones, en permanente modificación por la acción humana o natural y que rige y condiciona la existencia y desarrollo de la vida en sus múltiples manifestaciones.

Por ende, al evaluar el caudal mínimo ecológico en el marco del SEIA, nos aseguramos que los ríos sean considerados como ecosistemas formados por componentes naturales y socioculturales, que interactúan recíprocamente en el tiempo y espacio. Ampliando de este modo, el concepto señalado en Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos (2008), con un énfasis fundamentalmente ecológico.

Los ecosistemas pueden ser estudiados y monitoreados desde múltiples perspectivas y a las más diversas escalas de tiempo y espacio. Uno de los principales problemas que se producen es que la dinámica y estructura de los ecosistemas es "escala dependiente"; esto es, el ecosistema se "verá" distinto según la escala a la que se observe. Es por ello que resulta vital poder definir más de un escala, espacial y temporal, para estudiarlos. De otra forma se puede correr el riesgo de estar mirando en el lugar y tiempo equivocados.

⁸ Fuente: Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005)



A partir de los antecedentes señalados anteriormente, se propone una metodología para evaluar el caudal mínimo ecológico desde una perspectiva ecosistémica, incorporando un enfoque multiescalado y jerárquico (Figura 7.1).

El modelo conceptual se basa en las siguientes consideraciones:

- Chile se caracteriza por presentar gradientes altitudinales y longitudinales extremos, involucrando zonas con desiertos, elevada pluviosidad y campos de hielo, como resultado de la interacción entre la orografía y el clima. Estos patrones han sido analizados en diferentes publicaciones: i) esquema ecológico del país (Di Castri, 1968), ii) zonas hidrológicas del país (Niemeyer & Cereceda, 1984) y iii) Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica (CONAMA, 2007). A partir de estos antecedentes es posible establecer que los ríos tienen propiedades específicas (estructura y funcionamiento), en cada una de las **Hidroecoregiones** (Capítulo 3).
- Cada **Sistema (río)** presenta una configuración física específica, con presencia de singularidades morfológicas e hidráulicas (Capítulo 4), donde la pendiente del cauce y el caudal son las variables que determinan mayoritariamente la expresión de los ecosistemas acuáticos y el desarrollo de usos antrópicos.
- En ríos de alta pendiente y caudal los hábitats en plataformas litorales, meandros y zonas trenzadas, son los más favorables para el desarrollo de la flora y fauna acuática, en particular para los peces nativos. En cambio, para ríos rítrónicos con bajo caudal y pendiente, el criterio que permite mantener las poblaciones de especies acuáticas puede ser la mantención de la secuencia de pozas y rápidos. Para usos antrópicos dependerá del tipo de actividad desarrollada directamente o indirectamente en el río. De este modo se define el concepto de Área de Importancia Ambiental dentro de un **tramo de río** (AIA), como aquellos bienes y servicios ecosistémicos que presenta un río, pudiendo ser de origen ecológico (Áreas de Importancia Ecológica, AIE) y/o usos antrópicos (Área de Uso Antrópico, AUA). La identificación de las AIA constituye la etapa más relevante para la determinación de requerimientos de caudal en un río. Los requerimientos de caudal en un río varían en el tiempo y en el espacio, dependiendo de la composición de AIE y AUA (Capítulo 5).
- Cada AIA presenta una **sección** característica en términos hidráulicos, donde se evaluarán y verificarán los requerimientos de caudal mínimo ecológico para mantener los hábitats de la flora y fauna acuática y los usos antrópicos (Capítulo 6)

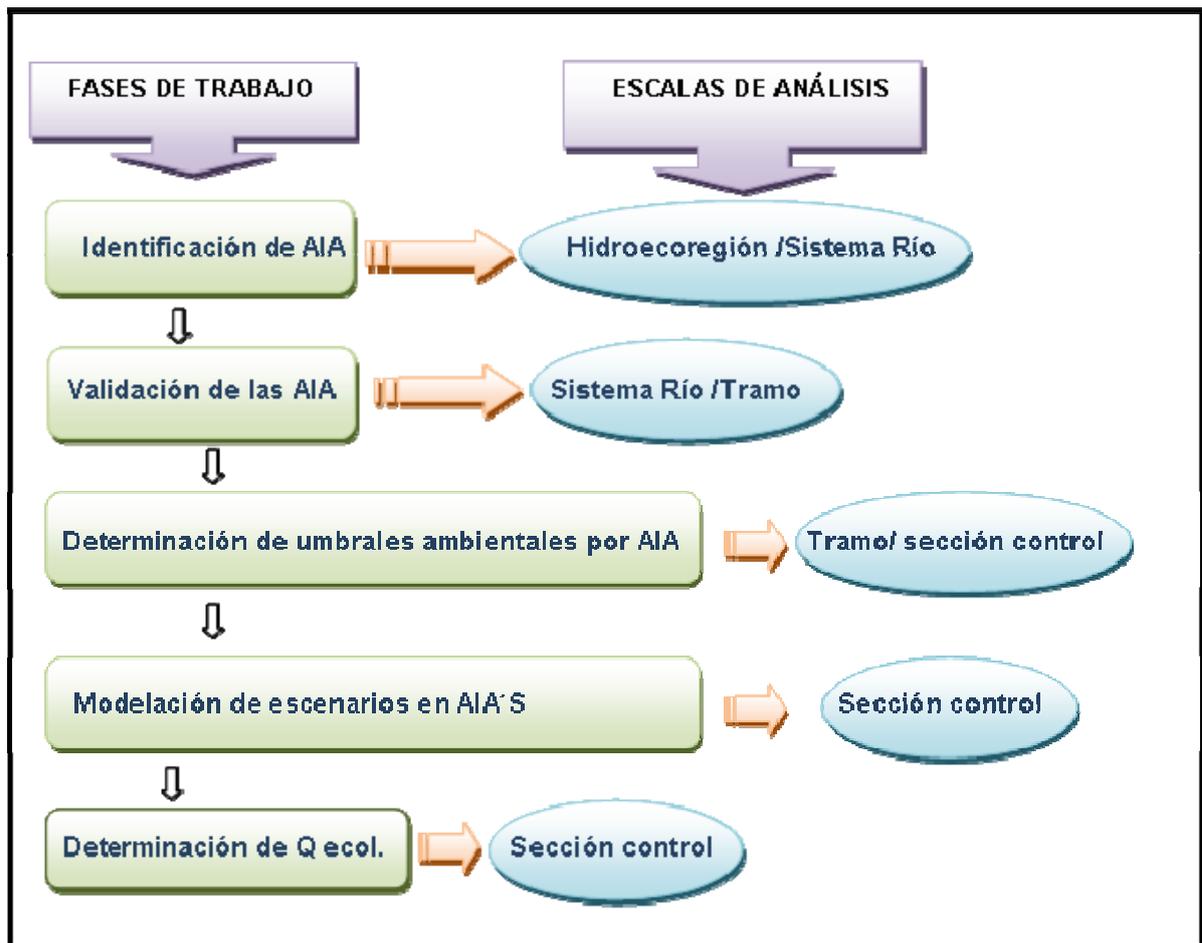


Figura 7.1: Enfoque conceptual de evaluación del caudal mínimo ecológico, desde una perspectiva ecosistémica. (Fuente: elaboración propia).

El caudal mínimo ecológico corresponderá a:

- i. AIA que presenta el mayor requerimiento de caudal en un tramo de río específico, de manera tal de satisfacer la totalidad de AIE y AUA. Cuando dos requerimientos de caudal ecológico se contrapongan en un mismo tiempo y punto de control, por parte de distintos usuarios del río (ej. biota v/s usos antrópicos), no necesariamente primará el caudal ecológico más alto, sino que quedará sujeto a una instancia de decisión conjunta por parte de las partes involucradas, en relación a las características, vocación de la cuenca o el tramo bajo análisis.
- ii. El AIA que determina el caudal ecológico mínimo puede cambiar en el tiempo, pudiendo alternarse entre diferentes AIE y/o AUA. Esto responde a que los requerimientos de caudal por AIE depende de la historia de vida de las especies y que las AUA varían estacionalmente.
- iii. Los requerimientos de caudal de los AIA deberán evaluarse en períodos de años secos, normales y húmedos.



Este procedimiento para estimar el caudal mínimo ecológico implica incorporar la totalidad de los bienes y servicios ecosistémicos que presenta un río o tramo específico, los cuales son el resultado de procesos evolutivos en el caso de los AIE y del crecimiento de comunidades locales en sus riberas. Ambas alcanzan coherencia estructural y funcional con las características hidrológicas de los ríos. Por ende, una reducción en el caudal y/o distribución temporal de los mismos, modificará el estado de las AIA, aunque no necesariamente implica una desaparición local. Este proceso requiere que las AIA sean jerarquizadas mediante un mecanismo que incorpore aspectos técnico-científicos y sociales, ya que es probable que deban implementarse medidas de manejo complementarias para asegurar la sustentabilidad de algunos bienes y servicios ecosistémicos.

Los ríos como cualquier otro tipo de humedales, presentan un vínculo estrecho con el balance hídrico, por consiguiente, una reducción en el caudal implica una modificación funcional a nivel de los ecosistemas (CONAMA, 2007), reduciendo la extensión areal de los mismos. Pudiendo incluso, afectar su estructura, con cambios en la composición de especies y/o servicios ecosistémicos (calidad del agua, recreación, navegación, etc).

7.2 Metodología

A continuación se describe la metodología para determinar el caudal mínimo ecológico mediante el enfoque presentado en la Figura 7.1. Este procedimiento tiene las siguientes etapas: i) identificación de áreas de importancia ambiental (AIA), que implica la obtención y revisión de información de carácter secundaria; ii) validación de las áreas de importancia ambiental (AIA), que implica obtención de información primaria específica y actualizada; iii) determinación de umbrales ambientales por AIA; iv) modelación de escenarios de caudal mínimo ecológico para mantención AIA's; v) determinación de la regla de operación del caudal mínimo ecológico; y vi) monitoreo de AIA, implica el diseño de un plan de seguimiento para verificar el comportamiento de las AIA frente a modificaciones en el caudal.

7.2.1 Identificación de áreas de importancia ambiental (AIA).

Etapa consiste en la recolección de información secundaria disponible en base de datos y bibliografía. Para situar el proyecto en el contexto regional y efectuar una planificación de las etapas de inspección y levantamiento de información de terreno.

Trabajo de gabinete

7.2.1.1 Delimitación de área de estudio

Se debe definir la extensión del área de estudio, incorporando en una primera fase el río en toda su extensión, para posteriormente restringirla al área de

interés ambiental. Esto es equivalente a definir la longitud del río que puede ser afectada por la regulación (caudal, profundidad, velocidad o calidad de agua). La definición de los límites dependerá de las características del proyecto y el tipo de operación que tenga. Es importante identificar los puntos de captación y restitución del proyecto, como también el tipo de uso: regulación del riego, canalización de desvío, embalse de agua potable, central hidroeléctrica de pasada o embalse, entre otros (Figura 7.2).

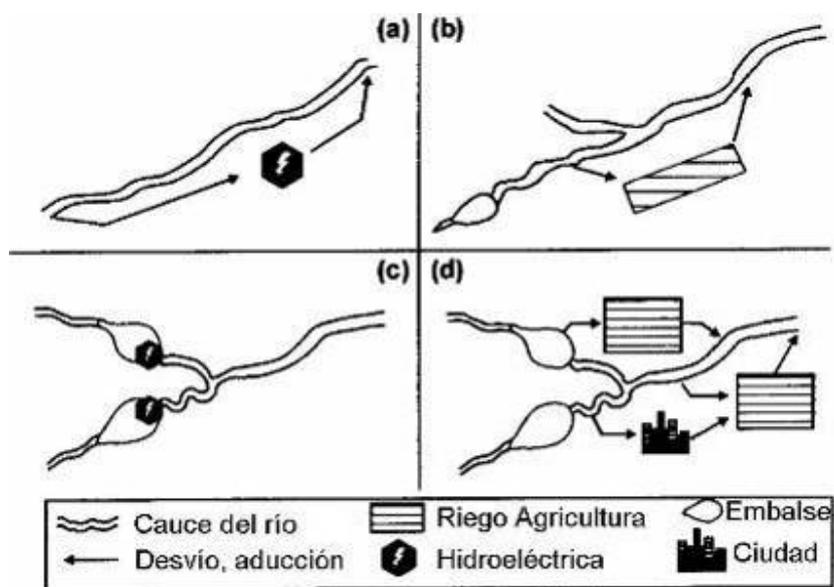


Figura 7.2: Configuración de esquemas que se pueden encontrar en estudios relacionados al aprovechamiento de los recursos hídricos: (a) local, (b) red lineal, (c) red paralela, (d) red compuesta. (Fuente: Bovee et al, 1980)

El caso mostrado en la Figura 7.2 (a), correspondiente a una central de generación hidroeléctrica de paso, tendrá usualmente un área de influencia acotado al tramo entre la bocatoma y el punto de restitución de caudal, a menos que la operación del proyecto tenga implicancias en la calidad del agua hacia aguas abajo (por ejemplo, temperatura, sedimentos). Los casos restantes de la Figura 7.2 (b), (c) y (d) presentan embalsamientos tanto para riego, agua potable o generación eléctrica. En estos casos se debe asumir que el efecto de la modificación de caudales y/o calidad de agua se propagará como una onda hacia aguas abajo, por lo que se debe considerar que el área de influencia llega hasta la desembocadura. Se deberá evaluar la disipación de tales efectos hacia aguas abajo, en la medida que el aporte de caudal de otras subcuencas amortigua el efecto sobre la altura de escurrimiento, o bien, la presencia de lagos o embalses aguas abajo de la modificación del caudal.

En la Figura 7.3 se describe a modo de ejemplo, el área de estudio del proyecto hidroeléctrico Alto Maipo (www.aesgener.cl, RCA N° 256/09,



30/03/2009), que se extiende desde aguas arriba de cada una de las bocatomas, hasta el punto del río Maipo donde se restituye la totalidad de las aguas y sedimentos que son conducidos por diferentes túneles para la operación de las centrales. En este caso, el proyecto presenta una red compuesta por dos centrales de pasada Alfalfal II y Las Lajas, su área de estudio debe incluir, además, del río Maipo a los esteros del Alto Río Volcán, el Río Yeso y el Río Colorado, debido a que el proyecto captaría aguas de estos sistemas. Complementariamente, se debe considerar que la conducción del agua se realizaría a través de aproximadamente 70 km de túnel, excavados en el macizo montañoso; y que el sistema se sumaría a las generadoras hidroeléctricas existentes de Los Maitenes, El Alfalfal, El Volcán y Queltehues.

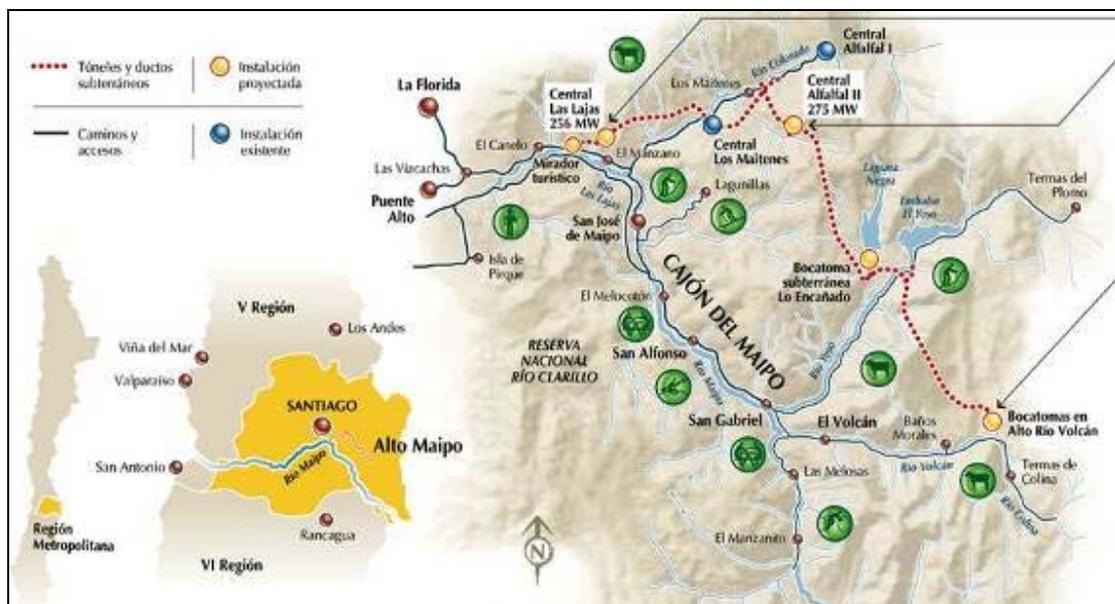


Figura 7.3: Esquema del proyecto hidroeléctrico Alto Maipo. Fuente: www.aesgener.cl

7.2.1.2 Caracterización hidrológica

Se debe analizar la estadística hidrológica, al menos en 2 horizontes temporales: **a) serie hidrológica histórica** extensa que permita estimar probabilidades de excedencia y series de caudales medios, y **b) serie hidrológica reciente** que permita establecer las condiciones particulares en las que se efectuará el levantamiento de información (Ver Figura 7.2 sobre Registros instantáneos DGA). La estadística hidrológica histórica que se requiere para la aplicación de estos métodos de base hidrológica, en forma óptima, debe considerar un mínimo de 25 años hidrológicos, con una estadística a nivel medio mensual (Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos, 2008).



La fuente de información principal puede estar basada en los registros del Banco Nacional de Aguas (BNA) de la DGA, balances hídricos, o aforos sistemáticos asociados a los proyectos.

La Dirección General de Aguas (DGA) cuenta con un Servicio Satelital en tiempo real con información hidrológica (disponible en <http://dgasatel.moptt.cl>). Los siguientes gráficos muestran los registros instantáneos de 2 tipos de régimen: nival (Choapa en Cuncumén, Figura 7.4), y pluvial (Ñuble en San Fabián, Figura 7.5).

El análisis de la serie hidrológica permitirá establecer el tipo de régimen que presenta el río, caudales estivales y de crecidas, así como también el nivel de predictibilidad del caudal en diferentes escalas temporales.

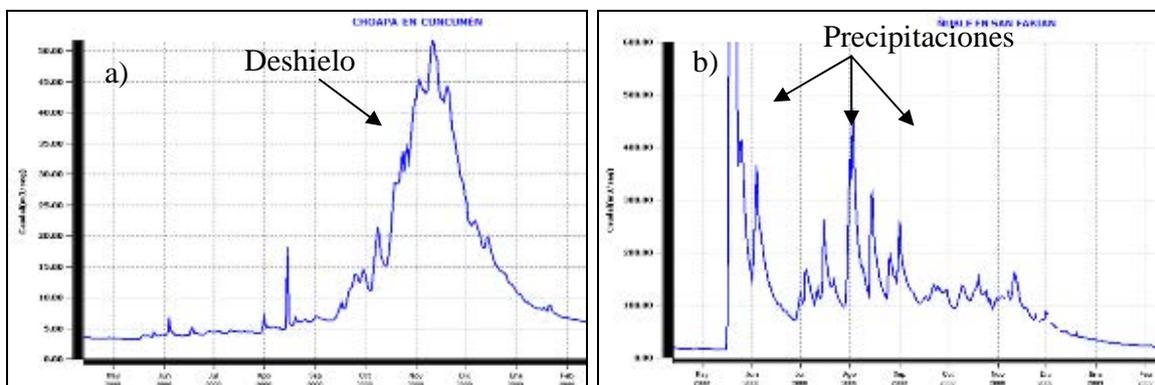


Figura 7.4: a) Estación Choapa en Cuncumén (2008) b) Estación Ñuble en San Fabián (2008). (Fuente: elaboración propia).

A lo largo del país se pueden encontrar obras de regulación de caudales, que modifican el hidrograma de régimen natural del río. Se debe efectuar un catastro de obras de regulación (embalses, canales, desvíos), identificando su uso principal (riego, agua potable y generación). Es fundamental conocer el hidrograma regulado que permita mostrar los efectos de la operación actual. La estructura y funcionamiento del ecosistema acuático de un río puede ser una expresión del efecto regulador al cual está sometido. En la Tabla 7.2 se muestran los principales embalses del país, indicando su uso principal.

En la Tabla 7.3 se plantea el caso del Embalse el Yeso, el cual ha cambiado su uso principal a lo largo de los años. Desde 1967, el embalse El Yeso ha cambiado su uso, y por consiguiente su hidrograma anual regulado. El uso para riego demanda que el embalse libere agua en las temporadas de primavera y verano, en tanto que el uso de agua potable demanda un valor casi constante durante todo el año.



Modificaciones en las características del hidrograma puede originar desde cambios en la estructura del ecosistema (ej. composición y abundancia de especies), hasta su funcionamiento (ej. metabolismo y flujo de carbono). Es importante destacar que este tipo de modificaciones de origen antrópico deben ser comparadas con el efecto de fenómenos a mesoescala con el ENSO (Contreras, 1998), ya que ambos ejercen un rol regulador en el comportamiento de los ecosistemas acuáticos. Lo anterior reafirma la necesidad de contar con series hidrológicas extensas para evaluar el rol de ambos procesos.

Tabla 7.2: Capacidad y uso de los principales embalses del país

Embalse	Región	Cuenca	Capacidad (Millones de m³)	Uso Principal
Conchi	II	Loa	22	Riego
Lautaro	III	Copiapó	35	Riego
Santa Juana	III	Huasco	166	Riego
La Laguna	IV	Elqui	40	Riego
Puclaro	IV	Elqui	200	Riego
Recoleta	IV	Limarí	100	Riego
La Paloma	IV	Limarí	748	Riego
Cogotí	IV	Limarí	150	Riego
Culimo	IV	Quilimarí	10	Riego
Corrales	IV	Illapel	50	Riego
Peñuelas	V	Peñuelas	95	Agua Potable
El Yeso	RM	Maipo	256	Agua Potable
Rungue	RM	Maipo	2.2	Riego
Rapel	VI	Rapel	695	Generación
Colbún	VII	Maule	1544	Generación y Riego
Lag. Maule	VII	Maule	1420	Generación y Riego
Bullileo	VII	Maule	60	Riego
Digua	VII	Maule	220	Riego
Tutuvén	VII	Maule	15	Riego
Coihueco	VIII	Itata	29	Riego
Lago Laja (&)	VIII	Bío-Bío	5582	Generación y Riego
Ralco	VIII	Bío-Bío	1174	Generación
Pangué	VIII	Bío-Bío	83	Generación

(&): Volumen sobre cota 1300 msnm. Fuente: Información Pluviométrica, Fluviométrica, Estado de Embalses y Aguas Subterráneas. DGA.



Tabla 7.3: Usos del Embalse El Yeso

Período	Uso del Embalse	Operación del Embalse
1967-1978	Uso Múltiple, mejorar la seguridad de riego y suministro de agua potable	Dirección de Riego - MOP
1978-1993	Uso Preferente para Agua Potable	Convenio EMOS y Dirección de Riego - MOP
1993-a la fecha	Uso Exclusivo para agua potable	EMOS. Desde el año 2000, Aguas Andinas.

Fuente: www.seia.cl EIA Alto Maipo

Si se catastra alguna obra de regulación de caudales, el próximo paso es conocer si su regulación se produce a nivel horario, diario, semanal, mensual, estacional, interanual, o una combinación de ellas. El Figura 7.6 se grafica la regulación registrada en el complejo de centrales Ralco y Pangue en el río Bío Bío.

El complejo hidroeléctrico Ralco y Pangue en forma conjunta modifican el hidrograma natural del río Bío Bío, en base a la capacidad de embalsamiento y la regulación intradiaria/intrasemanal. El hidrograma de régimen natural muestra los pulsos de crecida pluvial asociados a los eventos de lluvias entre junio y noviembre 2008. La estación Bío Bío antes de junta Pangue, muestra el efecto de regulación que limita los caudales máximos al caudal operacional, y el caudal mínimos al caudal de operación mínimo asociado al proyecto.

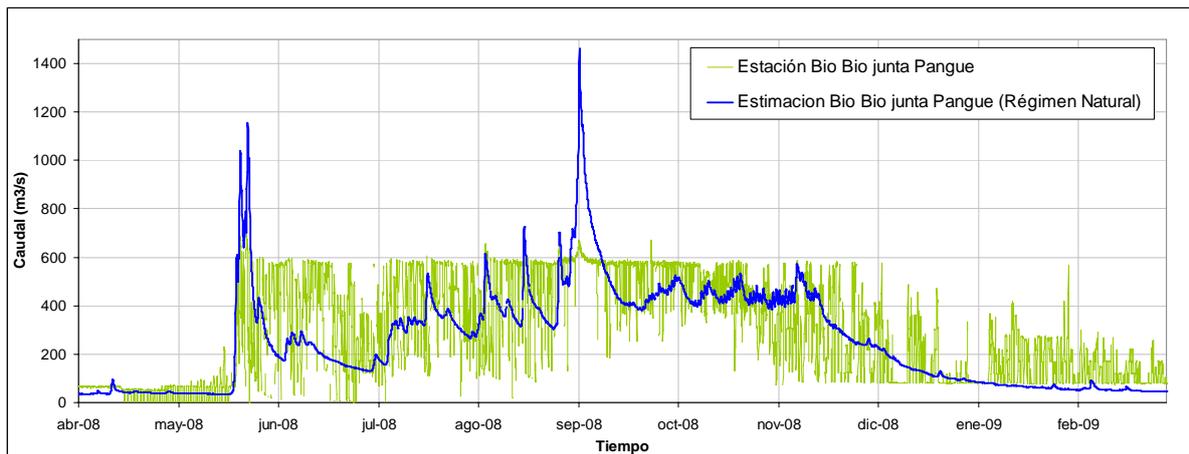


Figura 7.6: Regulación del complejo hidroeléctrico Pangue y Ralco en el Río Bío Bío. Fuente: Estación Fluviométrica Bío Bío antes de junta Pangue. Serie de régimen natural estimada en base a serie de Bío Bío en Llanquén. (Fuente: elaboración propia).



El análisis de la estadística hidrológica, en forma óptima, debe considerar un mínimo de 25 años hidrológicos, con una estadística a nivel medio mensual (Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos, 2008). Lo anterior permitirá incorporar en el análisis del caudal mínimo ecológico periodos con años secos, húmedos y normales.

7.2.1.3 Caracterización Morfológica

Se debe describir el tipo de cauce y tipo de escurrimiento asociado principalmente a los cambios de pendiente y restricciones al desarrollo lateral. Dependiendo de la ubicación del área de interés se encontrarán patrones espaciales típicos a lo largo de Chile. En las Figuras 7.7 y 7.8 se muestra la topografía general de Chile, y 4 secciones transversales representativas del norte (sección A), centro (sección B) y sur del país (secciones C y D).

Para caracterizar el río a escala de cuenca, se puede utilizar información proveniente de modelos digitales de terreno DEM, cartas topográficas IGM, restituciones aerofotogramétricas especiales, imágenes satelitales y fotografía aérea, entre otros.

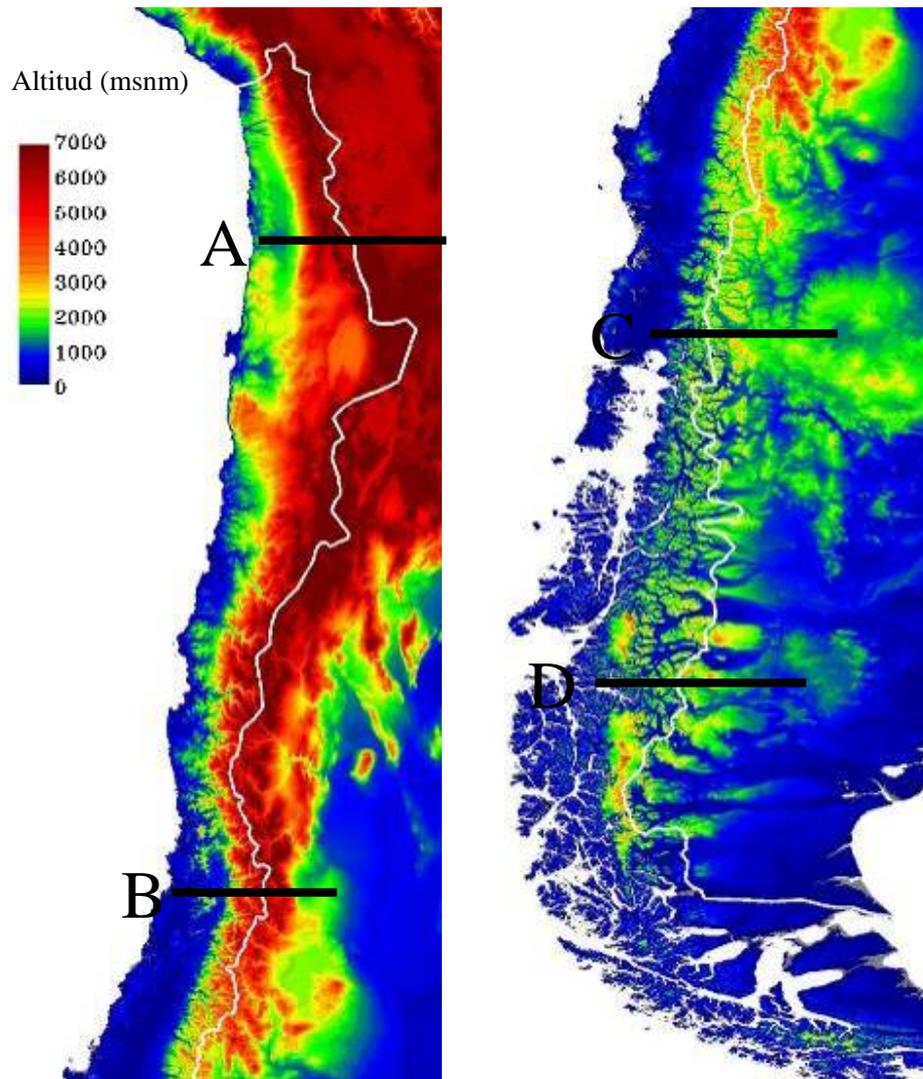


Figura 7.7: Topografía de Chile. Transectos muestran la posición de 4 secciones transversales. (sección **A** en la latitud 21.4°S, sección **B** en 33.5°S, sección **C** en 41.2°S y sección **D** en 47.7°S). (Fuente: elaboración propia).

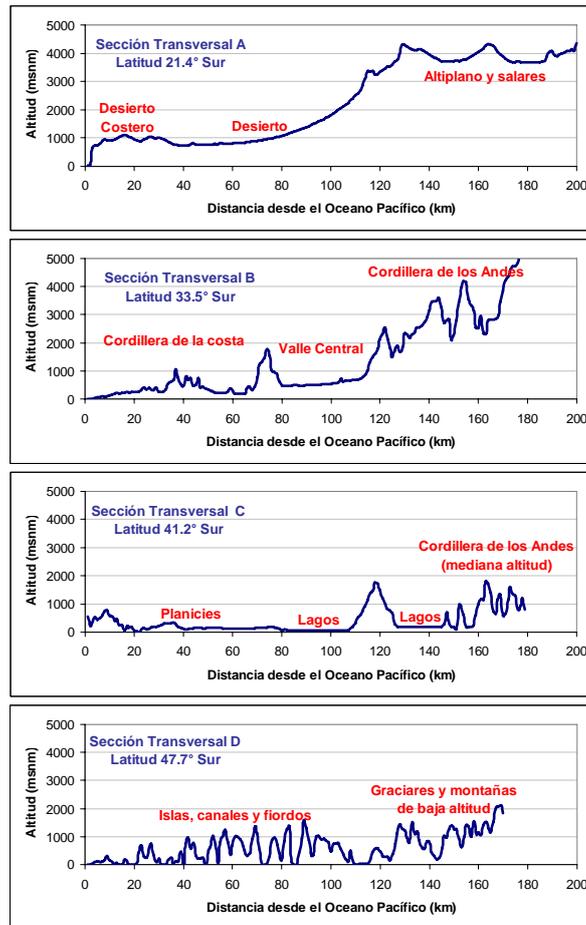


Figura 7.8: Secciones transversales de topografía representativa de Chile. Sección **A** en la latitud 21.4°S, sección **B** en 33.5°S, sección **C** en 41.2°S y sección **D** en 47.7°S. (Fuente: elaboración propia).

Un modelo digital de terreno o carta IGM, puede permitir trazar un perfil longitudinal del río a nivel de cuenca (Figura 7.9). Bajo esta resolución se debe buscar identificar los cambios de pendientes principales que controlan los tipos de escurrimiento. El apoyo de cartografía, imágenes satelitales o fotografías aéreas es clave para clasificar definitivamente el tipo de característica morfológica de los tramos de río. En el Anexo B se adjunta una serie de criterios para la clasificación morfológica y el tipo de escurrimiento.

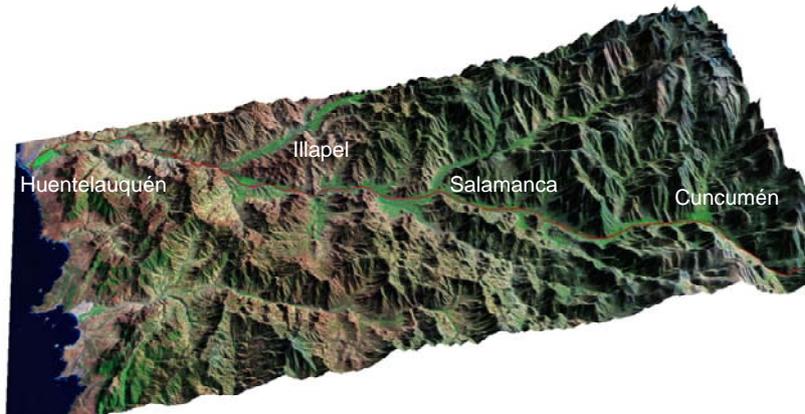


Figura 7.9: Modelo digital de terreno (DEM) de la cuenca del río Choapa. Fuente: Base topográfica SRTM-NASA. (Fuente: elaboración propia).

En la Figura 7.10 se grafica el perfil longitudinal del río Choapa, Altitud v/s Distancia longitudinal desde la alta montaña a 3000 msnm hasta la desembocadura. Se complementa el gráfico con el valor local de la pendiente del cauce, la cual muestra valores sobre 3% para la zona montañosa característica de los flujos rápidos. Las imágenes satelitales de apoyo muestran el tipo de cauce trenzado, meandroso, recto, rápidos y pozas. Se puede inferir además, el tipo de material de base del cauce, ya sea relleno aluvial o basamento rocoso.

7.2.1.4 Caracterización calidad de agua

Se debe analizar la información de calidad físico-química disponible en el Banco Nacional de Aguas DGA, y estudios de cuencas como el estudio DGA "Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad" (2004), entre otros. Con especial énfasis en datos históricos y distribuidos a lo largo de los ríos, para evaluar la variabilidad temporal y espacial.

Para cada hidroecoregión se han definido en forma priorizada variables ambientales relevantes, las cuales se complementan con los análisis hidrodinámicos, necesarios para determinar el caudal mínimo ecológico (Tabla 7.4). De este modo: i) para la zona norte se debe colocar atención en los gradientes de salinidad, analizando antecedentes disponibles de conductividad, ya que variaciones menores en esta variable pueden modificar la abundancia y distribución de los organismos acuáticos; ii) en la zona central del país y como consecuencia de condiciones climáticas templadas y precipitaciones estacionales, se favorecen procesos biogeoquímicos con incrementos en el estado trófico en periodos de aguas bajas, por ende, se requiere un análisis de la disponibilidad de nutrientes (nitrógeno total y fósforo total, entre otros) y iii) en la zona sur se registra una elevada pluviosidad, con lo cual el contenidos de solutos es particularmente bajo, siendo la temperatura y los sólidos totales



suspendidos, los factores que controlan el metabolismo de los ecosistemas acuáticos.

El análisis de estos antecedentes permitirá identificar los rangos de variación natural que presentan los ríos en la cuenca de interés y que deberán ser considerados al momento de aplicar un caudal mínimo ecológico, para lo cual se deberá tomar en consideración la hidroecoregión a la cual corresponde el río o cuenca en estudio.

Tabla 7.4: Hidroecoregiones y variables ambientales importantes

Zonas de Hidroecoregiones	Procedimiento Complementario
Altiplano y Loa Camarones	Balance de salinidad
Aconcagua a Valdivia Aysén	Balance de nutrientes Balance de temperatura y sólidos suspendidos

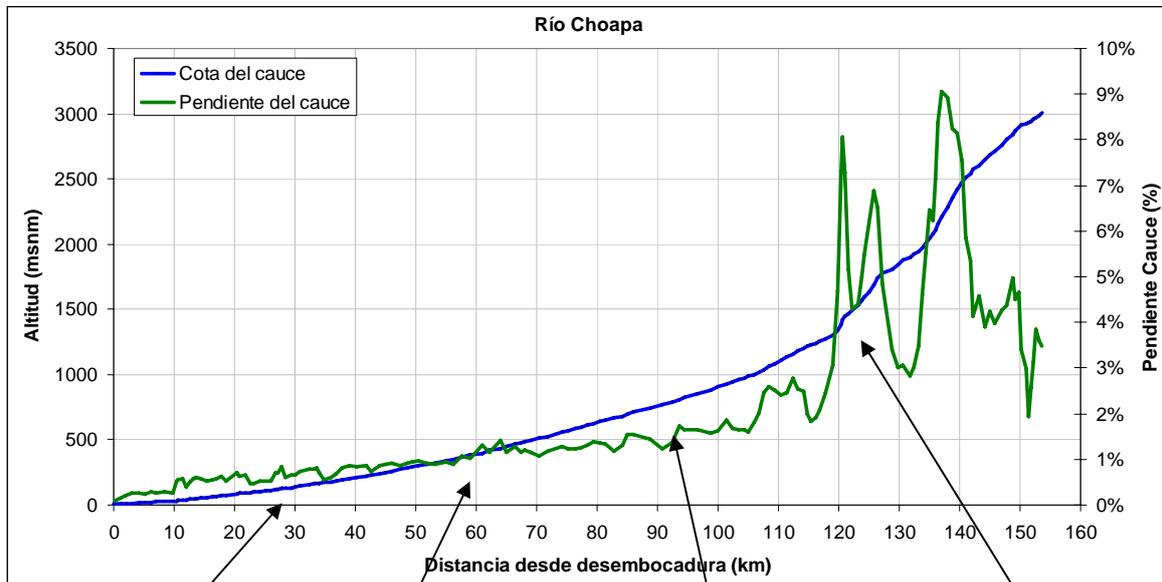
7.2.1.5 Caracterización Ecológica

A partir de documentos técnicos, estudios científicos e incluso información de pobladores vecinos a los ríos, se debe caracterizar en forma preliminar la flora y fauna acuática, evaluando la composición de especies (nativas y exóticas), abundancia y distribución. Es frecuente recabar antecedentes fundamentalmente referidos a fauna íctica introducida, debido a su importancia para la pesca recreativa, los cuales tienen valor ya que los requerimientos de hábitats son similares.

Existen atributos referidos a la geomorfología de los ríos que permiten inferir áreas favorables para el desarrollo de la flora y fauna acuática, tales como plataformas litorales, meandros, pozas y zonas trezadas. También es importante identificar aquellas áreas que son consideradas como desfavorables para el desarrollo de la biota acuática.

Al recabar esta información secundaria se debe poner especial énfasis en considerar su localización, ya que de esta manera estos antecedentes pueden ser verificados durante la etapa de levantamiento de datos de terreno.

En la Figura 7.11 se muestran sitios que potencialmente son aptos para la mantención y reproducción de peces, debido a la presencia de zonas trezadas en el río Choapa.



Trenzado-meandroso *Trenzado* *Recto* *Rápidos y pozas*
(relleno aluvial) (relleno aluvial) (relleno aluvial) (basamento rocoso)

Figura 7.10: Perfil longitudinal y pendiente del Río Choapa. (Fuente: elaboración propia).

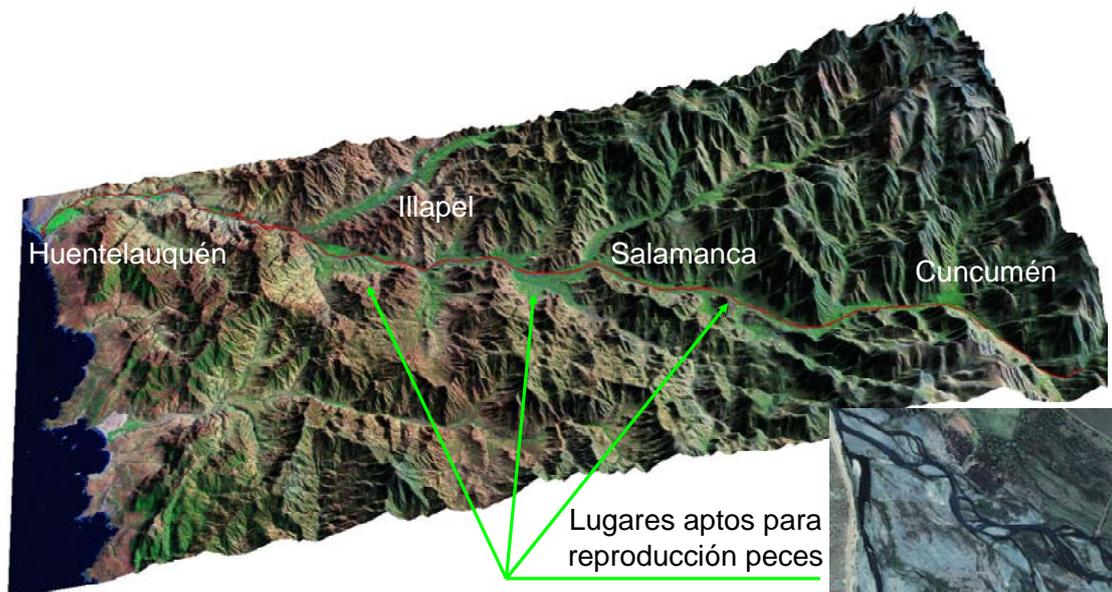


Figura 7.11: Esquema de zona con lugares aptos para reproducción de peces en la cuenca del río Choapa. (Fuente: elaboración propia).

7.2.1.5 Caracterización de Actividades y Usos Antrópicos

Se debe hacer un inventario de las actividades antrópicas que se realizan en el río, como balseos, taxi, pesca, turismo (rafting, kayak), paisajismo, entre otros. Así como también el uso comercial por explotación de recursos naturales (Ej: Camarones en el río Choapa). La información se puede buscar a través de las municipalidades, agencias de turismo, o canales de información informal, considerando usuarios registrados o informales.

Al recabar esta información secundaria se debe poner especial énfasis en considerar su localización, ya que de esta manera estos antecedentes pueden ser verificados durante la etapa de levantamiento de datos de terreno.

En la Figura 7.12 se describen diversas localidades en el río Choapa donde se realiza la extracción extensiva de camarones y pesca deportiva, ambas actividades se realizan en forma permanente.

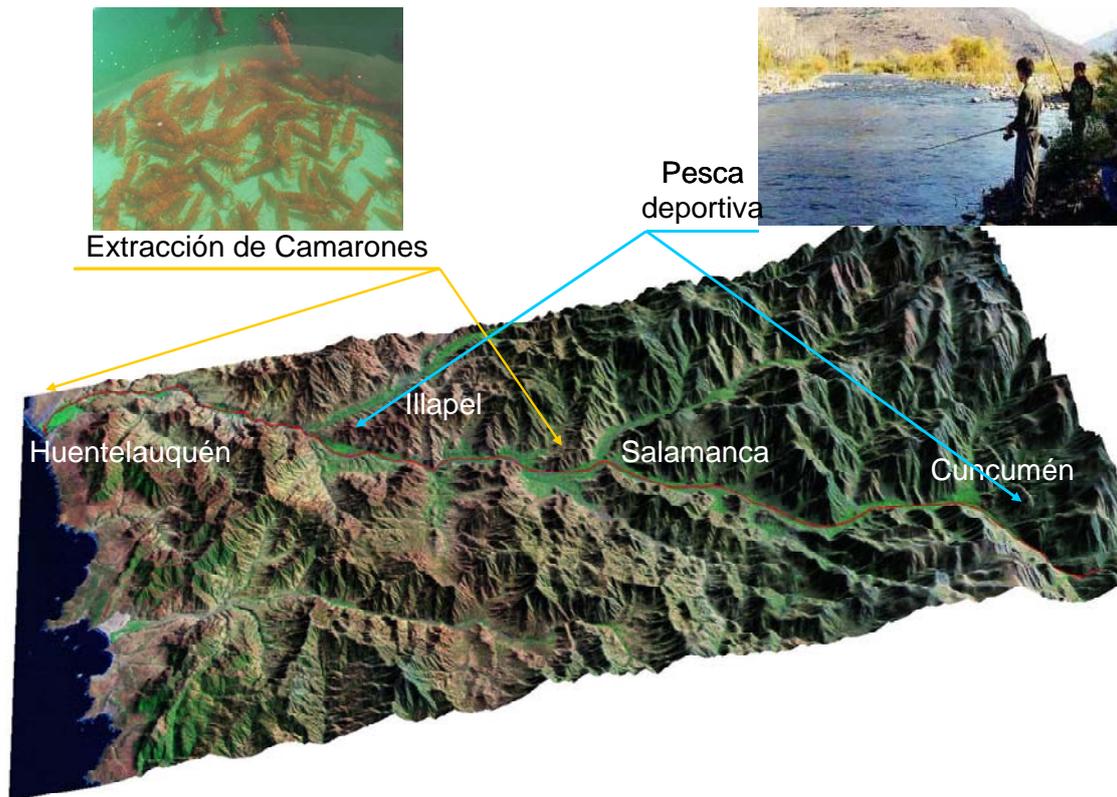


Figura 7.12: Esquema de zona con lugares con actividad antrópica en la cuenca del río Choapa. (Fuente: elaboración propia).

7.2.2 Validación de Áreas de Importancia Ambiental (AIA)

Sobre la base de la descripción de gabinete de las condiciones hidrológicas, morfológicas, calidad de agua, ecológicas y usos antrópicos, se deben establecer cuáles son las áreas que tienen importancia relacionada con el uso sistémico del recurso hídrico. Específicamente, esto se refiere a la identificación de todos los usuarios del río, ya sea, el propio ecosistema acuático (peces, algas, macroinvertebrados), como también los usuarios antrópicos relacionados con el turismo o explotación comercial del río (servicios ecosistémicos). Esta definición se basa en la aplicación del artículo 11 de la Ley 19.300 (Sobre Bases Generales del Medio Ambiente), tomando en cuenta al menos los posibles efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos e hidrobiológicos; y la posible alteración en términos de magnitud o duración, del valor paisajístico o turístico de la zona.

Cada una de estas zonas quedará categorizada como Áreas de Importancia Ambiental para un determinado río (AIA), siendo necesario establecer su localización específica, de manera tal que permita su verificación en terreno. Es importante incluir aquellas zonas que no son AIA, para poder demostrar la



validez de la selección, ya que se podrá efectuar una comparación con otros sitios de diferente valor Ambiental/Ecológico.

El valor Ambiental/ecológico de cada AIA puede ser establecido mediante diferentes criterios, entre los cuales se pueden señalar los siguientes:

- Estado de conservación de la flora y fauna acuática.
- Áreas que constituyen sitios de reproducción de peces.
- Presencia de especies con valor para pesca recreativa.
- Áreas de pesca recreativa y sus especies.
- Áreas con desarrollo de usos antrópicos de carácter de subsistencia.
- Áreas con desarrollo de usos antrópicos de carácter comercial.
- Áreas con valor paisajístico.

Con estos resultados se debe confeccionar un inventario de Áreas de Importancia Ambiental y sitios adicionales entre AIA's (áreas no aptas para biota acuática y/o usos antrópicos). Lo cual constituye una "hipótesis" espacialmente explícita, que debe ser verificada mediante recolección de información primaria de terreno.

La importancia de esta etapa radica en la identificación de cada uno de los bienes y servicios ecosistémicos que presenta un tramo o río determinado, los cuales pueden ser monitoreados específicamente para evaluar la condición ambiental de cada uno de ellos, frente a cambios en las condiciones de escurrimiento del río.

7.2.2.1 Etapa de terreno y laboratorio

Esta etapa constituye básicamente en validar el inventario de Áreas de Importancia Ambiental, para lo cual es necesario recopilar información primaria de terreno, mediante muestreos y mediciones directas en el río. Se debe efectuar una inspección y/o recorrido a cada una de las AIA, definidas en la etapa anterior. Este proceso permitirá validar el inventario y eventualmente incorporar modificaciones para obtener una representación más acabada de los bienes y servicios ecosistémicos que presenta el río en el área de interés.

La relevancia de la prospección de terreno radica en que se pueden observar directamente las Áreas de Importancia Ambiental. Se deberá hacer un recorrido por las AIA's, registrando las coordenadas de cada una de ellas, lo cual permitirá su seguimiento posterior.

En algunos casos se pueden presentar problemas de acceso a sectores del río que impiden evaluar apropiadamente las AIA (Figura 7.13). Se recomienda en lo posible, efectuar una navegación o sobrevuelo que permita evaluar el río de forma continua.



Figura 7.13: Sobrevuelo prospectivo del río Bío Bío. Se pueden identificar distintos patrones de escurrimiento. *Izquierda:* Rápidos. *Derecha:* Islote de gravas y cauce trenzado. (Fuente: elaboración propia).

7.2.2.2 Levantamiento de secciones topobatimétricas transversales

Existen 2 tipos de secciones topobatimétricas necesarias de obtener para determinar el caudal mínimo ecológico: i) secciones vinculadas con las AIA y ii) secciones vinculadas con la caracterización de la geometría del cauce del río, requerida para implementar la modelación hidrodinámica.

Para el caso de las AIA se deben obtener como mínimo 1 perfil topobatimétrico en la sección más crítica en términos de requerimiento de caudal, para cada una de ellas. Por ejemplo, las zonas de desarrollo lateral y playas que pueden sustentar el desove de los peces, debe quedar capturado en la geometría levantada. Posteriormente, esto permitirá el análisis y cálculo del área favorable para los peces bajo distintos escenarios de caudal.

Para la estructura geométrica del río, se deben obtener secciones transversales características del escurrimiento y rugosidad del lecho (Figura 7.14). Esto se traduce en el levantamiento de perfiles topobatimétricos de detalle, la medición de aforos y análisis de las características granulométricas. La cantidad de perfiles requerido va a depender del ajuste que logre el modelo numérico con las secciones de control (AIA´s).



Figura 7.14: Levantamiento topobatimétrico secciones del proyecto Alto Maipo. Fuente: www.seia.cl

7.2.2.3 Inventario de Áreas de Importancia Ecológica (AIE)

Se realizará una línea de base que considere descripción de hábitat, calidad de agua y flora y fauna acuática, en los sitios identificados previamente en la etapa de caracterización ecológica del río, sin perjuicio de agregar nuevas áreas sobre la base de los resultados de la prospección de terreno.

Para la descripción de hábitats se incorporarán aspectos como heterogeneidad en el sustrato, escurrimiento e incluso la presencia de amenazas que alteran el estado ambiental del ecosistema (Contreras y de la Fuente, 2006⁹).

Para la descripción de calidad de agua se considerarán al menos los siguientes parámetros: i) para la zona norte se debe colocar atención en los gradientes de salinidad, analizando antecedentes disponibles de conductividad, ii) para la zona central del país se requiere un análisis de la disponibilidad de nutrientes (nitrógeno total y fósforo total, entre otros; y iii) en la zona sur se requiere un análisis de la temperatura y sólidos totales suspendidos. Para la determinación de la calidad de agua se seguirán los procedimientos indicados en el Manual

⁹ Contreras M. y A. de la Fuente. Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales. SAG. Santiago. Chile. 81pp



de Normas y Procedimientos del Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos (DGA, 2008).

Para la descripción de la flora y fauna acuática se considera una evaluación de la composición, distribución y abundancia de las comunidades de organismos pertenecientes a los siguientes grupos biológicos: fitobentos, fitoplancton, zoobentos, zooplancton y peces (Figura 7.15). Para la identificación y determinación de la abundancia de los diferentes grupos biológicos se seguirán los procedimientos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005).



Figura 7.15: Muestreo con pesca eléctrica. Río Huequecura, sector Alto Bío Bío. (Fuente: elaboración propia).

7.2.2.4 Inventario de Áreas de Uso Antrópico (AUA)

Se debe complementar el catastro de las AUA, con la información adquirida en terreno y entrevistas a pobladores del sector. Se debe verificar la ubicación de los usos, ya sea en puntos singulares (Ej: balseo) o bien en tramos de ríos (Ej: descenso en rafting).

Esta actividad está orientada a validar las Áreas de Importancia Ambiental identificadas en la etapa de identificación de áreas de importancia ambiental, con la información primaria obtenida en terreno. Consiste en contrastar el tipo y localización de cada una de las AIE o AUA incorporadas como AIA.

El producto de esta actividad es una cartografía donde se identifican cada uno de los AIA presentes en un tramo de río, los cuales servirán como secciones de control ("semáforos"), para determinar y posteriormente monitorear el cumplimiento de los requerimientos hídricos de cada AIA.



7.2.3 Determinación de umbrales ambientales por AIA

Esta actividad consiste en definir los umbrales mínimos de caudal que aseguran la mantención y desarrollo de las comunidades acuáticas, así como también los diversos usos de origen antrópico.

7.2.3.1 Umbrales para mantención de Áreas de Importancia Ecológica (AIE)

Áreas de Importancia Ecológica pueden ser definidas por diversos atributos, entre los cuales se pueden indicar los siguientes:

- Presencia de especies singulares por su grado de endemismo u origen, distribución restringida o alguna otra particularidad.
- Existen especies de flora y fauna nativa, que por su riqueza o abundancia constituyen una singularidad en términos de la biodiversidad biológica.
- Existen especies con problemas de conservación.
- Existen áreas que constituyen sitios de reproducción de las especies.
- Existen áreas con valor para la pesca recreativa o extensiva (ej. camarones de río)
- Existen áreas que constituyen zonas de reclutamiento de juveniles.

A pesar de que los requerimientos de hábitats de la flora y fauna acuática son especie-específico, lo cual se ve reflejado en el concepto de curvas de habitabilidad (Stalnaker et al, 1995), es posible establecer que éstos son relativamente homogéneos por restricciones de tipo ecofisiológico. Lo anterior es particularmente relevante para especies que habitan en ríos de tipo ritrónico, como los chilenos, donde las condiciones de hábitats favorables solamente se alcanzan cuando la pendiente y el caudal disminuyen (Figura 7.16).

De este modo, es posible identificar atributos referidos a la geomorfología de los ríos que permiten inferir áreas favorables para el desarrollo de la flora y fauna acuática, tales como plataformas litorales, meandros, pozas y zonas trezadas (capítulo 6).

La flora y fauna acuática de los ríos está constituida por diversas especies, desde microalgas-bacterias que constituyen tapetes sobre las rocas, larvas de insectos que se alimentan de la materia orgánica alóctona y fauna íctica que se alimentan de las larvas de insectos y otros peces. En consideración a esta elevada diversidad de especies, se utilizan ciertos organismos como indicadores de la condición global de la biodiversidad acuática. En este estudio se utilizarán a los peces como indicadores de los requerimientos y estado ecológico de las comunidades acuáticas, dada su condición de especies paraguas por encontrarse en los niveles tróficos más altos de la trama trófica. Sin perjuicio de lo anterior, pueden utilizarse otras especies como descriptoras de la biodiversidad acuática (ej. crustáceos, plantas acuáticas), en función de las características específicas de los ríos.



A partir de lo anterior, se propone establecer umbrales hídricos de AIE en secciones que presenten desarrollo litoral (someros), donde se deben mantener un rango de altura de escurrimiento promedio entre 20 - 40 cm (Capítulo 6). En la Figura 7.16 se muestra este esquema de hábitat somero y profundo. Cada una de estas zonas de hábitat somero que sustentan poblaciones de peces nativos, tienen una estrecha relación con la temporalidad y estacionalidad del régimen de caudales, por lo que se debe asociar a cada una de las especies identificadas durante la línea de base, la fecha en la cual se deben mantener hídricas de la zona.

Tanto la fauna íctica como los demás componentes de la estructura del ecosistema acuático, requieren de condiciones hidráulicas mínimas para su desarrollo. La condición de estiaje representa las condiciones mínimas que el ecosistema conoce como señal natural, por lo tanto es un caudal que puede mantener el desarrollo de los peces a la vez que mantiene la conectividad hidráulica del río. Sin embargo esta condición por sí sola no es suficiente para asegurar el desarrollo de otras especies más sensibles.

En la Figura 7.17 se muestra el caudal de estiaje que puede mantener las condiciones mínimas para una especie A genérica, la cual puede desarrollarse en el canal central sin tener que utilizar las plataformas litorales (Caudal basal). Esta condición de estiaje puede ser asociada a la estadística hidrológica sobre la base de un porcentaje del caudal medio anual, los caudales mínimos mensuales, o el mínimo de una serie con probabilidad de excedencia determinada (ej, Probabilidad de excedencia 85%). Esta decisión dependerá del grado de intervención o planificación que se tenga para la cuenca.

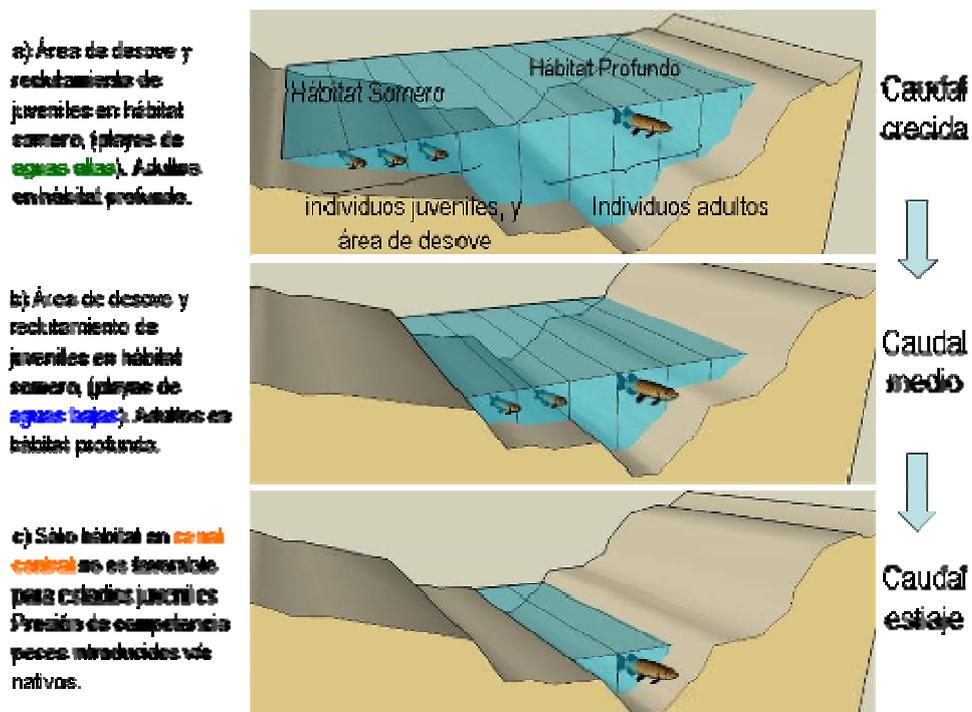


Figura 7.16: Esquema de hábitat somero y profundo en función del caudal. (Fuente: elaboración propia).

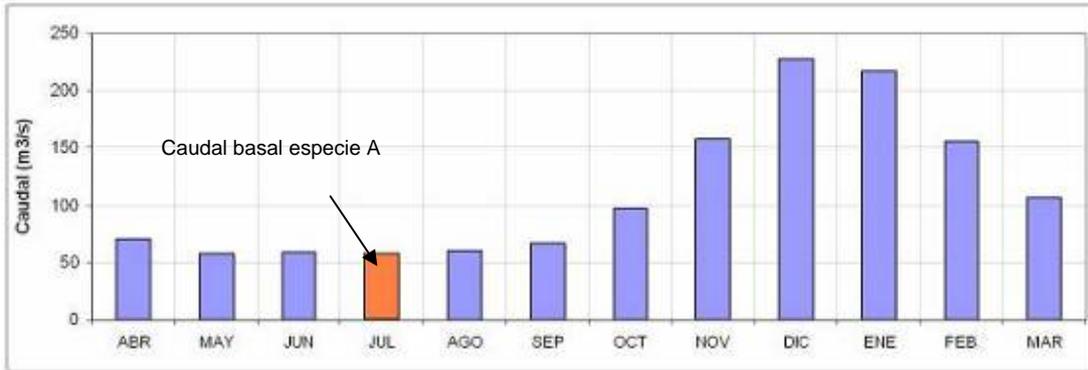


Figura 7.17: Ejemplo de hidrograma de régimen nival con Caudal Basal correspondiente al mes de julio. Se considera que es el requerimiento base para una especie A genérica. (Fuente: elaboración propia).

Al considerar especies que presenten en su historia de vida períodos de reproducción o reclutamiento en otros períodos del año (diferente a la especie A), se debe asegurar que en las etapas de desove y reclutamiento estas especies cuenten con las áreas que naturalmente utilizan para esos fines. Esto significa, que se debe mantener la altura de aguas de las áreas de playa y/o zonas de escurrimiento somero para la fecha en que se produce el desove y/o reclutamiento de los individuos. Lo anterior, debe ser ratificado en terreno por la presencia de estadios tempranos de peces en dichos sitios (ej. huevos y juveniles).

En la Figura 7.18 se indica el período en que las especies B y C llevan a cabo el desove. La especie C lo hace durante aguas altas, inmediatamente después de las mayores crecidas nivales, probablemente buscando mayor claridad de las aguas. La especie B en tanto, lo hace en el verano tardío con aguas bajas.

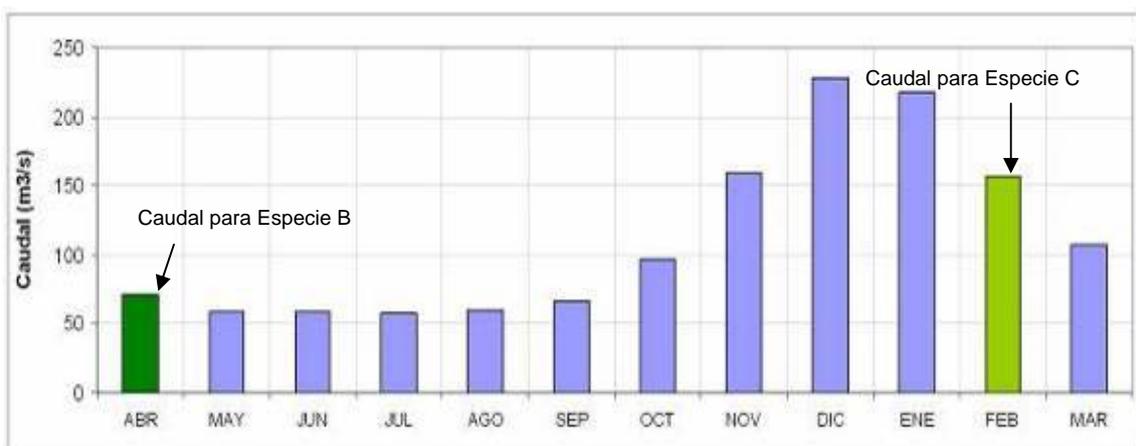


Figura 7.18: Ejemplo de hidrograma de régimen nival con 2 especies de peces con períodos de desove distintos. Se indican los caudales naturales para las fechas en que se produce el desove de: a) Especie B desova en abril, y b) Especie C desova en febrero. (Fuente: elaboración propia).



En términos generales y desde un punto de vista ecológico, existirán tantos umbrales hídricos como estrategias de historia de vida diferentes, sin embargo, puede ocurrir que varias especies tengan la misma estrategia, desovando o reclutando juveniles en los mismos sitios y periodos de tiempo, patrón que se ajusta a lo observado en la fauna íctica reófila de los ríos en Chile (Capítulo 6).

Existe otro proceso importante de considerar en las AIE, que corresponde al flujo de carbono orgánico alóctono controlado por el caudal (Capítulo 4). Los ríos pueden presentar importantes variaciones en el régimen de caudales, ya sea por ciclos naturales o regulaciones antrópicas. Estas variaciones pueden modificar la estructura y funcionamiento del ecosistema, sobre la base de la regulación del origen del carbono (alóctono o autóctono).

Variaciones en el caudal del río modifican la distribución de velocidad y esfuerzo de corte que se ejerce sobre la superficie húmeda. El aumento del esfuerzo de corte debido a los cambios en la hidrodinámica fluvial, provoca usualmente un grado de desprendimiento y remoción del perifiton. Estos ciclos permiten “lavar” el sistema, generando un nuevo punto de partida para la colonización.

En la Tabla 7.5 se recopilan algunos valores del esfuerzo de corte crítico capaz de lavar el perifiton adherido al sustrato.

Tabla 7.5: Esfuerzo de corte de lavado de perifiton (filamentosas y no-filamentosas)

Esfuerzo de Corte¹ (N/m²)	Grupo dominante	Taxa
3,6	filamentosa	<i>Melosira varians</i> / <i>Gomphonema parvulum</i>
10,0	filamentosa	<i>Spirogyra sp.</i> / <i>Gomphoneis herculeana</i> / <i>Ulothrix zonata</i>
50,6	no filamentosa	<i>Fragilaria construens</i> / <i>Cymbella minuta</i> / <i>Achnanthes minutissima</i>
90,0	no filamentosa	<i>Fragilaria vaucheriae</i> / <i>Cymbella minuta</i>

¹ Esfuerzo de Corte requerido para el 50% de pérdida de biomasa de la comunidad de perifiton. Fuente: “Disturbance of stream periphyton by perturbation in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance” (Biggs & Thomsen, 1994)

Un muestreo realizado en el río Choapa mostró que el perifiton a lo largo del río varía de modo importante con las condiciones hidráulicas del escurrimiento. Una modelación hidráulica a nivel de cuenca (130 km de río) realizada tomando como base la topografía DEM SRTM-NASA y ancho del cauce de



imágenes satelitales, da cuenta del rango de valores que presenta el esfuerzo de corte medio a lo largo del río, como se muestra en la Figura 7.19.

El esfuerzo de corte crítico en el cual se aprecia que no hay un efecto limitante sobre el perifiton por parte de las condiciones hidráulicas, entregó un rango de valores de aproximadamente 75-100 N/m². Este valor es consistente con lo presentado en la Tabla 7.5. En este caso se observa un gradiente espacial del esfuerzo de corte, que varía en función de las condiciones hidráulicas asociadas principalmente a la pendiente del cauce y a la estructura morfológica general (ver Anexo C).

Una segunda campaña de mediciones mostró que la estructura ecosistémica del río varió, en forma importante, la reducción significativa de los caudales en régimen natural desde un caudal de aprox. 25 m³/s en diciembre 2008, en contraste con un caudal de aprox. 7 m³/s en febrero 2009. Tal como se observa en la Figura 7.20, la disminución de caudal y el esfuerzo de corte, dejan de ser un factor limitante, y el sistema permite que el perifiton crezca de forma explosiva.

Uno de los efectos de la regulación de caudales producida por los embalses, es que se modifica el hidrograma natural, amortiguando los pulsos de crecidas tal como se grafica en la siguiente Figura 7.21. Cuando se suprimen estos pulsos, el sistema pierde la capacidad de lavar el río durante la estación lluviosa. Paulatinamente la estructura del sistema se puede volver más autotrófica por el predominio de la producción primaria y acumulación de nutrientes.

Una aproximación para estimar el caudal de lavado natural, se obtiene de un análisis hidrológico del régimen natural. Se puede observar la recurrencia de las crecidas y comparar la respuesta del sistema frente a estos eventos. Es posible usar modelos hidráulicos que permiten estimar el esfuerzo de corte para evaluar la respuesta del sistema con diferentes escenarios de caudales. Un ejemplo de esto se incluye en el Anexo C, donde se propone un modelo de estimación y predicción de la distribución espacial y temporal del perifiton.

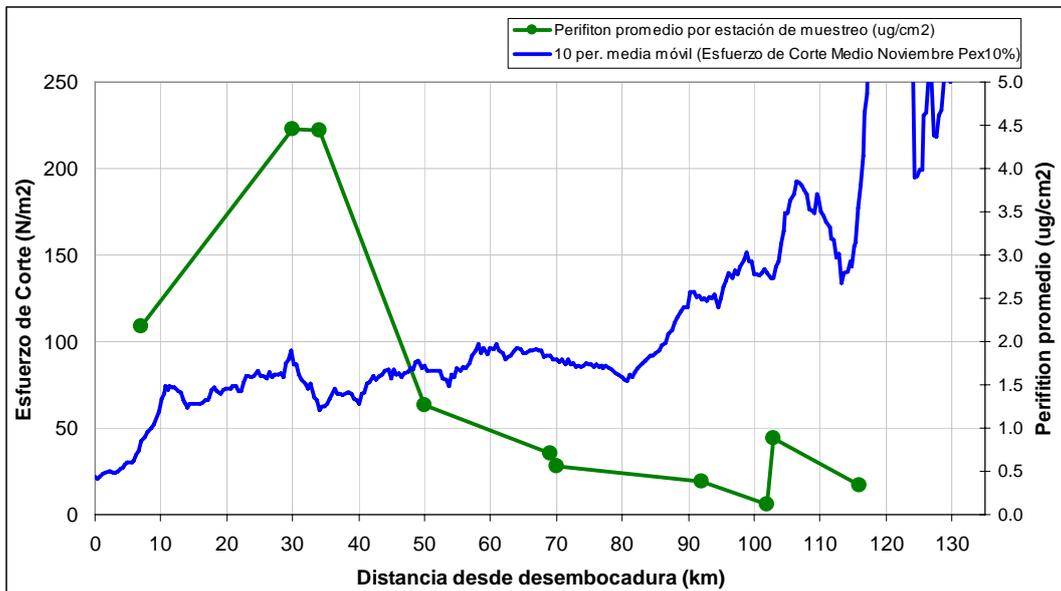


Figura 7.19: Relación de esfuerzo de corte y perifiton Río Choapa. (Fuente: elaboración propia).

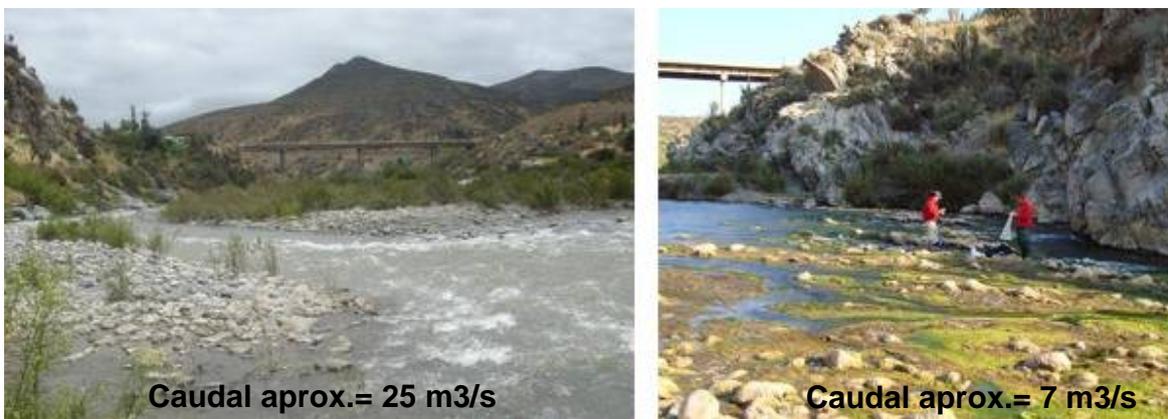


Figura 7.20: Sección del río Choapa en Puente Confluencia (c/río Illapel). Izquierda: 02 de diciembre 2008. Derecha: 18 de febrero 2009. (Fuente: elaboración propia).

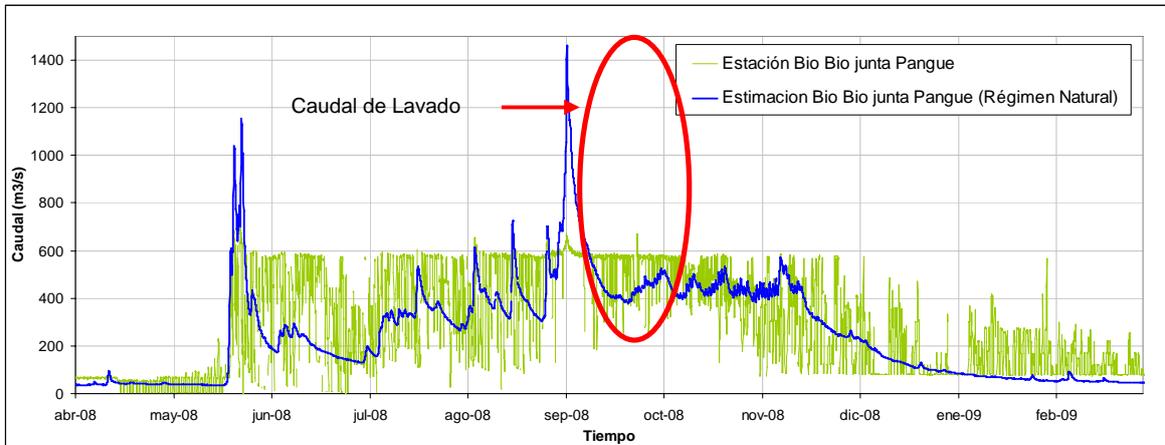


Figura 7.21: Regulación del complejo hidroeléctrico Pangué y Ralco en el Río Bío Bío. Fuente: Estación Fluviométrica Bío Bío antes de junta Pangué. Serie de Régimen natural estimado sobre la base de la serie Bío Bio en Llanquén. (Fuente: elaboración propia).

Estos antecedentes permiten establecer que para mantener el metabolismo de los ecosistemas acuáticos en los ríos, es necesario implementar un caudal para mantener y regular los flujos de carbono alóctono (caudal de lavado), que renueve el aporte de materia orgánica alóctona y elimine la cobertura de plantas acuáticas que se desarrollan cuando los periodos de estiaje se prolongan artificialmente (Figura 7.22). El caudal de lavado es necesario en sistemas donde el crecimiento de las plantas acuáticas es controlado por las condiciones de la escorrentía y la carga de nutrientes. De esta forma, el desarrollo de esta etapa permitirá determinar valores de caudal específico (en razón a la información actualmente disponible) para mantener la fauna íctica y los procesos de regulación natural del flujo de carbono orgánico.

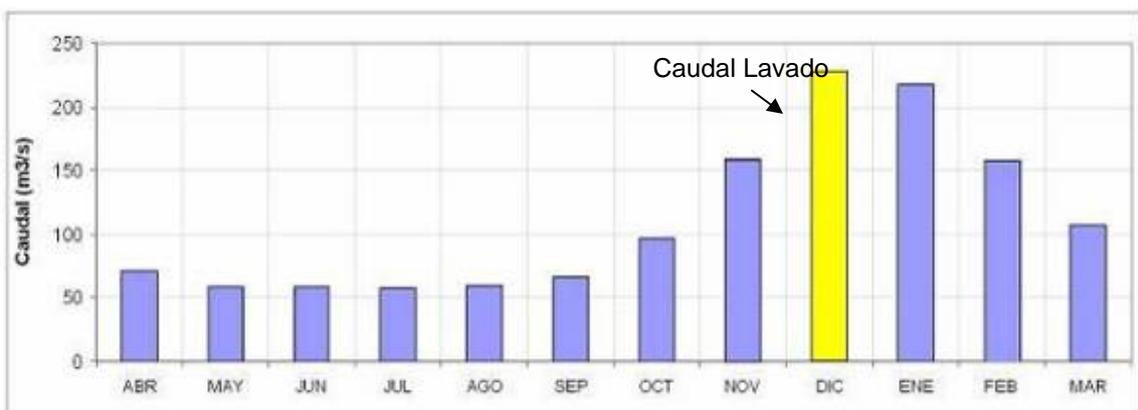




Figura 7.22: Ejemplo de hidrograma de régimen nival con Caudal de Lavado correspondiente al caudal de diciembre. (Fuente: elaboración propia).

7.2.3.2 Umbrales para mantención de Áreas de Usos Antrópicos (AUA)

En el cauce del río en general existen variadas actividades humanas tales como actividades recreativas, necesidades de transporte o algún aprovechamiento comercial del recurso hídrico. De acuerdo a las necesidades de cada actividad se pueden definir umbrales para su desarrollo. En general los límites más restrictivos tienen que ver con la profundidad mínima de navegación, y la velocidad máxima de operación que permite su uso en forma segura.

En la Tabla 7.6 se indican umbrales que han sido definidos por autoridades ambientales de Nueva Zelanda¹⁰, con el fin de establecer un punto de partida para las consultas de los usuarios del río. Las condiciones hidráulicas óptimas pueden ser variadas, y los requerimientos pueden ser establecidos como rangos dentro de los cuales se identifican las condiciones mínimas, máximas y condición preferida para el desarrollo de la actividad

Tabla 7.6: Umbrales para mantención de actividades antrópicas

Actividad	Requerimientos para el desarrollo de la actividad A: Ancho (m); P: Profundidad (m); V: Velocidad (m/s)		
	Condición Mínima	Condición Preferida	Condición Máxima
Rafting	A: 7,5 P: 0,2 V: -	A: > 20,0 P: 0,8 – 1,5 V: 1,0 – 3,0	A: - P: - V: 4,5
Remo/Piragüismo	A: 20,0 P: 0,5 V: -	A: >20,0 P: 0,6 – 1,5 V: <0,5	A: - P: - V: 1,5
Bote a motor	A: 30,0 P: 1,5 V: -	A: >90,0 P: >3,0 V: <1,5	A: - P: - V: 4,5
Vadeo/Pesca	A: - P: - V: -	A: - P: 0,4 – 0,6 V: < 0,5	A: - P: 1,2 V: 1,8
Nado	A: 5,0 P: 0,8	A: >10,0 P: 1,5	A: - P: -

¹⁰ Fuente: Modificado de Mosley & Ministry for the Environment. Freshwaters of New Zealand, New Zealand Hydrological Society, 2004.

7.2.4 Modelación de escenarios de caudal ecológico mínimo para mantenimiento de AIA's

7.2.4.1 Cálculo de caudal de mantención por AIA

En esta etapa se debe implementar un modelo hidráulico que represente las condiciones de flujo del río, en especial de las AIA. Esto permitiría determinar el caudal necesario para mantener los AIE y AUA descritos para un río específico.

Para implementar el modelo hidráulico se requiere la siguiente información: Topografía del cauce a nivel longitudinal, topo-batimetría de las secciones transversales y rugosidad del cauce (Figura 7.23).

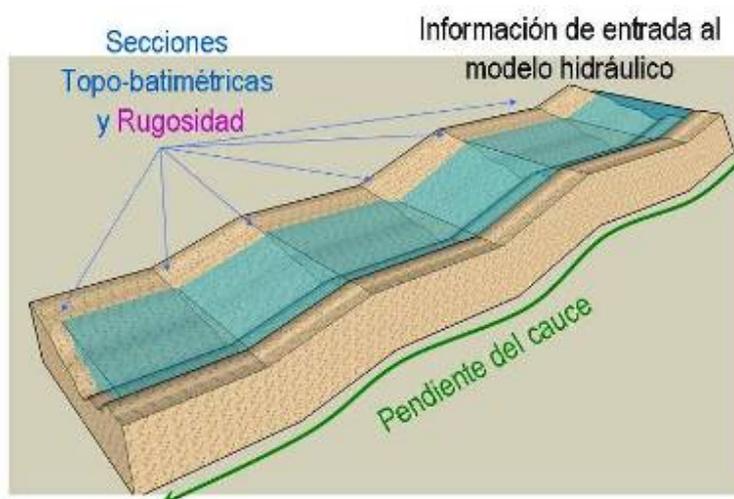


Figura 7.23: Información de entrada al modelo hidráulico. (Fuente: elaboración propia).

Una vez que se ha definido la geometría, se debe definir el rango de caudales que representa las condiciones medias y extremas de la estadística hidrológica. La estadística hidrológica histórica que se requiere para la aplicación de estos métodos de base hidrológica, en forma óptima, debe considerar un mínimo de 25 años hidrológicos, con una estadística a nivel medio mensual (Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos, 2008).

Finalmente, el modelo debe pasar por un proceso de calibración y validación de los resultados. Para ello se debe utilizar la comparación de las curvas de descarga, o las alturas de escurrimiento en las secciones medidas en terreno para una serie de caudales.

En la Figura 7.24 se muestra una implementación de las secciones topobatimétricas en un modelo hidráulico. Las secciones transversales de los ríos pueden presentar algunas subdivisiones naturales, como lo son el canal principal y las planicies litorales. Estas dos zonas presentan comportamientos



hidráulicos y ecosistémicos diversos, y es un requerimiento que el modelo pueda capturar esta geometría con este nivel de detalle.

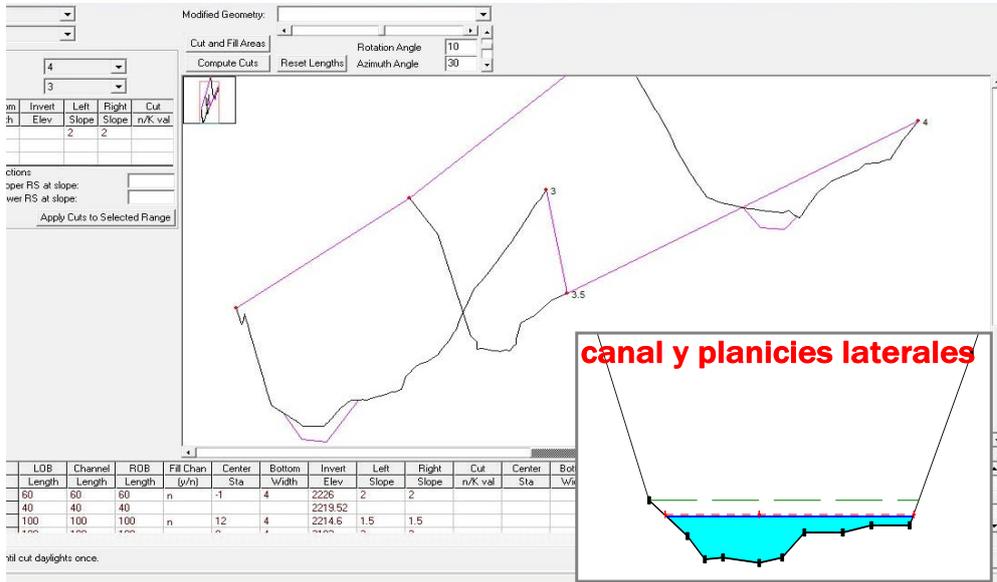


Figura 7.24: Ejemplo de implementación de las secciones topobatimétricas. (Fuente: elaboración propia).

A partir del modelo hidráulico calibrado se analizan las condiciones hidrodinámicas en las secciones de control de cada AIA, utilizando para ello los umbrales de mantenimiento definidos para las AIE y AUA. Los umbrales de mantenimiento corresponden a los valores límites entre los cuales se desarrollan favorables para la mantención de la biota y/o servicios ecosistémicos. Por ejemplo, estadios juveniles de especies nativas de hábitos rítronicos necesitan que el escurrimiento tenga profundidades mayores a 20 cm pero no mayores a 40 cm. Estos requerimientos pueden quedar tabulados o graficados como una respuesta binaria (0 o 1), dependiendo de la profundidad de escurrimiento. En la Figura 7.25 se identifica una subdivisión del cauce del río, indicando la el tipo de hábitat somero y profundo.

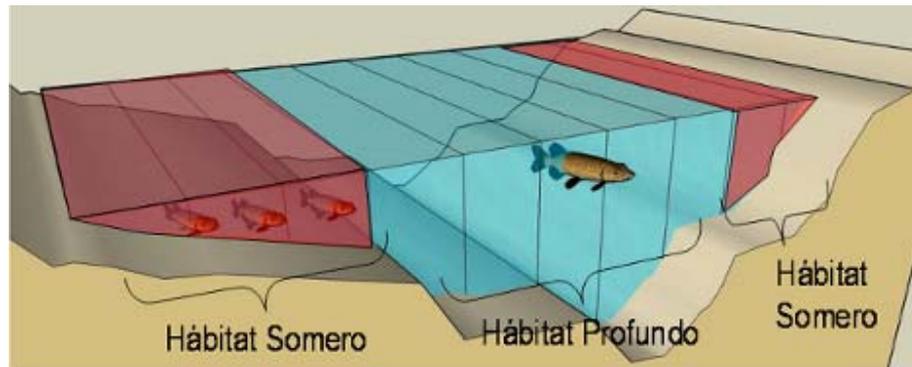


Figura 7.25: Subdivisión del cauce del río, indicando el tipo de hábitat somero y profundo. En color rojo se indica la zona preferida estadios juveniles de especies nativas de hábitos rítronicos. (Fuente: elaboración propia).

En en esquema mostrado en la Figura 7.26 se observa la secuencia del procedimiento, donde los resultados del eje hidráulico se interpolan con los umbrales de preferencia, para convertir el mapa de profundidades en un mapa de hábitat, que indicará la respuesta dicotómica si las condiciones son favorables o no.

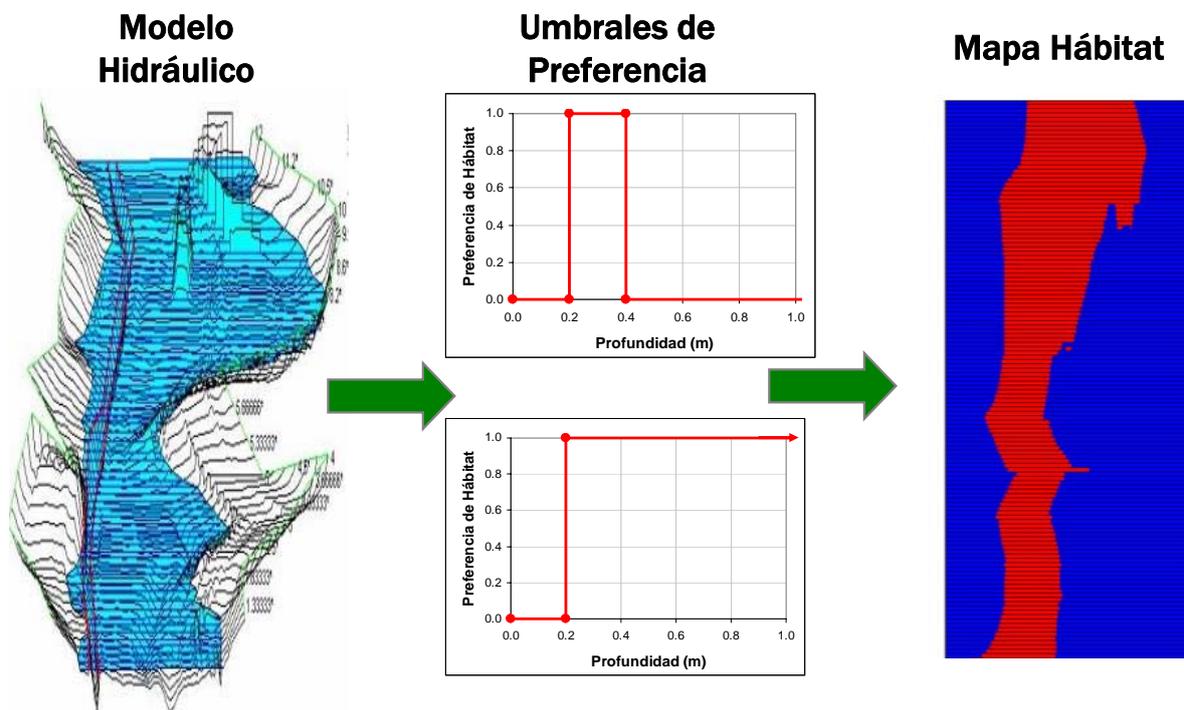


Figura 7.26: Esquema de la aplicación de la modelación de hábitat. (Fuente: elaboración propia).



En las Figuras 7.27 y 7.28 se muestra una aplicación de los resultados de un modelo hidráulico, en conjunto con los umbrales de preferencia. Se aprecian las distintas áreas que cumplen las condición de hábitat somero y profundo.

Los resultados de este análisis permitirán determinar el caudal requerido para mantener cada AIE y AUA definidas para el río específico.

Preferencia por Hábitat Profundo

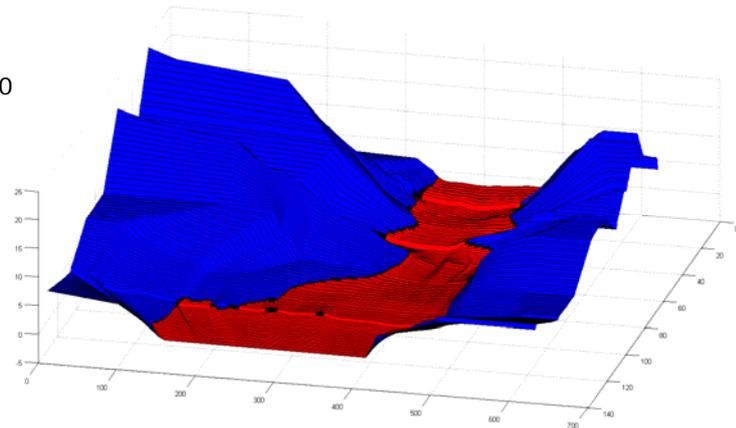
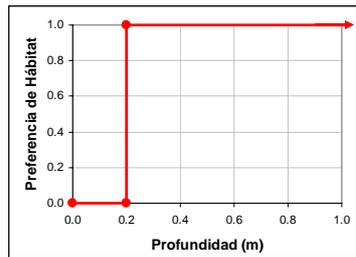


Figura 7.27: Umbral de preferencia por hábitat profundo y mapa de hábitat sobre base topográfica, indicando en color rojo las celdas que cumplen la condición profundidad mayor a 20 cm. (Fuente: elaboración propia).

Preferencia por Hábitat Somero

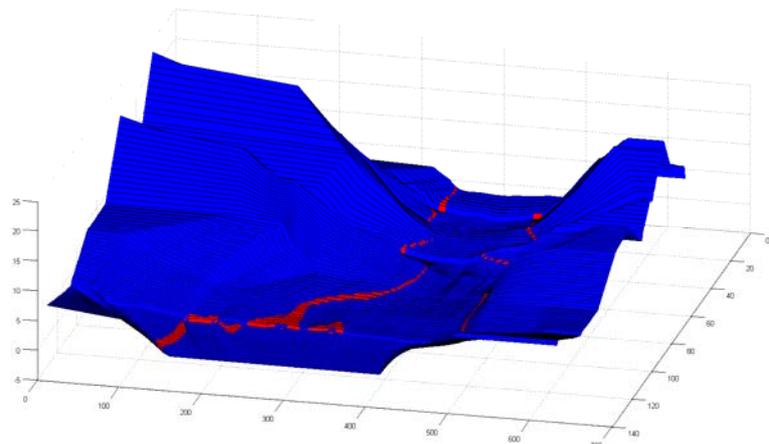
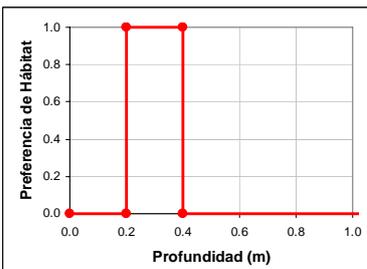


Figura 7.28: Umbral de preferencia por hábitat somero y mapa de hábitat sobre base topográfica, indicando en color rojo las celdas que cumplen la condición profundidad mayor a 20 cm y menor a 40 cm. (Fuente: elaboración propia).



7.2.4.2 Definición de la regla de operación del caudal mínimo ecológico

El concepto de caudal mínimo ecológico definido desde una perspectiva ecosistémica, es aquel que permite la mantención de la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático, así como los diferentes usos de tipo antrópico. Por ende, es necesario definir un caudal que permita mantener en forma integrada los requerimientos mínimos de cada uno de los AIA´s.

En la Figura 7.29 se muestra un hidrograma correspondiente a un río con régimen nival, donde se indican los distintos caudales que permitirían mantener las diferentes AIE. Entre ellos se identifican: caudal basal como requerimiento de especie A, caudal especie B, caudal especie C, y el caudal de lavado.

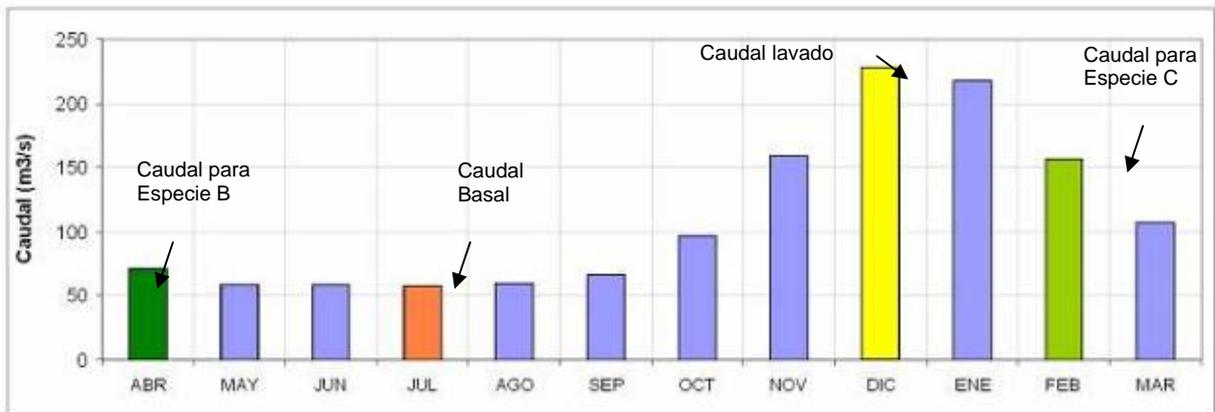


Figura 7.29: Ejemplo de hidrograma de régimen nival, con el total de los caudales estimados para cada AIE. Se indica el caudal basal de julio sobre la base de requerimientos de especie A, caudal desove especie B en abril, caudal desove especie C en febrero y caudal de lavado de diciembre. (Fuente: elaboración propia).

El caudal mínimo ecológico es la envolvente que captura cada uno de los umbrales definidos temporalmente por los AIA´s, lo cual se traduce en una regla de operación necesaria para mantener el ecosistema acuático y usos antrópicos. En la Figura 7.30 se muestra una interpretación del caudal mínimo ecológico que tiene como referencia al caudal basal (por ejemplo, la condición de estiaje), con el suplemento de una serie de caudales definidos por los AIE y AUA presentes en un río específico.

Tanto la magnitud y duración de los caudales suplementarios debe ser definida por medio de un análisis específico asociado a los requerimientos de cada río en particular.

Temporalmente, cada uno de los umbrales definidos para los AIE y AUA constituye un punto de control para el caudal mínimo ecológico.

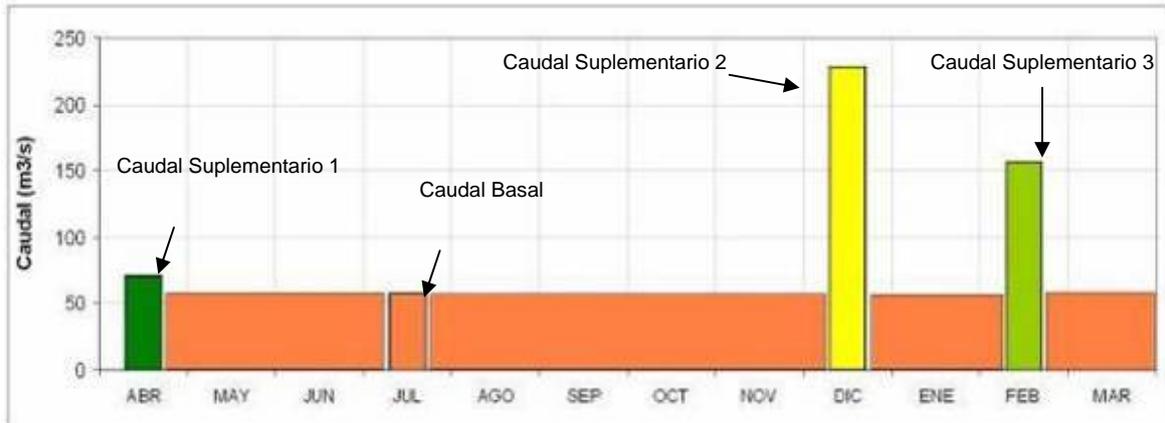


Figura 7.30: Interpretación del caudal mínimo ecológico que tiene como referencia al caudal basal (por ejemplo, la condición de estiaje), con el suplemento de una serie de Caudales Ecosistémicos dependiendo de los usos ecológicos o antrópicos que pueda tener el río. (Fuente: elaboración propia).

7.2.5 Determinación de la regla de operación del caudal mínimo ecológico

El siguiente procedimiento ofrece la posibilidad de realizar una estimación del caudal mínimo ecológico en forma mensual, de modo que se puedan tomar en cuenta las variaciones estacionales en los AIA. Los resultados quedan referidos a un punto referencial (punto de control), aguas arriba del emplazamiento de las AIA's de interés. Este punto de control corresponde al punto de captación según lo establece el Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos (Dirección General De Aguas – Ministerio De Obras Públicas, 2008).

Para este cálculo se utilizarán un ejemplo con estadísticas hidrológicas genéricas, y Áreas de Importancia Ambiental virtuales. El objetivo es poder ejemplificar y graficar la interacción de los principales requerimientos de caudal.

La estructura del cálculo necesita la confección de tres tablas principales:

- a) Tabla con Estadísticas Hidrológicas
- b) Tabla de Requerimientos de Caudal por AIA
- c) Tabla de Factores Normalizados de Caudal

A continuación se describirá cada una de las tablas utilizadas en el cálculo.

a) Tabla con estadísticas hidrológicas (información proveniente de la caracterización hidrológica). Esta información debe corresponder a la situación de línea base, y hay posibilidades que los caudales considerados puedan ser los caudales medios mensuales, o alguna probabilidad de excedencia como el 85% (Tabla 7.7).



Tabla 7.7: Estadística hidrológica de caudales mensuales por AIA (Línea base)

Sección	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar	QMA
Punto CONTROL*	17,1	10,6	11,8	12,4	9,1	10,2	9,0	20,4	24,1	22,9	23,0	14,7	15,4
AIA 1 (Biológica)	24,8	17,2	14,4	14,7	10,3	14,8	17,6	27,1	30,8	31,2	28,4	19,6	20,9
AIA 2 (Recreativo)	32,6	29,2	19,3	17,6	12,4	17,8	26,2	33,9	37,7	42,4	44,2	36,9	29,2
AIA 3 (Biológica)	40,6	30,8	26,3	25,2	19,6	22,4	32,2	39,2	51,8	51,3	58,8	44,8	36,9
AIA 4 (Rafting)	51,0	39,9	29,2	27,0	22,5	23,1	36,0	54,0	66,9	70,5	65,4	49,8	44,6
AIA 5 (Extracción)	54,4	41,6	32,2	29,6	31,2	24,8	37,6	59,2	69,6	90,4	77,6	60,0	50,7

*Punto Control referencial aguas arriba del emplazamiento de los AIA´s

b) *Tabla de requerimientos de caudales por AIA.* Esta información proviene del cálculo de los requerimientos específicos para cada AIA.

Para el actual ejemplo, se presenta una tabla con el resumen de los caudales por AIA, con la identificación de origen de cada uno de ellos (Tabla 7.8). En la Figura 7.31 se muestra la distribución mensual de los caudales requeridos en cada una de las AIA, dependiendo de los distintos tipos de usuarios (ej.: Biológico, recreativo, etc.).

Tabla 7.8: Requerimiento de caudales por AIA

Sección	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar
AIA 1 (Biológica)	10.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	22.0	3.0	12.0	3.0
AIA 2 (Recreativo)									20.0	20.0	20.0	
AIA 3 (Biológica)	20.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	30.0	6.0
AIA 4 (Rafting)	36.0								36.0	36.0	36.0	36.0
AIA 5 (Extracción)									30.0	30.0	30.0	30.0

* Leyenda de colores en recuadro de la Figura 7.31

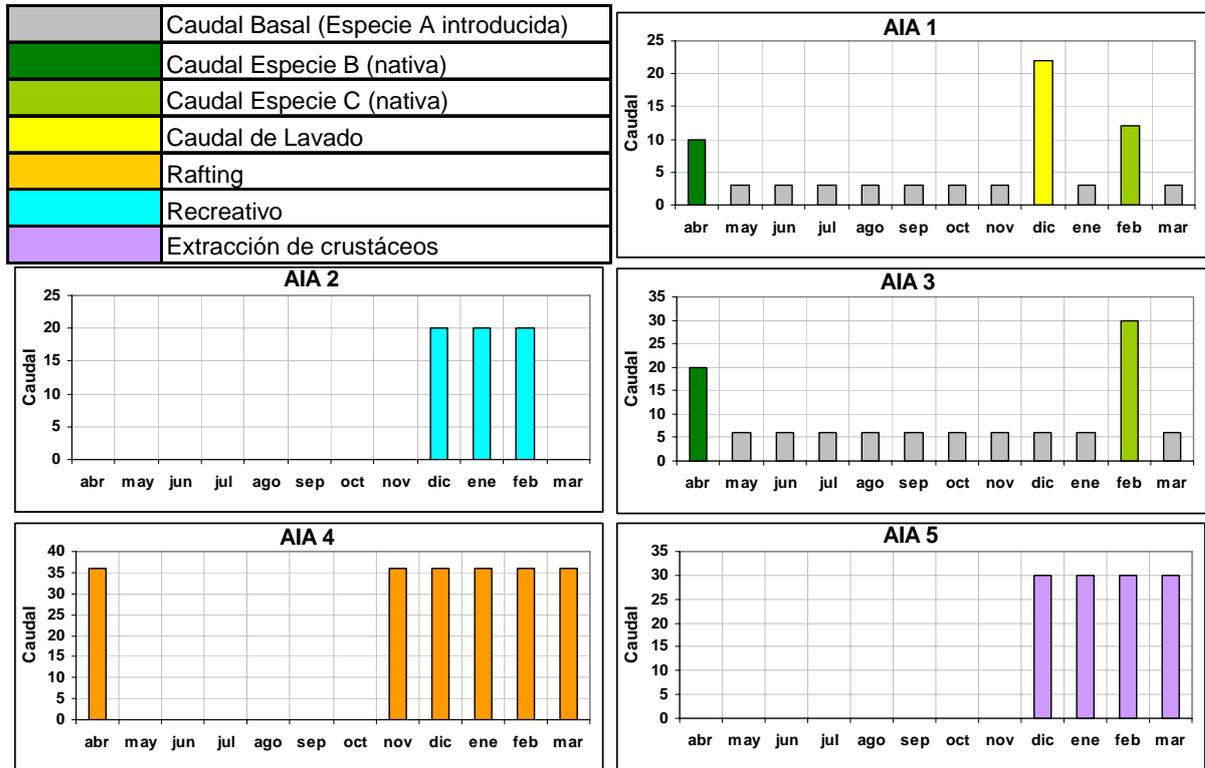


Figura 7.31: Caudales mensuales por AIA. (Fuente: elaboración propia).

c) *Tabla de factores normalizados de caudal*. Esta tabla se construye sobre la base de los caudales de las dos tablas anteriores, dividiendo el caudal de las AIA's por el caudal de la estadística hidrológica (por ejemplo: Q medio mensual o P85%). El objetivo de este cálculo es poder efectuar una normalización que permita comparar directamente el requerimiento de caudal entre AIA's. Los factores mayores se consideran los más restrictivos.

Estos factores se pueden interpretar como la fracción de caudal (respecto al caudal natural o de línea base) que se debe dejar en el río para mantener los AIA's.



Tabla 7.9: Factores Normalizados de Caudal (Factor = Caudal AIA / Caudal Mensual)

Sección	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar
AIA 1 (Biológica)	0.40	0.17	0.21	0.20	0.29	0.20	0.17	0.11	0.71	0.10	0.42	0.15
AIA 2 (Recreativo)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	0.47	0.45	0.00
AIA 3 (Biológica)	0.49	0.19	0.23	0.24	0.31	0.27	0.19	0.15	0.12	0.12	0.51	0.13
AIA 4 (Rafting)	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.54	0.51	0.55	0.72
AIA 5 (Extracción)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.43	0.33	0.39	0.50
Mayor Factor	0.71	0.19	0.23	0.24	0.31	0.27	0.19	0.67	0.71	0.51	0.55	0.72

Indica a cual de las AIA pertenece el mayor factor por mes

Cada uno de los valores de la Tabla 7.9 corresponde a la proporción del caudal requerido por la AIA y el caudal natural mensual (o de Línea Base) de la sección. Se han destacado los mayores factores, los cuales quedan definidos por la sección más restrictiva para cada mes. Si se satisfacen los requerimientos de la sección más restrictiva, las demás quedan cubiertas por el caudal mínimo ecológico.

Para el cálculo final del caudal mínimo ecológico en el punto de interés, se define que los factores representan la fracción de caudal que se debe dejar en el río en la sección de control. Por lo tanto se multiplican los mayores factores de la Tabla 7.9 con el hidrograma del Punto de Control de la Tabla 7.7. El resultado se muestra en la Tabla 7.10, que corresponde al Caudal Mínimo Ecológico aplicable en el punto de control ambiental.

Tabla 7.10: Caudal Mínimo Ecológico Mensual

Caudal CONTROL	12.1	2.1	2.7	3.0	2.8	2.7	1.7	13.6	17.2	11.7	12.7	10.6
Fracción respecto a Qma	0.78	0.13	0.17	0.19	0.18	0.18	0.11	0.88	1.11	0.76	0.82	0.69

La siguiente Figura 7.32 muestra la comparación del hidrograma en el punto de control (considerando la Línea Base) y el hidrograma del régimen de Caudales Mínimo Ecológico que debe tener el río para satisfacer los requerimientos de los AIE y AUA.

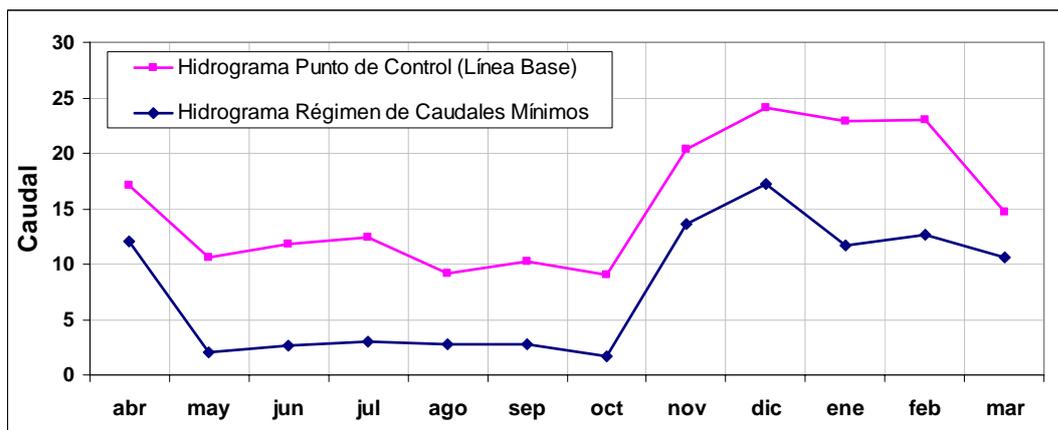


Figura 7.32: Comparación del Hidrograma en el Punto de Control (considerando la Línea Base) y el Hidrograma del régimen de Caudales Mínimos Ecológicos. (Fuente: elaboración propia).

7.2.6 Referencias

Biggs & Thomsen, 1994. Disturbance of stream periphyton by perturbation in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance"

Bovee, K.D., B.L. Lamb, J.M. Bartholow, C.B. Stalnaker, J. Taylor, and J. Henriksen. 1998. Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technology Report USGS/BRD/ITR-1998-0004. Fort Collins, CO: U.S. Geological Survey-BRD. 130 p.

Contreras M. y A. de la Fuente. 2006. Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales. SAG. Santiago. Chile. 81pp

DGA. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad.

DGA. 2008a. Manual de Normas y Procedimientos para la Administración de Recursos Hídricos. MOP, Santiago, Chile. 429 pp

DGA. 2008b. Información Pluviométrica, Fluviométrica, Estado de Embalses y Aguas Subterráneas.

Keller B, Soto D. 1998. Hydrogeologic influences on the preservation of *Orestias ascotanesis* (Teleostei: Cyprinodontidae) in Salar de Ascotán, northern Chile. Rev Chil Hist Nat 71: 147–156

New Zealand Hydrological Society, 2004. Freshwaters of New Zealand.



Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa

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.



8 Integración multidisciplinaria

Como ha sido descrito en los capítulos anteriores cada sitio de estudio presenta características diferentes en términos de hábitat y especies presentes, además de las condiciones sociales propias de la cuenca. Por lo tanto, cada proyecto debiera ser abordado de forma de incluir los componentes de socio-ecosistema, con la finalidad de mantener el funcionamiento y estructura del ecosistema natural; las culturas desarrolladas en torno al agua y las relaciones económicas o comerciales. Es por este motivo que la definición de caudal ecológico de un sitio en particular debe considerar la integración multidisciplinaria incluyendo áreas como ingeniería hidráulica y ambiental, biología acuática, ecología, hidrología, y ciencias sociales. La información obtenida en el marco del cálculo del caudal ecológico mínimo, es analizada por el grupo multidisciplinario para tomar decisiones sobre el régimen del caudal, en términos espaciales y temporales, para satisfacer los requerimientos de hábitat de la o las especies objetivo y mantener las actividades antrópicas. De esta forma se obtendrá una regla de operación que debe satisfacer una serie de intereses diversos, algunos de ellos opuestos entre sí.

A causa de la heterogeneidad de información necesaria para este tipo análisis, se deben realizar estudios de numerosas variables hidrológicas, biológicas, ecológicas, hidrogeomorfológicas, físicas y sociales, de tal forma que deben ser analizadas por un equipo multidisciplinario, en reuniones continuas de organización, operación y seguimiento, donde se pueden generar conflictos que deben ser solucionados mediante mecanismos como las herramientas de negociación incorporadas explícitamente en la metodología IFIM.

Según Pizarro (2004) la metodología IFIM es un proceso que incluye 5 fases interrelacionadas, las que se detallan a continuación:

Fase 1-identificación y diagnóstico del problema.

Consta de dos componentes principales:

- (a) Un análisis legal e institucional para identificar el problema y el contexto más probable para su resolución.
- (b) Un análisis de los intereses de las distintas partes involucradas en un problema y la información necesaria para resolverlo.

Fase 2-Planificación del estudio.

Incluye una comparación de la información requerida y aquella disponible. Durante la formulación de un plan de estudio, un equipo multidisciplinario debe estar de acuerdo en los siguientes puntos: objetivos y plazos del estudio, modelos apropiados e información requerida, niveles de detalle espacial y temporal para el análisis, roles y responsabilidades de los distintos actores, y presupuesto para el proyecto. La planificación del estudio debiera incorporar



además el análisis del enfoque analítico que será utilizado para evaluar las distintas alternativas.

Fase 3-Implementación del estudio y desarrollo de modelos.

Incluye la recopilación de los datos necesarios, la calibración de los modelos a utilizar, así como la verificación de los resultados obtenidos de la aplicación de estos modelos.

Fase 4-Análisis de alternativas.

Se procede a analizar las condiciones hidrológicas que definen un punto de referencia o línea base. Todas las partes involucradas en el problema presentan diversas alternativas, las que son comparadas con esta situación de referencia o línea base. Luego de esto se procede a analizar en forma colectiva las distintas alternativas de manejo de los recursos hídricos en términos de su efectividad, así como su factibilidad técnica y económica.

Fase 5-Resolución del problema.

La solución del problema se logra a través de negociación y compromiso, basada en el análisis de las distintas alternativas. Grupos multidisciplinarios pueden acercarse a una solución de compromiso a través de un proceso interactivo en el cual se analizan los elementos a favor y en contra de cada alternativa individual. En este sentido la metodología IFIM provee las bases para simplificar esta parte del proceso de análisis en problemas de alta complejidad.

8.1 Referencias

Pizarro, F. 2004. Caudales ambientales. GWP – CA. 92 pp.



ANEXOS



ANEXO A

MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA DEMANDA AMBIENTAL HÍDRICA.

La descripción de cada una de las metodologías utilizadas previamente para la estimación del cálculo del caudal ecológico se describe a continuación.

Métodos recomendados por DGA

Históricamente, la Dirección General de Aguas ha considerado como caudal mínimo ecológico un determinado porcentaje del caudal del río, establecido en forma constante, utilizando para ello algunos de los criterios siguientes:

- Caudal igual al 10 % del caudal medio anual.
- Caudal igual al 50 % del caudal mínimo de estiaje del año 95%.

La estadística hidrológica que se requiere para la aplicación de estos métodos de base hidrológica, en forma óptima, debe considerar un mínimo de 25 años hidrológicos, con una estadística a nivel medio mensual.

Por otro lado, la sustentabilidad e integridad de un ecosistema acuático no se asegura con el mantenimiento de un caudal mínimo constante a través de todo el año, ya que los requerimientos para la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente está dada principalmente por el régimen natural de caudales. Es por ello, que al momento de definir el caudal ecológico mínimo se buscara considerar las variaciones en los caudales de flujo del cauce, a lo menos dentro de un período anual (estacionalidad), estableciendo un caudal variable que permita mantener en forma proporcional al cauce sin intervención, las variaciones de caudal estacional.

Legislaciones de Suiza, francesa, Asturiana y Vasca

En algunos países de Europa se han determinado caudales ecológicos utilizando métodos de tipo hidrológico, como los que se detallan a continuación:

Legislación Suiza, la cual establece la conservación de un caudal mínimo cualitativo y cuantitativo:



- El caudal mínimo cualitativo considera la calidad de agua superficial (tomando en cuenta los vertidos de aguas residuales actuales y futuros), la conservación de los biotopos¹¹ y biocenosis¹² atípicas, y el resguardo de lugares de esparcimiento, cuyo aspecto estético y ambiental dependa del agua.
- El caudal mínimo cuantitativo será de por lo menos 50 l/seg. A partir de esta cantidad los caudales se definen en función del Q_{347} , debiéndose mantener una profundidad mínima de 20 cm, para permitir el movimiento migratorio de los peces, si el caudal es mayor a 50 l/s.

Los caudales ecológicos que define la Ley federal Suiza en función del Q_{347} son los que se presentan en la Tabla A.1. Para calcular el valor de Q_{347} la ley suiza propone, para simplificar el cálculo, el uso de la ec. (a). Esta ecuación se utiliza en el caso en que no existan caudales medios diarios, pero se cuente con información sobre el caudal medio anual.

$$Q_{347} = \frac{a_o Q_{ma}}{10} \quad (a)$$

donde a_o es un coeficiente que puede tomar los valores 0,5, 1, 1,5 y 1,8, sin especificar en que casos se utiliza cada uno de ellos, Q_{ma} es el caudal medio anual. En este informe se utiliza el valor de a_o tal que Q_{347} se asemeje al valor obtenido de la serie histórica de caudales medios mensuales.

La Dirección General de Obras Públicas del País Vasco en 1980 estimó un caudal de circulación permanente por los cauces regulados consistente en el 10% de las aportaciones naturales anuales medias al cauce, es decir, el 10% del caudal medio anual, criterio incluido dentro de los que recomienda la DGA.

La ley de aguas de Francia establece que el caudal ecológico debe ser la décima parte del caudal medio interanual evaluado con datos de un período mínimo de 5 años, y para módulos superiores a 80 m³/s puede extenderse hasta el 20% de este módulo.

¹¹ Lugar o parte física que ocupa una comunidad. Es el componente abiótico (no biológico) de un ecosistema.

¹² Comunidad biológica o conjunto de especies que habitan en un área determinada



Tabla A.1: Caudales ecológicos definidos por la legislación Suiza.

Tipo Cauce	Q ₃₄₇ [l/s]	Caudal Ecológico [l/s]
Aguas No Piscícolas	[0 – 1000]	0,35Q ₃₄₇
Aguas Piscícolas	[0 – 60]	50
	[60 – 160]	50+0,8(Q ₃₄₇ – 50)
	160	130
	[160 – 500]	130+0,44(Q ₃₄₇ -160)
	500	280
	[500 – 2500]	280 + 0,31(Q ₃₄₇ - 500)
	2500	900
	[2500 – 10000]	900+0,2131(Q ₃₄₇ - 2500)
	10000	2500
	[10000 – 60000]	2500 + 0,15(Q ₃₄₇ – 10000)
60000	10000	

En el Principado de Asturias se aplica la legislación suiza con especial interés en la migración y potenciación de la producción de los salmónidos (*Salmo trutta* y *Salmo salar*). A partir de una modificación de la ley Suiza, el criterio adoptado por el Principado de Asturias define como caudal ecológico al mayor valor de caudal dado por las siguientes cuatro ecuaciones, las cuales se expresan en l/s.

$$Q_{ec} = 50 \quad (b)$$

$$Q_{ec} = \frac{15Q_{347}}{(\ln Q_{347})^2} \quad (c)$$

$$Q_{ec} = 0,35Q_{347} \quad (d)$$

$$Q_{ec} = 0,25Q_{347} + 75 \quad (e)$$

El Q₃₄₇ se calcula mediante la ecuación (a), en el caso de no contar con información de caudales medios diarios.

La Confederación Hidrográfica del Norte de España considera que la ecuación (e) da valores superiores a las ecuaciones (c) y (d), por ello la aplican en los ríos donde Q₃₄₇ < 750 l/s. En cambio, en las cuencas con caudal Q₃₄₇ > 750 l/s aplican la ecuación (d).

Legislación de Nueva Inglaterra

La metodología usada en Nueva Inglaterra fue desarrollado por el US Fish and Wildlife Service en 1981, y calcula el caudal ecológico a partir de un valor representativo del aporte de caudal por unidad de superficie



de cuenca. Este valor representativo quedó definido como la mediana del mes de Agosto, mes para el cual las condiciones hidrológicas son críticas en el estado de Nueva Inglaterra. Este valor es de $0,5 \text{ ft}^3/\text{s}/\text{mi}^2$, que en el sistema de internacional de unidades es de $0,005467 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$.

Método de Montana o Tennant

El Método de Montana fue desarrollado por Tennant en los Estados Unidos, para ser usado en la planificación a largo plazo en las pisciculturas en este país. Tennant usó una serie de observaciones personales realizadas en Montana y el medio oeste para categorizar las corrientes de acuerdo a las variaciones de la calidad del hábitat de la trucha dependiendo de los caudales que escurrían por los cauces. El método consiste en determinar un caudal mínimo expresado como un porcentaje del caudal medio anual que sustente la calidad de hábitat para peces.

Dado que la metodología fue realizada en base a observaciones del autor, éste considera la clasificación de la calidad del hábitat de acuerdo al juicio profesional del observador.

Se aplica a tramos de río en función de los registros de caudales medios mensuales en los cauces, tal como se indica en la Tabla A.2.

Tabla A.2: Porcentaje del caudal natural medio anual en función de la cuantificación de la calidad del hábitat.

Calificación de la Salud del Hábitat	Régimen de caudales recomendado	
	Otoño - Invierno [% del Qma]	Primavera-Verano [% del Qma]
Abundante o máximo	200	
Rango óptimo	60 – 100	
Prominente	40	60
Excelente	30	50
Bueno	20	40
Justo o Aceptable	10	30
Mínimo o Pobre	10	10
Degradación Severa	< 10	



Método del perímetro mojado

Este método consiste en graficar los datos de perímetro mojado versus el caudal que escurre por cada sección. De esta manera, se elige el punto donde cambia la pendiente de la curva como el caudal buscado. Este punto de inflexión representa el caudal por encima del cual la variación del perímetro mojado comienza a disminuir. Es decir, se usa la sección transversal más angosta o sección crítica, como un índice de hábitat para el resto de la corriente, ya que se asume que el caudal mínimo obtenido en la sección crítica satisface también las necesidades mínimas de producción alimento, desove, etc, garantizándose la protección del hábitat mínimo necesario para preservar la calidad del ecosistema.



ANEXO B

APOYO PARA EL ANÁLISIS MORFOLÓGICO

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA

La caracterización morfológica se refiere a definir la configuración geométrica del cauce tanto en su configuración en planta como los tipos de canal y su relación con la hidráulica de los ríos.

Se pueden definir las características morfológicas de la zona de estudio, considerando la clasificación morfológica de cauces aluviales de Montgomery & Buffington (1997) (Figuras B.1, B.2 y B.3), y el grado de conectividad entre hábitat y la calidad del agua y el trabajo de Rosgen, 1994, (Applied River Morphology, 1996, David L. Rosgen, Wildland Hydrology, Inc.) (Figura B.4).

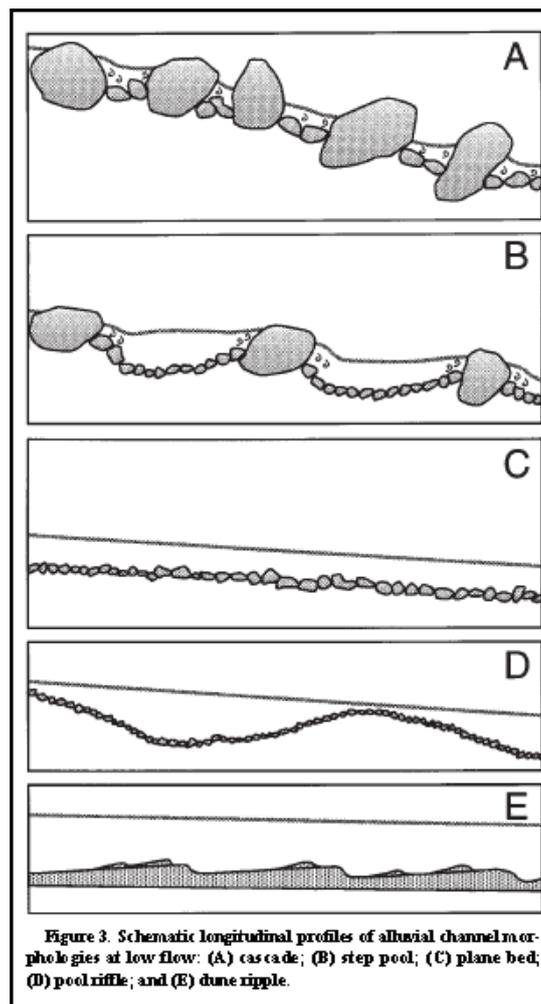


Figura B.1: Clasificación tipo de lecho, Montgomery & Buffington (1997)

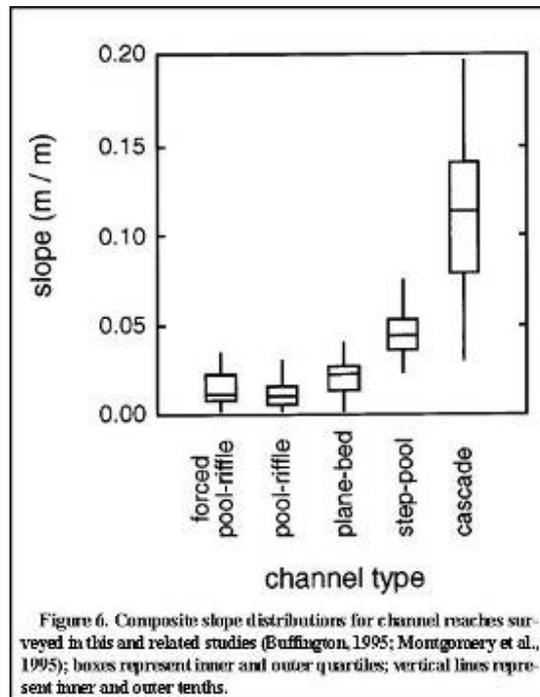


Figura B.2: Relación entre Pendiente y Tipo de canal, Montgomery & Buffington (1997)

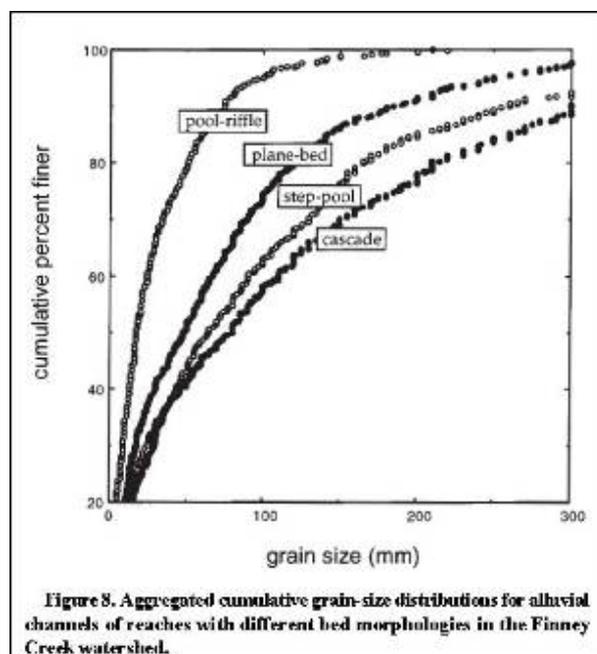


Figura B.3: Granulometría por tipo de canal, Montgomery & Buffington (1997)

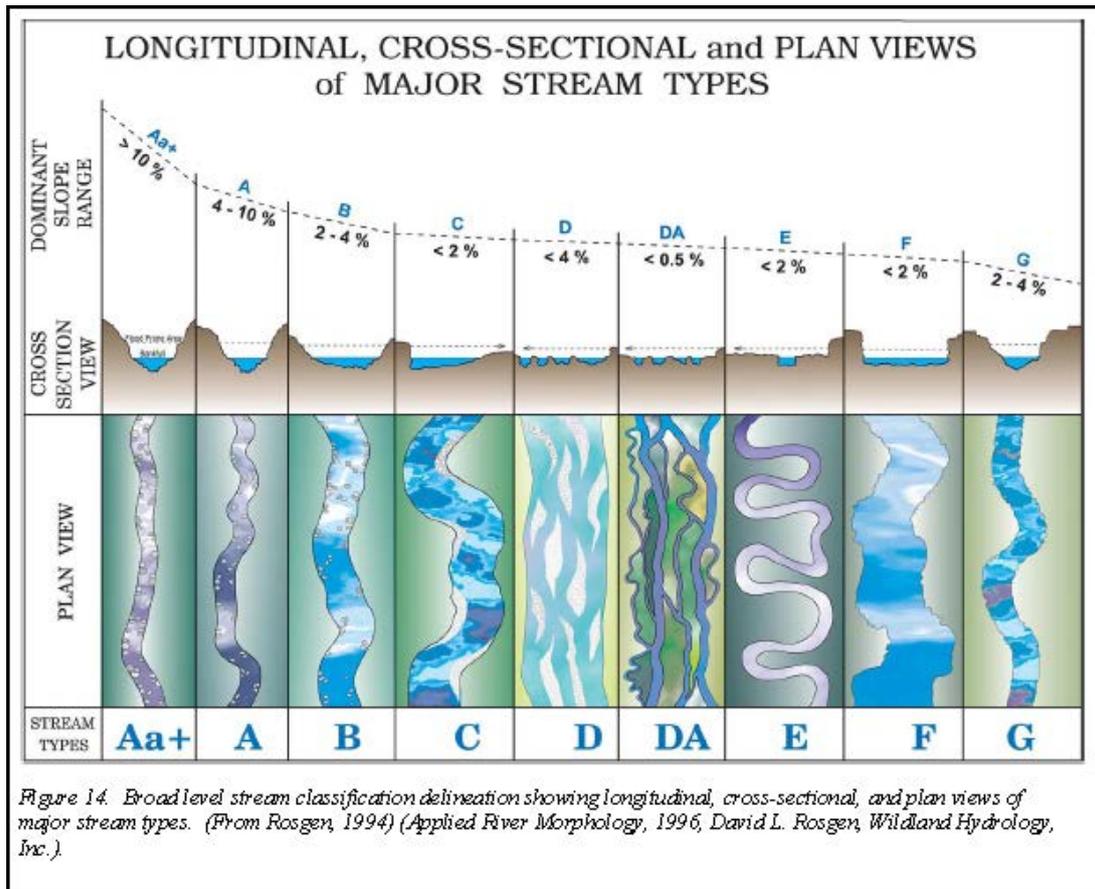


Figura B.4: Clasificación general de ríos, en perfil longitudinal, Sección del canal y planta. Rosgen, 1994, (Applied River Morphology, 1996, David L. Rosgen, Wildland Hydrology, Inc.).

Cabe mencionar que estos tipos morfológicos están relacionados estrechamente con las condiciones de hábitat ya que las diferencias físicas se traducen en diferentes condiciones ambientales, como por ejemplo, oxigenación de los ríos y velocidad de corriente.

Esta propuesta de clasificación morfológica distingue cauces tipo:

- **Morfología con canal recto y tipo cascada.** Este tipo se caracteriza por alta pendiente de terreno, trazos relativamente rectos, sustrato grueso tipo rocas que obstruyen el escurrimiento formando zonas de aguas blancas y por estar confinada en terreno rocoso y escasos depósitos sedimentarios finos en sus bordes. Desde el punto de vista de transporte de sólidos es una zona de alta energía, alto transporte y socavamiento. Desde el punto de vista de hábitat para los peces, esta región presenta condiciones de altos niveles de turbulencia y obstáculos, que impide los procesos migratorios longitudinales, en particular, el desplazamiento hacia aguas arriba del cauce.



- **Regiones con canal recto con secuencia de rápidos y pozas.** Esta región presenta una variabilidad importante en las condiciones del escurrimiento en el eje longitudinal, dando origen a sectores de altas velocidades (rápidos ubicados aguas abajo de secciones con escurrimiento crítico) y zonas de bajas velocidades ubicadas aguas arriba de la sección crítica (pozas).

A pesar que esta clase de cauce fluvial presenta zonas de escurrimiento supercrítico al igual que en la morfología de cascada, no se aprecian zonas de aguas blancas. Este hecho se explica por la presencia de aguas blancas se relaciona con la aspereza relativa, es decir, de la relación entre la altura de escurrimiento y el tamaño de los sedimentos, más que con el tipo de escurrimiento.

Desde el punto de vista del hábitat de los peces, la morfología rápido-pozas permite condiciones favorables de hábitat en la zona de menor velocidad, aunque las condiciones hidráulicas en los rápidos son importantes para las migraciones longitudinales de los peces.

- **Río trezado.** Esta clase de escurrimiento se generan por la disminución de la pendiente de terreno, hecho que favorece el desarrollo lateral permitiendo la existencia de más de un brazo principal del río. Los canales entrelazados o anastomosados son característicos de las corrientes que tienen grandes fluctuaciones en el flujo y en la carga de sedimentos. En los episodios cuando el nivel de las aguas es bajo, el flujo de la corriente queda confinado a los canales, los cuales están separados por barras de sedimentos. Estas barras se forman durante la época de descenso del río, cuando los sedimentos se acumulan alrededor de alguna obstrucción o de los restos de una antigua barra. Durante la época de creciente, todo el valle está frecuentemente sujeto a socavación, la corriente crea nuevos cauces en los sedimentos del fondo y los canales finalmente rellenos se desarrollan a lo ancho. Además, dado los procesos de erosión de las riberas de los cauces, la variabilidad temporal de la forma del cauce es amplia resultando que el trezado del río varía de forma en el transcurso de un año. Desde el punto de vista hidráulico, el régimen en estas zonas es subcrítico (río), caracterizado por bajas velocidades y altas alturas de escurrimiento. Normalmente de canal lecho plano y/o pozas-ondulado.



La importancia de estas regiones trenzadas para los peces es alta ya que la alta variabilidad transversal de las condiciones del escurrimiento permite la coexistencia de diversos hábitat.

- **Morfología de corriente meandrica (meandroso).** Este tipo de morfología con corrientes que desarrollan meandros son usualmente aquellas de baja pendiente, con moderada carga de sedimentos y con fluctuaciones moderadas en la descarga. La velocidad de la corriente es mayor a lo largo del "talweg" y también aquí es mayor el transporte de sedimentos, especialmente el de material más grueso. El transporte más activo de sedimentos ocurre cuando el río está crecido y simultáneamente se produce la mayor erosión en la orilla de socavación. Las barras de meandro se desarrollan, al disminuir la crecida del río, en las zonas internas de los meandros. En una barra de meandros existe una reducción en el tamaño del grano desde la base al tope, así como también una disminución en la magnitud de las estructuras sedimentarias, desde estratificación cruzada en gran escala hasta pequeñas rizaduras con láminas entrecruzadas. La sedimentación se efectúa sobre toda la superficie de la barra y a medida que se acentúa el meandro, las arenas de barra se amplían por un proceso de acreción lateral. Normalmente de canal lecho plana y/o pozas-ondulado.

Las zonas meándricas presentan para los peces condiciones del escurrimiento que permite la coexistencia de diversos hábitat.



ANEXO C

MÉTODO DE ANÁLISIS TIPO DE METABOLISMO Y ESFUERZO DE CORTE

Contexto del análisis

El objetivo principal es estimar el umbral vinculado origen materia orgánica (metabolismo autotrófico o heterotrófico) en el sistema, a través del análisis de la distribución del esfuerzo de corte.

Uno de los principales controles sobre el tipo de metabolismo lo ejerce la variación de caudales de un río, la cual modifica la distribución de velocidad y esfuerzo de corte que se ejerce sobre la superficie húmeda. El aumento del esfuerzo de corte debido a los cambios en la hidrodinámica fluvial, provoca usualmente un grado de alteración de la producción primaria, por medio del desprendimiento y remoción del perifiton. Estos ciclos permiten "lavar" el sistema, generando un nuevo punto de partida para la colonización (ver Figura C.1).

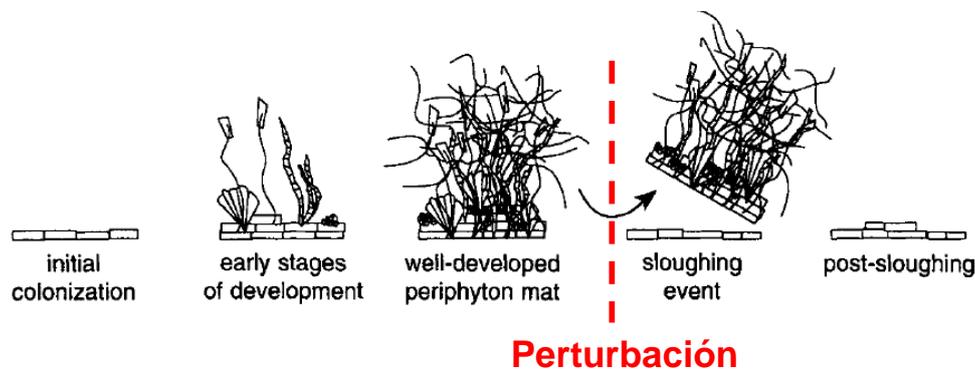


Figura C.1: Secuencia de la colonización, desarrollo y desprendimiento del perifiton.

Los cambios de las condiciones hidrodinámicas forzantes se puede dar en 2 escalas: temporal y espacial. La primera, puede ser el caso de una estación de monitoreo que registra los cambios temporales de la estructura. La segunda, puede ser analizada para un momento determinado, identificando cual es la variación espacial de su estructura ecosistémica.

Metodología Aplicada al río Choapa

En el marco de este estudio se aplicó la metodología al río Choapa, utilizando para esto el segundo enfoque: se han medido 10 estaciones a los largo del cauce, desde aguas arriba de Cuncumén hasta la desembocadura cerca de Huentelauquén. La distribución de las estaciones se muestra en la Figura C.2.

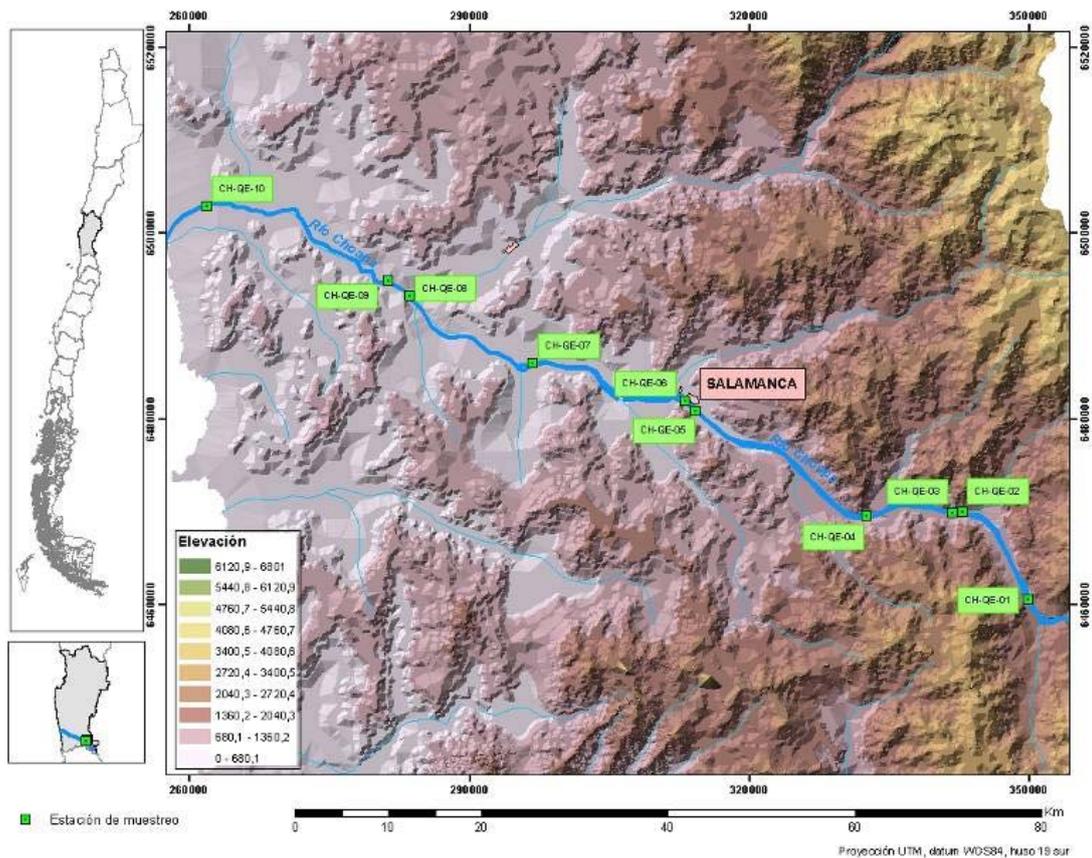


Figura C.2: Estaciones de muestreo río Choapa



En la siguiente Figura C.3 se muestran las estaciones de muestreo del río Choapa.



Figura C.3: Estaciones de muestreo río Choapa

Los resultados del muestreo se muestran a continuación en la Figura C.4.

Los resultados del muestreo indican un aumento de perifiton hacia aguas abajo, con un quiebre bajo la estación de muestreo CH-QE-04 (aproximadamente entre km36 y km48). Esta condición reflejaría lo sucedido durante las semanas previas al muestreo, en las cuales se registró una crecida de probabilidad de excedencia mensual de 10%.

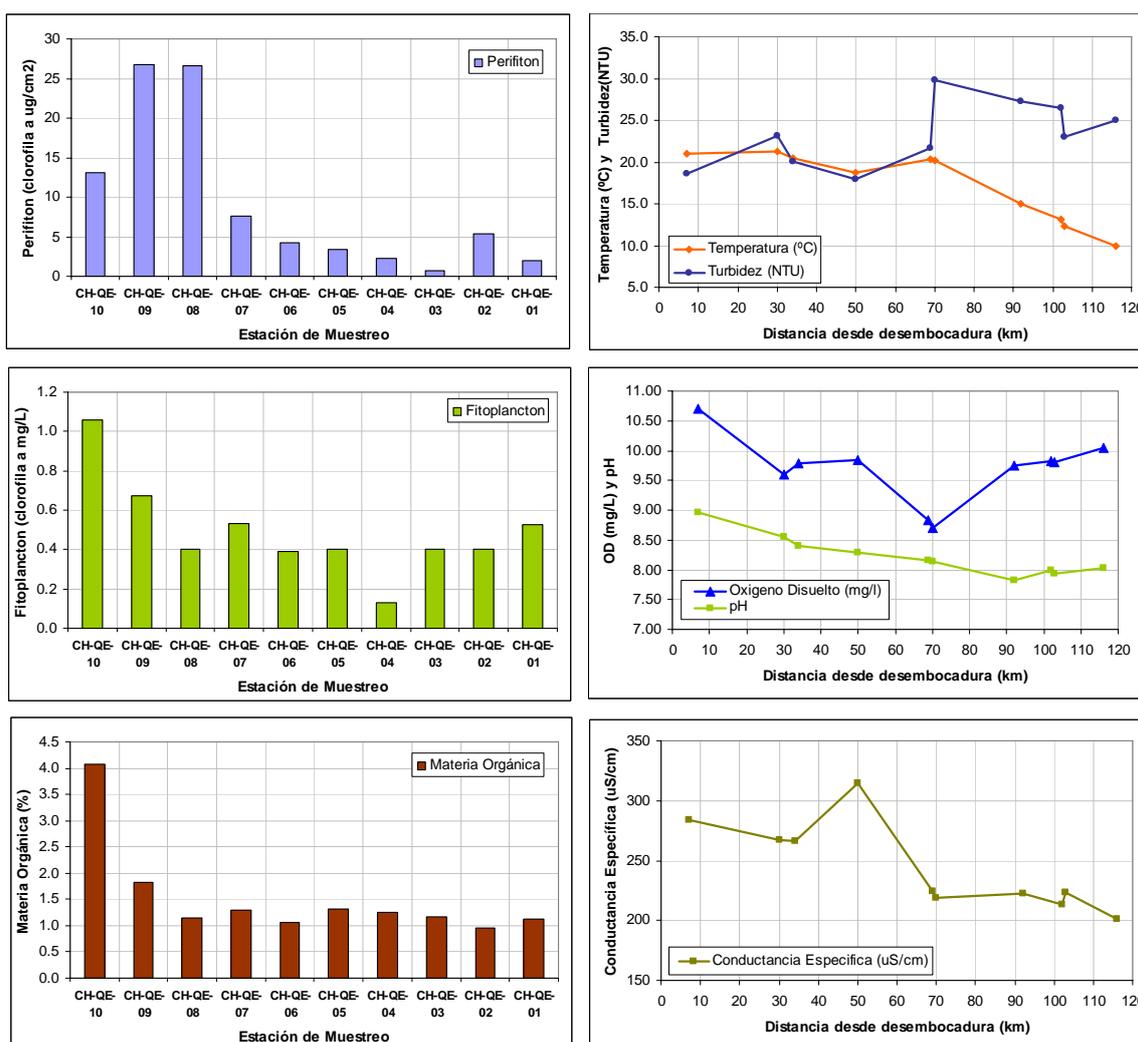


Figura C.4: Resultados del muestreo en el río Choapa.

Utilizando información hidrológica de DGA (Fuente: Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad), y adicionalmente los registros continuos del Servicio Satelital en tiempo real de DGA, se ha observado que los caudales para la fecha de muestreo corresponden a la recesión de la crecida de deshielo.

En la Figura C.5 se muestra la comparación de los hidrogramas para 6 probabilidades de excedencia (5, 10, 20, 50, 85 y 95%) como también el registro continuo de la estación Choapa en Cuncumén para el período 2008-2009.

En la misma figura se muestra la estructura de caudales, tanto para la condición precedente (Noviembre 2008) como para la fecha de mediciones (Diciembre 2009).

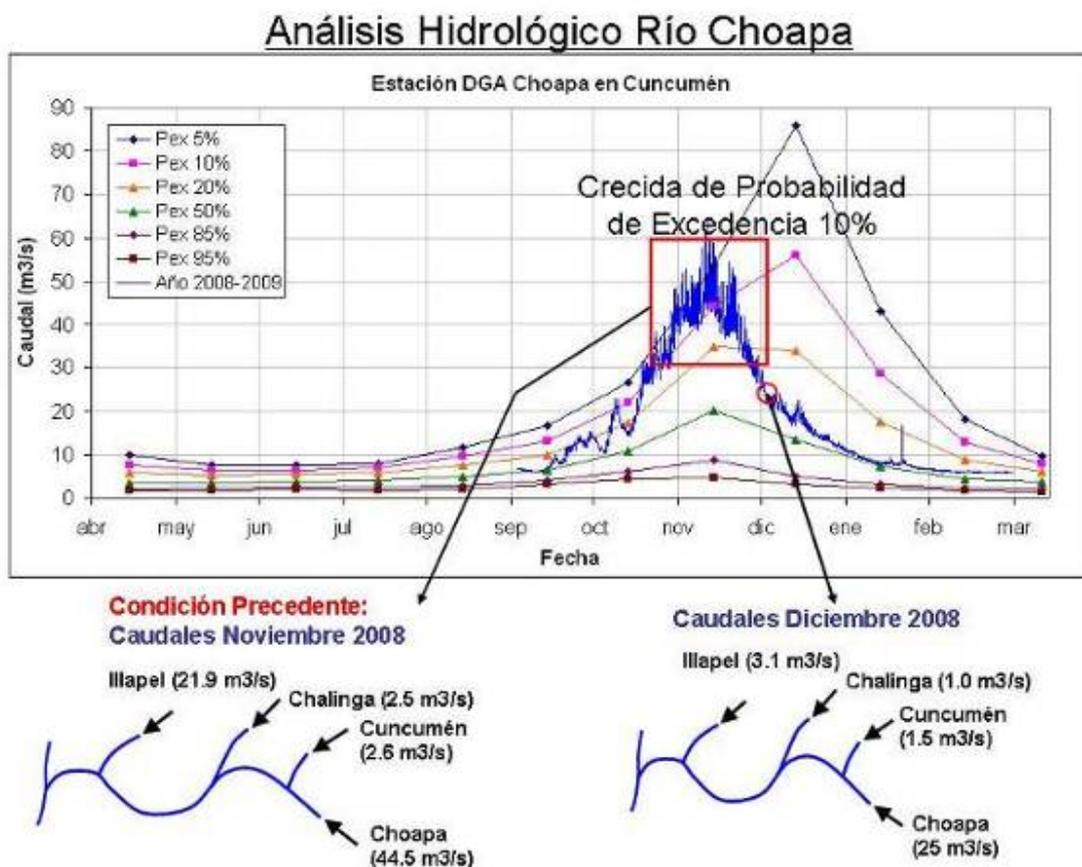


Figura C.5: Condiciones hidrológicas durante el muestreo (Diciembre 2008)



Para estimar la distribución de esfuerzo de corte medio a lo largo del cauce se ha implementado un modelo hidráulico HECRAS en base a la siguiente información:

- Perfil Topográfico SRTM-NASA
- 136 perfiles en el eje longitudinal del cauce
- Sección Trapezoidal
- Ancho del cauce obtenido de imagen satelital
- Rugosidad de cauce (Manning 0.04)

Con el modelo se ha estimado el eje hidráulico, el perfil de velocidades y el perfil de esfuerzo de corte.

Se asume que la condición precedente de noviembre 2008 es condición forzante de la estructura bentónica que se midió en diciembre, ya que la crecida fue de aguas altas asociadas a una probabilidad de excedencia mensual de 10%.

La Figura C.6 muestra el perfil longitudinal de esfuerzo de corte, y posición de las estaciones de muestreo, esto puede ser usado para establecer algunas correlaciones de los variables bióticas con las abióticas (ver Figura C.7).

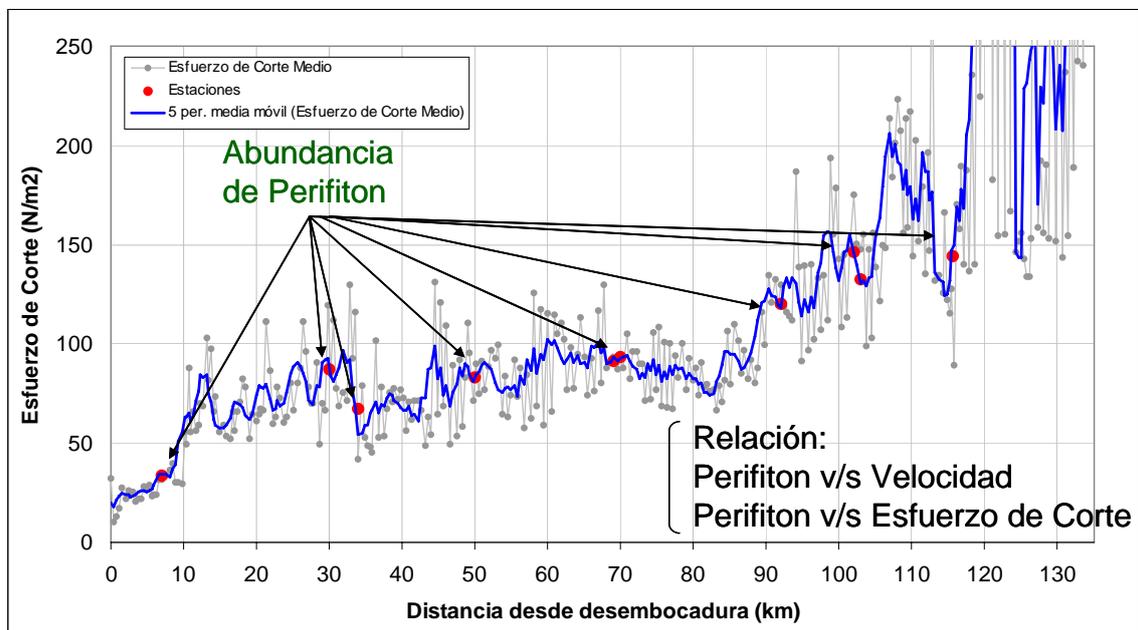


Figura C.6: Perfil longitudinal de esfuerzo de corte, y posición de las estaciones de muestreo.

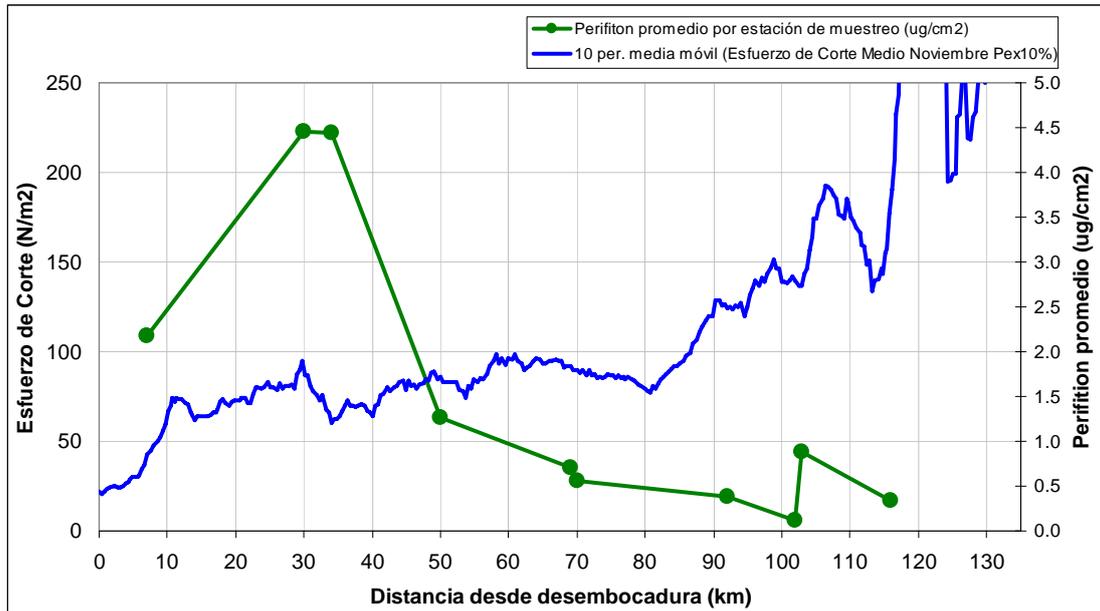


Figura C.7: Relación del esfuerzo de corte a lo largo del cauce y los resultados de clorofila *a* en perifiton del río Choapa.

En la Figura C.8 se muestra un rango de valores en los cuales se produce una transición de concentraciones medias a concentraciones bajas de perifiton. El esfuerzo de corte asociado a este punto de inflexión estaría en el rango de 75-100 N/m².

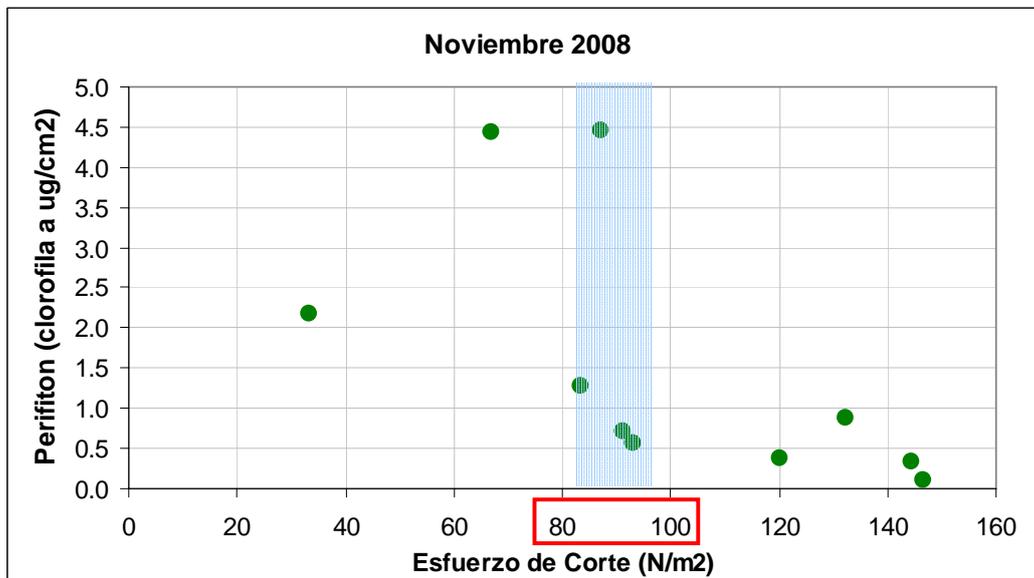


Figura C.8: Transición de concentraciones medias a concentraciones bajas de perifiton, en base a muestre en el río Choapa y perfil longitudinal de esfuerzo de corte estimado.



La literatura indica que el lavado de especies no filamentosas se produciría entre 50 y 90 N/m², en tanto que las especies filamentosas tienen una tolerancia al desprendimiento mucho menor (3.6 – 10N/m²). La presencia de especies filamentosas sería un indicador que las condiciones físicas de escurrimiento de flujos lentos y de poco poder abrasivo.

Tabla C.1: Esfuerzo de corte de lavado de perifiton (filamentosas y no-filamentosas)

Esfuerzo de Corte¹ (N/m²)	Taxa	Grupo dominante
3.6	<i>Melosira varians</i> / <i>Gomphonema parvulum</i>	filamentosa
10.0	<i>Spirogyra sp.</i> / <i>Gomphoneis herculeana</i> / <i>Ulothrix zonata</i>	filamentosa
50.6	<i>Fragilaria construens</i> / <i>Cymbella minuta</i> / <i>Achnanthes minutissima</i>	no filamentosa
90.0	<i>Fragilaria vaucheriae</i> / <i>Cymbella minuta</i>	no filamentosa

¹Esfuerzo de Corte requerido para el 50% de pérdida de biomasa de la comunidad de perifiton Fuente: " Disturbance of stream periphyton by perturbation in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance" (Biggs & Thomsen, 1994)

El uso del modelo hidráulico puede permitir la evaluación de las características del flujo bajo diferentes escenarios de caudal. En la Figura C.9 se muestra el resultado de la modelación de esfuerzo de corte para el río Choapa para los caudales de Noviembre 2008, Diciembre 2008 y Febrero 2009. En el gráfico se indica el rango de esfuerzo de corte que toleran las algas filamentosas y no filamentosas.

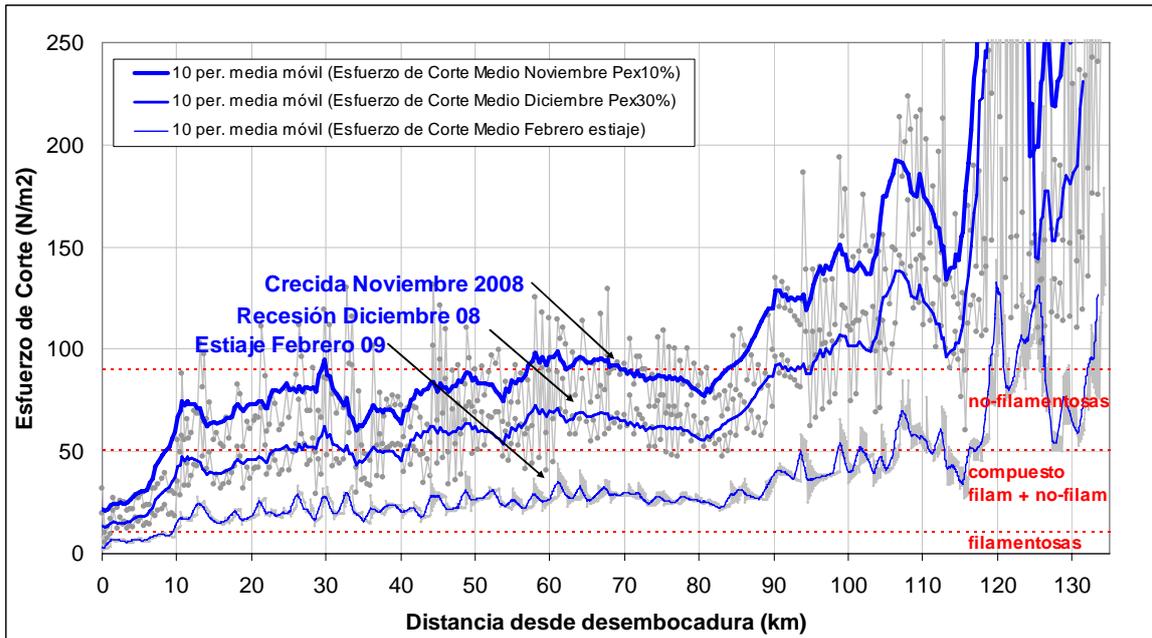


Figura C.9: modelación de esfuerzo de corte para el río Choapa para diferentes caudales

Dependiendo de los valores de esfuerzo de corte a lo largo del cauce, el perifiton tendrá la opción de colonizar y desarrollarse en el río. Las siguientes Figuras C.10, C.11 y C.12 muestran la distribución espacial de la presencia de los distintos grupos de algas bénticas bajo los 3 escenarios de caudal analizados.

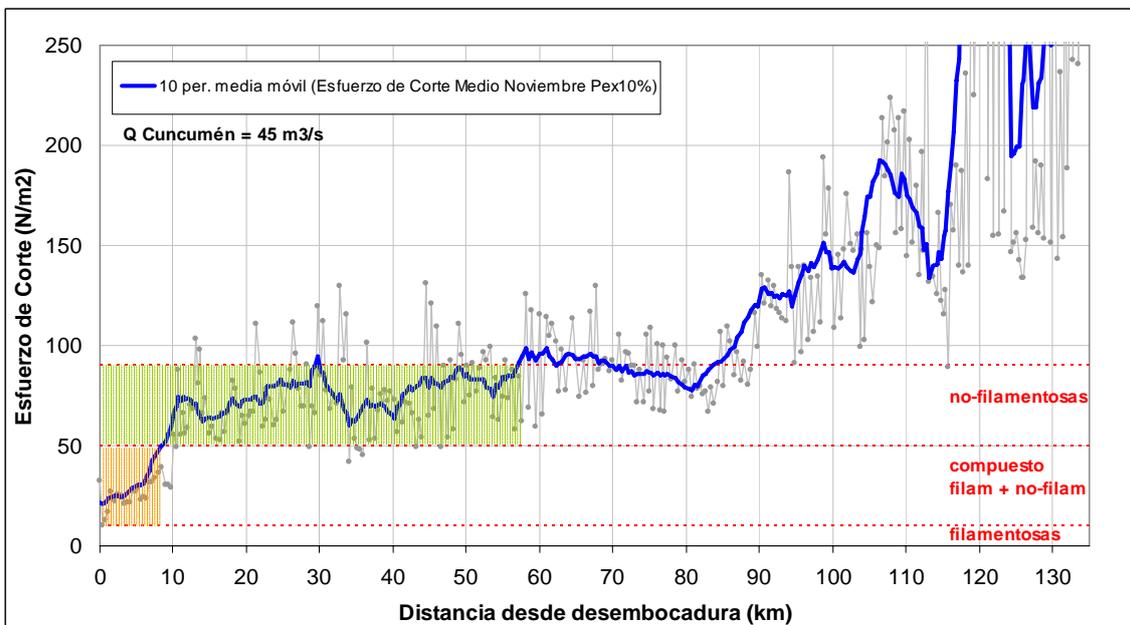


Figura C.10: Distribución espacial de la presencia de los distintos grupos de algas bénticas para la condición de noviembre 2008. Caudal de crecida Q aprox. = 45 m³/s.

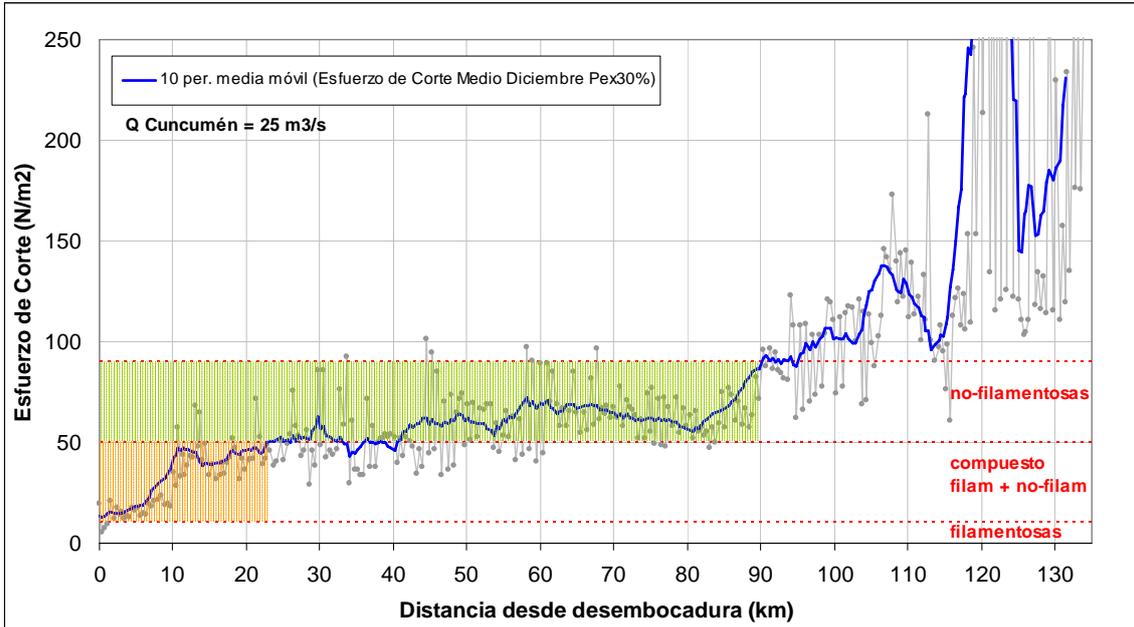


Figura C.11: Distribución espacial de la presencia de los distintos grupos de algas benthicas para la condición de diciembre 2008. Caudal de recesión Q aprox. = 25 m³/s.

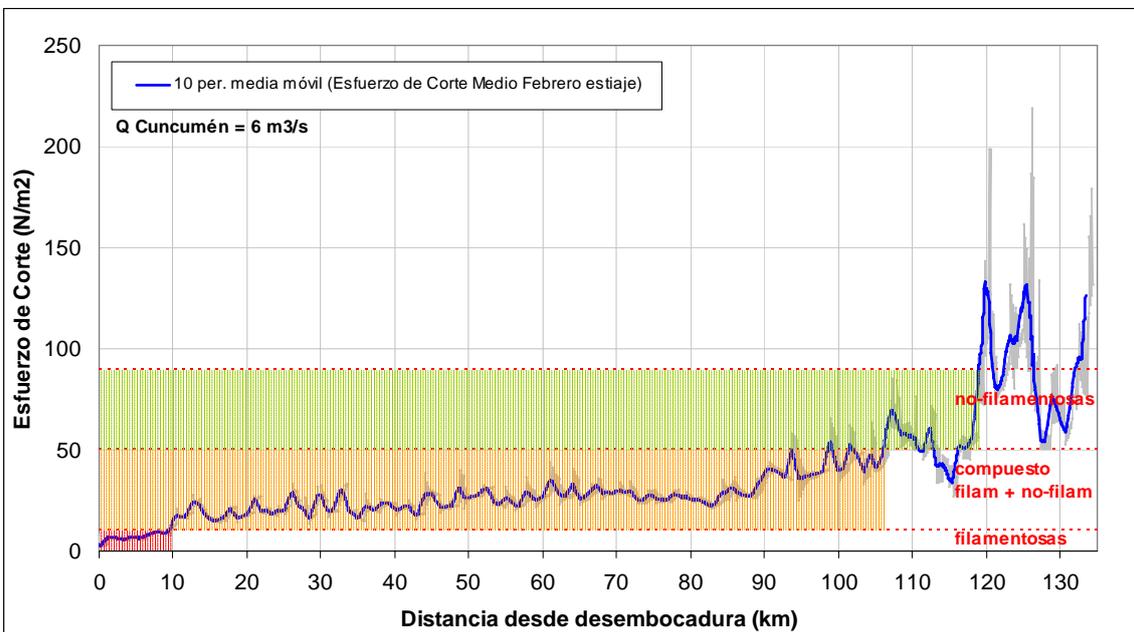


Figura C.12: Distribución espacial de la presencia de los distintos grupos de algas benthicas para la condición de febrero 2009. Caudal de estiaje Q aprox. = 6 m³/s.



Los umbrales de esfuerzo de corte, permiten tener una estimación de la presencia de los diferentes grupos de algas (filamentosas o no-filamentosas) a lo largo del cauce. Esta metodología se puede utilizar como un modelo de predicción de presencia de algas bénticas que estén influenciadas por las condiciones hidrodinámicas del río.

Para el caso del río Choapa que ha sido estudiado, la variación natural de caudales para el período de análisis puede cambiar de modo notable y evidente la estructura de comunidad fitobentónica. Se predice el desplazamiento de grupos filamentosos hasta aprox. el km100 (Cuncumén) en el período de estiaje ($Q=6 \text{ m}^3/\text{s}$).

Verificación en Terreno

Se efectuó una inspección en terreno en las estaciones del río Choapa, con el fin de verificar y comparar los cambios de la estructura ecosistémica derivada de los cambios de las condiciones hidráulicas.

En terreno se observó que las algas filamentosas efectivamente extendieron su presencia hacia aguas arriba, siendo consistente con lo que indica el modelo de predicción.

Las siguientes Figuras C.13, C.14, C.15 y C.16 muestran los cambios en la estructura ecosistémica del río CH-QE-01, CH-QE-03, CH-QE-05 y CH-QE-08.

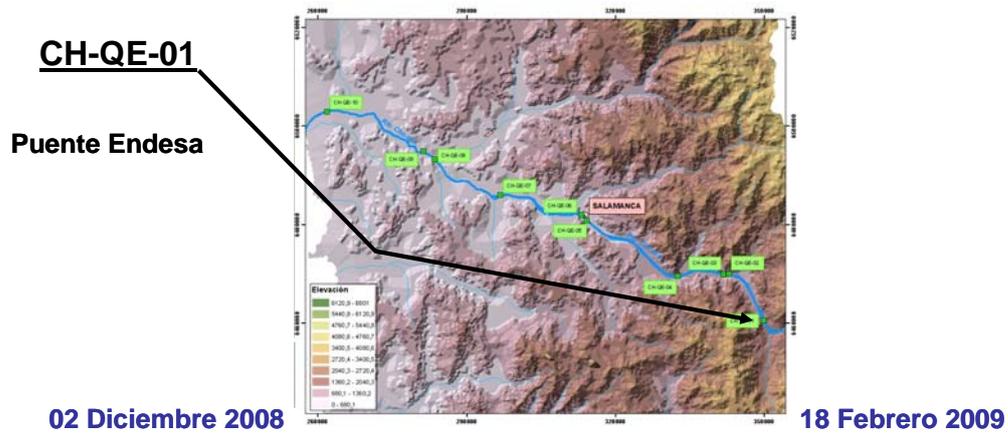


Figura C.13: Comparación de la estación de muestreo CH-QE-01 entre diciembre 2008 y febrero 2009.

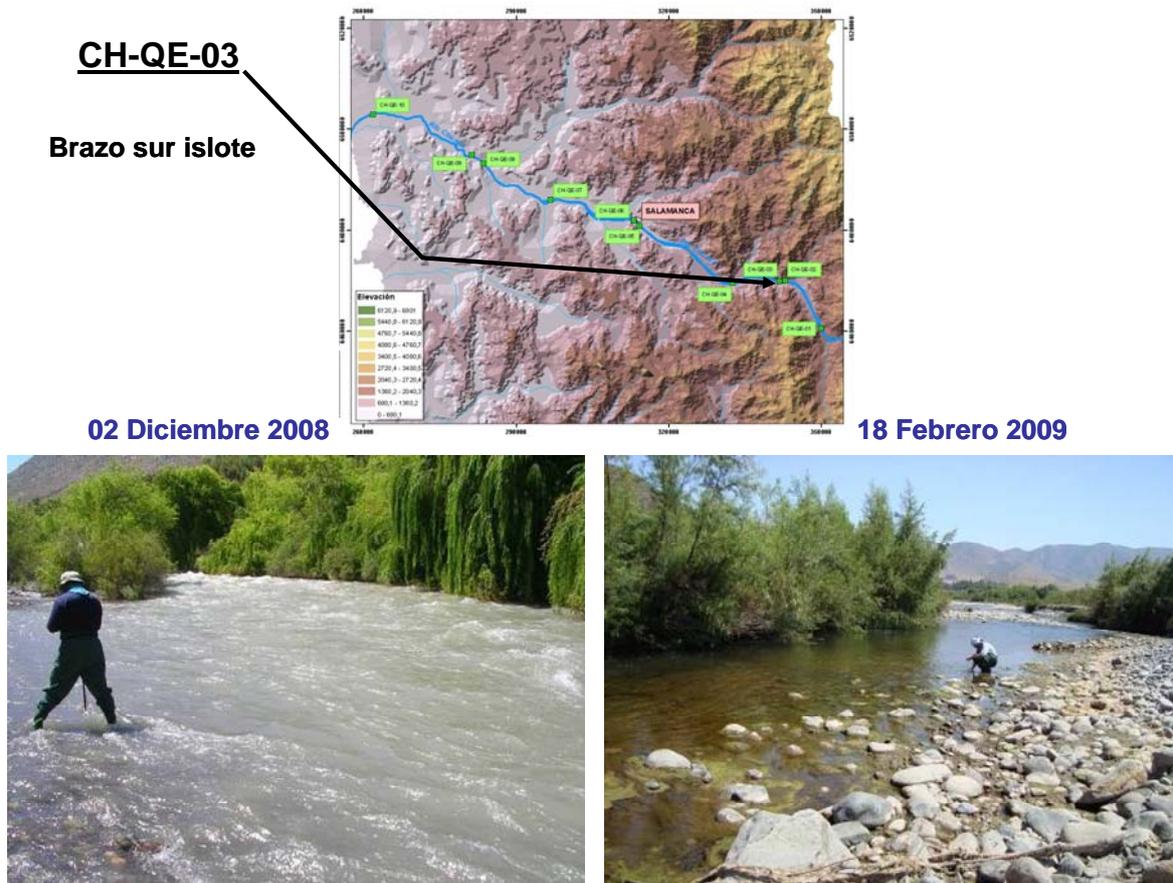


Figura C.14: Comparación de la estación de muestreo CH-QE-03 entre diciembre 2008 y febrero 2009.

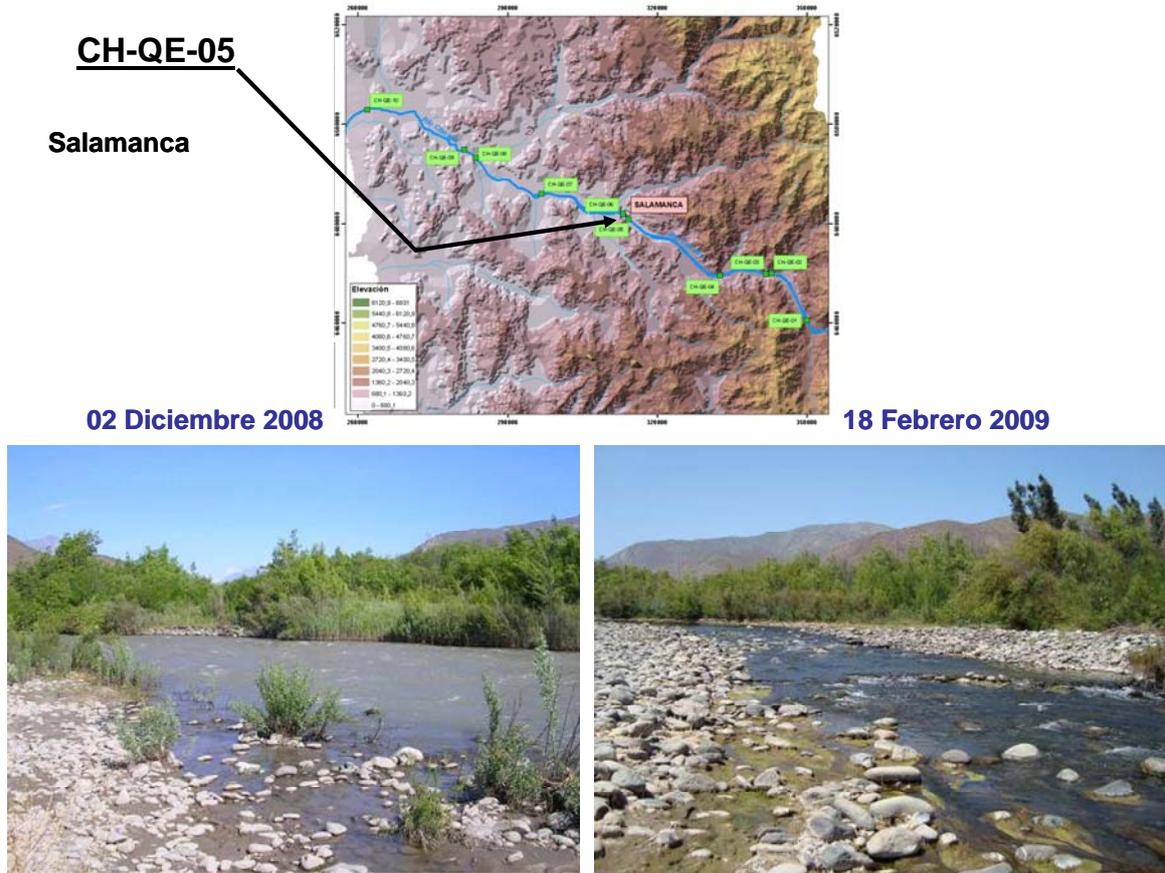


Figura C.15: Comparación de la estación de muestreo CH-QE-05 entre diciembre 2008 y febrero 2009.

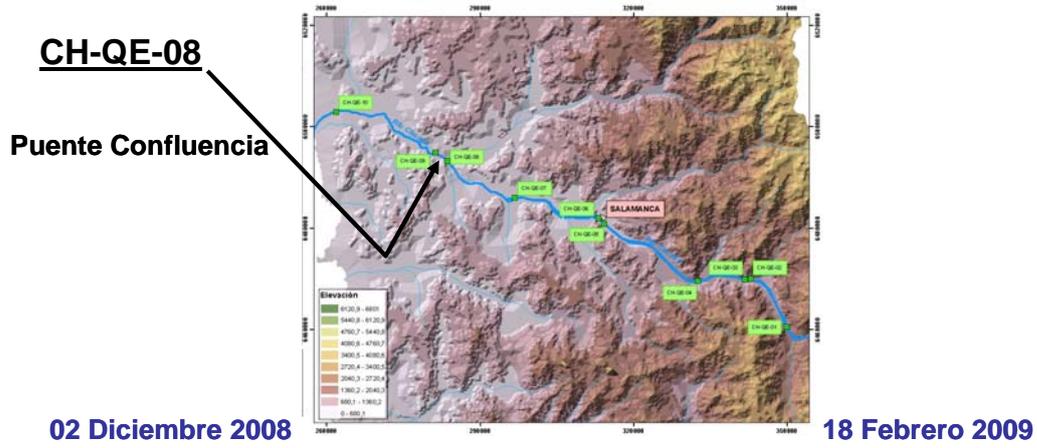


Figura C.16: Comparación de la estación de muestreo CH-QE-08 entre diciembre 2008 y febrero 2009.



ANEXO D

ESCENARIOS DE LA MODELACIÓN HIDRÁULICA

Para estimar los cambios de la estructura de los patrones de escurrimiento del río, se puede utilizar un modelo hidráulico que permita calcular las profundidades, velocidades y esfuerzo de corte, espacial y temporalmente.

La interpretación de los resultados propuesta, ha sido efectuada por medio del análisis de umbrales. Esto quiere decir que las especies, o actividades antrópicas se agruparán en base a una respuesta dicotómica, dependiendo si hay presencia o no (Equivalente a un modelo binario de 0 y 1).

En la Figura D.1 se muestra un esquema de clasificación de las condiciones de flujo, donde la profundidad de escurrimiento del modelo se divide, por ejemplo, en las profundidades menores a 20cm, y las mayores a 20 cm.

Esta clasificación dicotómica se puede utilizar para otras actividades, por ejemplo la profundidad de navegación o profundidad requerida para actividades como el rafting y kayak.

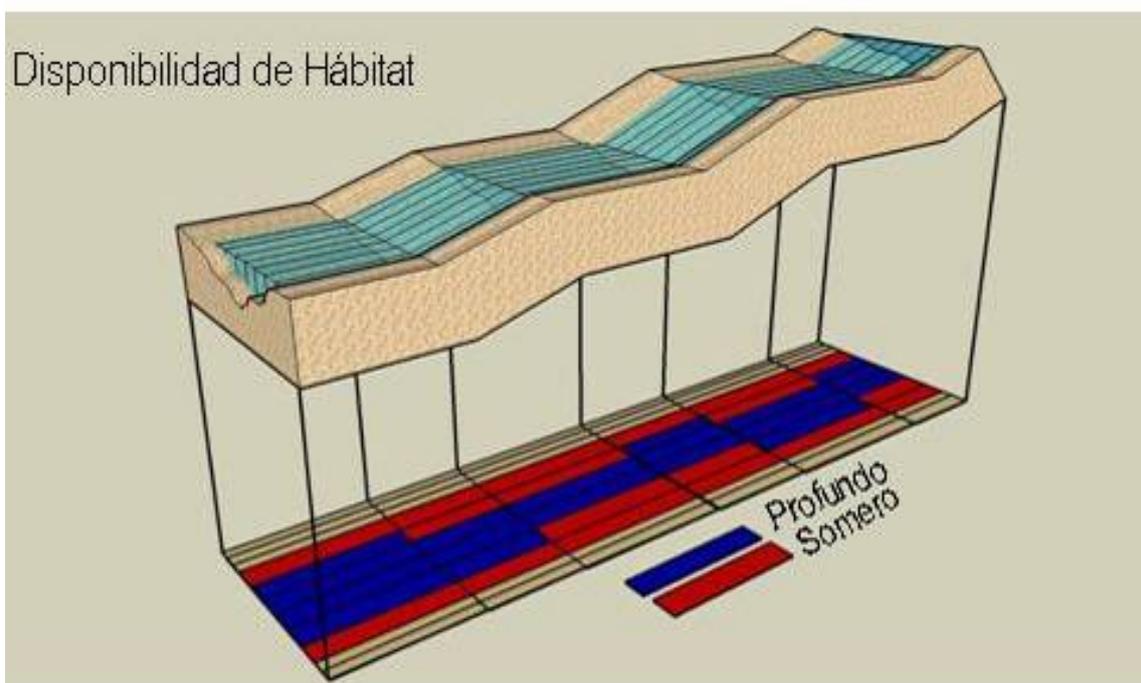


Figura D.1: Esquema conceptual de la interpretación dicotómica de hábitat somero y profundo.

Las siguientes Figuras D.2, D.3, D.4, D.5 y D.6 muestran una a serie de escenarios de una modelación hidráulica bajo distintos caudales. En este caso, la variable de respuesta ha sido la disponibilidad de hábitat somero, clasificada como las alturas de escurrimiento entre 20 cm y 40cm. Las figuras están ordenadas de caudal mayor a menor.

En las figuras se muestra la ubicación de una sección AIA genérica, en la cual se puede cuantificar el valor de la disponibilidad de hábitat. Con ello se podrá graficar posteriormente la relación Disponibilidad de Hábitat v/s Caudal.

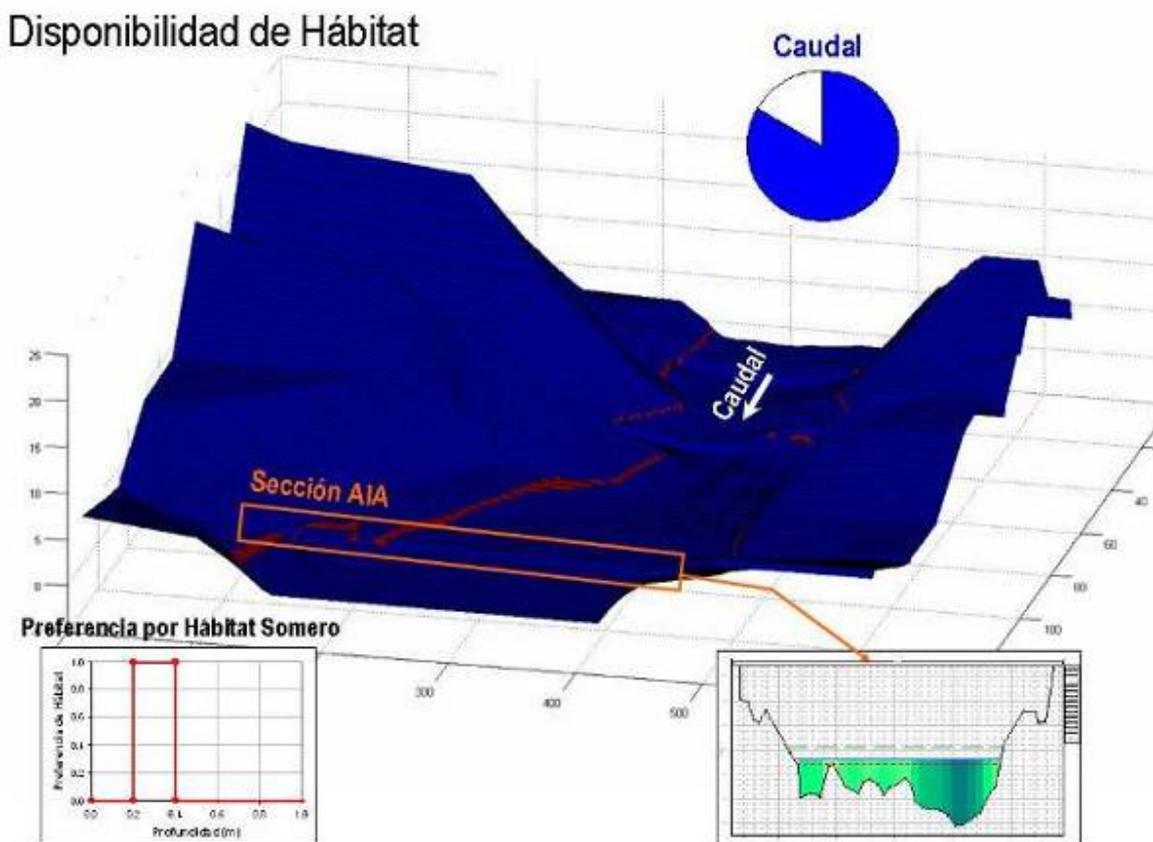


Figura D.2 Escenario para evaluar disponibilidad de hábitat. Caso 1 (caudal alto).



Disponibilidad de Hábitat

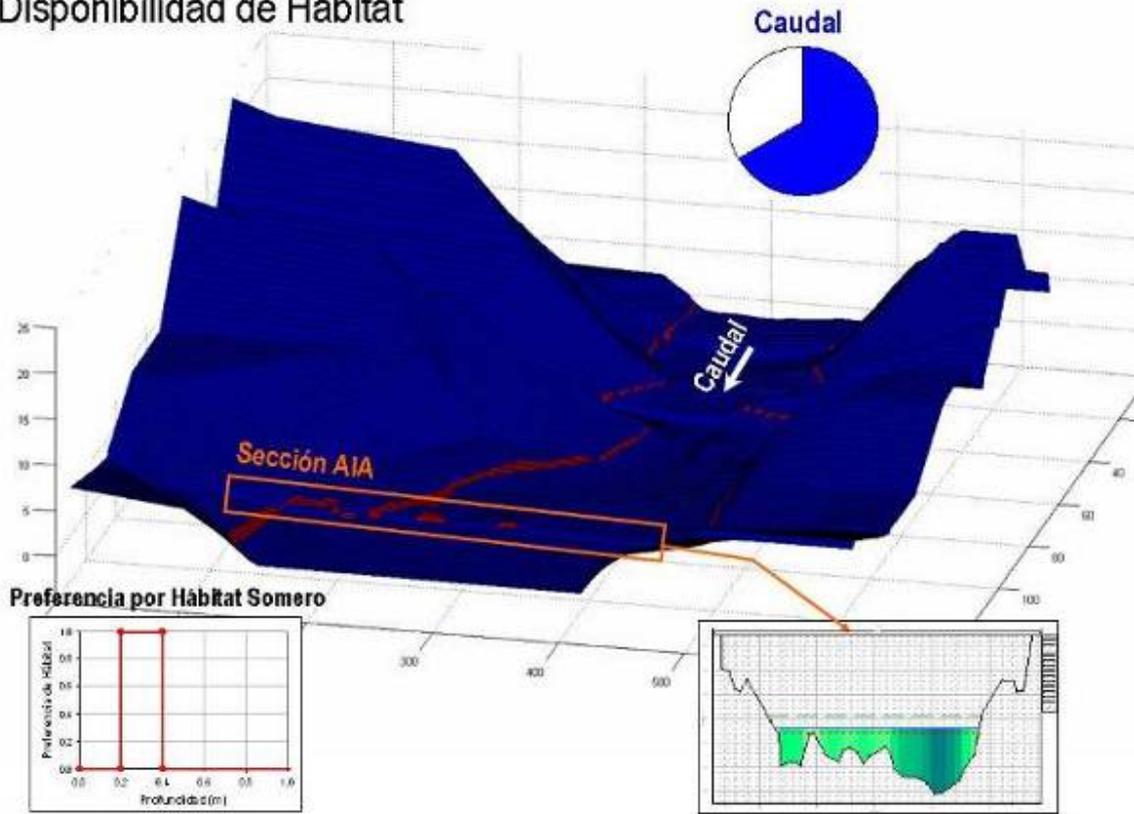


Figura D.3: Escenario para evaluar disponibilidad de hábitat. Caso 2 (caudal medio-alto).



Disponibilidad de Hábitat

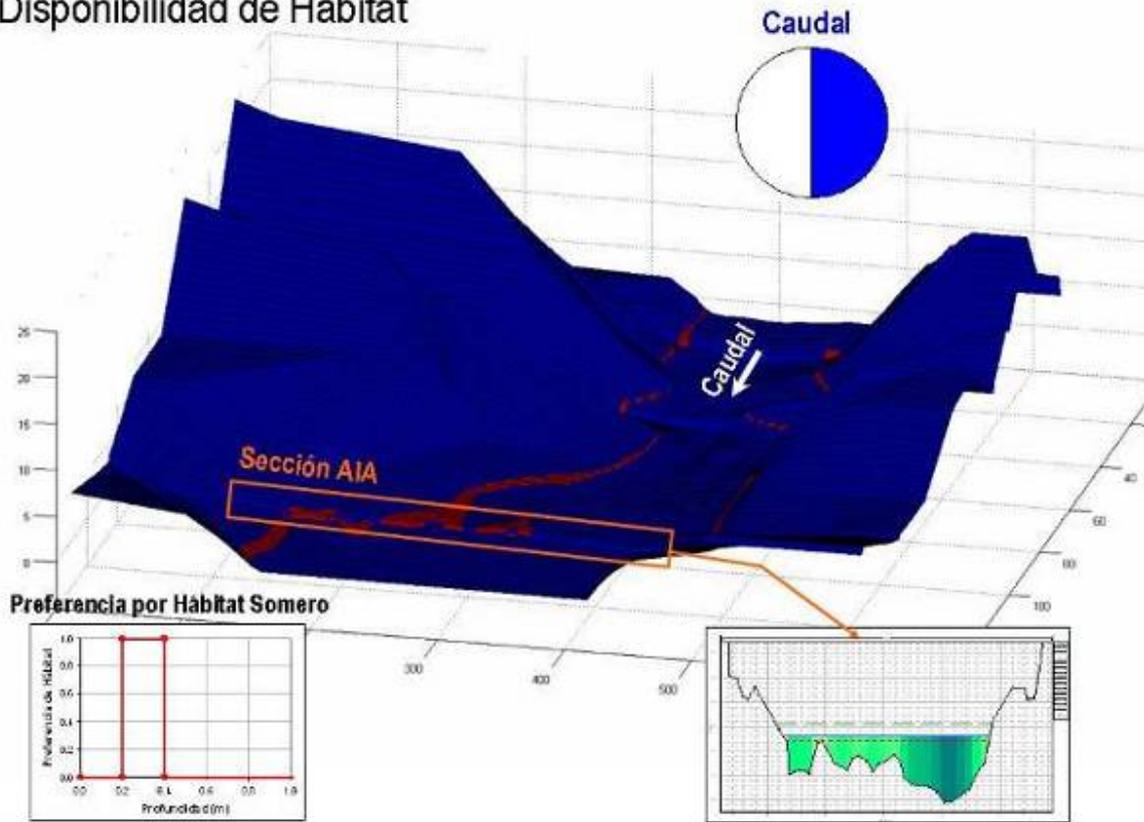


Figura D.4: Escenario para evaluar disponibilidad de hábitat. Caso 3 (caudal medio).



Disponibilidad de Hábitat

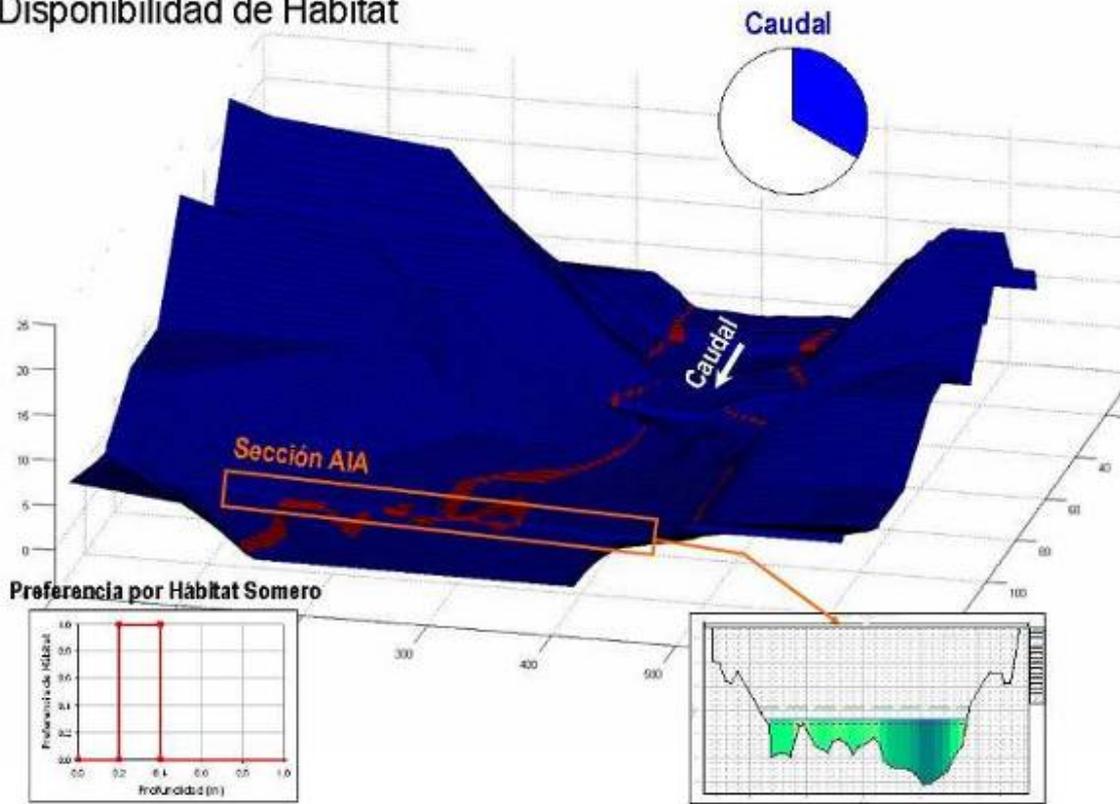


Figura D.5: Escenario para evaluar disponibilidad de hábitat. Caso 4 (caudal medio-bajo).



Disponibilidad de Hábitat

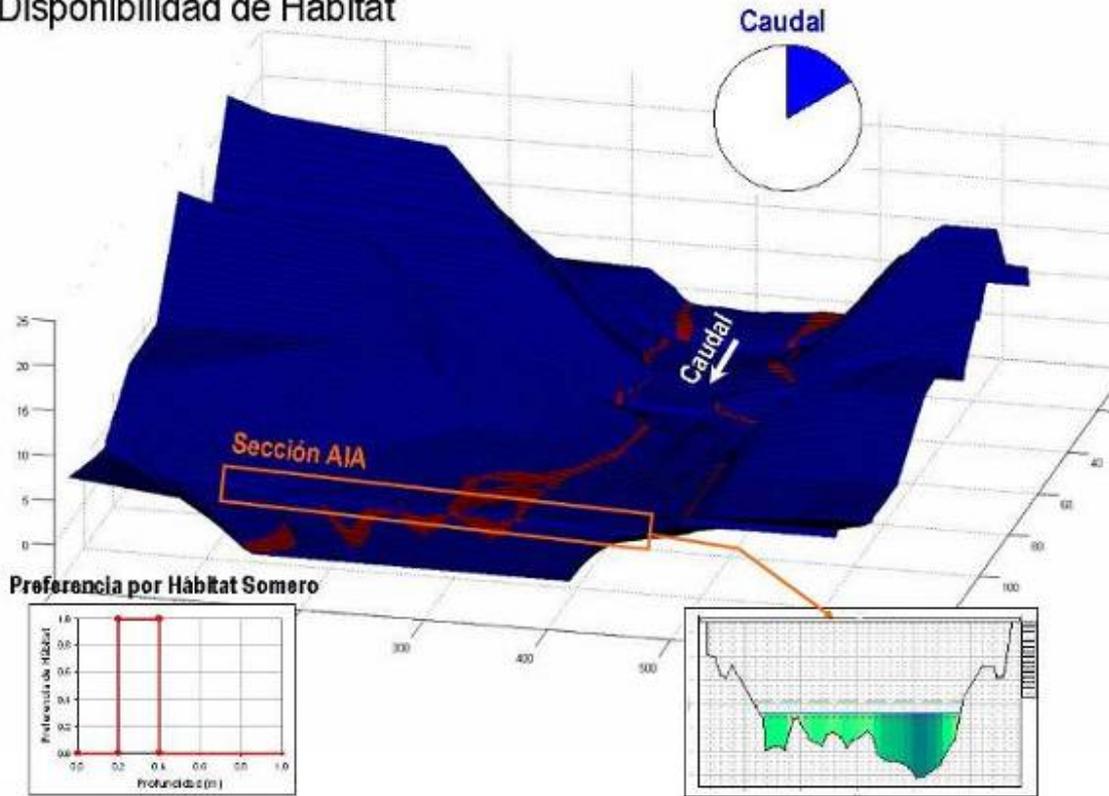


Figura D.6: Escenario para evaluar disponibilidad de hábitat. Caso 5 (caudal bajo).