



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

**APLICACIÓN Y ANÁLISIS DE UN SISTEMA EXPERTO BASADO EN
LÓGICA DIFUSA PARA LA EVALUACIÓN DEL HÁBITAT DE PECES
NATIVOS EN EL RÍO HUEQUECURA**

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS DE LA
INGENIERÍA, MENCIÓN RECURSOS Y MEDIO AMBIENTE HÍDRICO**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

RODRIGO IGNACIO MEZA LÓPEZ

**PROFESOR GUÍA:
XIMENA VARGAS MESA**

**MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
YARKO NIÑO CAMPOS
GINGER MARTÍNEZ ZAROR**

**SANTIAGO DE CHILE
OCTUBRE 2009**

RESUMEN

Los sistemas expertos son desarrollados habitualmente para buscar soluciones en problemas complejos y poco conocidos, como es el caso de los ecosistemas fluviales chilenos. En Chile, los estudios sobre la fauna íctica poseen poca o nula información acerca de épocas de reproducción, fertilidad, estrategias reproductivas, entre otros. Elaborar estudios cuantitativos que permitan analizar el impacto de las especies ícticas exóticas sobre las nativas y el efecto antrópico sobre el descenso de las poblaciones es una necesidad creciente, siendo esta información esencial para establecer medidas de conservación apropiadas para cada especie y para el sistema fluvial en su conjunto. Por otra parte, la falta de una red hidrométrica adecuada fuerza el uso de herramientas complementarias en el estudio de los sistemas hídricos que introducen incertezas, las cuales a menudo son costosas y difíciles de cuantificar. En este contexto, el objetivo de esta tesis fue desarrollar un modelo de simulación de la calidad de hábitat disponible para peces nativos y analizar el desarrollo de la modelación en el contexto chileno.

La zona de estudio seleccionada para esta tesis fue un tramo del río Huequecura, afluente al río Biobío. Como muchas cuencas pluviales del centro y sur de Chile, carece de fluvimetría, lo cual condujo a resolver la simulación de la calidad del hábitat de peces nativos empleando el modelo de precipitación-escorrentía GR4J acoplado al modelo hidráulico HEC-RAS y al modelo de simulación de calidad de hábitat CASiMiR, el cual es calificado como un sistema experto, al emplear la información cualitativa de un biólogo en su implementación. La información de peces utilizada corresponde a aquella levantada por estudios de impacto y seguimiento ambiental en la zona, siendo ésta la mejor fuente de datos aquí y en muchos ríos del país. Todos estos elementos representan una innovación en la manera de enfrentar el problema de evaluar el impacto del caudal sobre los ecosistemas fluviales, ya que se toma un caso real y se enfrenta desde un enfoque ampliamente validado por la comunidad internacional, pero con los recursos que Chile posee.

Los resultados indican, en el caso de los bagres, que existe una marcada idoneidad del hábitat para los individuos juveniles por sobre los adultos, lo cual explica en parte la mayor presencia de juveniles en las capturas empleadas para analizar el modelo. Sin embargo, el arte de pesca solo permite acceder a las orillas y el modelo solo permite diferenciar zonas a través de los mapas, limitando la posibilidad de validar a través de una sectorización genérica, dado que las capturas analizadas no indican el punto exacto y solo hacen referencia de su ejecución a la orilla del tramo como un todo.

La investigación indicó que los esfuerzos por simular la calidad de hábitat de peces nativos podrían estar fuertemente limitados por una política ambiental chilena poco clara, incluyendo falta de datos en todas las áreas esenciales que un estudio medio ambiental requiere. El estudio concluye con recomendaciones para mejorar la integración de políticas ambientales en el manejo de recursos hídricos de Chile, por ejemplo, modificar el sistema político-legal del país para permitir un manejo flexible y eficaz del agua, dado el escenario de escasez futura que plantean los estudios más recientes. Además, se sugiere una metodología alternativa para estimar el caudal ecológico de los ríos, basada en los índices de calidad de hábitat.

AGRADECIMIENTOS

Nos es fácil para mi comenzar estos agradecimientos, porque siento que cada persona que está y ha estado en mi vida tiene una cuota de responsabilidad en lo que he hecho y en el camino que he decidido seguir en mi vida personal y profesional. Siento que de una u otro forma todo se conjuga en este trabajo, en el cual comprometí gran parte de lo que soy y de lo que deseo para mi y para los demás. Sé que el camino que debemos transitar en esta vida es largo, enrevesado e incierto, pero la materialización de este trabajo significa para mí una suerte de faro que estará siempre ahí para orientarme, de ahí su significado para mí.

En primer lugar quisiera agradecer al universo por mi familia y amigos, porque es gracias a ellos que me he convertido en lo que soy y me siento vital y con la energía de seguir luchando por mis ideales.

Quisiera agradecer a mi tutora Ximena Vargas por confiar en mí y ayudarme a volver a la universidad a terminar mi tesis. Su apoyo e impulso no solo en la tesis, sino en mi inserción en el mundo profesional de la ingeniería civil ha sido fundamental para que yo esté hoy escribiendo estas líneas finales de mi trabajo y me sienta satisfecho de mi camino recorrido.

También quiero agradecer a mi amigo Mauricio Cartes, especialmente por su impulso constante a buscar más allá, a creer que se puede, a soñar con nada más que la mera posibilidad y a compartir conmigo los terrenos y maravillosos paisajes del río Huequecura que ya nadie más podrá ver gracias a Colbún y su embalse Angostura. Su fe en mí me llevó a cruzar tres continentes para llevar mi trabajo ante la comunidad internacional de ciencias hidrológicas. Gracias viejito.

Por último, quiero agradecer a mi mujer, Daniela Domínguez, por todo el amor que me entrega día a día, el apoyo incondicional en las buenas y las malas y por su fe en mí. Sin ti, muchos de mis logros no tendrían sentido ni hubiesen sido posibles.

Respecto a mi tesis, quiero agradecer a mi comisión de tesis por sus comentarios y críticas, por su dedicación y esmero para que ésta sea lo mejor posible.

También quiero dar un especial agradecimiento al Dr. Manuel Contreras, del Centro de Ecología Aplicada, por sus comentarios y consejos, por facilitar sus instalaciones, personal e información en la realización de esta tesis.

Mis agradecimientos más sinceros a Leopoldo Fuentes, del Centro de Ecología Aplicada, quien me apoyó en el difuso campo de los peces nativos chilenos y me apoyó en cada propuesta y reunión que se realizó para conseguir los resultados buscados.

Deseo agradecer especialmente a Alex García y Claudio Meier de la Universidad de Concepción, por abrirme las puertas al mundo de la ecohidráulica y apoyarme en mi investigación inicial acerca del tema.

A la Dra. Doris Sáez, del Departamento de Ingeniería Eléctrica de la Universidad de Chile, le agradezco por su apoyo gratuito en mi búsqueda por entender los alcances y posibilidades de la fascinante lógica difusa.

Finalmente, le agradezco a la Dirección General de Aguas por facilitar la estadística empleada en esta tesis en forma gratuita.

Lejos de ser una carga, el desarrollo sostenible supone una oportunidad excepcional: desde el punto de vista económico, para crear mercados y empleos; desde el punto de vista social, para integrar a los marginados; y desde el punto de vista político, para que todos los hombres y mujeres tengan voz y voto al decidir su propio futuro.

Kofi Annan, Secretario General de las Naciones Unidas

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	12
1.1 MOTIVACIÓN	12
1.2 OBJETIVO GENERAL	14
1.2.1 Objetivos Específicos	14
1.3 ORGANIZACIÓN DEL INFORME	15
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 MODELACIÓN DE HÁBITATS ACUÁTICOS	20
2.1.1 PHABSIM	21
2.1.2 CASIMIR	23
2.1.2.1 APLICACIONES	27
2.2 MODELACIÓN HIDROLÓGICA	31
2.2.1 APLICACIÓN DEL MODELO GR4J EN CHILE CENTRAL	36
2.2.1.1 PARÁMETROS E INDICES GEOMORFOLÓGICOS	36
2.3 CHILE EN EL CONTEXTO DE UN MANEJO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS	39
2.3.1 LEGISLACIÓN	39
2.3.2 SUFICIENCIA DE LA INFORMACIÓN DISPONIBLE	45
2.3.2.1 HIDROMETRÍA EN EL CONTEXTO ACTUAL	46
2.3.2.2 INVESTIGACIÓN BIOLÓGICA	48
2.3.2.3 HERRAMIENTAS DE SELECCIÓN DE LA UNIDAD DE ESTUDIO	49
2.3.3 ESPECIES DULCEACUÍCOLAS CHILENAS	51
2.3.3.1 PERCILIA IRWINI	52
2.3.3.2 DIPLOMYSTES NAHUEL BUTAENSIS	54
2.3.3.3 TRICHOMYCTERUS AREOLATUS	55
2.3.3.4 TRICHOMYCTERUS CHILTONI	57
2.3.3.5 BULLOCKIA MALDONADOI	59
2.3.3.6 BASILICHTHYS AUSTRALIS	60
2.4 ESTADO DEL ARTE EN LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS CON ENFOQUE MULTIDISCIPLINARIO	62
2.4.1 FORMULACIÓN DE MARCOS CONCEPTUALES	63
2.4.2 PROYECTOS DE ESTANDARIZACIÓN E INTEGRACIÓN A MACROESCALA	71
2.4.3 SISTEMAS EXPERTOS	73
2.4.4 MODELOS ENLAZADOS	75
2.5 COMENTARIOS	78
3. CARACTERIZACIÓN ZONA DE ESTUDIO	83
3.1 UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	83
3.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL TRAMO ESTUDIADO	84
3.2 CLIMA	85
3.2.1 PRECIPITACIONES	85
3.2.2 TEMPERATURAS MEDIAS ANUALES	87

3.2.3	EVAPORACIÓN MEDIA ANUAL	87
3.2.4	RED DE ESTACIONES HIDROLÓGICAS	88
3.3	CALIDAD DEL AGUA	88
3.4	USO DE SUELOS	91
3.5	AGUAS SUBTERRÁNEAS	93
3.6	COMENTARIOS	93
4.	MODELACIÓN HIDROLÓGICA	96
4.1	PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS	96
4.2	ÍNDICES GEOMORFOLÓGICOS	99
4.3	ESTADÍSTICA Y MEDICIONES	102
4.4	MODELACIÓN Y RESULTADOS	105
4.5	COMENTARIOS	111
5.	MODELACIÓN HIDRÁULICA	114
5.1	CALIBRACIÓN MODELO HEC-RAS	114
5.1.1	CONSIDERACIONES	114
5.1.1.1	MÉTODO DE APROXIMACIÓN	119
5.1.1.2	MÉTODO DE ESTIMACIÓN DE LA RUGOSIDAD	121
5.2	MODELACIÓN DEL PERÍODO DE ESTUDIO	125
5.3	COMENTARIOS	127
6.	MODELACIÓN DE LA CALIDAD DE HÁBITAT	129
6.1	RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE LOS DATOS	129
6.1.1	REGLAS DIFUSAS	130
6.1.2	CONJUNTOS DIFUSOS	131
6.1.2.1	AGRUPAMIENTO DIFUSO	134
6.2	RESULTADOS GENERALES	142
6.2.1	PERCILIA IRWINI	143
6.2.2	DIPLOMYSTES NAHUELUTAENSIS	147
6.2.3	TRICHOMYCTERUS AREOLATUS	151
6.2.4	TRICHOMYCTERUS CHILTONI	155
6.2.5	BULLOCKIA MALDONADOI	159
6.2.6	BASILICHTHYS AUSTRALIS	163
6.3	VALORACIÓN EXPERTA DE LOS RESULTADOS	167
6.4	COMENTARIOS	169
7.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	173
7.1	INFORMACIÓN DE CAPTURAS EN EL RÍO HUEQUECURA	173
7.2	EFECTO DE LA VARIABILIDAD FLUVIAL SOBRE LA ABUNDANCIA DE LA FAUNA ÍCTICA EN EL RÍO HUEQUECURA	180
7.2.1	T. AREOLATUS	181

7.2.2	D. NAHUELBUTAENSIS _____	186
7.2.3	P. IRWINI _____	190
7.3	DEFINIENDO UN CAUDAL ECOLÓGICO _____	196
7.3.1	RÉGIMEN SUSTENTABLE DE CAUDALES _____	199
7.4	COMENTARIOS _____	203
8.	CONCLUSIONES _____	206
8.1	VISIÓN MULTIDISCIPLINARIA EN EL MANEJO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS _____	207
8.2	MODELOS MATEMÁTICOS EN UN CONTEXTO DE ESCASEZ DE INFORMACIÓN _____	209
8.3	OBJETO Y MÉTODO: REPLICABILIDAD DEL ESTUDIO _____	212
8.4	RÉGIMEN SUSTENTABLE DE CAUDALES _____	214
	REFERENCIAS _____	217
	REFERENCIAS WEB _____	230
 ANEXO A: TEORÍA DE CONJUNTOS DIFUSOS Y ANÁLISIS DE CLUSTER		
ANEXO B: UN PROBLEMA DE ESCALAS		
ANEXO DIGITAL: MODELOS USADOS; BIBLIOGRAFÍA, DATOS DE ENTRADA, FOTOGRAFÍAS ZONA ESTUDIO		

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

CUADROS

Cuadro 2.1: Parámetros geomorfológicos utilizados por Salvatierra (2008).....	37
Cuadro 3.1: Parámetros físico-químicos en río Huequecura, año 2004.	89
Cuadro 3.2: Nutrientes en río Huequecura, año 2004. ND: No Detectado. D: Detectado.	90
Cuadro 3.3: Iones en río Huequecura (mg/l), año 2004.	90
Cuadro 3.4: Parámetros bióticos en río Huequecura, año 2004.	90
Cuadro 3.5: Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales según el Decreto Supremo N° 90.	90
Cuadro 3.6: Resumen de Uso de Suelos	92
Cuadro 4.1: Parámetros geomorfológicos río Huequecura.	97
Cuadro 4.2: Método de obtención de Parámetros geomorfológicos río Huequecura. ..	97
Cuadro 4.3: Índices geomorfológicos.	99
Cuadro 4.4: Parámetros modelo preliminar GR4J para río Huequecura	99
Cuadro 4.5: Estaciones utilizadas para la modelación hidrológica del río Huequecura.	103
Cuadro 4.6: Valores extremos de parámetros analizados de acuerdo al intervalo de incertidumbre definido por Salvatierra (2008).	108
Cuadro 4.7: Valores calibrados de GR4J para río Huequecura. Modelo final.....	108
Cuadro 4.8: Valores modelados por GR4J, en contraste a las observaciones realizadas en las tres campañas de terreno efectuadas en 2007.	109
Cuadro 5.1: Estimación inicial de coeficientes de Manning.	117
Cuadro 5.2: Resultado de la modelación al imponer crisis y suponer distribución de rugosidades constante, a partir de la relación de Strickler.....	119
Cuadro 5.3: Resultado modelación considerando altura conocida y distribución de rugosidades constante en el canal principal (<i>main channel</i>).....	121
Cuadro 5.4: Cálculo de coeficiente de Manning. Pendiente $i = 0.005$. Error medio total de la modelación: 7%.	123
Cuadro 5.5: Cálculo de coeficiente de Manning. Pendiente $i = 0.001$. Error medio total de la modelación: 14%.	123
Cuadro 5.6: Cálculo de los coeficientes de Manning. Error medio total = 4%.	124
Cuadro 5.7: Cotas del espejo de agua para cada perfil y caudal señalado.	126
Cuadro 6.1: Reglas difusas para la especie nativa <i>B. australis</i>	131
Cuadro 6.2: Datos registrados en terreno	133
Cuadro 6.3: Definición de índices empleados en CASiMiR para caracterizar el sustrato (Adaptado de Schneider <i>et al.</i> , 2004).....	137
Cuadro 7.1: Datos de captura, mayo de 2002. L.T.: Largo total. P.T.: Peso total. G: Desarrollo gonadal. IND: Indeterminado. M(n): Macho (estado desarrollo gonadal). ..	174
Cuadro 7.2: Información recopilada sobre relación entre tallas y estados de vida de las especies dulceacuícolas nativas estudiadas (elaboración propia).....	175
Cuadro 7.3: Información sobre épocas de desove y presencia de juveniles de las especies dulceacuícolas nativas estudiadas (elaboración propia).....	176

Cuadro 7.4: Muestra de <i>P. irwini</i> capturados entre el 2000 y 2005.....	178
Cuadro 7.5: Resumen de la calidad de hábitat (HHS), registro de capturas y frecuencia de caudales (Adaptado de Meza & Vargas, 2009).....	181

FIGURAS

Figura 2.1: Esquema de aplicación de PHABSIM (Fuente: Díez Hernández, 2005).....	22
Figura 2.2: Esquema de las etapas necesarias en el uso de CASiMiR (Adaptado de Schneider <i>et al.</i> , 2004)	26
Figura 2.3: Despliegue gráfico de las variables física introducidas en CASiMiR (Adaptación de Schneider <i>et al.</i> , 2002)	27
Figura 2.4: Forma en que CASiMiR determina la consecuencia de cada regla aplicada en las celdas del tramo modelado (Adaptado de Jorde (2006)).....	28
Figura 2.5: Diferentes métodos de defuzificación (Adaptado de Jorde (2006)).	29
Figura 2.6: Esquema general del modelo GR4J descrito por Perrin <i>et al.</i> (2003) (Adaptación)	32
Figura 2.7: <i>Percillia irwini</i> (CONAMA)	53
Figura 2.8: <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i> (CONAMA)	54
Figura 2.9: <i>Trichomycterus areolatus</i> (CONAMA; Habit y Victoriano, 2004).....	56
Figura 2.10: <i>Trichomycterus chiltoni</i> (CONAMA)	58
Figura 2.11: <i>Bullockia maldonadoi</i> (Habit y Victoriano, 2004).....	59
Figura 2.12: <i>Basilichthys australis</i> (CONAMA; Habit y Victoriano, 2004).....	61
Figura 2.13: Estructura conceptual propuesta por Rogers (2006) (Adaptación).....	64
Figura 2.14: Marco conceptual definido por Redman <i>et al.</i> (2004) (Adaptación).....	66
Figura 2.15: Diagrama de la metodología DRIFT (Adaptado de Arthington <i>et al.</i> , 2003)	68
Figura 2.16: Esquema general de matriz de manejo medioambiental (Adaptado de Bratrich <i>et al.</i> , 2004)	70
Figura 3.1: Ubicación General Zona de Estudio. De izquierda a derecha Chile, río Bio Bío, cuenca del río Huequecura delimitada en zona de estudio.	83
Figura 3.2: Diversidad de tipos geomorfológicos en el río Huequecura (Fuente: registro y elaboración propia).....	85
Figura 3.3: Curva de Variación Estacional Cerro el Padre.....	86
Figura 3.4: Estaciones disponibles en zona de estudio	88
Figura 3.5: Usos del suelo en zona de estudio	92
Figura 3.6: Acuífero en la zona de estudio.....	93
Figura 4.1: Cuenca definida en WMS 7.1. Valor Umbral = 5. Cauces definidos se destacan en negro. Cauces en azul corresponden al total definido dada la resolución de la topografía digital (escala 30 m) (Fuente: Elaboración propia con topografía USGS).	98
Figura 4.2: Esquema del procedimiento de obtención de parámetros estadísticos para análisis de incertidumbre (Fuente: Salvatierra, 2008).....	100
Figura 4.3: Relación entre IG y x_2 para Nash-Sutcliffe. La proyección de los datos extremos en el eje X indica el rango definido de cada IG (Fuente: Salvatierra, 2008) 101	

Figura 4.4: Relación entre IG y x_1 para Módulo. La proyección de los datos extremos en el eje X indica el rango definido de cada IG (Fuente: Salvatierra, 2008)	102
Figura 4.5: Contraste del caudal pasante en el tramo de estudio. Arriba el río Huequecura en marzo de 2007, cuando se realizó aforo exitoso. Abajo el río en septiembre de 2007, cuando no se pudo aforar.....	104
Figura 4.6: Ubicación de cuenca respecto a curvas de isoevaporación (en verde). Estación Quilaco fue ubicada geográficamente, pues código BNA no coincide con lo señalado por DGA (1987).	105
Figura 4.7: Resultado de la modelación preliminar, en el período de ajuste, para los parámetros de Nash-Sutcliffe y Módulo.	110
Figura 4.8: Contraste del resultado final con el preliminar, en el período de ajuste, para los parámetros de Módulo.	110
Figura 4.9: Caudales medios diarios en el período de la modelación 2002-2004. Se compara el resultado preliminar de Módulo con la serie definitiva, producto de los parámetros ajustados.	111
Figura 5.1: Configuración del río de acuerdo a los requerimientos de HEC-RAS. Flecha indica el sentido del flujo. Coordenadas relativas en metros.	115
Figura 5.2: Eje hidráulico medido del tramo en estudio.	116
Figura 5.3: Calibración modelo hidráulico. Perfil modelado versus el medido.....	124
Figura 5.4: Resultado gráfico calibración HEC-RAS.	125
Figura 5.5: Curvas de descarga por perfil. Para todo el rango de caudales a modelar.	126
Figura 6.1: Medición de variables	132
Figura 6.2: Resultado del agrupamiento difuso sobre los datos de la campaña efectuada en septiembre de 2007.....	135
Figura 6.3: Aproximación lineal hecha sobre el resultado del agrupamiento difuso ...	136
Figura 6.4: Conjuntos difusos definitivos de la etapa uno en contraste con valoración realizado por el experto en la campaña de septiembre de 2007.....	138
Figura 6.5: Conjuntos difusos modificados de acuerdo a la apreciación del experto sobre las variables medidas en cada punto.	141
Figura 6.6: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: Percilia irwini. Estado de vida: Adulto.	144
Figura 6.7: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: Percilia irwini. Estado de vida: Adulto.....	144
Figura 6.8: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: Percilia irwini. Estado de vida: Juvenil.	146
Figura 6.9: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: Percilia irwini. Estado de vida: Juvenil.....	146
Figura 6.10: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: Diplomystes nahuelbutaensis. Estado de vida: Adulto.....	148
Figura 6.11: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: Diplomystes nahuelbutaensis. Estado de vida: Adulto.....	148
Figura 6.12: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: Diplomystes nahuelbutaensis. Estado de vida: Juvenil.....	150

Figura 6.13: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i> . Estado de vida: Juvenil.	150
Figura 6.14: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Trichomycterus areolatus</i> . Estado de vida: Adulto.	152
Figura 6.15: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Trichomycterus areolatus</i> . Estado de vida: Adulto.	152
Figura 6.16: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Trichomycterus areolatus</i> . Estado de vida: Juvenil.	154
Figura 6.17: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Trichomycterus areolatus</i> . Estado de vida: Juvenil.	154
Figura 6.18: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Trichomycterus chiltoni</i> . Estado de vida: Adulto.	156
Figura 6.19: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Trichomycterus chiltoni</i> . Estado de vida: Adulto.	156
Figura 6.20: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Trichomycterus chiltoni</i> . Estado de vida: Juvenil.	158
Figura 6.21: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Trichomycterus chiltoni</i> . Estado de vida: Juvenil.	158
Figura 6.22: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Bullockia maldonadoi</i> . Estado de vida: Adulto.	160
Figura 6.23: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Bullockia maldonadoi</i> . Estado de vida: Adulto.	160
Figura 6.24: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Bullockia maldonadoi</i> . Estado de vida: Juvenil.	162
Figura 6.25: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Bullockia maldonadoi</i> . Estado de vida: Juvenil.	162
Figura 6.26: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Basilichthys australis</i> . Estado de vida: Adulto.	164
Figura 6.27: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Basilichthys australis</i> . Estado de vida: Adulto.	164
Figura 6.28: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: <i>Basilichthys australis</i> . Estado de vida: Juvenil.	166
Figura 6.29: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m ³ /s]. Especie: <i>Basilichthys australis</i> . Estado de vida: Juvenil.	166
Figura 7.1: Distribución de frecuencias normalizadas por talla de <i>P. irwini</i> , en el período 2000-2005.	179
Figura 7.2: Valores modales identificados para <i>P. irwini</i>	179
Figura 7.3: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: <i>T. areolatus</i> . Estado de vida: Adulto.	182

Figura 7.4: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: T. areolatus. Estado de vida: Juvenil.	183
Figura 7.5: Presencia detectada de T. areolatus en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.	184
Figura 7.6: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: D. nahuelbutaensis. Estado de vida: Adulto.	187
Figura 7.7: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: D. nahuelbutaensis. Estado de vida: Juvenil.	188
Figura 7.8: Presencia detectada de D. nahuelbutaensis en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.	189
Figura 7.9: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: P. irwini. Estado de vida: Adulto.	191
Figura 7.10: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: P. irwini. Estado de vida: Juvenil.	192
Figura 7.11: Presencia detectada de P. irwini en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.	193
Figura 7.12: Relación entre la proporción de juveniles sobre todas las capturas de la especie y la modelación de CASiMiR, a través del HHS.	195

“...la naturaleza sólo se ofrece a través de la reja de las denominaciones...”

Michel Foucault

1. INTRODUCCIÓN

1.1 MOTIVACIÓN

Hoy en día las iniciativas relacionadas con el agua son incontables y se extienden por todo el mundo, ya no solo como un problema en torno al hombre, sino como un desafío que debe ser abordado en forma multisectorial y multidisciplinaria, considerando al hombre como parte de un sistema natural mayor.

Los ríos han sido uno de los focos de estudio en la búsqueda por comprender y manejar los recursos hídricos de agua dulce. Debido a la canalización y construcción de estructuras de protección de crecidas, así como la construcción de embalses para la producción de energía o para la irrigación, se ha producido un impacto algunas veces irreversible en muchos cauces naturales alrededor del mundo (Harby *et al.*, 2004). También la urbanización, el cambio de uso de los suelos y la explotación de acuíferos han sido factores importantes en el cambio de los regímenes hidrológicos, todo lo cual ha derivado en impactos negativos sobre los ecosistemas fluviales (Harby *et al.*, 2004).

En esta línea se han dedicado gran cantidad de recursos y esfuerzos, tanto en ciencia básica como aplicada y desde la biología de las comunidades acuáticas hasta modelos de simulación de hábitats. El objetivo, bajo un escenario de constante crecimiento de la población y cambio climático local y global, es lograr un manejo sustentable de los recursos hídricos, ya sea desde un enfoque económico o desde el punto de vista social-ambiental. Hoy en día existe un amplio consenso en estas materias, lo cual ha llevado a diversos organismos, como el Banco Mundial (Hirji y Panella, 2003), a crear plataformas de apoyo a países emergentes y a fomentar estudios y políticas dentro de aquellos países que se esfuerzan en el manejo sustentable, integrado y adaptativo de los recursos hídricos. En este contexto, la Comisión sobre el Desarrollo Sostenible (CDS) declaró en el año 2002 que “erradicar la pobreza, cambiar los patrones de

producción y consumo insostenibles y proteger y administrar los recursos naturales del desarrollo social y económico constituyen los objetivos primordiales y la exigencia esencial de un desarrollo sostenible” (WWAP, 2003).

La investigación que se presenta en este informe de tesis busca, desde el punto de vista de la ingeniería, estudiar la aplicación de un modelo de calidad de hábitat para peces nativos en la cuenca del río Bio Bío, una de las tres cuencas más importantes de Chile (Parra *et al.*, 2004). Se desea evaluar si Chile está en condiciones de utilizar efectivamente esta herramienta de gestión de recursos hídricos, a través de su implementación en una cuenca no controlada, en el río Huequecura, ubicado en la VIII Región de Chile. Debido a que en la zona central y sur de Chile abundan las cuencas pluviales no controladas, se asumirá, con matices, que el contexto local de aplicación es representativo del contexto nacional, respecto al manejo de recursos hídricos.

De acuerdo a este informe de tesis, la información disponible en la zona de estudio no es adecuada por sí misma para una aplicación adecuada y validable del modelo de simulación de calidad de hábitat CASiMiR (*Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements*). Se requiere en el caso de estudio, en el río Huequecura, el uso de un modelo de simulación precipitación-escorrentía y un modelo de simulación hidráulica, conformando una experiencia no encontrada hasta ahora en la literatura consultada. Este contexto de escasez versus requerimientos ha conducido esta investigación por una vía no clásica de desarrollo. En vez de establecer una hipótesis de estudio respecto a las condiciones de hábitat que el modelo puede predecir, experiencia ya realizada por García (2006), se establece un espacio de reflexión amplio acerca de los paradigmas que enfrenta la sociedad chilena en el uso de sus recursos hídricos y de la labor científica que se ve involucrada en este proceso. En este sentido varios elementos de la revisión bibliográfica, que por si solos son temas para una investigación particular, permiten dirigir la reflexión hacia el contexto nacional de desarrollo de herramientas de gestión de recursos e investigación, fin último de análisis de esta tesis. La bibliografía es parte primordial de esta búsqueda. En ella, el lector, podrá acceder a un amplio abanico de temas que deben ser abordados hoy y, por sobre todo, en un futuro cercano.

1.2 OBJETIVO GENERAL

Desarrollar un modelo que simule la calidad de hábitat disponible para peces nativos chilenos en un tramo del río Huequecura, en la Región del Bio Bío, y analizar el desarrollo de la modelación en el contexto chileno, a través de elaborar un análisis crítico de los resultados y de las condiciones técnicas y operacionales requeridas por el modelo de simulación de calidad de hábitat CASiMiR y diferenciar éstas con aquellas disponibles en la zona de estudio y el país.

1.2.1 Objetivos Específicos

1. Documentar, a través de estudios realizados, la experiencia extranjera de enfoque multidisciplinario en el desarrollo de herramientas de recursos hídricos.
2. Documentar el contexto político-social y la información disponible para aplicar el modelo CASiMiR en el río Huequecura y en Chile.
3. Caracterizar la geomorfología, condiciones hidráulicas y ecología que predomina en el cauce principal del río Huequecura.
4. Modelar la calidad del hábitat en el tramo de estudio y obtener indicadores de la calidad de hábitat disponible en un período de tiempo determinado.
5. Calificar el grado de aplicabilidad del modelo CASiMiR, empleando la información usada y los resultados obtenidos como punto de comparación.
6. Proponer un nuevo concepto de caudal ecológico.

1.3 ORGANIZACIÓN DEL INFORME

En el Capítulo 1 se presenta la motivación del estudio y los objetivos propuestos para el desarrollo de éste.

El Capítulo 2 contiene la revisión bibliográfica efectuada para esta investigación, integrando en un solo apartado los diversos temas analizados en los capítulos sucesivos. En la primera parte se entregan los antecedentes teóricos detrás de los modelos utilizados. En primer lugar se explica el origen de los modelos de simulación de la calidad del hábitat acuático en ríos, detallando además las aplicaciones que permite CASiMiR. Luego se entregan los antecedentes del modelo de simulación hidrológica GR4J, por tratarse de un modelo de poco uso en Chile. El modelo hidráulico es omitido por estar su teoría en la base de la formación académica que ha conducido esta investigación. A continuación, en este mismo capítulo, se presenta una revisión de los antecedentes necesarios para realizar la modelación, desde un punto de vista crítico y no meramente técnico, como base para el análisis posterior. Dentro de estos antecedentes se presenta la base jurídico-institucional de Chile que, a juicio de este autor y en base a los antecedentes recopilados, impide un uso extendido de herramientas de gestión como CASiMiR. Además, se analiza la suficiencia de la información disponible en Chile, ya desde un punto de vista completamente técnico y se entrega, hacia el final, la biología y requerimientos de hábitat de las especies dulceacuícolas nativas que serán objeto de la modelación con CASiMiR. Finalmente, se presentan diversos estudios extranjeros enfocados en el desarrollo de herramientas de gestión de recursos, lo cual permite contextualizar a escala global la experiencia de modelación que se propone en este estudio. No se busca ni es posible abarcar todas las experiencias, pero permite dar luces acerca del estado del arte en las áreas de la ecohidrología y ecohidráulica, clasificaciones que bien se podrían aplicar a esta investigación.

El Capítulo 3 contiene los antecedentes básicos de la cuenca de estudio y que permiten justificar el uso de CASiMiR. La información climática y de aguas

subterráneas permite asegurar la consistencia del modelo hidrológico mientras que la red de estaciones hidrológicas asegura que la información empleada es la de mejor calidad disponible. La calidad del agua asegura que no existe un elemento, además de las condiciones físicas del escurrimiento, que controlen la disponibilidad de hábitat en la zona. El uso de suelos permite confirmar los resultados de calidad de agua y entrega antecedentes sobre el grado de intervención de la cuenca, lo cual también es factor forzante sobre la calidad de hábitat de sus cauces.

El Capítulo 4 presenta la aplicación del modelo hidrológico GR4J, dando especial énfasis en el uso de información recolectada en terreno, en la explicación de los supuestos y en los procedimientos seguidos para obtener los resultados.

El Capítulo 5 contiene la modelación hidráulica del tramo de estudio, siguiendo un patrón similar al utilizado en el capítulo anterior.

El Capítulo 6 entrega los procedimientos y resultados de la aplicación del modelo CASiMiR. Como se trata de un proceso poco documentado en la literatura, se busca describir cada paso del procesamiento de datos y obtención de resultados, con el fin de permitir aplicaciones posteriores.

El Capítulo 7 presenta un análisis acabado de los resultados obtenidos con el modelo CASiMiR. Se explora aquí el origen de la información de capturas que permite analizar los resultados de la modelación realizada en el Capítulo 6. Debido a la escasez de estos datos, solo se consideran las tres especies con más información. Se busca dilucidar si existe relación entre los resultados del modelo y los datos de captura disponibles en la zona. Esto permite analizar la definición y uso del caudal ecológico, término empleado en Chile para el caudal de supervivencia de un ecosistema fluvial. Además, se presenta una propuesta alternativa, llamada régimen sustentable de caudales, basada en las posibilidades que ofrece CASiMiR como herramienta de gestión de recursos hídricos.

El Capítulo 8 presenta las conclusiones finales de esta investigación, agrupadas bajo cuatro líneas de análisis surgidas del proceso de modelación, obtención de resultados y análisis de antecedentes bibliográficos. No se busca resumir aquí conclusiones de cada uno de los Capítulos desarrollados, pues en cada uno se incluyó un apartado con comentarios críticos que resumen lo más relevante en cada caso. Este Capítulo busca integrar el desarrollo del informe a los objetivos propuestos, con una revisión retrospectiva de los procesos, resultados y análisis obtenidos en los Capítulos previos. En este proceso se busca, esencialmente, dilucidar de qué forma es posible aplicar este modelo en Chile y cuales son los requerimientos para replicar su uso en otras cuencas.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Debido al incesante crecimiento de la población, el crecimiento económico y a la constatación de que el clima es un sistema dinámico con variabilidades que el ser humano no ha sido capaz de dimensionar, se ha forzado el diálogo acerca de la necesidad de gestionar el amplio espectro de usos del agua: suministro de agua potable, generación de energía, producción industrial, recreación, medio ambiente, agricultura, etc.

En Chile, al menos desde la época de la promulgación de la Ley de Bases del Medio Ambiente 19.300 en 1994, existen estudios que plantean la necesidad de manejar el recurso “río” con una visión y conocimiento más integral de las partes que lo componen. Considerando al ser humano como un componente más, se necesita un conocimiento científico-técnico acerca de dichos componentes, de sus interrelaciones y de sus requerimientos.

Una forma de enfrentar el problema, basada en la experiencia extranjera principalmente, es buscar un enfoque integral y adaptativo basado en modelos que simulen o diagramen las interacciones entre los diversos componentes de cada sistema, a través de funciones de relación entre todas las variables relevantes (Salazar *et al.*, 1994; Pahl-Wostl, 2008).

Surgen preguntas básicas, como ¿qué variables son relevantes?, ¿cuánta complejidad es necesaria?, ¿qué funciones de relación serán las apropiadas? Además, existe la problemática de la información, pues cualquier modelo que intente concentrar varios enfoques requerirá información bastante específica. Esto significa costos y dificultades que tal vez, dada la complejidad del problema, no justifiquen su aplicación.

Otra dificultad, no menos relevante, se refiere al contexto en el cual un manejo integrado y adaptativo de los recursos hídricos es posible. En Chile, a partir de la Constitución de 1981, existe un enfoque de libre mercado acerca del agua, lo cual

determina el carácter de las instituciones, leyes, políticas y aspectos sociales relacionados con el recurso. Como se verá, no es trivial la forma en que un país considera el recurso agua al momento de buscar un manejo integrado y adaptativo de los recursos. Si se considera el trabajo de Rogers (2006) se podrá visualizar que la solución del manejo de recursos atraviesa a toda la sociedad, sus instituciones y las relaciones que entre ellos se establecen, lo cual estará determinado, de acuerdo a Bauer (2005) en gran parte por los conceptos que definen al recurso en cuestión.

El uso de herramientas científicas integradoras se ha vuelto cada vez más común. Por ejemplo, la valoración del estado ecológico de aguas superficiales, principalmente ríos, y el modelamiento de hábitat físicos, como una herramienta de enfoque interdisciplinario, se ha vuelto un método frecuente, especialmente enfocado a los peces (Schneider *et al.*, 2004). Estos son utilizados como indicadores para analizar la problemática de los caudales ecológicos, pues analizar el efecto de la variable caudal en todo el ecosistema resulta muy difícil e innecesario (Silva *et al.*, 1994). Otras razones para el uso de peces como indicadores son, primero, que existen especies de interés (nativas, en peligro de extinción, etc.) y segundo, que los peces son relativamente fáciles de estudiar y sus preferencias, en cuanto a sus hábitats físicos, son comparativamente mejor comprendidas y documentadas que otras especies acuáticas de ríos (Schneider *et al.*, 2004).

El presente capítulo busca hacer una revisión extensa sobre una amplia variedad de temas relacionados no solo con la modelación de hábitats, sino que también con la discusión en torno a la gestión de recursos hídricos en la cual se inserta y forma parte esta clase de herramientas.

2.1 MODELACIÓN DE HÁBITATS ACUÁTICOS

Al menos se pueden identificar cinco componentes de un ecosistema fluvial como los principales responsables de la existencia y desarrollo de las comunidades ecológicas acuáticas: el régimen de caudales, la estructura del hábitat físico, la calidad físico-química del agua, la entrada de energía al sistema (por ejemplo, materia orgánica que alimenta organismos bentónicos) y las interacciones bióticas. La interacción entre estos componentes posibilita la presencia de un ecosistema fluvial, desde los productores primarios hasta el último eslabón de la cadena trófica, representada por la ictiofauna (Diez Hernández, 2005).

El concepto de “caudal ecológico” (*minimum instream flow*) ha sido el más empleado para abordar el tema de las perturbaciones antrópicas sobre los sistemas fluviales, desde el punto de vista hidráulico. Este ha sido la base para el desarrollo de diversos modelos de simulación que, utilizando las variables hidráulicas como indicadoras de la calidad de un hábitat determinado, pretenden estimar las condiciones mínimas de escurrimiento necesarias para no producir daños en el ecosistema fluvial que será o ha sido intervenido.

A continuación se resumen las principales características de dos software de simulación de hábitat, uno que representa el origen y otro que señala el rumbo actual: PHABSIM y CASiMiR. Estos fueron desarrollados en Estados Unidos y Alemania, respectivamente. La principal similitud entre ambos programas es que ambos presuponen que la disponibilidad de hábitat físico es el principal responsable y único limitante de la actividad vital y de la dinámica poblacional de la fauna íctica estudiada (Diez Hernández, 2005), lo cual es consecuencia de que tanto CASiMiR como una gran variedad de otros programas son variaciones más o menos complejas de PHABSIM y sólo cambian en la forma en que abordan la modelación hidráulica y/o biológica. Sin embargo, CASiMiR representa la mirada postmoderna de la ciencia, donde la incerteza es parte inseparable del sistema estudiado y debe ser considerada al momento de intentar desentrañar su comportamiento

2.1.1 PHABSIM

A fines de los años setenta, el *U.S. Fish and Wildlife Service* desarrolló la Metodología Incremental para la Determinación de Caudales Mínimos Aconsejables IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), la cual incluye un sistema de simulación de hábitat de tipo modular llamado PHABSIM. Éste está compuesto por una librería de modelos de simulación interconectados (Espinoza *et al.*, 1999) que permiten simular los requerimientos físicos de hábitat de una especie en particular.

Esta metodología fue probablemente el primer enfoque cuantitativo de conexión sistemática entre la hidráulica y los requerimientos biológicos que se realizó en el mundo, siendo además la precursora de diversos modelos de simulación posteriores que se han aplicado en varios países (Schneider *et al.*, 2004).

La metodología IFIM involucró el desarrollo de PHABSIM como herramienta de simulación de hábitats, la que en un primer paso consideró la integración de técnicas que involucran aspectos tan diversos como ingeniería hidráulica y ambiental, biología acuática, ecología, así como ciencias sociales. Este carácter multidisciplinario es una de las ventajas más importantes que presenta la metodología (Espinoza *et al.*, 1999) y lo que la diferencia de otros modelos.

El enfoque de PHABSIM ha sido utilizado probablemente en más del 90% de todos los esfuerzos mundiales por modelar hábitat de peces (Jorde, 2006). En Chile se aplicó concretamente por primera vez el año 2000, en el río Laja (Parra *et al.*, 2000).

Aunque existen adaptaciones de PHABSIM para ser utilizado con modelos hidráulicos de una a tres dimensiones, el procedimiento de aplicación es esencialmente el mismo en todos los casos y consta de 4 partes: recolección de los datos de terreno, simulación hidráulica, construcción y selección de las curvas de preferencia y simulación del hábitat físico (Diez Hernández, 2005). La Figura 2.1 muestra un esquema ampliado de las partes señaladas anteriormente.

El tipo de información que requiere el modelo de simulación puede ser agrupada en dos clases: información hidráulica e información biológica (Parra *et al.*, 2000).

Aunque las variables que permiten definir un hábitat acuático son varias, a escala local en un determinado tramo son clave las variables de velocidad, profundidad y tipo de sustrato de fondo. Únicamente con ellas basta para determinar los hábitats potenciales para una especie dada (Parra *et al.*, 2000).

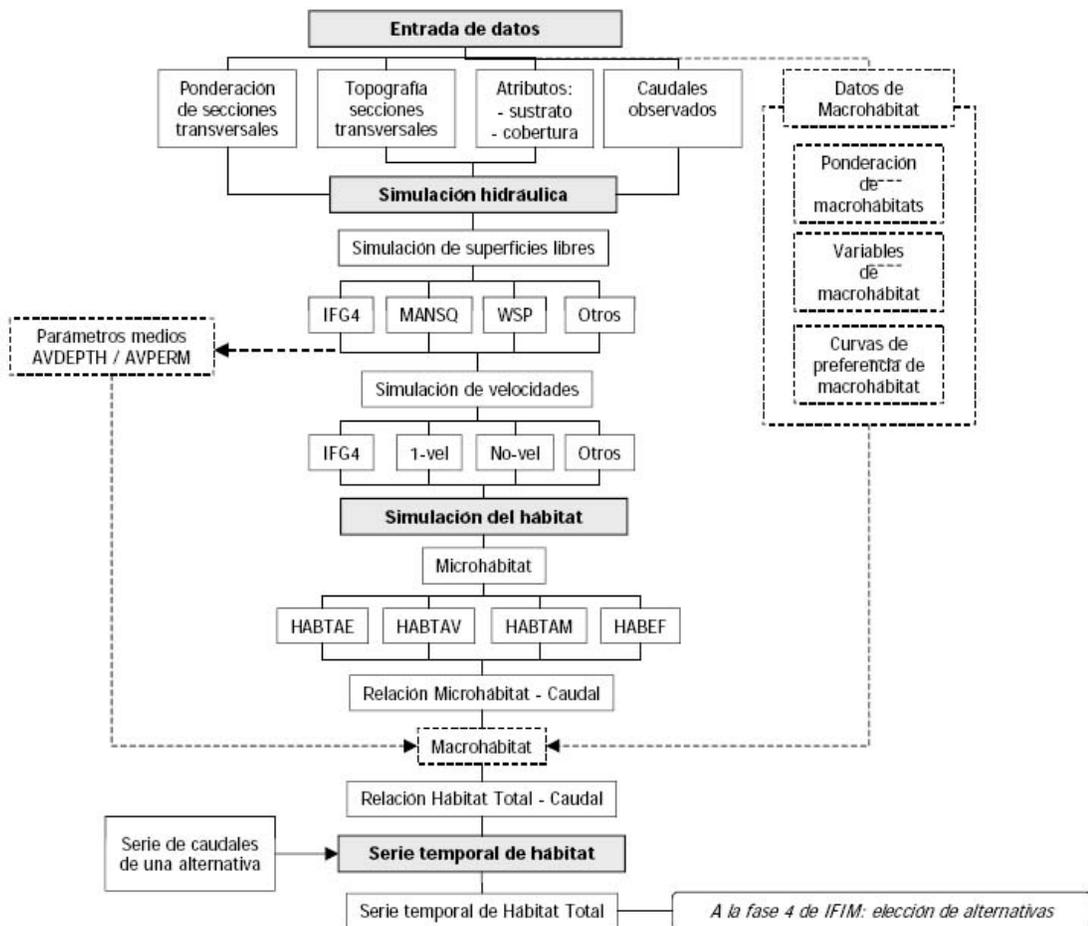


Figura 2.1: Esquema de aplicación de PHABSIM (Fuente: Diez Hernández, 2005)

Cada especie, en sus diversos estados de desarrollo, posee distintos requerimientos de hábitat, por lo cual se debe, en cada caso, determinar la curva de preferencia de hábitat respectiva. Estas curvas se construyen principalmente con la información

recolectada en terreno (se puede sumar el conocimiento experto), pues en cada punto donde se pesca un ejemplar, en el caso de los peces, se miden las tres variables mencionadas: velocidad, profundidad y tipo de sustrato, pudiendo así obtener las curvas de preferencia.

Al combinar esto con los resultados de la modelación hidráulica se pueden estimar la disponibilidad y calidad de los hábitats potenciales en un amplio rango de caudales en el sistema fluvial estudiado. Este índice global de habitabilidad será propio e individual de la especie estudiada, de su nivel de desarrollo y para cada caudal que se decida simular.

Dicho índice global se denomina área ponderada utilizable (APU), la cual recibe la denominación genérica “microhábitat” (Parra *et al.*, 2000; Universidad de Chile, 1998). Un supuesto elemental del índice global de habitabilidad generado mediante esta metodología es que a cada velocidad, profundidad y tipo de sustrato existe un único valor de preferencia, lo cual señala el carácter determinista que posee PHABSIM.

Los resultados obtenidos pueden ser analizados de diversas maneras, no existiendo una forma estándar para realizar esto. Sin embargo, una forma típica de hacer un análisis utilizando los índices de hábitat generados por PHABSIM es a través de un análisis de frecuencia basado en el régimen de caudales que, se anticipa, ocurrirá en el sistema hídrico. Este esquema permite estudiar la ganancia o pérdida de hábitat neto al comparar diversas alternativas en un proyecto dado (Universidad de Chile, 1998).

Una lista bastante amplia de aplicaciones de este software puede ser encontrada en Universidad de Chile (1998) y en Diez Hernández (2005).

2.1.2 CASIMIR

El modelo CASiMiR (*Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements*), que se empleó en esta tesis para simular la calidad del hábitat acuático

en el río Huequecura, fue desarrollado por el Instituto de Ingeniería Hidráulica de la Universidad de Stuttgart (Schneider *et al.*, 2004) y está basado en PHABSIM (Diez Hernández, 2005), como la mayoría de los modelos de su tipo.

El objetivo del software es permitir la evaluación del estado ecológico de un río mediante la simulación de la calidad del hábitat físico en que se desenvuelven las especies empleadas como indicadoras, al igual que PHABSIM.

Los requerimientos de información del software son básicamente los mismos que en los demás modelos de su clase, pero tiene un enfoque nuevo que lo hace más versátil y que permite aprovechar el conocimiento de los expertos, el cual muchas veces está poco documentado y es el de mayor grado de certeza disponible. En Chile, esto es particularmente cierto.

El componente hidráulico de CASiMiR requiere perfiles transversales del tramo a modelar, así como la cota del espejo de agua, en cada perfil y para cada caudal que se desee estudiar. Esto puede ser obtenido de dos formas: empleando un modelo hidráulico que pueda simular la profundidad, velocidad y área inundada para diversos caudales o mediante registros en terreno de dicha información, lo cual requiere campañas de aforo con coordenadas incluidas para diversos caudales. El uso de un método u otro dependerá de la complejidad del sistema fluvial. Algunas veces, debido a lo intrincado del sistema, la modelación puede volverse tanto o más difícil y costosa que la medición directa en terreno (Jorde, 2006).

Para la parte biológica, CASiMiR utiliza un enfoque basado en reglas difusas (*Fuzzy Rule-Based*), la cual permite el uso de “verdades parciales” o, en otras palabras, que tienen cierta pertenencia al conjunto “verdad”. El uso de este enfoque está sustentado por la teoría de conjuntos difusos (*Fuzzy Sets Theory*), la cual es una extensión de la teoría clásica de conjuntos (Jorde, 2006; Schneider *et al.*, 2004).

Una de las principales ventajas de los conjuntos difusos es que permiten la definición de variables lingüísticas, razón por la cual son capaces de integrar el conocimiento

semi cuantitativo de los expertos a la modelación numérica (Schneider *et al.*, 2004). La conexión entre la definición imprecisa y verbal del experto y los valores numéricos de las variables, indicadoras de cierta calidad de hábitat, es posible lograrla gracias a la lógica difusa (*Fuzzy Logic*) que está involucrada en los conjuntos difusos. Aun más, recoge el hecho de que no existe en la naturaleza un valor único de velocidad, profundidad y tipo de sustrato que implique un valor fijo y único de habitabilidad o de preferencia de hábitat, ya que la complejidad del sistema está siendo simplificada y dichas variables solo permiten estimar aproximadamente cuáles serán las preferencias de los peces, dada cierta habitabilidad calculada.

Por estas razones CASiMiR puede ser catalogado como un sistema experto, el cual, de acuerdo a Puppe (1993) es aquel que permite reconstruir la experiencia y la capacidad de razonamiento de especialistas calificados dentro de su dominio de aplicación. Según este mismo autor, los dominios de estos sistemas son considerablemente difusos, es decir, de aplicación a problemas que no son claramente entendidos, lo cual se debe a que el conocimiento y los datos en los dominios de los sistemas expertos son usualmente inciertos, incompletos y dependientes del tiempo.

Será el experto quien definirá las reglas difusas (*Fuzzy Rules*) en primera instancia, pudiendo éstas ser ajustadas posteriormente con información de terreno o de la literatura disponible. Adicionalmente, en terreno se medirán las variables de velocidad, profundidad y tipo de sustrato en conjunto con el experto, de tal modo de obtener los conjuntos difusos (*Fuzzy Sets*) que relacionarán las variables lingüísticas con valores numéricos, es decir, será en terreno donde, por ejemplo, la afirmación “velocidad alta” encontrará la valoración numérica que se necesita para la modelación.

Los resultados de la modelación hidráulica en conjunto con las reglas y conjuntos difusos permiten que CASiMiR pueda realizar una simulación de la calidad de hábitat esperada en el tramo de río estudiado. En esta etapa de la modelación no es estrictamente necesario haber realizado colecta de peces, aunque es muy importante que las reglas y conjuntos puedan ser ajustados con datos cuantitativos, tal como se señaló anteriormente. No obstante lo anterior, existe la posibilidad de que estos

puedan ser extraídos desde la literatura disponible, simplificando enormemente la modelación en su etapa inicial.

La necesidad de contar con campañas de terreno para obtener información cuantitativa de las preferencias de los peces radica en que el modelo de simulación, tal como ocurre en toda clase de modelos, requiere ser calibrado y validado. Dependiendo de la información disponible en la literatura sobre los peces o la especie indicadora escogida, eventualmente la calibración del modelo podrá ser realizada con estos datos. Así, los datos de terreno obtenidos especialmente para el estudio en curso pueden ser utilizados posteriormente para la etapa de validación del modelo. La Figura 2.2 muestra un esquema del uso de CASiMiR, basado en el empleado por Schneider *et al.* (2004).

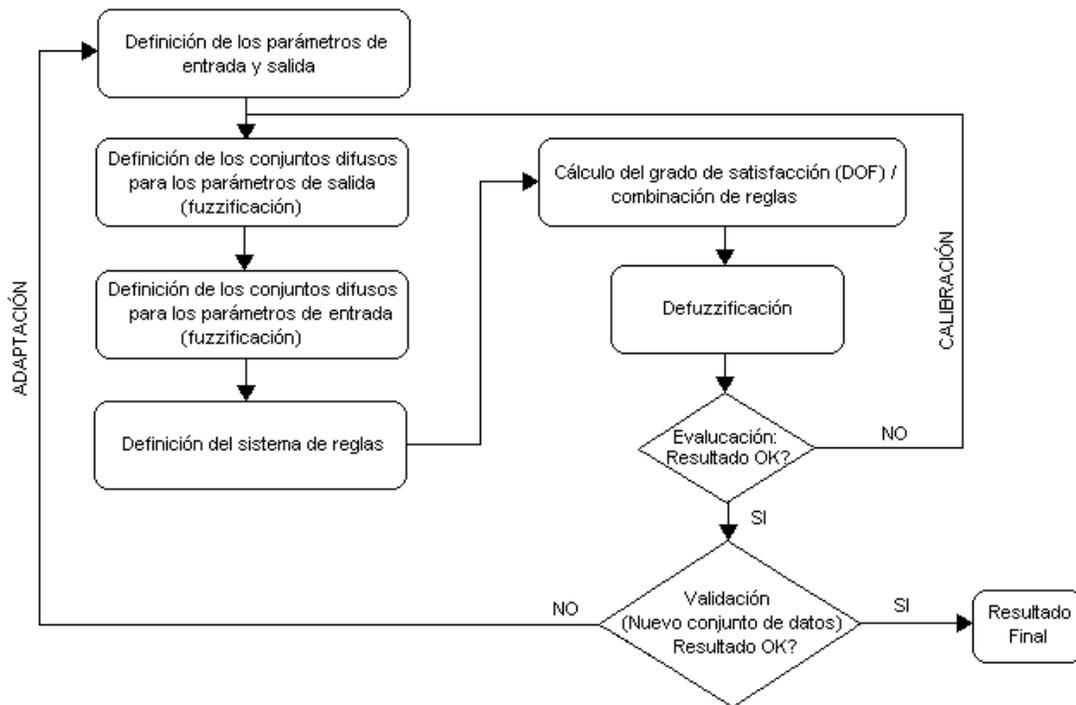


Figura 2.2: Esquema de las etapas necesarias en el uso de CASiMiR (Adaptado de Schneider *et al.*, 2004)

En resumen:

CASiMiR es un modelo de simulación de hábitat que utiliza la lógica difusa para incorporar la incerteza inherente a los datos que se obtienen de monitorear un sistema, en este caso, las variables ecológicas de un río (Adriaenssens *et al.*, 2006).

Para lo anterior utiliza el conocimiento *experto* para construir *Fuzzy Sets* y *Fuzzy Rules*, con los cuales es capaz de modelar la disponibilidad de hábitat en un sistema fluvial (Schneider *et al.*, 2002; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006; Adriaenssens *et al.*, 2006)

2.1.2.1 APLICACIONES

Existen diversas aplicaciones en las cuales se puede utilizar CASiMiR, por ejemplo, en la evaluación de alternativas para caudales ecológicos o escenarios de restauración de cauces. El despliegue gráfico permite observar qué zonas de los tramos estudiados se ven afectadas en cada escenario o si las medidas de reparación del cauce darán los resultados esperados.

Las variables necesarias para la modelación pueden ser desplegadas en pantalla, permitiendo ver la distribución de sustrato, la profundidad y la velocidad en el tramo modelado, en cada una de las celdas definidas a través de la resolución especificada previamente. La Figura 2.3 muestra un ejemplo de la salida gráfica de CASiMiR.

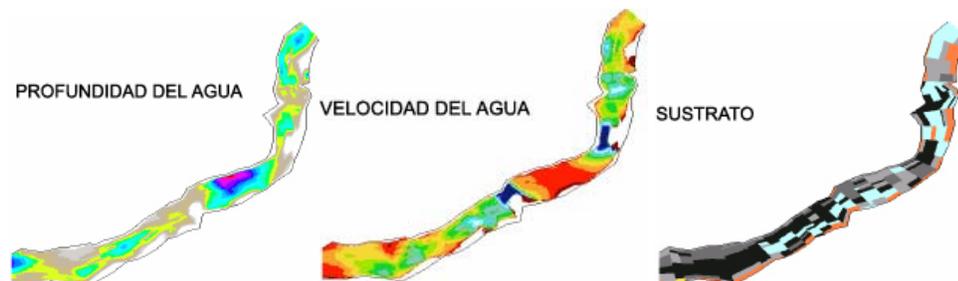


Figura 2.3: Despliegue gráfico de las variables física introducidas en CASiMiR (Adaptación de Schneider *et al.*, 2002)

En la Figura 2.3 cada celda contiene un color que representa un valor, para cada variable, los cuales variarán según el caudal pasante. En un enfoque tradicional la modelación del hábitat físico se hace utilizando curvas de preferencia univariadas, donde cada parámetro es considerado independiente de los demás y son unidos únicamente por el procedimiento de la modelación de hábitat (Schneider *et al.*, 2002).

CASiMiR considera la interacción entre las variables, pues es la única forma de considerar adecuadamente la complejidad de sistema modelado. A través de las reglas difusas, para cada combinación de variables posible, existirá una consecuencia. Debido a que las variables se agrupan en conjuntos difusos, en cada celda existirá más de una regla que es aplicable. Las correspondientes consecuencias son cuantificadas a través de los conjuntos difusos, que permiten asignar a cada regla un grado de pertenencia de acuerdo a la magnitud de las variables en cada celda. La Figura 2.4 indica la forma en que se combinan las variables, considerando para el ejemplo solo profundidad y velocidad.

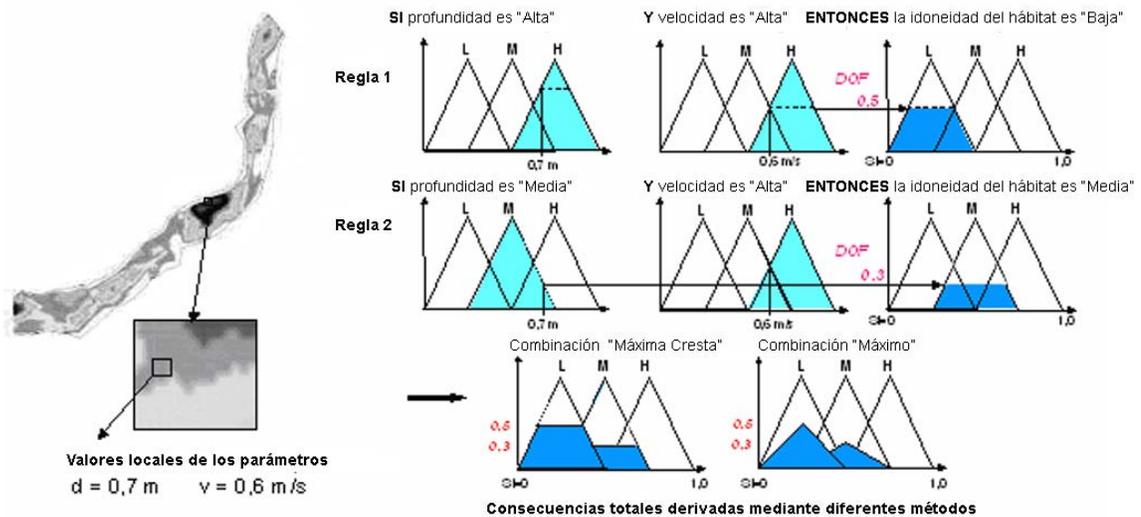


Figura 2.4: Forma en que CASiMiR determina la consecuencia de cada regla aplicada en las celdas del tramo modelado (Adaptado de Jorde (2006)).

Los atributos físicos de cada celda son comparados con los conjuntos difusos, verificando el grado de cumplimiento (DOF: *degree of fulfillment*) de la(s) regla(s)

asociada(s) a dicha celda (Jorde, 2006). En la Figura 2.4 se observa que la velocidad permite dos reglas en la misma celda, ya que tiene un grado de pertenencia tanto al conjunto “Alta” como “Media”. Para determinar el DOF, se utiliza un operador “y” (el equivalente matemático al operador lógico “y”).

En cada situación (celda) existirá un cierto número de reglas que son aplicables. Luego, se podrá utilizar un variado número de métodos para generar consecuencias compuestas de las diferentes reglas aplicables. CASiMiR utiliza un método de suma normalizada y ponderada para combinar los DOF que tiende a minimizar la influencia de los más pequeños (Jorde, 2006).

El proceso final es llamado *defuzificación*¹ y consiste en volver a una escala numérica para definir la calidad de hábitat. El resultado es llamado índice de idoneidad SI (*suitability index*), para el que también existen diferentes métodos para obtenerlo, ejemplificados en la Figura 2.5.

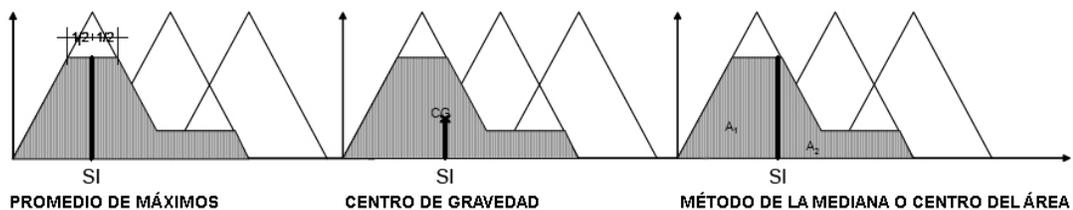


Figura 2.5: Diferentes métodos de defuzificación (Adaptado de Jorde (2006)).

El SI se calcula para cada celda y permite obtener los mapas de idoneidad de hábitat para cada una de las especies y estados de vida estudiados. Estos mapas son similares a los de la Figura 2.3 y se incluyen en el Capítulo 6 para el tramo de estudio de esta tesis.

Por otra parte, CASiMiR permite expresar a través de ciertos índices un valor integral de la calidad de hábitat. Este permite asignar cierta calidad a todo el tramo, asociada a

¹ Adaptación de un término (*defuzzyfication*) que no tiene traducción al español y que se refiere a la transformación de variables lingüísticas en valores no difusos (*crispy numbers*).

cierto caudal. Estos índices asumen que cada celda puede ser evaluada independientemente (Jorde, 2006), lo cual debe considerarse solo una aproximación que no es necesariamente cierta.

- **Área Usable Ponderada**

El área usable ponderada WUA (*Weighted Usable Area*) es empleada también por PHABSIM y se basa en el supuesto de que la sumatoria de las áreas, ponderadas con la disponibilidad de hábitat en cada celda, es indicador de las condiciones totales del tramo modelado, para un caudal dado. La siguiente expresión permite calcular éste índice:

$$WUA = \sum_{i=1}^n A_i \cdot C_i = f(Q)$$

WUA tiene unidades de [m²/100 m], A_i es el área horizontal de la celda *i* y C_i es el SI de la celda *i*.

Este indicador es una relación entre la calidad y la cantidad de hábitat disponible, es decir, se puede tener un mismo valor si hay mucha área con baja calidad o si hay poca área, pero con elevada calidad. Para que el resultado tenga sentido se recomienda observar, junto con el WUA, la curva de área inundada con respecto al caudal (Jorde, 2006).

Si se normaliza el WUA, entonces se obtiene el índice de idoneidad de hábitat hidráulico HHS (*Hydraulic Habitat Suitability index*), también llamado índice de idoneidad de hábitat HSI (*Habitat Suitability Index*). La expresión es:

$$HHS = \frac{1}{\sum_{i=1}^n A_i} \sum_{i=1}^n A_i \cdot C_i = f(Q)$$

Este índice corresponde a la calidad promedio del hábitat en el tramo, lo cual permite expresar los cambios en la calidad global debido a las variaciones de caudal (Jorde, 2006).

2.2 MODELACIÓN HIDROLÓGICA

La ausencia de registros fluviométricos en el río Huequecura representa la realidad de una amplia gama de cuencas a lo largo del país.

Con el fin de realizar la modelación del hábitat disponible, no obstante, es necesario contar con dicha estadística. Esta puede ser medida en terreno durante el período que se requiera o bien puede ser obtenida indirectamente a través de un modelo que convierta la precipitación en escorrentía directa.

En este sentido, GR4J (*Génie Rural à 4 paramètres Journalier*) es un modelo de precipitación – escorrentía agregado, de cuatro parámetros (parsimonioso), a escala diaria, capaz de conceptualizar los fenómenos de infiltración, evaporación, flujo subterráneo y flujo superficial (Salvatierra, 2008). Fue propuesto originalmente por Edijatno y Michel en 1989 y pertenece a la familia de los modelos de humedad del suelo (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007).

El modelo GR4J asocia de manera compacta la transformación de precipitación en escorrentía, evitando la dependencia recíproca entre los parámetros de análisis, una fuente de error común en las calibraciones de modelos conceptuales (Salvatierra, 2008).

Las variables de entrada son la precipitación diaria P sobre la cuenca y la evaporación E , la cual puede utilizar valores promedio y repetirse año a año (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007; Salvatierra, 2008). La Figura 2.6 muestra un diagrama del modelo, extraído de Perrin *et al.* (2003).

El modelo, en primer lugar, determina la precipitación neta como la diferencia entre la precipitación y la evaporación.

$$\text{Si } P \geq E \text{ entonces } P_N = P - E \quad \text{y} \quad E_N = 0$$

$$\text{Si } P < E \text{ entonces } E_N = E - P \quad \text{y} \quad P_N = 0$$

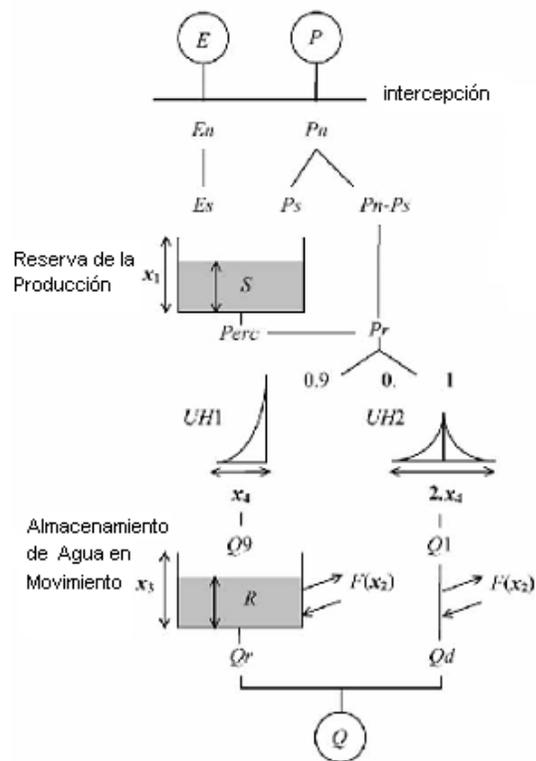


Figura 2.6: Esquema general del modelo GR4J descrito por Perrin *et al.* (2003) (Adaptación)

Otro elemento del modelo es la reserva de la producción (*production store* o SMA) en la cual se almacena una parte P_s de la precipitación neta P_N cuando ésta es mayor que cero. Esto se determina en función del nivel S en la reserva a través de la ecuación (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007):

$$P_s = \frac{x_1 \cdot \left(1 - \left(\frac{S}{x_1}\right)^2\right) \cdot \tanh\left(\frac{P_N}{x_1}\right)}{1 + \frac{S}{x_1} \cdot \tanh\left(\frac{P_N}{x_1}\right)}$$

El parámetro x_1 representa la capacidad máxima de la SMA y es uno de los cuatro parámetros que caracterizan al modelo.

Cuando la evaporación neta E_N es mayor que cero, la tasa de evaporación real también se calcula en función del nivel S , obteniendo la evaporación E_S que se producirá desde la reserva de la producción (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007).

$$E_s = \frac{S \cdot \left(2 - \frac{S}{x_1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{E_N}{x_1}\right)}{1 + \left(1 - \frac{S}{x_1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{E_N}{x_1}\right)}$$

El agua contenida en la reserva de la producción es actualizada:

$$S = S - E_s + P_s$$

A continuación se determina la percolación $Perc$ desde la reserva de la producción, la cual siempre es menor que la capacidad S (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007):

$$Perc = S \cdot \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{4}{9} \cdot \frac{S}{x_1} \right)^4 \right]^{-1/4} \right\}$$

Luego se recalcula S como:

$$S = S - Perc$$

Debido a la ley de potencia en la ecuación de la percolación, este término contribuye principalmente a la simulación de pequeños flujos (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007), como aquel flujo base que persiste luego ocurrido un evento de precipitación.

El monto total de agua P_R que alcanza las funciones de enrutamiento o flujo superficial es:

$$P_R = Perc + (P_N - P_S)$$

P_R es dividido en dos componentes del flujo, de acuerdo a una división ajustada: el 90% de P_R es dirigido mediante un hidrograma unitario UH1 hacia una “reserva de enrutamiento no lineal” (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007). Esto significa la capacidad de almacenar agua en movimiento dentro de la cuenca. El 10% restante es dirigido mediante un hidrograma unitario UH2. Así, mediante el uso de dos hidrogramas UH1 y UH2 es posible simular el tiempo de desfase entre el evento de precipitación y el peak de escorrentía (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007).

Adicionalmente, se estima un término F de intercambio de aguas subterráneas, tanto en el almacenamiento de agua en movimiento como en la escorrentía superficial.

$$F = x_2 \cdot \left(\frac{R}{x_3} \right)^{7/2}$$

R corresponde al nivel de el almacenamiento de agua en movimiento, x_3 es la capacidad de “referencia” y x_2 el coeficiente de intercambio, pudiendo asumir tanto valores positivos, negativos o cero. Además, en valor absoluto F no puede exceder a x_2 , que representa el máximo monto de agua que puede sumarse o entregarse desde o hacia cada componente del flujo modelado, cuando el nivel de almacenamiento del agua en movimiento iguala a x_3 (Perrin *et al.*, 2003; Carvajal & Roldán, 2007).

El nivel R es recalculado mediante la expresión:

$$R = \max(0; R + Q_9 + F)$$

La salida desde la reserva de agua en movimiento se calcula usando la expresión:

$$Q_R = R \cdot \left\{ 1 - \left[1 + \left(\frac{R}{x_3} \right)^4 \right]^{-1/4} \right\} \text{ donde } Q_R < R \text{ para todo instante de tiempo.}$$

Luego se recalcula el nivel R:

$$R = R - Q_R$$

Como se mencionó anteriormente, la salida Q1 desde el hidrograma unitario UH2 está sometido al mismo intercambio de agua F, lo cual entrega la componente de flujo:

$$Q_D = \max(0; Q_1 + F)$$

La escorrentía total está dada de esta forma por la suma de los flujos de ambas componentes:

$$Q = Q_R + Q_D$$

Finalmente, los parámetros que deben calibrarse en el modelo son:

1. x_1 [mm]: Capacidad máxima de la reserva de la producción
2. x_2 [mm]: Coeficiente de intercambio de aguas subterráneas
3. x_3 [mm]: Capacidad máxima de almacenamiento del agua en movimiento
4. x_4 [día]: Tiempo base del hidrograma unitario en días

De acuerdo a Perrin *et al.* (2003) tanto la división del flujo en 10 – 90% como los demás coeficientes fueron calibrados en sucesivas pruebas, no demostrándose una mejora significativa en el desempeño del modelo. Liberar dichos parámetros sería, por lo tanto, un aumento de la complejidad que no se justificaría de acuerdo a las pruebas

efectuadas por estos autores. Las conclusiones de Salvatierra (2008) son las mismas, tras probar las combinaciones 20 – 80% y 30 – 70% con las funciones objetivo de Nash-Sutcliffe y Módulo para varias cuencas de Chile central.

2.2.1 APLICACIÓN DEL MODELO GR4J EN CHILE CENTRAL

El trabajo de Salvatierra (2008) con el modelo GR4J permitió desarrollar una serie de índices geomorfológicos (IG). Estos permiten determinar los parámetros de calibración del modelo GR4J en cuencas pluviales no controladas de Chile central. Su estimación fue realizada mediante la aplicación y calibración con algoritmos genéticos (AG) de GR4J sobre varias cuencas pluviales de Chile central, razón por la cual se considera a esta zona como válida para la aplicación de la metodología de Salvatierra (2008).

Dado un conjunto de parámetros geomorfológicos (PG), definidos por Salvatierra (2008), es posible determinar los IG. Luego, los parámetros x_i de GR4J son determinados a través de relaciones lineales entre ellos y los IG.

Salvatierra (2008) analiza, además, el rango de incertidumbre inherente a la estimación de las variables x_i de GR4J, lo cual permite entender el grado de sensibilidad del modelo a cada uno de sus términos.

2.2.1.1 PARÁMETROS E INDICES GEOMORFOLÓGICOS

- **Parámetros Geomorfológicos**

Los parámetros geomorfológicos (PG) definidos por Salvatierra (2008) para las cuencas estudiadas en Chile central se resumen en el Cuadro 2.1. Estos son determinados mediante el uso del software WMS 7.1 (*Watershed Modeling System*) y la plataforma SIG de la Comisión Nacional de Riego (CNR).

Cuadro 2.1: Parámetros geomorfológicos utilizados por Salvatierra (2008)

Parámetro	Unidad	Significado
A	[km ²]	Área de la cuenca
E	[m]	Elevación media de la cuenca
i	-	Pendiente media de la cuenca
Per	[m]	Perímetro de la cuenca
Lp	[m]	Largo del cauce principal
Lcg	[m]	Largo del cauce principal hasta el punto más cercano al centro de gravedad de la cuenca
Dcg	[m]	Menor distancia entre el cauce principal y el centro de gravedad de la cuenca
SL	[m]	Suma de los largos de los cauces presentes en la cuenca
AOFD	[m]	Promedio de distancias de escurrimiento en la superf. de la cuenca, al curso de agua más cercano
Shape	-	Largo de la cuenca dividido por su ancho
Sin	-	Óptimo de sinuosidad del cauce principal en la cuenca
Aac	[km ²]	Porción de acuífero en superficie localizado dentro de la cuenca
e_ac	[m]	Espesor del acuífero localizado dentro de la cuenca

- **Índices Geomorfológicos**

Los IG obtenidos por Salvatierra (2008) se dividen en dos grupos: los determinados empleando la función objetivo de Nash-Sutcliffe y aquellos derivados mediante la función objetivo Módulo. Tales funciones objetivo corresponden a la utilizadas en la calibración de los x_i del modelo GR4J, mediante AG.

i. Nash-Sutcliffe

Las siguientes ecuaciones corresponden a las correlaciones geomorfológicas propuestas para los parámetros x_1 , x_2 , x_3 y x_4 , obtenidos a partir de la función de calibración Nash and Sutcliffe.

$$(x_1)_N = 32,072 \cdot I_N(x_1), \quad 0,04 < I_N(x_1) < 2,03;$$

$$I_N(x_1) = A \cdot E \cdot i \cdot Lcg \cdot Shape / (SL \cdot Lp \cdot Sin) \quad [km^2]$$

$$(x_2)_N = -7 \cdot 10^9 \cdot I_N(x_2) + 12,776, \quad 0 < I_N(x_2) < 6.75 \cdot 10^{-11};$$

$$I_N(x_2) = \sum_{j=1}^n \{Aac_j \cdot SL \cdot e_{ac_j} \cdot i \cdot AOFD \cdot sin \cdot shape / (A \cdot Per \cdot Lp \cdot Dcg \cdot E^2)\} \quad [m^{-2}]$$

$$(x_3)_N = 91.264 \cdot I_N(x_3), \quad 2,1 \cdot 10^{-3} < I_N(x_3) < 1,4 \cdot 10^{-2};$$

$$I_N(x_3) = SL \cdot \text{Sin} \cdot E \cdot Lp / (A \cdot AOFD \cdot \text{Per} \cdot Lcg) \quad [km^{-2}]$$

$$(x_4)_N = 76,26 \cdot I_N(x_4) + 0,939, \quad 2,89 \cdot 10^{-4} < I_N(x_4) < 2,18 \cdot 10^{-2};$$

$$I_N(x_4) = Lp / (Lcg \cdot i \cdot \text{Shape} \cdot Dcg)$$

Además, el modelo requiere las condiciones iniciales de los dos estagues o reservas que lo conforman. Estas condiciones iniciales son determinadas mediante las siguientes expresiones.

$$v_{1N} = 0,75 \cdot (x_1)_N + 0,23$$

$$v_{2N} = (363,17 \cdot (x_2)_N - 48,645) \cdot Lcg / (E \cdot Lp)$$

ii. Módulo

Las siguientes ecuaciones corresponden a las correlaciones geomorfológicas propuestas para los parámetros x_1 , x_2 , x_3 y x_4 , obtenidos a partir de la función de calibración Módulo.

$$(x_1)_M = 92.867 \cdot I_M(x_1) - 3,46, \quad 3,69 \cdot 10^{-5} < I_M(x_1) < 8,36 \cdot 10^{-4};$$

$$I_M(x_1) = A \cdot \text{Shape} \cdot Dcg \cdot \text{Sin} / (SL \cdot Lp) \quad [km^2 / m]$$

$$(x_2)_M = -611,97 \cdot I_M(x_2) + 8,81, \quad 0 < I_M(x_2) < 8,23 \cdot 10^{-2};$$

$$I_M(x_2) = \sum_{j=1}^n \{Aac_j \cdot e_{acj} \cdot \text{Sin} / (A \cdot Dcg)\}$$

$$(x_3)_M = 57.488 \cdot I_M(x_3) + 309,3, \quad 2,1 \cdot 10^{-3} < I_M(x_3) < 1,8 \cdot 10^{-2};$$

$$I_M(x_3) = SL \cdot \text{Sin} \cdot E \cdot Lp / (A \cdot \text{AOFD} \cdot \text{Per} \cdot \text{Lcg}) \quad [km^{-2}]$$

$$(x_4)_M = 96,343 \cdot I_M(x_4) + 1,4, \quad 2,9 \cdot 10^{-4} < I_M(x_4) < 1,7 \cdot 10^{-2};$$

$$I_M(x_4) = Lp / (\text{Lcg} \cdot i \cdot \text{Shape} \cdot \text{Sin} \cdot \text{Dcg})$$

Las condiciones iniciales de los estanques son determinadas mediante las siguientes expresiones.

$$v_{1M} = (7 \cdot 10^{-6} \cdot (x_1)_M - 7 \cdot 10^{-7}) \cdot (E \cdot i \cdot \text{Per} \cdot \text{Lcg}) / (A \cdot Lp)$$

$$v_{2M} = 0,246(x_2)_M + 61,52$$

Los índices propuestos, corresponden a los resultados obtenidos del proceso de análisis de las posibles combinaciones de parámetros base (Salvatierra, 2008) definidos en el Cuadro 2.1.

2.3 CHILE EN EL CONTEXTO DE UN MANEJO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS

2.3.1 LEGISLACIÓN

La escasez del agua que se vislumbra para el futuro debido al aumento de su demanda y que incluso ya se siente en muchos lugares del mundo ha llevado a que el tema sea debatido en conferencias importantes a nivel internacional, como la **Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo**, desarrollada en Río de Janeiro en 1992 y el **Segundo Foro Mundial del Agua**, realizado el 2000 en La Haya (Bauer, 2005).

El consenso general ha sido que las reformas en las leyes relacionadas con el agua deben enfocarse hacia un manejo integrado de los recursos hídricos (MIRH) a partir de un enfoque exhaustivo, interdisciplinario y holístico que incluya los aspectos sociales, políticos, económicos, técnicos y medioambientales (Bauer, 2005). Pahl-Wostl (2008) va más allá, pues concluye que un manejo integrado y adaptativo de los recursos hídricos es esencial para garantizar la sustentabilidad de éstos. Para ello señala que es importante considerar los sistemas de estudios en toda su complejidad, evitando reducir sus grados de libertad. Además, enfatiza el rol de las plataformas de actores involucrados y el proceso social de aprendizaje en los múltiples niveles de los sistemas de gobierno de los recursos (Pahl-Wostl, 2008). No obstante, aunque se reconoce la necesidad de incorporar la complejidad e incerteza de los sistemas, los proyectos de manejo adaptativo resultan ser únicamente funcionales y reducen tales elementos, en parte debido al riesgo de fallar en el estudio de estos sistemas (Allan, 2008). Se trata de una cultura de manejo adversa al riesgo, lo cual agrega un elemento adicional a la ya compleja trama de elementos que se deben equilibrar para realizar la tarea del manejo integrado y adaptativo de los recursos hídricos.

Es más, esto tiene una relevancia mayor en aquellas sociedades con niveles de desigualdad y pobreza importantes, pues para abordar los nexos entre el medioambiente, el agua y la pobreza de una comunidad resulta crítico comprender los vínculos biofísicos, sociales y económicos que existen en dicha composición, porque son las comunidades pobres las que más dependen, directa o indirectamente, de los ecosistemas terrestres y acuáticos para su subsistencia y bienestar (Hirji & Panella, 2003).

Sin embargo, no existe un acuerdo completo sobre todos los elementos en juego, pues aún persiste un fuerte debate acerca del rol de la economía en las reformas perfiladas en los acuerdos, especialmente sobre las ventajas y desventajas del libre mercado y la privatización del agua, el cual es tratado como un “bien económico” (Bauer, 2005).

En Chile, la Constitución de 1980 crea una nueva institucionalidad basada en la ampliación y fortalecimiento de los derechos de propiedad, con un fuerte enfoque

neoliberal en el manejo del agua, la cual es tratada como un “bien económico” que puede ser libremente transado y sin restricciones de un uso específico y/o “beneficioso”.

Bauer (2005) realiza un extenso análisis del Código de Aguas de 1981 y examina, entre otras cosas, si su enfoque neoliberal es compatible con el objetivo más general y de largo plazo del MIRH.

En resumen, señala como los principales impedimentos para lograr un MIRH la reducción de autoridad de las instituciones como la Dirección General de Aguas (DGA) para resolver conflictos entre los usuarios del agua, las fuertes trabas legales y políticas establecidas en la constitución para realizar cambios a ésta y un sistema judicial que, aunque con gran fuerza teórica, en la práctica no se ha hecho cargo de su rol, ya sea por la falta de recursos o por la cultura formalista del sistema que evita hacerse cargo de realizar interpretaciones, delegando toda la responsabilidad en los legisladores².

El Código de Aguas fue creado como un marco general que propicia la creación de un mercado del agua, sin consideraciones de los diversos usos de ésta, sin distinciones según las diferencias inherentes a la diversidad climática existentes en el país, con una gran flexibilidad en la entrega de derechos que hoy tiene al sistema dentro de una caja negra, sin certidumbre adecuada de la cantidad, carácter y ubicación de los derechos otorgados. La única excepción la representa la definición del uso no consuntivo, el cual favorece el aprovechamiento del agua como fuente de energía hidroeléctrica pero que, debido a su pobre definición, ha traído conflictos bien documentados que la institucionalidad no ha sido capaz de resolver satisfactoria y permanentemente (Bauer, 1998b).

² Existe un estudio más acabado acerca de las bases de la constitución de 1980 y el rol del poder judicial dentro del nuevo marco regulatorio neoliberal en Carl Bauer. 1998. Derecho y economía en la Constitución de 1980, Perspectivas en Política, Economía y Gestión Vol.2, No.1, pg.23-47, (Santiago, Chile).

El mismo marco regulatorio y la falta de recursos ha impedido que las atribuciones dadas por ley a la DGA sean cumplidas a cabalidad, por ejemplo, respecto a la medición y control de la disponibilidad de recursos hídricos existentes en el país. Esto, sumado a la incertidumbre acerca de los derechos otorgados, dificulta y encarece sustancialmente cualquier iniciativa que busque conocer y controlar la distribución de los recursos hídricos al interior de una cuenca, especialmente si ésta no pertenece al centro del país.

La posición del Banco Mundial es que la institucionalidad de un país es quien debe proveer los mecanismos para facilitar la participación de los tomadores de decisiones (*stakeholders*) en los procesos de asignación de los recursos hídricos. También es parte de su política apoyar a los países para que integren dentro de sus políticas el MIRH (Hirji & Panella, 2003).

Quizás el principal problema en la actualidad es la dificultad de realizar cambios en el Código de Aguas debido a las restricciones políticas que fueron impuestas a la constitución, las cuales fueron puestas justamente para dificultar cambios que debilitaran los derechos de propiedad (Bauer, 1998).

El enfoque neoliberal del marco legal establecido en Chile es el principal responsable de las dificultades que impiden la adaptación a las preocupaciones surgida en los años noventa y que representan la base del MIRH, a saber (Bauer, 2005):

- El manejo de cuencas hidrográficas, la coordinación de los diversos usos del agua y un manejo conjunto de los recursos hídricos superficiales y subterráneos.
- La resolución de los conflictos por el uso del agua a través de procesos judiciales y no judiciales.
- Internalización de las externalidades económicas y ambientales.
- El esclarecimiento, cumplimiento y monitoreo de las relaciones entre los diferentes derechos de propiedad y sus servidumbres, tales como las existentes entre los derechos de agua consuntivos y no consuntivos.

- La protección del medio ambiente y los ecosistemas, incluyendo la mantención de un caudal ecológico.
- Asistencia pública para la pequeña agricultura en la búsqueda de una mayor equidad social en temas de derechos y mercados de las aguas.

A lo señalado anteriormente por Bauer (2005) habría que añadir la necesidad de una asistencia e incentivos para crear verdaderas y fuertes asociaciones de usuarios, con un importante énfasis en la disposición de recursos humanos y económicos para tales fines. Sin dichas asociaciones como base, a nivel de cuencas, resulta imposible generar políticas de manejo de recursos hídricos en forma integrada.

Hasta el momento, la experiencia ha demostrado que la decisión inicial de entregar derechos sin cuestionar su uso y sin crear incentivos para su uso, tales como impuestos o patentes ha resultado en el acaparamiento de tales derechos (Latorre, 2006; Moraga, 2007; Yañez, 2008). En palabras del entonces Subsecretario de Obras Públicas Juan Carlos Latorre (2006): "La falta de incentivos económicos suficientes para poner en acción las fuerzas del mercado (en la utilización de los recursos hídricos) ha provocado en Chile una deficiente gestión integral del agua. El acaparamiento de los derechos de aprovechamiento de las aguas superficiales ha generado, sin lugar a dudas, una tremenda presión sobre la Dirección General de Aguas...". Tal presión hace referencia a la fuerte demanda de derechos de agua subterránea, que hasta la modificación al Código de Aguas del año 2005 era tratada como independiente de los recursos superficiales.

Aun así, ni siquiera la modificación realizada al código el año 2005 ha producido los efectos deseados. Ésta buscaba, entre otras cosas, otorgar mayor disponibilidad de recursos hídricos para quienes tuviesen proyectos, favorecer la libre competencia y eliminar las prácticas monopólicas, la especulación y el acaparamiento del recurso (Yañez, 2008). Esta reforma requirió un fuerte capital político para ser aprobada, sin embargo, no logro modificar nada fundamental, como fortalecer la capacidad regulatoria del Estado o definir qué es un derecho de propiedad de agua (Bauer, 2009).

Aunque se han producido importantes remates, como en el río Pescador, aún existen cerca de 1.400 derechos sin utilizar (Moraga, 2007), pues las empresas han preferido pagar dichas patentes y conservar sus derechos, por lo cual ya se han comenzado a gestar nuevas iniciativas que alteren este panorama de eterno acaparamiento.

Por definición, el MIRH concibe a la gestión de los recursos hídricos como un proceso entre múltiples partes interesadas (*multi-stakeholder*), en el cual las relaciones entre la sociedad, la economía y la política son inherentes al desarrollo y gestión de los recursos hídricos (Iza & Stein, 2009). A través del estudio de casos en diferentes países, Iza & Stein (2009) logran generar una guía que permite conceptualizar e implementar mecanismos mejorados y fortalecidos de gestión de los recursos hídricos. Algunas conclusiones del estudio de Iza & Stein (2009) son las siguientes:

1. Crear la capacidad de gestión de los recursos hídricos es un proceso que depende del correcto y balanceado desarrollo que logre cada país en sus políticas, leyes e instituciones. Sin una política clara es difícil desarrollar un sistema de leyes coherente. A su vez, sin esta estructura legal coherente, las instituciones no saben como operar. Finalmente, sin una institucionalidad efectiva, la aplicación y cumplimiento de las leyes tenderá a ser laxo.
2. Una reforma efectiva de las políticas y leyes dependerá de la capacidad de gestión de recursos hídricos, lo cual convierte la tarea en un problema sistémico. En la mayoría de los países, las políticas y leyes relacionadas con el manejo de las aguas provienen de diferentes filosofías y enfoques que nunca han sido reconciliados.
3. La política relacionada con los recursos hídricos debería estar basada en una visión y plan estratégico que considere temas de eficiencia, equidad y sustentabilidad. Esta política debe ser consolidada mediante leyes que refuercen los procesos de decisión y acción, definiendo principios, actores y procedimientos.
4. La función administrativa sobre la gestión de los recursos hídricos no puede ser privatizada y debe seguir siendo de responsabilidad pública, por ejemplo, la

formulación de políticas y procesos de negociación en relación al agua debe ser de responsabilidad pública.

5. El uso de instrumentos económicos es un mecanismo alternativo que apoya y facilita el cumplimiento de las leyes por parte de los usuarios del agua y otras partes interesadas.

Las conclusiones de Iza & Stein (2009) respecto a la gestión de recursos hídricos refuerza el análisis de varios autores consultados sobre el caso chileno (Bauer, 2005; Latorre, 2006; Moraga, 2007; Yañez, 2008). Por una parte, la política que guió el Código de Aguas en 1981 afianza los derechos de propiedad sobre el agua, donde ésta es considerada como un bien económico, con carácter de commodity, susceptible a la visión y plan estratégico de cualquier empresa o particular que ostente algún derecho. En segundo lugar, las reformas realizadas al Código de Aguas en los noventa y en la primera década del siglo XXI han buscado mejorar los incentivos para un uso provechoso del agua, castigando el acaparamiento. Llegando al final de esta década, temas como el cambio climático y la desertificación han impulsado a nivel mundial la visión del recurso hídrico como un bien escaso y primordial para el ser humano, lo cual a llevado a ciertas autoridades nacionales a plantear la necesidad de nacionalizar el agua (Bauer, 2009). La contraposición de filosofías en la ley sobre aguas se hace cada vez más patente y puede seguir creciendo, trabando la posibilidad de hacer cambios que le permitan a Chile hacer un uso eficiente y sustentable de sus recursos hídricos.

2.3.2 SUFICIENCIA DE LA INFORMACIÓN DISPONIBLE

Es indudable que cualquier intento por conocer cómo se comporta un sistema comienza por reconocer cuales son los componentes de éste. Este aspecto está muy bien cubierto hoy en día en un amplio espectro de disciplinas, independiente de la discusión acerca del peso de cada componente en el concierto completo que define a dicho sistema.

En Chile, haciendo referencia exclusivamente al sistema de estudio de la presente investigación, existen vacíos importantes de información que ya han sido evaluados al intentar aplicar ciertas metodologías que han sido utilizadas en otras partes del mundo, para modelar las necesidades de caudales ecológicos en los ríos.

2.3.2.1 HIDROMETRÍA EN EL CONTEXTO ACTUAL

La Dirección General de Aguas (DGA) es la principal responsable de “Mantener y operar el servicio hidrométrico nacional y proporcionar y publicar la información correspondiente” (Chile, 1981), pero además tiene una larga lista de atribuciones y funciones dentro de las cuales están:

- Planificar el desarrollo del recurso en las fuentes naturales con el fin de formular recomendaciones para su aprovechamiento.
- Investigar y medir el recurso.
- Ejercer la policía y vigilancia de las aguas en los cauces naturales de uso público.
- Supervisar el funcionamiento de las juntas de vigilancia.

En la práctica, sin embargo, sumado a las trabas descritas en el apartado 2.3.1, la falta de recursos ha significado que su labor sea parcial e insuficiente para cumplir a cabalidad lo dispuesto en el Código de Aguas.

Por ejemplo, la red hidrométrica, esencial para una gran cantidad de fines productivos y sociales, es insuficiente para controlar adecuadamente los recursos hídricos a nivel de cuencas, como se señala en Universidad de Chile (1998), donde se analizó la aplicación de la Metodología IFIM, llegando a la conclusión de que la situación en el país es precaria con respecto a su red de monitoreo, la cual no cuenta con registros completos en cinco áreas fundamentales: información hidrológica, hidráulica, calidad físico-química, calidad microbiológica y biótica.

En 2005, el Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile (Universidad de Chile), entregó la disponibilidad de agua por habitante y por región, sin embargo, los datos empleados son del año 1992 y la fuente es la Dirección General de Aguas. En el mismo informe, se señala que la demanda de agua del país en el año 1999 es de un 67,8% en el caso del uso hidroeléctrico (uso no consuntivo), proyectando un crecimiento de esta demanda a un 93% hacia el año 2017. No existen antecedentes entre 1992 y 2005.

La densidad de estaciones fluviométricas y sedimentométrica está dentro de lo recomendado por la Organización Mundial de Meteorología (OMM), no así la red de estaciones pluviométricas (1000 km²/estación en Chile), la cual está muy por debajo del mínimo recomendado (2000 km²/estación) (Universidad de Chile, 2005). Algo similar ocurre con las estaciones de aguas subterráneas, cuyas 563 estaciones, registradas al año 2004, se ubican solamente entre la 1^a región y Región Metropolitana (Universidad de Chile, 2005). Pese a los números, no se hace referencia a la calidad y cantidad de información de las estaciones señaladas como disponibles, que en la experiencia de este autor, no es la adecuada (estadísticamente significativa) para llevar adelante estudios serios que permitan tomar decisiones complejas en un escenario de cambio climático, como el que se plantea hoy en día. Además, el acceso a los datos e información procesada ha estado restringido al pago de cierta cantidad de dinero o simplemente es reservada por la institución (Universidad de Chile, 1998), tendencia que se ha revertido actualmente, pero que aún dista mucho de una apertura y disponibilidad total y gratuita.

Tal sentencia, sin embargo, debe ser entendida estrictamente dependiente de la información que se requeriría teóricamente para justificar la red actual. De esta forma, parámetros físicos como los suelos, sociales como el grado de intervención humana, meteorológicos como las temperaturas, vientos, radiación, etc. y otra larga lista de variables dentro y fuera de las categorías descritas, no están disponibles en la cantidad y calidad requerida para controlar los recursos hídricos. Lo anterior hace injustificable la baja densidad de estaciones para medir, por ejemplo, precipitación y aguas

subterráneas, parámetros relevantes para la estimación y control correcto de los recursos hídricos del país.

2.3.2.2 INVESTIGACIÓN BIOLÓGICA

Desde que Eigenmann publicara en 1928 “*The Fresh-water Fishes of Chile*” han existido pequeños cambios en el entendimiento de la diversidad dulceacuícola chilena (Dyer, 2000). Sin embargo, en los últimos años, principalmente debido al fuerte aumento de la demanda por nuevas fuentes energéticas y al incremento de las exigencias ambientales por parte de la comunidad internacional, se han realizado o se encuentran en curso varios estudios cuantitativos en diversas zonas del país que intentan determinar de esta forma las preferencias de hábitat de las diversas especies muestreadas en las zonas estudiadas.

Existe una experiencia con la metodología IFIM, realizada por la Universidad de Chile (1998) en la que se evaluó la aplicabilidad de dicha metodología en Chile, lo que fue encargado por la DGA y que significó una serie de campañas de terreno que, sin embargo, resultaron insuficientes para la magnitud de datos que requiere dicha metodología. La principal conclusión de dicho estudio fue que la información disponible para determinar las curvas de preferencia es insuficiente, ya que la información proveniente de la literatura especializada tiene un carácter eminentemente catastral y la recopilación en terreno de los datos necesarios debe obligatoriamente cubrir un período de al menos dos o tres años y cubrir una extensión importante de los ríos estudiados.

Ejemplos más recientes de este tipo de investigaciones se pueden ver en el estudio de migraciones en el río Bío Bío (CEA, 2001; 2002; 2003; 2004) con motivo de la construcción de las centrales Ralco y Pangue o en el estudio de caudal ecológico del proyecto hidroeléctrico Quilleco (Parra *et al.*, 2000). En ambos casos se cuentan con datos recogidos en una gran cantidad de campañas de campo, durante varios años, con costos importantes que han sido financiados por las empresas, sin que la

legislación existente en su momento haya obligado a concretar dichos estudios, especialmente en lo que se refiere a la modelación hecha siguiendo la metodología IFIM en el caso de la central Quilleco.

Actualmente existen varios estudios en progreso y los especialistas se han comenzado a dar cuenta de la necesidad de establecer un diálogo más fluido con otras disciplinas, de modo de registrar la información cuantitativa de los peces en formatos que permitan otras aplicaciones. Ejemplos de estos estudios son el que realiza en Centro EULA en el río San Pedro, en Valdivia, y el estudio que realiza en Centro de Ecología Aplicada (CEA) con motivo de la construcción de las centrales hidroeléctricas en Aysén.

A pesar de lo anterior, existe un déficit importante de información cuantitativa que permita validar las preferencias de hábitat de los peces, necesaria para la modelación (García, 2006). Esto ocurre ya sea porque la información cuantitativa no cuenta con aspectos importantes para la modelación (por ejemplo, velocidad de la corriente en la zona de captura) o porque existe un acceso restringido a la información y esporádicas e insuficientes redes de colaboración que permitan generar mayores experiencias prácticas de aplicación de estos modelos en el país (Universidad de Chile, 1998). Se trata principalmente de una forma de hacer ciencia que está arraigada en la cultura chilena, lo que hace que el desafío de cambiar sea aún más importante y difícil.

2.3.2.3 HERRAMIENTAS DE SELECCIÓN DE LA UNIDAD DE ESTUDIO

Es común observar que la elección de una “unidad de muestreo” es más por conveniencia que por la pertinencia de tal “objeto” ecológico, ya sea porque se cuenta con estaciones fluviométricas o meteorológicas en la zona o porque los accesos y distancias recorridas reducen los costos de la investigación. Para realizar progresos conceptuales en el estudio de los ecosistemas, esta arbitrariedad debe ser al menos complementada por un enfoque que considere el significado ecológico de dicho “objeto”. Solo de esta forma se podrá ayudar a delimitar la pertinencia en el escalamiento espacial y temporal (Mac Nally, 2002).

La mayoría de los enfoques biológicos para evaluar el estado o calidad de los ríos y cauces naturales trabajan sobre tramos individuales de río, sin embargo, no existe una razón a priori para pensar que lo que ocurre en un tramo es similar en composición a lo que ocurre en otro (Harby *et al.*, 2004), ni menos en todo el río. A pesar de esto, las clasificaciones de los ríos a nivel de mesoescala han sido usadas por décadas por la hidrología y la ecología. Ello ha llevado a buscar métodos de clasificación que faciliten el escalamiento desde el nivel de modelación al nivel del manejo de recursos, como la metodología propuesta por Borsányi *et al.* (2004), que utiliza una aproximación física, es decir, utiliza parámetros hidromorfológicos que sirvan como herramienta en la evaluación de mesohábitats en ríos pequeños y medianos. Schwartz & Herricks (2008) plantean como crítica la necesidad de contar con esquemas de clasificación de hábitats en ríos que permitan sustentar los programas de restauración de daños, por lo que plantean en su trabajo un esquema de clasificación de hábitats basado en principios de la ecohidráulica, lo cual provee un marco conceptual de ecosistema sobre el cual proponer iniciativas de restauración.

Schwartz & Herricks (2008) señalan que la escala de hábitat más relevante para la restauración de cauces naturales y la más estudiada ecológica y geomorfológicamente es la llamada mesoescala, la cual ha sido calificada de variadas formas por diversos autores, por ejemplo, la escala de poza-rápido (*pool-riffle*), pozas, caídas, rápidos, cascadas, vertederos, etc. En general, todas estas clasificaciones están basadas en condiciones hidrogeomorfológicas, incluso aquellas definidas por los biólogos de peces. En la actualidad, Schwartz & Herricks (2008) indican el uso de una perspectiva ecohidráulica que define biotipos físicos diferenciados según biotipos hidráulicos, estos últimos definidos por parámetros como la velocidad de corte y el número de Froude.

La tendencia hoy en día es incorporar los requerimientos de los peces u otros organismos estudiados, definiendo “hábitats funcionales”, donde diversos patrones de biota acuática son correlacionados con biotipos hidráulicos dentro de diferentes biotipos físicos (Schwartz & Herricks, 2008). Resulta evidente que esto conlleva a clasificaciones organismo-dependientes, medidas éstas como densidad total o biomasa total en el caso del trabajo realizado por Schwartz & Herricks (2008).

Otro camino que cobra cada vez más importancia debido a la capacidad de la herramienta es el uso del agrupamiento difuso (*Fuzzy Clustering*). Debido a que los ríos (referido a su estructura física) son sistemas complejos que necesitan ser interpretados dentro de un contexto local e histórico, no existe un sistema de clasificación de tramos de río que pueda sustituir a un observador alerta y bien entrenado (Montgomery y Buffington, 1998). En este sentido, la experiencia de Legleiter y Goodchild (2005) al realizar una clasificación mediante el uso de percepción remota, variables hidráulicas y lógica difusa, demuestra un gran potencial para definir clasificaciones dinámicas y dependientes de las especies, incorporando la incertidumbre a través de la medición de otros parámetros y del conocimiento experto.

En Chile, esta clase de estudios no existen, lo cual ha llevado a que no sea posible distinguir aquellas unidades de estudio más relevantes desde el punto de vista ecológico, salvo por la experiencia de los biólogos, acostumbrados a encontrar especímenes en ciertas zonas de los ríos, condiciones de escurrimiento o unidades geomorfológicas.

2.3.3 ESPECIES DULCEACUÍCOLAS CHILENAS

La diversidad taxonómica chilena registrada en la literatura varía de acuerdo al autor. Las cuentas más recientes hablan de 40 a 44 especies de peces dulceacuícolas de características únicas, poco diversa y adaptada a condiciones extremas (Dyer, 2000; Habit, 2005; García, 2006).

La región del Bio Bío exhibe la mayor riqueza de especies, al ser comparada con cualquier otra cuenca del país. A partir de un estudio realizado por Campos *et al.* (1993) se determinó que la hoya hidrográfica del Bio Bío posee 17 especies de peces, de las cuales 13 son autóctonas o nativas y cuatro son introducidas o exóticas. Además, 7 especies se clasifican como vulnerables y 7 en peligro de extinción. Una lista de dichas especies y su categoría de conservación puede ser encontrada en

Campos *et al.* (1993) y en Habit *et al.* (2006). Además, una lista completa de todas las especies nativas e introducidas en el país puede ser encontrada en Dyer (2000).

De acuerdo a Habit *et al.* (2006) se requiere generar conocimiento de la biología y ecología de las especies nativas. 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. Se requieren estudios cuantitativos que analicen el efecto de especies introducidas en las nativas y de las acciones antrópicas que están causando la disminución de poblaciones (Habit *et al.*, 2006). Esta información es de vital importancia para adoptar medidas de conservación apropiadas para cada especie y sistema acuático.

Dado que las especies nativas tienen un nulo interés comercial, su estudio se centra principalmente en el interés científico que éstas representan. Debido a lo anterior, se considera que los esfuerzos por proteger los ecosistemas fluviales deben enfocarse en dichas especies. A continuación se indica la información disponible sobre las especies nativas que se encuentran en la zona estudiada del río Huequecura, las cuales han sido capturadas en las campañas de terreno reportadas por el CEA en el año 2003 y 2004.

2.3.3.1 PERCILIA IRWINI

Percilia irwini, indicada en la Figura 2.7, pertenece a la Familia *Perciliidae*, Género *Percilia* y su nombre común es “carmelita”. Está clasificada como “en peligro de extinción” (CONAMA). Es una especie endémica de Chile cuya distribución se encuentra limitada al sistema del río Bio Bío (Dyer, 2000; CEA, 2003; UdeC, 2004), es decir, curso principal y afluentes. Ha sido detectada en el río Andalién (CONAMA; García, 2006), Rahue y esteros afluentes al río Malleco y en los lagos Laja, Icalma y Galletué (CONAMA).

Es descrita como una especie litoral, pues habita dichas zonas, utilizándolas como áreas de refugio y alimentación, además prefiere los fondos pedregosos y/o con vegetación acuática sumergida. En las áreas de refugio se reducen los riesgos por depredación de salmónidos adultos y los costos energéticos de mantención en tramos con altas velocidades de escurrimiento (CEA, 2003; UdeC, 2004).



Figura 2.7: *Percillia irwini* (CONAMA)

Morfológicamente, son peces similares a las percas, pero alcanza tamaños mucho menores, con un límite aproximado de 10 [cm] de longitud en su estado adulto (UdeC, 2004; CONAMA) y tamaño promedio de 5 a 6 [cm] (CONAMA), siendo clasificados como adultos a partir de los 5 [cm] (García, 2006). De acuerdo a CONAMA, los ejemplares adultos de la especie presentan coloración naranja amarillenta brillante. El dorso es oscuro y el vientre claro. La coloración del dorso es gris oscura, con tonos verde amarillentos, ligeramente más claro hacia los flancos. Vientre claro, cremoso amarillento. Por lo general presenta aletas claras con bandas oscuras.

En cuanto a sus hábitos alimenticios, han sido detectados patrones diferentes según su ubicación. En los tributarios del río Bio Bío su dieta está compuesta principalmente por Efemerópteros (40.9%), Coleópteros (24.4%) y Dípteros (21.1%), mientras que en el río Bio Bío los Coleópteros desaparecen de su dieta, concentrándose principalmente en los Efemerópteros (55.9%) y Dípteros (35.9%) (CEA, 2003).

2.3.3.2 DIPLOMYSTES NAHUELUTAENSIS

El *Diplomystes nahuelbutaensis*, comúnmente llamado tollo, es indicado en la Figura 2.8. Pertenece a la Familia *Diplomystidae*, Género *Diplomystes* (CONAMA). Es un bagre cuyo valor científico radica en su endemismo, lo cual, sumado a su baja fecundidad, lo hace muy susceptible a las alteraciones de su entorno, conclusión que también comparten Habit *et al.* (2006).

Se encuentra presente en las hoyas hidrográficas de los ríos Itata, Bio Bío e Imperial (CONAMA). Ha sido reportada desde la cuenca del río Maule a la del río Imperial (Dyer, 2000). Se ha recolectado en los ríos Cautín, Lautaro (ríos Loncomilla y San Javier), Estero Nongén, Altos del Bio Bío, Malleco y en el río Laja (CONAMA). Actualmente está clasificada como “en peligro de extinción” (CONAMA; Dyer, 2000; CEA, 2003; UdeC, 2004).

Antecedentes sobre su biología indican que existe una separación entre los ejemplares juveniles y adultos en cuanto al hábitat, debido que los adultos viven en aguas más torrentosas y profundas. En cambio, los juveniles se asocian preferentemente a zonas menos torrenciales ribereñas, además se han descrito en ambientes de ritrón, principalmente en zonas de pozones profundos con bentos, sustratos de gravilla a bolones con bajas temperaturas y alta oxigenación (CONAMA).



Figura 2.8: *Diplomystes nahuelbutaensis* (CONAMA)

Esta especie habita las zonas que poseen como sustrato principalmente piedras y bolones. Los juveniles habitan los sectores ribereños de baja velocidad de corriente y profundidad, mientras que los adultos habitan sectores más profundos y con mayor velocidad de corriente (UdeC, 2004), siendo vistos incluso a más de 20 metros de profundidad en la cuenca del Bio Bío (Manuel Contreras, Comunicación directa, 2007).

El conocimiento actual de la biología de *D. nahuelbutaensis* indica que su desove tiene lugar concordantemente con los caudales más bajos del año, es decir, entre fines del verano y comienzos de otoño (Habit, 2004). Sin embargo, existe de parte de la misma autora una referencia a una posible reproducción en primavera, según se señala en UdeC (2004). De acuerdo a lo señalado por Manuel Contreras (Comunicación directa, 2007), muchos aspectos de la fauna íctica nativa siguen siendo inciertos, por lo que es posible que algunos de los antecedentes reportados en la literatura no sean del todo concluyentes acerca de las verdaderas preferencias de los peces nativos.

Esta especie tiene una tasa baja de fecundidad, por lo que podría alcanzar sólo dos eventos reproductivos a lo largo de su vida (CONAMA).

2.3.3.3 TRICHOMYCTERUS AREOLATUS

Del orden *Siluriformes*, este bagre pertenece a la familia *Trichomycteridae*, género *Trichomycterus*, correspondiente al de mayor riqueza de especies, distribución y abundancia. Es la única especie no endémica (Habit *et al.*, 2006) que se estudia en la presente investigación.

El *T. areolatus*, indicado en la Figura 2.9, es una especie de amplia distribución y muy abundante en ambientes de sustrato de gravilla y bolones, que abarca desde Huasco por el norte hasta la Isla Grande de Chiloé por el sur (Habit *et al.*, 2006), sin embargo, en publicaciones previas se establece como límite norte el río Limarí (Dyer, 2000), mientras que Habit *et al.* (2003) fija a Illapel por el norte y Llanquihue por el sur.

T. areolatus, si bien es considerada como una especie vulnerable (desde la III a la X región según CONAMA), en la mayoría de los ríos chilenos que ha sido reportada presenta altas abundancias en sectores de bolones y de aguas someras, los que constituyen su hábitat preferencial. Además, *T. areolatus* presenta cierta plasticidad trófica, ampliando su nicho trófico en determinados sistemas, tanto lóticos como ritrales (Habit *et al.*, 2003). Arratia (1983), por su parte, clasifica a *T. areolatus* como un típico habitante de ritrón.

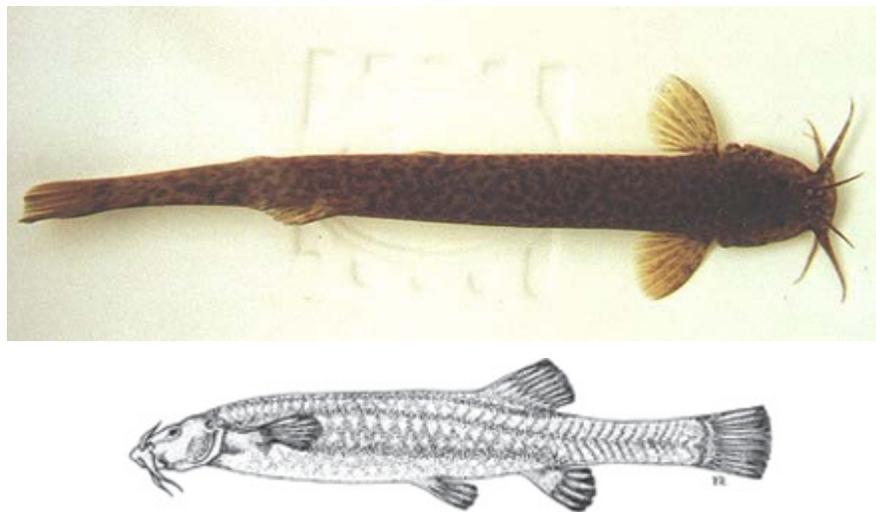


Figura 2.9: *Trichomycterus areolatus* (CONAMA; Habit y Victoriano, 2004)

De acuerdo a Arratia (1983), los especímenes juveniles de 7.6 mm a 25 mm de longitud total prefieren zonas ribereñas, de 0.5 a 10 mm de profundidad, con fondo barroso, con pequeñas piedras, escasa o nula vegetación y aguas quietas o lentas. Por otra parte, especímenes juveniles de 25 a 60 mm de longitud total se distribuyen de preferencia en zonas próximas a las riberas, entre la vegetación acuática. Parte de los individuos se ubican entre las rocas de los torrentes o zona de aguas muertas³, según la autora, cuya profundidad varía entre los 5 y 10 cm. Finalmente, los individuos de 7 a 13 cm de longitud total prefieren la zona de aguas muertas de los torrentes (según definición de Dussart, 1966: 254), en profundidades de hasta 40 cm, de fondo

³ Esta zona es definida como aquella ubicada en el fondo del río, donde, debido a las macrorugosidades, se produce el fenómeno de despegue de la capa límite y aparece la resistencia de forma. Debido estas macrorugosidades se originan zonas de aguas muertas entre las rocas de fondo que la especie aprovecharía como refugio.

pedregoso y con una velocidad de agua superficial que varía entre los 0.1 a 0.3 m/s en diferentes ríos y esteros, en diferentes épocas del año.

El color que presentan es variable desde un castaño claro ligeramente a un tono verdoso, con pigmentación oscura e irregular; en el vientre la coloración es blanquecina. Se reconoce que en cautiverio existen cambios en la coloración lo que se debe a posibles adaptaciones a los sustratos existentes (CONAMA).

Su época reproductora se distribuye entre septiembre y marzo, según las diferentes localidades geográficas estudiadas por Arratia (1983). También fue observado por la autora que los machos y hembras de grandes dimensiones migran hacia la vegetación acuática cercana a las riberas, durante la época de reproducción, con profundidades que oscilan entre los 5 y 20 cm.

Las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, son habitadas por formas juveniles entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril (Arratia, 1983).

Dentro de las preferencias de hábitat de *T. areolatus* a diferentes edades, hay una mayor variabilidad que le permitiría resistir los cambios estacionales de los ríos y esteros dentro de rangos mayores que otras especies y que podría explicar en parte su amplia distribución geográfica (Arratia, 1983; García, 2006). Además, Ruiz y Marchant (2004), citados por García (2006), señalan que *T. areolatus* cambia su color en función del color del sustrato, lo cual le permitiría una adaptación aún mayor ante situaciones adversas.

2.3.3.4 TRICHOMYCTERUS CHILTONI

Esta especie endémica, indicada en la Figura 2.10, pertenece al orden *Siluriformes*, y a diferencia de *T. areolatus*, tiene una distribución restringida a la cuenca del río Bio

Bío y Andalién; está clasificada como “en peligro de extinción” (CONAMA; Dyer, 2000; Habit *et al.*, 2006).

Este ejemplar presenta una coloración con manchas negras de variados tamaños y gran cantidad. Se diferencia de *T. areolatus* por la posición en que se ubica la aleta dorsal (CONAMA).

Sobre sus preferencias de hábitat, tanto en estado juvenil como adulto, Arratia (1983) señala que éstas son relativamente similares a las de *T. areolatus*, es decir, que sería una especie preferentemente de rítrón, donde las pendientes son elevadas, con dominio de sustratos duros y falta de sustratos fangosos y agua de elevada transparencia. La única diferencia entre *T. areolatus* y *T. chiltoni* se produciría en su estado adulto, con respecto a la variable velocidad, ya que *T. chiltoni* sería más sensible a velocidades superficiales altas, prefiriendo un rango de éstas que varía entre los 0.1 y 0.92 m/s (Arratia, 1983).



Figura 2.10: *Trichomycterus chiltoni* (CONAMA)

Al igual que *T. areolatus*, las formas juveniles de esta especie ocupan las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril (Arratia, 1983).

En ambientes lóticos naturales este género presenta una alimentación de tipo bentónica, consumiendo exclusivamente insectos o bien se puede comportar como

depredador carnívoro, como ocurre en el río Maipo, lo que demuestra una flexibilidad trófica. El período de reproducción de estos peces está indicado entre los meses de primavera-verano (CONAMA).

2.3.3.5 BULLOCKIA MALDONADOI

Del orden *Siluriformes* y género *Bullockia*, esta especie pertenece a la familia *Trichomycteridae*, al igual que *T. areolatus* y *T. chiltoni*. Está clasificada como “en peligro de extinción” (CONAMA; Dyer, 2000; Habit et al., 2006) y es posible encontrarla entre el río Maule y el río Imperial (Dyer, 2000), aunque CONAMA restringe esta ubicación a las regiones VIII y IX, entre los 36° y 39° de latitud sur aproximadamente. La Figura 2.11 muestra las características morfológicas de la especie.

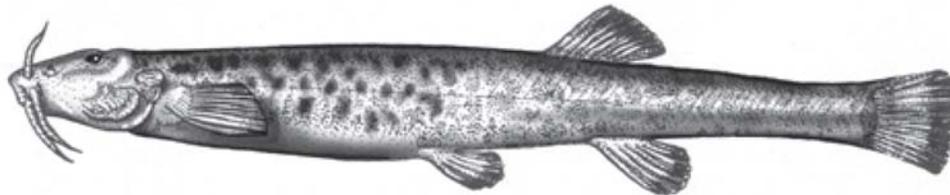


Figura 2.11: *Bullockia maldonadoi* (Habit y Victoriano, 2004)

Al igual que muchas especies nativas, es escasamente conocida (Habit y Victoriano, 2004), sin embargo, de acuerdo a Arratia (1983), esta especie ocuparía hábitats relativamente similares a los de *T. areolatus* y, al igual en el caso de *T. chiltoni*, sería una especie de ritrón, donde las pendientes son elevadas, con dominio de sustratos duros y falta de sustratos fangosos y agua de elevada transparencia. Adicionalmente, la misma autora señala que, al igual que *T. areolatus* y *T. chiltoni*, las formas juveniles de esta especie ocupan las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril. Por el contrario, CONAMA señala que el hábitat de esta especie fue caracterizado en el sector bajo del Bio Bío (potamón), en sustratos de limo, arena fina y gruesa, gravilla, ripio y bolones. Sus sectores preferidos serían los de la orilla y centro del río en áreas sin vegetación. El desove de *B. maldonadoi* ocurre entre fines de

noviembre hasta principios de diciembre (CONAMA). No obstante, se registra que a lo largo de su vida, *B. maldonadoi* cambia su preferencia de hábitat desde un ambiente arenoso a otro constituido fundamentalmente de grava y piedras pequeñas (Arratia, 1983; Habit y Victoriano, 2004).

Su alimentación es de tipo bentónica basándose en larvas de insectos acuáticos, anfípodos y ácaros (CONAMA).

Mientras la mayoría de las especies prefieren un sustrato oscuro, *B. maldonadoi* prefiere un fondo de tonalidad clara, más en conexión con su coloración natural (Arratia, 1983), café clara a blanquizco, que se distingue por un patrón de manchas oscuras regulares, dispuestas en el dorso y flancos y una hilera similar cerca del dorso, invadiendo además la cabeza y las aletas (CONAMA; Habit y Victoriano, 2004).

2.3.3.6 BASILICHTHYS AUSTRALIS

Esta especie endémica pertenece a la familia *Atherinopsidae* y se encuentra clasificada como vulnerable (Habit *et al.*, 2006). Del género *Basilichthys*, al igual que la especie *microlepidotus*, ambas son difíciles de distinguir morfológicamente, requiriéndose un estudio morfométrico más detallado o molecular para distinguir claramente ambas especies (Dyer, 2000b).

No obstante, su distribución es diferente, pues mientras *B. australis* se encuentra entre el río Maipo y la isla Grande de Chiloé, la especie *B. microlepidotus* es reportada entre el río Aconcagua y el río Huasco (Dyer, 2000, Dyer, 2000b). Hay que señalar que Dyer (2000b) ubica a la especie hasta el río Rahue (Osorno) e indica que Campos *et al.* (1984) extiende su presencia desde Puerto Montt hasta la isla de Chiloé. CONAMA reporta su presencia más hacia el norte del río Maipo, en el río Aconcagua, pero es posible que se trate de *B. microlepidotus*.

Su talla puede ser mayor a 30 cm. de longitud total. Su coloración se distingue por presentar una banda oscura longitudinal, plateada en su borde inferior, flancos verde amarillentos, más blancos; el dorso está recorrido por una banda oscura angosta, de coloración verde azulada (CONAMA). La Figura 2.12 permite apreciar en parte esta descripción.

B. australis muestra segregación de hábitats según su talla (edad), encontrándose los reclutas⁴ (<5 cm) en las márgenes de pozones y riberas del río, los juveniles (>5 cm) en sectores de bolones enfangados y pozas temporales y los adultos en pozones profundos (>1 m), donde se reproducen y ponen sus huevos (Habit y Victoriano, 2004). Por su parte, CONAMA señala su presencia en aguas bien oxigenadas, con velocidades bajas, transparentes y con profundidades mínimas de 40 centímetros, en refugios de vegetación acuática.

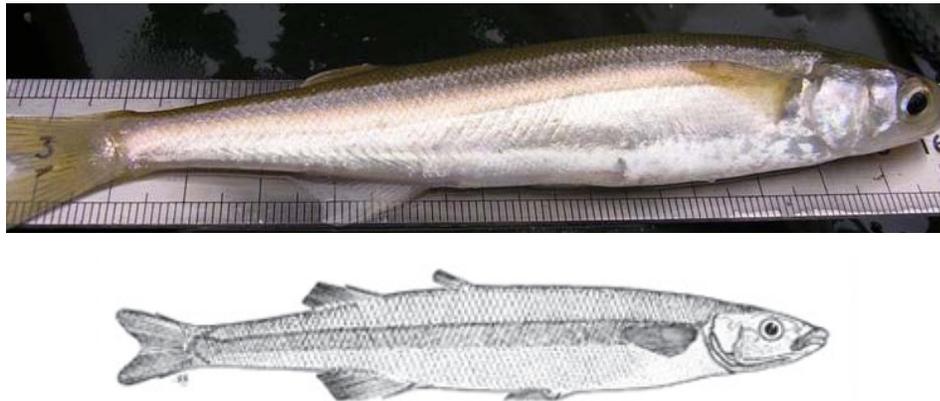


Figura 2.12: *Basilichthys australis* (CONAMA; Habit y Victoriano, 2004)

El ciclo de vida de ésta especie comienza con el desove en ambientes de lagos y pozones de ríos; después los juveniles se dispersan en ambientes ribereños o litorales como hábitat de crianza. Se determinó la época de desove entre agosto y noviembre, en el río Maipo y entre agosto a diciembre en el Lago Rapel (CONAMA).

⁴ Nuevos peces que se suman a la población existente cada año.

2.4 ESTADO DEL ARTE EN LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS CON ENFOQUE MULTIDISCIPLINARIO

El volumen de iniciativas relacionadas con el manejo de los recursos hídricos y el uso de la modelación de hábitats acuáticos como parte de un manejo multidisciplinario supera con creces el alcance de la presente investigación. Inclusive aquellos trabajos que se han propuesto recopilar antecedentes relacionados con el estado del arte en esta área condensan un volumen tal de información que no sería posible siquiera resumir aquí dichas investigaciones.

Existen diversas categorías en las cuales se podrían separar los modelos de simulación, sin embargo, estas agrupaciones según sus características son muchas veces insuficientes. Esto se debe principalmente a que la gran complejidad de los sistemas que se intenta comprender obliga a utilizar varios modelos cuyas características son diferentes entre sí. Algunos tipos de modelos se pueden clasificar según la siguiente lista (Harby *et al.*, 2004):

- Conceptuales
- Basados en la experiencia, modelos expertos
- Matemáticos o mecanicistas
- Estadísticos o estocásticos
- Basados en lógica difusa
- Modelos a escala o modelos físicos
- Basados en inteligencia artificial

La revisión de diversos modelos que se presenta a continuación no hace sino confirmar la aseveración anterior acerca de que es la unión e intersección de las diversas categorías de modelos en sistemas más complejos lo que permite cumplir un objetivo general; a saber, el de comprender un fenómeno determinado en la naturaleza y las acciones que se pueden tomar para manejar las tendencias actuales o futuras que se observan.

El objetivo de la siguiente revisión es señalar el rumbo actual, en discusión a nivel internacional, respecto al manejo de los recursos hídricos, entendido esto como el estudio del recurso agua y de todos los elementos que interactúan con él, así como el análisis respecto a la forma en que estos elementos se relacionan, las metodologías empleadas y los actores de la sociedad que deben involucrarse en dicho manejo.

Lo anterior permite describir el paisaje en el cual se insertan las iniciativas de modelación de hábitats acuáticos que, si bien son el objeto central de la presente investigación, bajo ninguna circunstancia deben verse desagregadas de la discusión mundial en la cual se desarrollan.

2.4.1 FORMULACIÓN DE MARCOS CONCEPTUALES

- a) Estructura Conceptual Básica de Asociación entre Ciencia, Administración y Sociedad en la Toma de Decisiones para la Distribución de Costos y Beneficios en el Uso de los Recursos Hídricos

Este estudio (Rogers, 2006) se basa en la experiencia recogida durante 20 años de trabajo en Sudáfrica, especialmente aquella proveniente del Programa de Investigación Fluvial del Parque Nacional Kruger (*Kruger National Park Rivers Research Programme*) y consiste en el desarrollo de una estructura conceptual cuyo objetivo primordial es integrar los roles y objetivos de la sociedad civil, científica y de las agencias de servicios, en el manejo co-ejercido de recursos de propiedad común, tales como los ecosistemas fluviales. La Figura 2.13 resume la estructura propuesta por el estudio.

El principal logro del estudio es esclarecer la esencia de la estructura conceptual propuesta (Figura 2.13): el componente más importante de cualquier programa interdisciplinario es el esfuerzo invertido en 1) la comunicación entre los científicos y entre las disciplinas involucradas y 2) la síntesis de su entendimiento colectivo. Esto contribuiría a cambiar el paradigma del trabajo científico, cuya misión clásica ha sido

entender la estructura y dinámica del sistema social – ecológico en el cual se desarrolla la distribución de costos y beneficios debido al uso de los recursos.

STAKEHOLDERS: ROLES Y OBJETIVOS

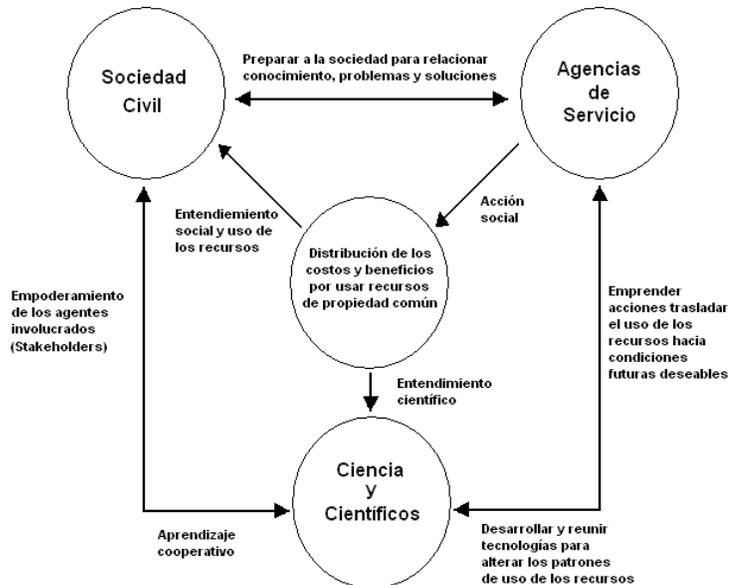


Figura 2.13: Estructura conceptual propuesta por Rogers (2006) (Adaptación)

A través de tres marcos conceptuales se relacionan:

- i. Aspectos concretos del trabajo científico en los estudios, entendidos estos como las **herramientas usadas para la construcción conceptual de un fenómeno observado**: la generalización que permite construir el patrón, la explicación causal que permite cuantificar las relaciones y las pruebas conducentes a validar lo anterior. El uso sistemático de una sola herramienta en cada disciplina limita el entendimiento entre éstas.
- ii. Los **niveles de integración dentro del estudio de un ecosistema** debido a la estructura misma de éste: un mosaico jerarquizado de pequeños elementos perfectamente ajustados entre sí (*hierarchically nested patch mosaic*). La diversidad de escalas espaciales y temporales, así como sus procesos formativos

son estudiados a diferentes niveles, dependiendo de las disciplinas, pero en conjunto permiten extraer los elementos claves que conducen al entendimiento de la red de causalidades más elementales y que permite a los administradores manipular esta red.

- iii. La **construcción conceptual de un fenómeno** requerida para el diálogo y comunicación entre los científicos y las disciplinas involucradas: modelos explícitamente multidisciplinarios como CASiMiR (Meza & Vargas, 2009), que integra geomorfología, hidráulica y biología, el cual se puede unir a otros modelos en un estudio más completo de un río, involucrando, por ejemplo, la calidad del agua y el uso de suelos (arrastre de sedimentos, actividades económicas, etc.).

Se fija al científico como eje central de esta estructura conceptual y se establece su responsabilidad en la difusión del entendimiento adquirido a la sociedad civil y a las agencias de servicios.

Finalmente, se establece la necesidad de crear un procedimiento consensuado de Decisión-Acción que involucre una redistribución del poder, los riesgos, los costos y beneficios de todos los actores, cambiando el paradigma de una estructura social que delega el poder y las responsabilidades en sus agencias públicas.

b) Integración de las Ciencias Sociales en una Red de Investigación Ecológica de Largo Plazo

Un grupo de científicos de todas las áreas asociados a la Red de Investigación Ecológica de Largo Plazo (LTER: *Long-Term Ecological Research*) de la *National Science Foundation* (NSF) articularon un marco conceptual para entender la dimensión humana involucrada en el cambio ecológico. En otras palabras, se aboga por un sistema complejo social-ecológico (SES: *Social-Ecological System*), en vez de dividir el problema en dos sistemas, uno humano y otro natural, como se hace habitualmente.

En forma resumida, la Figura 2.14 presenta el marco conceptual definido en el trabajo de Redman *et al.* (2004), donde se puede ahondar en las características particulares de dicho marco.

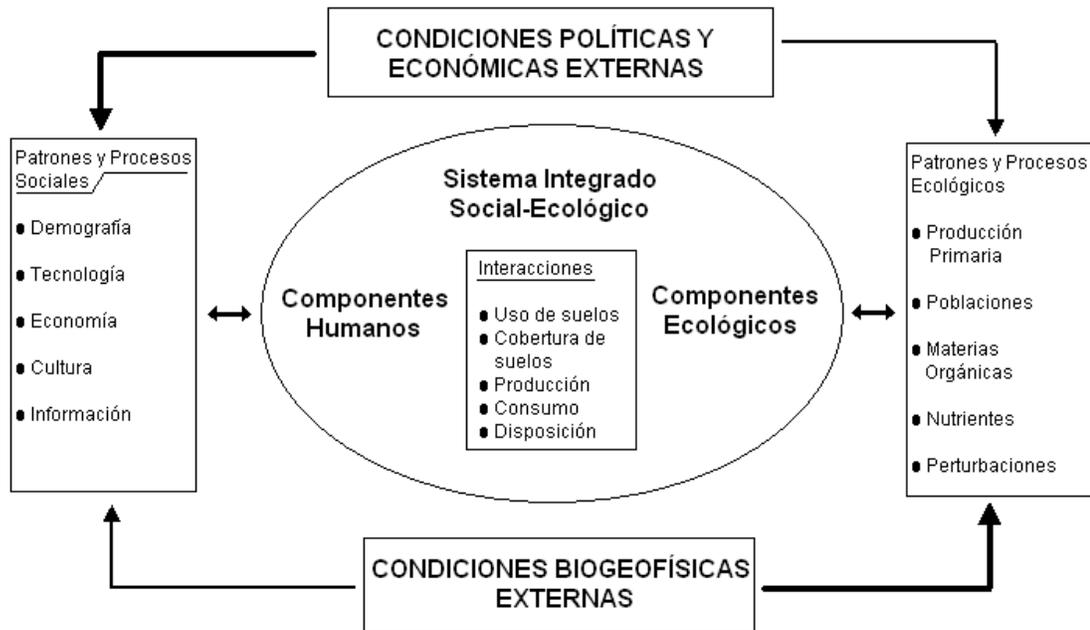


Figura 2.14: Marco conceptual definido por Redman *et al.* (2004) (Adaptación)

Aquí, el SES es definido como:

- i. Un sistema coherente de factores biológicos y sociales que regularmente interactúan de un modo resiliente y sostenido.
- ii. Un sistema que es definido en variadas escalas espaciales, temporales y organizacionales, las cuales están relacionadas jerarquizadamente.
- iii. Un conjunto crítico de recursos (naturales, económicos y culturales) cuyo flujo y uso es regulado por una combinación de sistemas ecológicos y sociales.
- iv. Un sistema complejo perpetuamente dinámico y de adaptación continua.

El marco general, las áreas claves y las herramientas de investigación propuestas en la investigación proveen un foco de integración. Además, se plantea la necesidad de buscar formas prácticas para promover la colaboración entre los científicos de

diferentes disciplinas y que poseen diferentes perspectivas, de modo que lo anterior sea aplicable.

Se plantea como ejemplo a los sistemas de información geográfica (GIS), empleando adicionalmente información de percepción remota en conjunto o por separado.

c) Metodología de Evaluación de Caudales Ecológicos Basada en Escenarios

DRIFT (*Downstream Response to Imposed Flow Transformation*) es una metodología holística desarrollada bajo el marco de varios proyectos desarrollados en África. Uno de ellos, muy bien documentado, es el Proyecto Hidrológico de las Tierras Altas de Lesotho (*Lesotho Highlands Water Project*). De acuerdo a King *et al.* (2003) DRIFT es esencialmente una herramienta de manejo de información que permite el uso más ventajoso de los datos y conocimientos disponibles a través de un proceso estructurado. La Figura 2.15 resume el esquema propuesto de la metodología.

Esta herramienta consta de cuatro módulos (King *et al.*, 2003; King *et al.*, 2006):

- i. Un módulo biofísico diseñado para predecir los efectos del cambio en el régimen de flujos sobre el ecosistema fluvial.
- ii. Un módulo sociológico diseñado para identificar a los usuarios vitales en riesgo debido a la intervención del río, cuantificando las relaciones de las personas con el recurso.
- iii. Un módulo constructor de escenarios que permite reunir las diversas predicciones de cambios en el río y el impacto sobre las personas.
- iv. Un módulo económico que permite resumir los costos y beneficios de cada escenario, lo que permite considerar mitigaciones y compensaciones.

DRIFT es una metodología que se nutre del desarrollo de herramientas computacionales en áreas puntuales, aplicadas dentro de una visión holística, para una diversidad de problemas que incluye tantos organismos y factores. Esto es determinado tanto por los especialistas como por las restricciones financieras propias

de cualquier proyecto. Un caso representativo de aplicación es el presentado por Arthington *et al.* (2003), donde se utiliza a los peces como especie característica de estudio. Así, se obtiene un protocolo de diez pasos que involucra la componente de estudio de los peces y se compara a DRIFT con otras metodologías de evaluación basadas en los paneles de científicos y expertos.

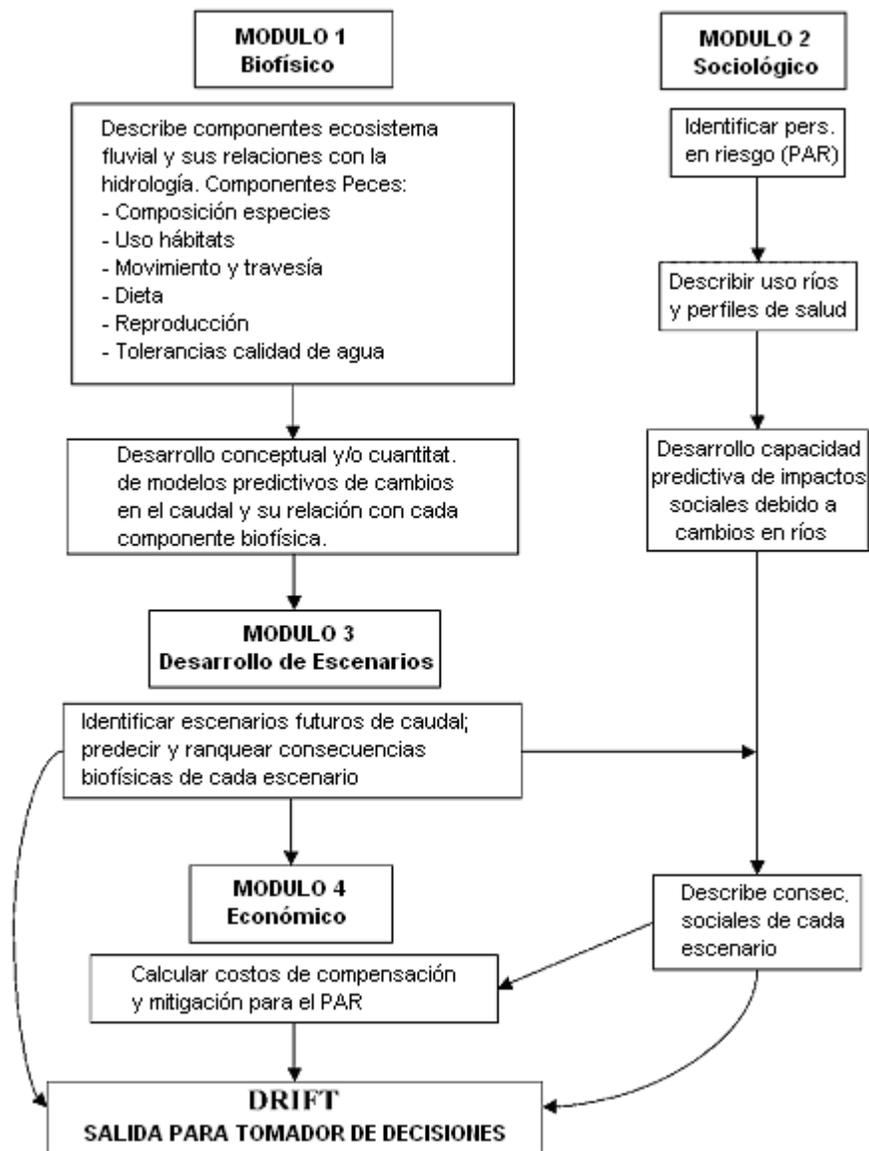


Figura 2.15: Diagrama de la metodología DRIFT (Adaptado de Arthington *et al.*, 2003)

d) Un Nuevo Procedimiento de Evaluación para Cuantificar la Compatibilidad Medio Ambiental de la Producción Hidroeléctrica

El concepto llamado *Green Hydro* se desarrolló en el estudio multidisciplinario de un caso de generación hidroeléctrica de 400 MW en los Alpes meridionales de Suiza. Dicho concepto garantiza, de acuerdo a Bratrich *et al.* (2004), tanto los estándares generales para los diferentes esquemas de operación, en los diferentes tipos de cuencas, como la flexibilidad para las particularidades locales.

Para lograr los objetivos del proyecto se utilizaron tres enfoques metodológicos:

- i. Se revisó la literatura acerca de la ecología fluvial y la economía medioambiental para definir un marco de evaluación adecuado y para seleccionar los criterios ecológicos que definan a la hidroelectricidad verde.
- ii. Se desarrollaron herramientas de evaluación específicas dentro de un grupo multidisciplinario.
- iii. Se estableció un panel de expertos y de tomadores de decisión (*stakeholders*) para generalizar los resultados del caso estudiado en los Alpes Suizos y hacerlos aplicables a otros productores de energía hidroeléctrica.

El estudio consistió en el desarrollo de una matriz de manejo medioambiental que ayudó a construir una perspectiva común entre los científicos medioambientales, ingenieros hidráulicos, representantes de las ONGs y los gerentes de las plantas de energía, enfocando de esta forma metas específicas para los tópicos medioambientales relevantes y áreas de manejo definidas. De esta forma, la matriz está conformada por los temas medioambientales cruzados con las áreas de manejo, lo cual es reflejado por la Figura 2.16. Por ejemplo, para el elemento de la matriz Comunidades Biológicas – Flujo en el Cauce se tendrá lo siguiente:

- i. El objetivo será permitir un ambiente adecuado para la sobrevivencia de las especies fluviales. El criterio será que la población no disminuya.

- ii. La herramienta de evaluación será un modelo de calidad de hábitats (en el estudio se emplea AQUASIM para modelar la temperatura y la calidad del agua en conjunto con CASiMiR).
- iii. La literatura será aquella que permita cumplir el punto 1 utilizando las herramientas definidas en el punto 2.

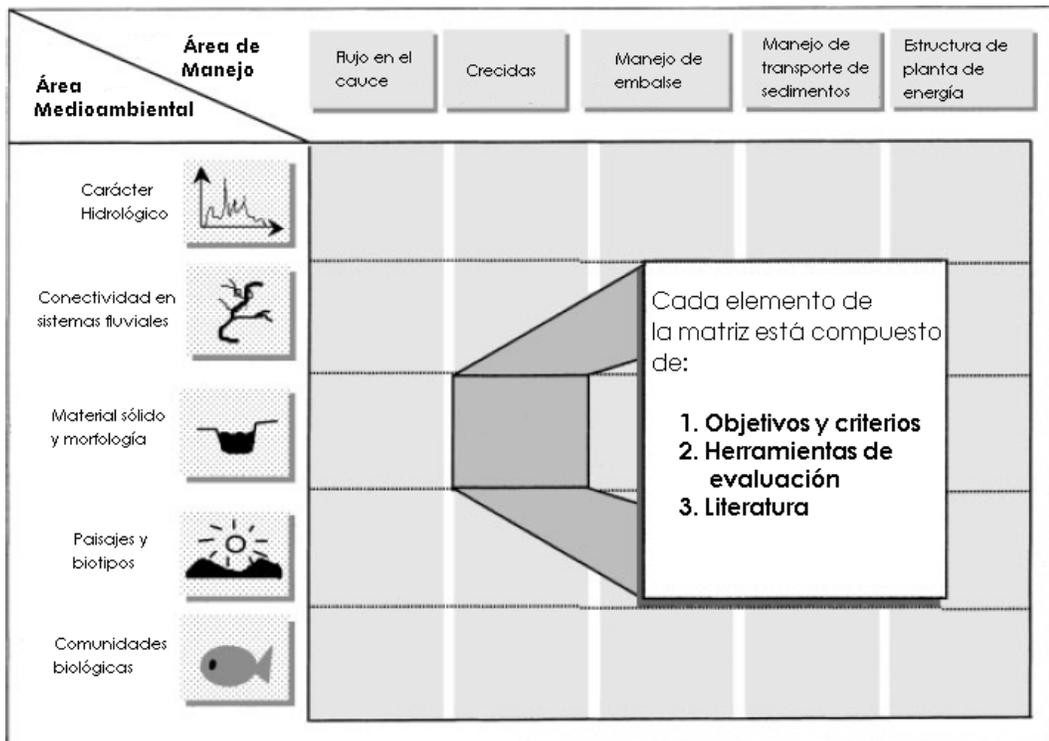


Figura 2.16: Esquema general de matriz de manejo medioambiental (Adaptado de Bratrich *et al.*, 2004)

2.4.2 PROYECTOS DE ESTANDARIZACIÓN E INTEGRACIÓN A MACROESCALA

a) AQEM

El proyecto de investigación AQEM⁵ (Harby *et al.*, 2004; Manual AQEM, 2004), desarrollado entre el año 2000 y el 2002, bajo el 5º *Framework Programme* de la Unión Europea, consistió en el desarrollo y prueba de un sistema integrado de evaluación de la calidad ecológica en arroyos y ríos a través de Europa utilizando macroinvertebrados bentónicos.

Los objetivos de AQEM son:

- Clasificar tramos de río en clases de calidad desde 5 (alta calidad) hasta 1 (mala calidad) basado en una lista de taxas de macroinvertebrados.
- Dar información acerca de la causa de una posible degradación de la calidad para ayudar directamente en futuras prácticas de manejo.

El desarrollo del sistema de evaluación AQEM está basado en la colecta de datos a lo largo de 28 tipos comunes de ríos definidos en 8 países europeos: Austria, República Checa, Alemania, Grecia, Italia, Holanda, Portugal y Suecia. En total se recogieron 901 muestras de invertebrados bentónicos, utilizando un procedimiento estandarizado de muestreo multi-hábitat, con lo que se generó una lista de 9557 taxones de macroinvertebrados europeos. Además, se registró un gran número de parámetros que describen los ríos y sus cuencas aportantes en todos los sitios muestreados, a partir de cuyas características fue posible derivar sus estresores. Debido a que cada biotipo tendrá requerimientos diferentes para el sustento de los organismos que lo habitan, a una misma alteración en dichos ecosistemas se tendrán diferentes efectos según sus características, lo cual llevó a crear una composición de tipos de ríos con sus estresores asociados. Adicionalmente se estudiaron diversos atributos de ensamble,

⁵ Como parte del proyecto se desarrollo el programa de evaluación ASTERICS, el cual puede ser descargado, junto con la lista de taxas de macroinvertebrados, manual y complementos desde su sitio <http://www.aqem.de>

llamados métricas (*metrics*), con el objetivo de identificar aquellos atributos más efectivos en la medición de la degradación en el río, lo cual fue estimado mediante correlaciones de dichas métricas con la degradación de la calidad del río, medida a través de parámetros químicos o hidromorfológicos. El proceso permitió determinar más de 18 métricas esenciales para los tipos de ríos definidos, lo cual fue combinado en diferentes índices multimétricos en cada país (Hering *et al.*, 2004).

El sistema de evaluación multimétrico AQEM es utilizado para clasificar la exigencia del medio sobre los ríos por medio de Clases de Calidad Ecológica, las que van desde 5 para calidad alta hasta 1 para mala calidad, ofreciendo información sobre las posibles causas de la degradación de la calidad (Hering *et al.*, 2004). Sin embargo, se debe tener cuidado con este tipo de índices obtenidos mediante el uso de correlaciones, pues éstas no señalan causalidad, como se suele interpretar en muchos casos.

Uno de los principales aciertos del modelo es definir ciertos procedimientos de muestreo requeridos para garantizar que los resultados sean válidos. El manual del modelo incluye dichos procedimientos, permitiendo que las campañas de terreno formen parte inseparable de la modelación.

b) PAEQANN

El proyecto de investigación PAEQANN fue desarrollado entre el año 2000 y el 2003, bajo el 5º *Framework Programme* de la Unión Europea. La principal característica de dicho proyecto es proveer un conjunto de herramientas para investigar el estado ecológico de los ríos y predecir los impactos ambientales producto del manejo de los recursos a una escala europea. Esto se logra mediante el apoyo a una serie de estudios en distintos países para mejorar el conocimiento acerca de las aplicaciones ecológicas de técnicas clásicas estadísticas, modelos dinámicos y redes neuronales artificiales. La generación de bases de datos y metodologías de modelación utilizando las herramientas antes mencionadas son puestas a disposición de la comunidad europea para su empleo y desarrollo (Verdonschot y Nijboer, 2002).

Formalmente el objetivo de aplicación de este proyecto es proponer un conjunto de políticas y herramientas para el manejo del agua, facilitando de esta forma la evaluación de la calidad y de las perturbaciones en los ecosistemas fluviales, entregando información acerca de la calidad del flujo de agua tanto como de la estructura de la comunidad que conforma al ecosistema.

Como objetivo científico este proyecto buscó crear un enfoque metodológico estandarizado que incluye métodos de muestreo, de tal forma que se puedan comparar los diferentes sitios para prioridades regionales de conservación. Lo anterior se logra uniendo las características medioambientales y la estructura de la comunidad en cada sitio de referencia, mediante el uso de un conjunto definido de parámetros y la combinación de grupos objetivos que representan el nivel funcional principal de los ecosistemas. Además, se evalúa, a un nivel funcional, la sensibilidad de los ecosistemas estudiados y su respuesta a las perturbaciones a través de la implementación de índices de sensibilidad y del modelamiento. Finalmente, se investigan los efectos de la acción humana sobre la funcionalidad del ecosistema mediante la comparación de la composición y cambios en la estructura y comportamiento de grupos de organismos con condiciones de referencia naturales (no intervenidas) cercanas⁶ (Harby et al., 2004).

2.4.3 SISTEMAS EXPERTOS

a) HSSDex

El HSSDex (*Herring Shoal Structure and Distribution expert system*) es un sistema experto basado en lógica difusa y es empleado como un marco formal que combina el conocimiento local, obtenido de entrevistas a pescadores, gerentes pesqueros y personas originarias de la zona, con información científica más convencional obtenida

⁶ En el sitio web <http://aquaeco.ups-tlse.fr/index2.htm> es posible descargar algunos artículos relacionados con el desarrollo de esta herramienta, la gran mayoría relacionados con el uso e implementación de redes neuronales en la modelación de ecosistemas.

de entrevistas a científicos de la industria, de estudios basados en el trabajo hecho en terreno y de la literatura disponible sobre el tema.

Su objetivo es predecir la estructura, dinámica y distribución a mesoescala de bancos de arenques adultos migratorios durante las diferentes etapas de su ciclo de vida.

Se utilizó un enfoque conceptual del tipo *bottom up*⁷ para desarrollar el modelo, de tal forma que mediante reglas heurísticas se definieron relaciones entre los factores ecológicos, biológicos y motivacionales y sus efectos en el comportamiento de los peces. De esos factores, son considerados como claves la comida, la predación y el estado reproductivo. La interrelación dinámica de estos atributos, combinada con los cambios temporales en las prioridades de vida de los peces, dan como resultado una serie de *trade-offs*⁸, en la forma de respuestas de comportamiento que se manifiestan en la estructura, dinámica y distribución del banco de peces (Mackinson, 1999).

b) Modelo de Predicción de Macroinvertebrados

Este estudio se realizó en Flandes, Bélgica, con el objeto de construir un modelo basado en el conocimiento experto por medio del uso de lógica difusa, utilizando el *Toolbox* de lógica difusa de Matlab 5.3 para implementar la teoría de conjuntos difusos en el modelo predictivo.

El objetivo es lograr predecir los niveles de abundancia de los macroinvertebrados *Asellus* y *Gammarus* (crustáceos) en una cuenca ubicada en Flandes, validando los resultados con datos recogidos en otra cuenca, ubicada en Zwalm. Para ello se utilizó la literatura y conocimiento experto para la construcción de los modelos (uno por

⁷ En el diseño **Bottom-up** las partes individuales se diseñan con detalle y luego se enlazan para formar componentes más grandes, que a su vez se enlazan hasta que se forma el sistema completo. Las estrategias basadas en el flujo de información "bottom-up" se antojan potencialmente necesarias y suficientes porque se basan en el conocimiento de todas las variables que pueden afectar los elementos del sistema (Fuente: <http://es.wikipedia.org/wiki/Bottom-up>).

⁸ Un **trade-off** se refiere a perder una cualidad o aspecto de algo a cambio de ganar otra cualidad o aspecto. Esto implica que la decisión debe ser realizada con una comprensión completa de lo que se gana y lo que se pierde en una decisión particular (Fuente: <http://en.wikipedia.org/wiki/Trade-off>)

especie). La validación se realizó con los datos físico-químicos y de macroinvertebrados muestreados.

Se creó un modelo para cada especie, aunque son aplicables a dos especies de *Asellus* y varias especies de *Gammarus*, debido a las pocas diferencias en sus nichos y en las tolerancias a la polución orgánica, respectivamente. Esto le da mayor aplicabilidad a esta herramienta, que pretende ayudar en el manejo de la calidad de ríos y en la evaluación de impactos ambientales mediante el uso de estos macroinvertebrados como bio-indicadores de la calidad del agua (Adriaenssens *et al.*, 2006).

2.4.4 MODELOS ENLAZADOS

a) Evaluación de los Efectos al Ecosistema debido a la Operación de Embalses

El estudio fue realizado en el lago Shasta, el embalse más grande de California, con el fin de investigar los efectos que tendría sobre la red de alimentos (*food web*) del embalse el uso de mecanismo de control de temperatura⁹ (TCD: *temperature control device*) (Saito *et al.*, 2000).

Se utilizó un enfoque de modelamiento enlazado en el cual, por una parte, se empleó un modelo de calidad de agua especializado en embalses (CE-QUAL-W2) (W2) para predecir los cambios en la producción de fitoplancton (inducidos por el TCD ubicado en el muro del embalse) y, por otro lado, se usó un modelo de transferencia *food web-energy* para propagar los cambios predichos en el fitoplancton a través de la red de alimentos hacia los predadores y pescadores deportivos de interés. Para esto último se estimó una eficiencia de transferencia trófica, que permitió estimar la energía transferida desde el fitoplancton hacia las otras especies en la red de alimentos.

⁹ Un mecanismo que permite a los operadores de embalse tomar el agua desde diferentes profundidades, incluyendo el agua más cálida cercana la superficie, regulando no solo la temperatura a la salida, sino que modificando lo que sucede en el mismo embalse (Fuente: <http://www.gcdamp.gov/tcd/index.html>).

El modelo de transferencia *food web-energy* fue generado mediante un análisis de isótopos estables¹⁰ el cual permitió descubrir las relaciones tróficas entre los predadores y múltiples presas, estimando la posición trófica de cada consumidor, definiendo además la importancia relativa de varias presas en la dieta de cada consumidor.

Con este modelamiento fue posible estimar los efectos *bottom up* relativos que nuevas reglas de operación pueden provocar en varias especies de peces (Saito *et al.*, 2000).

b) Aplicación del RSS (*River Simulation System*) para Optimizar el Caudal Ecológico en el Río Maana

El RSS es un programa desarrollado en Noruega para la planificación del manejo de recursos hídricos que incluye 14 diferentes tipos de modelos integrados en un solo sistema, compartiendo una interfaz y base de datos comunes para facilitar el traspaso de los datos entre los diferentes modelos (Killingtveit y Lundteigen Fossdal, 1994).

Su aplicación en el río Maana, ubicado en el centro sur de Noruega, implicó el uso de tres modelos de los 14 existentes (ENMAG, HEC-RAS y QUAL2E) y el desarrollo de dos nuevos modelos (RICE y HABITAT) que se incorporaron al RSS.

Los datos para el modelo fueron:

- Información hidrológica y técnica para las plantas de energía y los embalses en el sistema que permiten correr el modelo ENMAG.
- Secciones transversales y nivel del espejo de agua para correr los modelos HEC-RAS, QUAL2E y RICE.
- Cobertura de hielo del río, agua y temperatura del aire para el RICE.

¹⁰ Existen análisis isotópicos en estudios metabólicos, en biodegradación, en ecología microbiana, en arqueología, en estudios paleoambientales. Una búsqueda simple en Internet bastará para conocer más sobre este tema (Fuente: <http://www.eez.csic.es/files/Los%20Isotopos%20Estables.pdf>).

- Datos de calidad de agua (N, P, coniformes totales, turbiedad, etc.) para el QUAL2E
- Profundidad del agua, velocidad de la corriente, tamaño del sustrato y datos sobre uso de hábitat de los peces (mediante buceo con snorkel) para el modelo HABITAT.

Se midió el impacto para diferentes caudales en cada uno de los modelos, lo cual permitió a los científicos integrar los resultados en la recomendación final de un caudal ecológico.

c) Impacto Ecológico de Crecidas desde Embalses en Ríos

El estudio de los efectos de las crecidas generadas en los embalses de generación hidroeléctrica (*hydro peaking*) sobre los ecosistemas acuáticos fluviales es un proyecto multidisciplinario liderado por el SINTEF (organización independiente de investigación escandinava) (Harby *et al.*, 2001). Este proyecto, llevado a cabo en cuatro ríos regulados de Noruega y uno de Canadá, fue iniciado en 1997 y finalizó el año 2001, siendo sus objetivos principales:

- Cuantificar las consecuencias ecológicas sobre peces, bentos y vegetación acuática debido a las bruscas fluctuaciones en los niveles del agua en los ríos analizados.
- Desarrollar herramientas de manejo y directrices que permitan reducir los efectos dañinos de dichas crecidas.

Para alcanzar dichos objetivos se definieron los siguientes subproyectos:

- Estudios experimentales de campo llevados a cabo en dos ríos noruegos y en el laboratorio para cuantificar el varamiento del salmón Atlántico juvenil y la trucha marrón bajo varios escenarios climáticos e hidráulicos.
- Variaciones temporales de corto plazo en la condición y distribución del hábitat físico disponible para los salmones juveniles y bentos analizados en los sitios

de estudio aguas abajo de las represas. Para esto se lleva a cabo el modelamiento bioenergético y del hábitat de los peces.

- El estudio del comportamiento de los peces y la selección de los tipos de refugio debido a la rápida variación del nivel del agua, investigando en laboratorio y subsecuentemente en situaciones naturales empleando telemetría de alta precisión.
- El monitoreo de la vegetación acuática y del bentos, unido a la modelación hidráulica de las condiciones de crecida en los ríos. Además, se realiza un análisis de series de tiempo para mostrar el impacto de la variación de las condiciones hidráulicas en la composición y distribución de la vegetación acuática.
- El estudio del consumo de energía, el crecimiento y el estrés en los peces juveniles para cuantificar los costos energéticos debido a los rápidos y frecuentes cambios en los niveles del agua.

Todos estos subproyectos son integrados y analizados en conjunto, lo que conduce a un completo desarrollo de nuevos métodos y modelos de simulación para evaluar los impactos medioambientales de las crecidas.

2.5 COMENTARIOS

Hoy en día se presenta un consenso general acerca de la importancia de un desarrollo sustentable. También existe consenso acerca de buscar un enfoque integrador y flexible que permita alcanzar aquello. La sociedad debe ser capaz de realizar todo esto para su bienestar.

Sin embargo, estas definiciones son muy generales y vagas, pues no existe claridad absoluta acerca de lo que se denomina desarrollo, integrador, flexible, sustentable. Cada uno de estos términos posee definiciones diferentes y las formas en que las diferentes sociedades se aproximan a ellos también difieren.

Quizás existe un amplio acuerdo acerca de la importancia de la ciencia, ya sea como medio para alcanzar la verdad o como herramienta de conocimiento, de comprensión, de gestión.

El agua, como recurso natural, se inserta en un mosaico de elementos que interactúan, se traslapan, producen sinergias, tanto en el espacio como en tiempo y a diferentes escalas. No existe duda entre la comunidad científica de que se enfrenta a un sistema sumamente complejo de abordar. Ya sea debido al nivel tecnológico o grado de conocimiento, la incerteza atraviesa cada uno y todos los intentos que se han realizado por estudiar, comprender, dominar y modelar la naturaleza.

Los resultados demuestran que se poseen capacidades aceptables en el estudio de diferentes subsistemas naturales (ecosistemas, ecotonos e incluso biomas). Se ha descubierto, a su vez, que abordar una gran cantidad de variables es técnicamente imposible, lo cual ha conducido a simplificar, a reducir los grados de libertad de un problema. También existe cierta aversión al riesgo involucrado en estudios demasiado holísticos, pues no solo se trata de la imposibilidad técnica, sino de una cultura y capacidad humana con importantes limitaciones para abordar los problemas en todas sus dimensiones.

La ciencia ha comenzado a integrarse, a considerar habilidades blandas en conjunto con herramientas matemáticas sólidas para lograr abordar la máxima complejidad posible en la búsqueda de mejores modelos, más representativos de la realidad. Se ha comenzado a buscar la posición del hombre dentro del mosaico de elementos que lo rodean.

La opinión de disciplinas como la economía, sociología, antropología, etc. comienzan a ser cada vez más importantes en el campo de estudio de los recursos naturales. Los esfuerzos de integración trascienden fronteras, involucrando a muchos países, a sus acuerdos económicos, políticos y sociales.

Sin duda, lo más complejo del actual escenario pasa por el modelo de desarrollo que se ha dado hasta hoy y si éste es compatible con un desarrollo sustentable. En este punto, los sistemas políticos y económicos serán los más tensionados en el futuro.

Si el escenario del cambio climático afecta la disponibilidad de recursos naturales en el futuro, se verán puestos a prueba los diferentes modelos de desarrollo. Sin embargo, los estudios revelan que, hoy en día, no hay condiciones adecuadas en Chile para enfrentar un escenario que altere la disponibilidad de agua.

En Chile existe un modelo de desarrollo neoliberal que exige cierta rigidez del sistema político-legal, tal que asegure jurídicamente los derechos de propiedad para dar confianza a los inversionistas. Esta falta de flexibilidad no permitirá una adaptación suficiente ante la escasez de agua. Un cambio en la disponibilidad de este recurso afectará nuestra economía en todos sus campos de desarrollo, tanto en la minería como la exportación de recursos naturales primarios.

Culturalmente hay retrasos en Chile y con un gran desafío por delante. Muchos autores han señalado la importancia de ciertos elementos señalados en la presente revisión, como la libertad de acceso a la información, menor centralización, etc. Sin embargo, son pocos los que ven la integración de todos estos elementos, siendo propuestos aisladamente por la mayoría. Por ejemplo, aunque existe acuerdo acerca de la importancia de la adaptabilidad del sistema, algunos persisten en confiar en el mercado de derechos de agua para aquello. Otros, incluyendo al presente autor, consideran que un modelo de esas características no permite una adaptación suficiente. No sólo por la falta de mercados en la actualidad, bajo el supuesto cuestionable de que agua puede ser considerado un bien transable, sino por el conjunto de medidas centralizadoras y totalizadoras necesarias para su sustento y que hoy impiden un modelo de desarrollo regional y acorde con las necesidades de cada zona.

Otra área básica y paralela a la anterior, tiene relación con el énfasis que se da a la ciencia en Chile. Aunque las inversiones en investigación continúan aumentando, no existe un horizonte de desarrollo nacional. Por ejemplo, la falta de inversiones en la

medición de los recursos hídricos chilenos produce una base científica permeada por la incertidumbre. Los resultados son demasiado vagos para permitir que las autoridades los tomen en cuenta en el desarrollo de las políticas nacionales. No es posible reformar el actual sistema de derechos de agua si no se puede estudiar adecuadamente como se verán afectados por un cambio en la cantidad y distribución del mismo. La falta de información le da poca credibilidad a los resultados y esto impide que se invierta en mejorarlos. El círculo es claro, pero muy difícil de romper.

La responsabilidad recae, entonces, en la comunidad científica y en la sociedad civil. No existe, hoy en día, un modelo de desarrollo sustentable basado únicamente en un actor que fija las directrices y ejecuta. Los autores revisados concuerdan con esta conclusión. Es imprescindible generar plataformas de actores que se relacionen entre sí, vertical y transversalmente. La sociedad civil organizada puede gestar cambios que conlleven a un cambio de políticas en las autoridades gobernantes. Los científicos pueden educar a la sociedad, dar respuestas a necesidades de la comunidad. Es por esto que la labor de la ciencia debe estar completamente ligada a su contexto social.

Por ejemplo, proyectos financiados por fondos públicos concursables no tienen condiciones acerca de la disponibilidad de la información generada para el resto de la sociedad. Hoy en día, laboratorios, consultoras, centros de investigación y cualquier comunidad científica puede concursar, ganar fondos públicos, hacer estudios de interés nacional y reservar buena parte de los resultados en privado, sin que estos sean ocupados en el futuro, creando cierto monopolio de la información.

Algo similar ocurre en proyectos privados, por ejemplo, aquellos relacionados con estudios de impacto ambiental. Se estudia la naturaleza que se verá afectada por un proyecto de inversión, generando una línea base de los recursos naturales, sociales y culturales que se podrán ver afectados, pero los resultados son expuestos en forma parcial y gran parte de la información base utilizada para generar los resultados es reservada. Hoy en día, los miembros de la sociedad (civil, científica, autoridades, etc.) que deseen acceder a esta información para revisar, comprobar o utilizarla, no pueden, a menos que formen parte de quienes realizaron o encargaron los estudios.

Esta clase de asimetría de la información es interpelada desde diferentes frentes. La Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OECD), en el informe de evaluación ambiental realizada a Chile, enfatizó este punto como uno de los más importantes a ser corregidos. Algunas de las recomendaciones realizadas por este organismo son las siguientes (OECD, 2005):

- En lo relativo a la información ambiental, se deben consolidar y regularizar las labores relativas a los datos ambientales, los informes de medio ambiente y los indicadores ambientales. Se debe dar continuidad al desarrollo del Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA) para integrar la información sectorial, mejorar la calidad de la información ambiental física e incluir información económica sobre el medio ambiente (gasto en medio ambiente, empleo en el sector ambiental, precios del agua, entre otros).
- Fortalecer la educación y conciencia ambientales con una estrategia de aprendizaje ambiental de largo plazo y un plan nacional de educación ambiental que incluya: i) integrar más aún las materias ambientales en los planes de estudios de las escuelas primaria y secundaria, y ii) desarrollar el conocimiento ambiental mediante asociaciones profesionales, así como los sistemas de manejo ambiental en las empresas.

Como señala Pahl-Wostl (2008), no existe una panacea para desarrollar procesos de aprendizaje y el manejo adaptativo de los recursos. Nuestro entendimiento de las dinámicas complejas de los sistemas acuáticos, incluyendo componentes humanas, ambientales y técnicas es aún muy pobre, no obstante, estamos todos invitados a contribuir desde nuestra propia experiencia para desarrollar aún más este enfoque integral y adaptativo de desarrollo (Pahl-Wostl, 2008).

3. CARACTERIZACIÓN ZONA DE ESTUDIO

3.1 UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El río Bio Bío es un sistema fluvial fuertemente intervenido, con aproximadamente 380 km de largo, y una cuenca hidrográfica de 24260 km², situada entre los 36°45'S y 39°S, la tercera más grande del país, después de las de los ríos Loa y Baker (Parra et al., 2004). El río Huequecura, ubicado en la comuna de Santa Bárbara, VIII región, es afluente al río Bio Bío, formando parte de una de las cuencas más importantes y estudiadas de Chile.

Por su parte, la cuenca del río Huequecura, cuya salida fue definida en la zona de estudio, en las coordenadas 71.786° de longitud Oeste y 37.706° de latitud Sur, posee un área total de 338.9 km². La Figura 3.1 señala la ubicación general y tamaño relativo de la cuenca (Fuente: Elaboración propia).

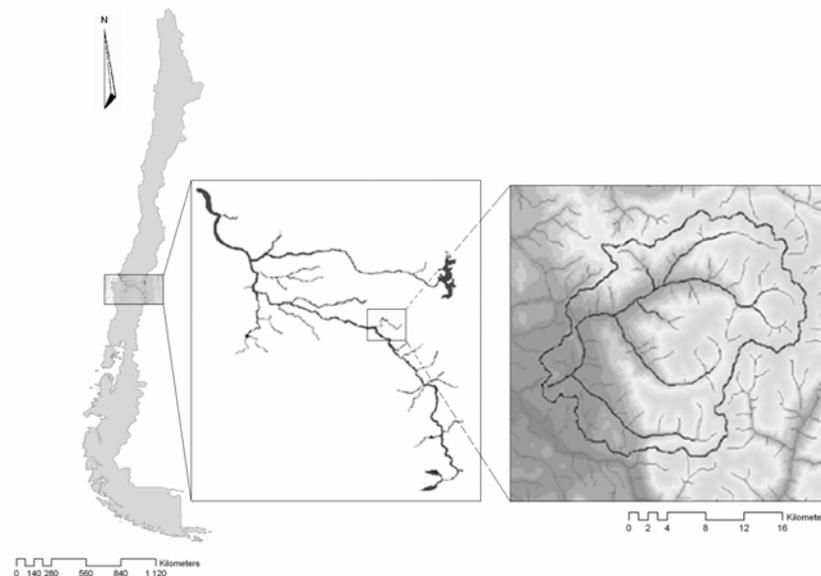


Figura 3.1: Ubicación General Zona de Estudio. De izquierda a derecha Chile, río Bio Bío, cuenca del río Huequecura delimitada en zona de estudio.

La comuna de Santa Bárbara ocupa una superficie de 1255 km² con una población, según el Instituto Nacional de Estadística (INE), de 14271 habitantes, dando una densidad poblacional de 11.4 habitantes por km², revelando así el carácter rural de la zona. Las campañas de terreno indican que no existen poblados o grupos de viviendas importantes. Los asentamientos están dispersos, sin una agrupación clara que permita definir poblados o localidades.

3.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL TRAMO ESTUDIADO

El río Huequecura posee varios tipos geomorfológicos, pero es posible caracterizar la mayor parte del tramo, comprendido entre la zona de estudio y la confluencia con el Bio Bío, en dos tipos principales:

1. Tipo H1: Pendiente moderada (del orden de 1/1000), provocando embancamientos alternados de los sedimentos transportados en las crecidas invernales, con cual se forman pequeños pozones seguidos de rápidos (pool-riffle).
2. Tipo H2: Pendiente moderada (del orden de 1/1000), barra de sedimento importante al final de un tramo bien encajonado, lo cual genera condiciones de escurrimiento subcrítico, con gran profundidad y flujo de baja velocidad.

Además de lo anterior existen tipos genéricos, como caídas, cascadas y combinaciones entre todas estas definiciones, con diferentes anchos, tipos de sustratos y velocidades de escurrimiento. En este sentido, el río Huequecura tiene características únicas de diversidad de hábitats. La Figura 3.2 muestra algunos de los tipos geomorfológicos registrados durante las campañas de terreno.



Figura 3.2: Diversidad de tipos geomorfológicos en el río Huequecura (Fuente: registro y elaboración propia)

A pesar de que es posible distinguir entre un abanico de tipos geomorfológicos, no se conocen las preferencias específicas de los peces hacia estos, sin embargo, la experiencia revela que la zona seleccionada, correspondiente al tipo **poza-rápido**, permite el sustento de varias especies nativas, las cuales fueron capturadas por el Centro de Ecología Aplicada (CEA) en una serie de campañas (CEA, 2002; CEA, 2003; CEA, 2004).

3.2 CLIMA

3.2.1 PRECIPITACIONES

La cuenca se encuentra ubicada en la zona de entrada al valle central de la región, donde las precipitaciones anuales varían entre los 1600 y 2000 [mm], aumentando de norte a sur y hacia la cordillera andina (EIC, 1996).

El régimen de precipitaciones en la zona de estudio fue determinado utilizando la estación pluviométrica Cerro El Padre, ubicada en las coordenadas 71.867° de longitud Oeste y 37.783° de latitud Sur, a una altitud de 400 m.s.n.m., a poco kilómetros de la salida de la cuenca del río Huequecura. La Figura 3.3 muestra el régimen de precipitaciones que domina a la zona.



Figura 3.3: Curva de Variación Estacional Cerro el Padre

La estación seca se extiende principalmente entre diciembre y marzo, concentrando las mayores precipitaciones entre mayo y junio. La transición entre la estación seca y lluviosa se produce entre marzo y abril, con aumentos moderados a altos de precipitación entre esos meses. La estación seca en cambio, tiene un comienzo más irregular, variando de octubre a diciembre.

Del área total de la cuenca, el 84% se encuentra bajo los 1500 m.s.n.m. y 98% bajo los 1800 m.s.n.m. lo cual indica indirectamente la escasa influencia de las precipitaciones sólidas en el régimen de caudales del río Huequecura, pudiendo clasificar a éste como de régimen pluvial. La cota mínima de la cuenca es 308 m.s.n.m. y la máxima es 2187 m.s.n.m.

3.2.2 TEMPERATURAS MEDIAS ANUALES

La distribución de las isotermas medias anuales señala la presencia de un área cálida, con temperaturas sobre los 10 °C, en la depresión intermedia, la que penetra hacia el sector andino por la base del valle del Bio Bío, hasta la confluencia del río Pangué (EIC, 1996).

El área del piedmont y del valle del Bio Bío se caracteriza por una disminución suave de las temperaturas medias anuales, hasta los 8 °C. La Alta Cordillera se extiende sobre los 2000 m.s.n.m. y se encuentra enmarcada por temperaturas inferiores a los 4 °C (EIC, 1996).

3.2.3 EVAPORACIÓN MEDIA ANUAL

Debido a la inexistencia de una red de estaciones más densa se dará un valor referencial de la tasa de evaporación media anual, correspondiente a lo registrado por EIC (1996) en la zona de Pangué y Troyo, donde se observa un comportamiento homogéneo, fluctuando entre 1133 y 1221 mm anuales respectivamente.

Se debe tener en cuenta que, dependiendo de la topografía y orientación geográfica de las estaciones, existirán variaciones en la insolación, temperaturas y vientos, influyendo directamente sobre la evaporación real y la evapotranspiración. La ausencia de estaciones de registro de evaporación en una mayor densidad involucra que cualquier dato de esta naturaleza en la zona solo sea estimativo y referencial.

Respecto a la evapotranspiración, ésta expresa un gradiente altitudinal debido a los cambios de las temperaturas. En el piedmont andino oscila entre 500 y 600 mm anuales, en el valle del Bio Bío (en la zona del embalse Ralco) promedia 500 mm anuales, disminuyendo hasta los 400 mm alrededor de los 2000 m de altura (EIC, 1996).

3.2.4 RED DE ESTACIONES HIDROLÓGICAS

En la Figura 3.4 se indican aquellas estaciones disponibles para realizar la modelación hidrológica en la cuenca, señalándose su número BNA (Fuente: Elaboración propia a partir de SIG CNR).

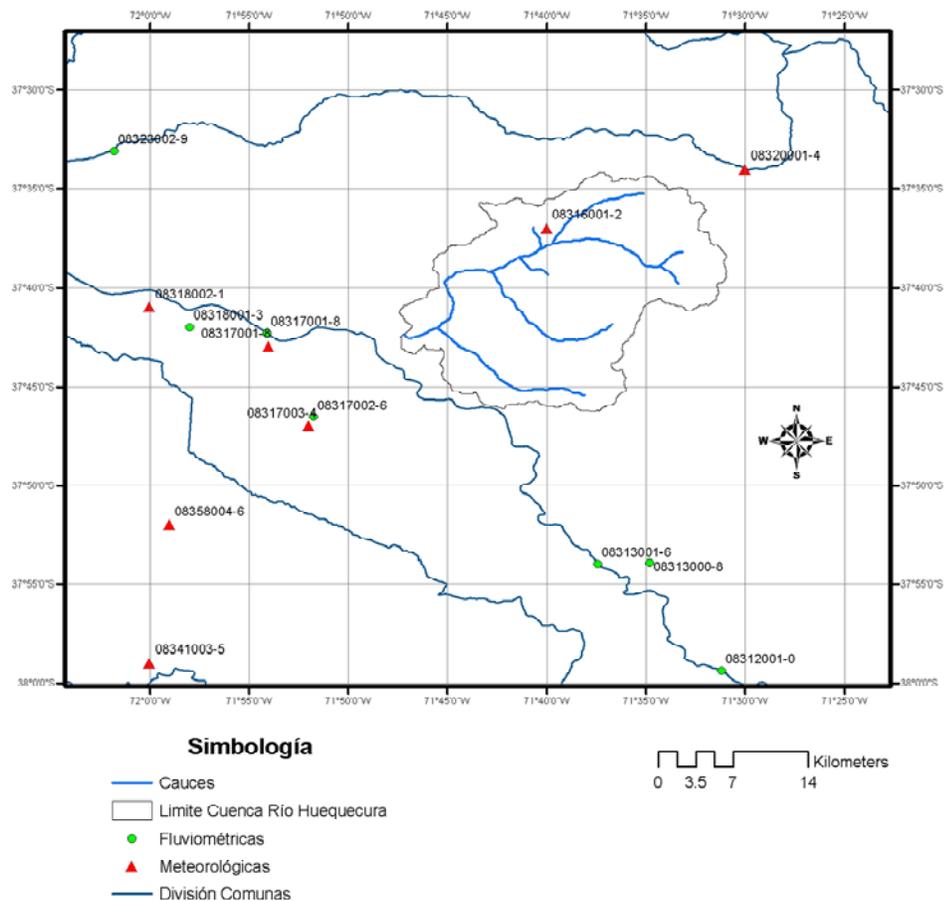


Figura 3.4: Estaciones disponibles en zona de estudio

3.3 CALIDAD DEL AGUA

En la zona no existen estaciones permanentes que registren los parámetros físico-químicos del río Huequecura, lo cual restringe las posibilidades de emplear modelos de calidad de aguas complementarios a la modelación de hábitats.

No obstante, los estudios llevados a cabo por el Centro de Ecología Aplicada (CEA) con motivo de la construcción de la central hidroeléctrica Pangue revelan que, en la mayoría de los parámetros relevantes, el río Huequecura mostró las menores concentraciones de entre todos los tributarios al río Bio Bío, lo que refleja un río con escasos o poco importantes impactos antropogénicos.

Esta razón, sumada a los muestreos de peces realizados por el CEA y al poco grado de intervención de la cuenca, fueron los principales criterios que llevaron a seleccionar al río Huequecura para realizar el presente estudio.

Los parámetros medidos por el CEA (ver Cuadro 3.1 a Cuadro 3.4) (CEA, 2004b; 2004c; 2004d; 2004e), incluyen pH, temperatura (T°), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (Cond. Elec.), alcalinidad (Alc-total), sólidos suspendidos totales (S.T.S.) y disueltos (S.T.D.), amonio (NH₄), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃), nitrógeno orgánico total (N. Org. Total), ortofosfato (P-PO₄), fósforo total (P Total), sodio (Na⁺), potasio (K⁺), magnesio (Mg⁺²), calcio (Ca⁺²), cloruro (Cl⁻), bicarbonato (HCO₃⁻), carbonato (CO₃⁻²), sulfato (SO₄⁻²), sílice (SiO₃⁻²), clorofila a, demanda bioquímica de oxígeno (D.B.O.), coliformes fecales (C.F.) y coliformes totales (C.T.). Además, se tienen parámetros no detectados (ND) y detectados (D) pero con una concentración insuficiente para ser cuantificados.

El Cuadro 3.5 contiene los límites máximos establecidos por norma chilena para la descarga a cuerpos de agua fluviales, indicando solo aquellos parámetros que coinciden con los medidos por el CEA, salvo la DBO₅, que corresponde a la DBO degradable en 5 días y que, en el caso de descargas domiciliarias, es equivalente al 70% de la DBO total carbonácea (Sancha, 2004).

Cuadro 3.1: Parámetros físico-químicos en río Huequecura, año 2004.

Mes	Año	T°	pH	OD	Cond. Elec.	Alc-total	S.T.S.	S.T.D.
		(°C)		(mg / l)	(μS / cm)	(mM)	(mg / l)	(mg / l)
Febrero	2004	23.2	7.51	8.89	49	0.24	9.22	203
Mayo	2004	10.7	7.76	10.73	30	0.27	7.7	87.6
Agosto	2004	8.6	7.5	11.15	28	0.19	5.8	72
Noviembre	2004	15.2	7.3	9.9	26	13	6	90

Cuadro 3.2: Nutrientes en río Huequecura, año 2004. ND: No Detectado. D: Detectado.

Mes	Año	NH4	NO2	NO3	N Org.-Total	P-PO4	P-Total
		(µg / l)	(µg / l)	(µg / l)	(µg / l)	(µg / l)	(µg / l)
Febrero	2004	ND	ND	ND	148.80	ND	ND
Mayo	2004	ND	D	ND	D	ND	ND
Agosto	2004	D	0.5	ND	ND	ND	ND
Noviembre	2004	ND	ND	ND	90.00	ND	ND

Cuadro 3.3: Iones en río Huequecura (mg/l), año 2004.

Mes	Año	Na+	K+	Mg+2	Ca+2	Cl-	HCO3-	CO3-2	SO4-2	SiO3-2	Error Iónico
Febrero	2004	3.76	0.76	1.36	5.20	4.34	29.39	ND	1.44	7.43	6.7
Mayo	2004	1.6	0.1	0.6	4.6	3.4	16.4	ND	1	5.6	4.2
Agosto	2004	1.7	0.3	0.6	3.5	3	16	ND	0.9	4.5	8.3
Noviembre	2004	1.6	0.4	0.5	3	4.1	15.3	ND	0.7	11.9	-

Cuadro 3.4: Parámetros bióticos en río Huequecura, año 2004.

Mes	Año	Clorofila a	D.B.O	C.F.	C.T.
		(µg / l)	(mg / l)	NMP/100 ml	NMP/100 ml
Febrero	2004	0.27	0.32	-	-
Mayo	2004	< 0.1	1.36	-	-
Agosto	2004	0.53	1.9	-	-
Noviembre	2004	< 0.1	1.1	-	-

Cuadro 3.5: Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales según el Decreto Supremo N° 90.

Contaminantes	Unidad	Límite Máximo Permitido
Cloruros	mg/L	400
Coliformes Fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	1000
DBO ₅	mg O ₂ /L	35 *
Fósforo	mg/L	10
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	50
pH	Unidad	6.0 – 8.5
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	80 *
Sulfatos	mg/L	1000
Temperatura	°C	35

(*): Para los residuos líquidos provenientes de plantas de tratamientos de aguas servidas domésticas, no se considerará el contenido de algas.

En el río Huequecura la DBO total es menor a aquella de más rápida degradación (DBO₅), indicando un muy bajo contenido de materia orgánica biodegradable. En este sentido, de la carga de nutrientes detectada (Cuadro 3.2) solo destaca la presencia de nitrógeno orgánico total en la época de estiaje, al mismo tiempo que no se detectó ninguna otra forma de compuestos orgánicos nitrogenados. La elevada concentración de oxígeno detectada en las mismas campañas indica que se la presencia únicamente de nitrógeno orgánico se debe a una contaminación reciente y/o a escasa distancia del punto de muestreo. Su origen puede ser explicado por la mayor presencia humana, debido a los usos recreativos del río que se producen principalmente en verano. Sin embargo, la ausencia de compuestos fosforados, la nula presencia de coliformes y la baja concentración de DBO (Sancha, 2004), apuntan a que el origen del nitrógeno es natural, producto del metabolismo de la vida biológica presente en el río.

La composición iónica representada por el Cuadro 3.3, contrastada con la norma de sulfatos del Cuadro 3.5, está muy por debajo de lo que exige la ley. El contenido de Ca⁺² y Mg⁺² indica que la dureza del agua puede ser clasificada como muy blanda (concentración menor a 30 [Ca CO₃ mg/l]) (Sancha, 2004), considerando los mayores niveles de estos iones.

Este resumen permite verificar lo señalado por CEA (2000), en relación a que no se observa un decaimiento de la calidad entre el año 2000 y 2004. Algunos valores fuera del rango habitual no son justificados por los demás parámetros, no pudiéndose concluir ninguna tendencia definitiva en la zona.

3.4 USO DE SUELOS

La información contenida en la plataforma SIG de la Comisión Nacional de Riego (CNR) permite estimar las superficies que ocupa cada componente de la cuenca, es decir, el área de bosque nativo, praderas, asentamientos humanos, etc.

La Figura 3.5 muestra mediante colores los diversos usos que existen en los registros de la CNR. El Cuadro 3.6 resume cuantitativamente dichas áreas.

Cuadro 3.6: Resumen de Uso de Suelos

Tipo de Uso	Área [ha]	% del Total
BOSQUE NATIVO	20 445	41.5
BOSQUES PLANTACIONES	4 591	9.3
CUERPOS DE AGUA	210	0.4
MATORRAL	4 722	9.6
MATORRAL-PRADERA	3 079	6.3
NIEVES Y GLACIARES	747	1.5
PRADERAS	1 943	3.9
ROTACIÓN CULTIVO-PRADERA	13 481	27.4
TOTAL	49 217	100

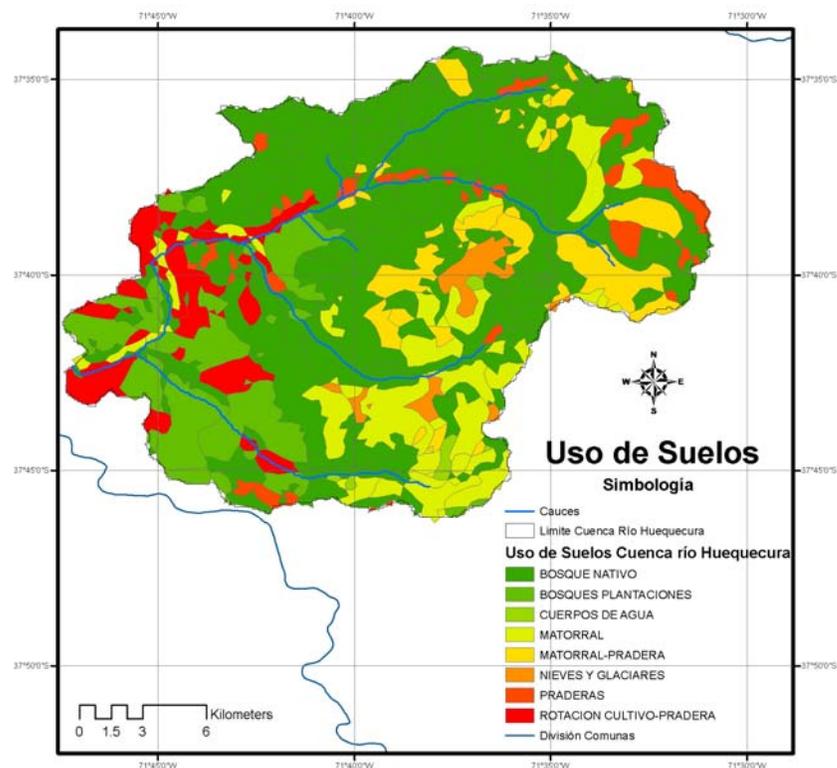


Figura 3.5: Usos del suelo en zona de estudio

De esta información es posible conocer a priori el grado de intervención que posee la cuenca, el cual es bastante reducido, según se desprende de los datos de usos del suelo.

3.5 AGUAS SUBTERRÁNEAS

La Figura 3.6 indica el acuífero que es reportado por la CNR en su plataforma SIG. El área del acuífero es 86.6 km² y la profundidad media es de 56 metros.

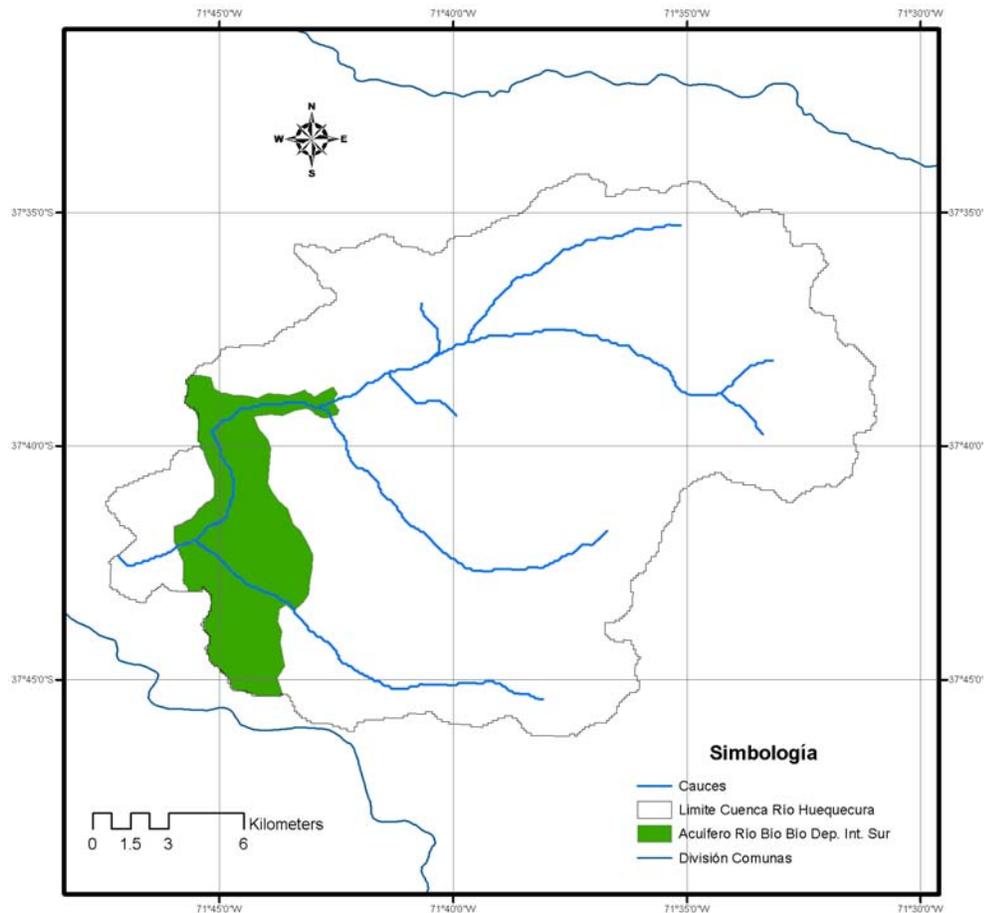


Figura 3.6: Acuífero en la zona de estudio

A modo de descripción, se tiene que el volumen estimado del acuífero es de 4.5 km³ y el coeficiente de almacenamiento es de 0.9.

3.6 COMENTARIOS

Las condiciones de la zona de estudio resultan ser idóneas para aplicar un modelo de calidad de hábitat desacoplado de otros estudios, debido a la poca intervención

humana del lugar. Además, se simplifican los balances y es posible plantear cualquier escenario futuro como posible, reflejando directamente dichas posibilidades en los resultados de la modelación. Por una parte, la calidad del agua permite cumplir con el principal supuesto de CASIMIR, el cual se refiere a que son las condiciones físicas del río (velocidad del agua, profundidad y sustrato del lecho) las que determinan la habitabilidad de una determinada especie. Por otro lado, el bajo uso de los recursos hídricos permite que los peces estudiados en la zona deban sus poblaciones actuales casi exclusivamente a las condiciones climáticas propias del lugar.

Sin embargo, la ausencia de estaciones fluviométricas en la cuenca impide conocer directamente la esorrentía producida en el área de interés o en su confluencia con el río Bio Bío, la cual ocurre pocos kilómetros aguas abajo de la zona modelada.

Como se ha señalado anteriormente, modelos de simulación como CASIMIR requieren que se conozca el caudal y la cota del espejo de agua en cada perfil del tramo modelado. Aunque esto puede ser obtenido mediante modelos hidráulicos como HEC-RAS, este último requiere conocer las condiciones de borde que controlarán el eje hidráulico del río. La incertidumbre, en el caso del río Huequecura y de muchos ríos en Chile, es aumentada al verse en la necesidad de emplear un modelo hidrológico que transforme la lluvia caída en esorrentía directa.

Para lo anterior se cuenta con estadística diaria de precipitaciones. Además se requiere de información concerniente a las temperaturas y evaporaciones que se producen en la zona, siendo estos los principales parámetros de entrada de una amplia variedad de modelos hidrológicos.

La información acerca del grado de intervención de la cuenca, ya sea en la forma de obras hidráulicas, derechos de aguas concedidos y en uso, usos de suelos, etc. permite realizar un balance hidrológico lo más acertado posible.

Con respecto a la selección del tramo estudiado (ver Punto 3.1), no existe una justificación con respecto a su validez como unidad representativa del río desde el

punto de vista ecológico. No obstante, la experiencia empírica señala que la zona permite condiciones apropiadas para varias especies nativas, lo cual sustenta la selección, sin que esto sea lo deseable ni lo más adecuado para llevar adelante esta clase de estudios en el futuro.

4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA

La ausencia de registros fluviométricos en el río Huequecura representa la realidad de una amplia gama de cuencas a lo largo del país.

Con el fin de realizar la modelación del hábitat disponible, no obstante, es necesario contar con una estadística de caudales en este río. Esta puede ser medida en terreno durante el período que se requiera o bien puede ser obtenida indirectamente a través de un modelo que convierta la precipitación, de la que si se dispone de registros en la cuenca, en escorrentía directa.

El propósito de este capítulo es entregar los antecedentes y resultados principales de la modelación hidrológica realizada con el modelo de precipitación – escorrentía GR4J, de la cual se nutre el resto de la modelación de la calidad de hábitat en los capítulos subsiguientes.

4.1 PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS

Los parámetros estimados para la cuenca del río Huequecura se resumen en el Cuadro 4.1. Estos son determinados mediante el uso del software WMS 7.1 (Watershed Modeling System) y la plataforma SIG de la Comisión Nacional de Riego (CNR). El Cuadro 4.2 indica el brevemente la forma de obtener cada uno de los parámetros.

Existe cierto grado de incertidumbre no determinado en algunas de las variables descritas. El más importante parece ser el definir aquellos cauces que son efectivamente cursos permanentes de agua, tal como lo definió Salvatierra (2008). Esta definición, aunque arbitraria, es relevante dado que así se definieron los índices geomorfológicos (IG) explicados en el Punto 2.2.

Cuadro 4.1: Parámetros geomorfológicos río Huequecura.

Parámetro	Unidad	Valor	Significado
A	[km ²]	338.85	Área de la cuenca
E	[m]	1026.2	Elevación media de la cuenca
i	-	0.395	Pendiente media de la cuenca
Per	[m]	122040	Perímetro de la cuenca
Lp	[m]	30304.7	Largo del cauce principal
Lcg	[m]	16605.3	Largo del cauce principal hasta el punto más cercano al centro de gravedad de la cuenca
Dcg	[m]	4196.8	Menor distancia entre el cauce principal y el centro de gravedad de la cuenca
SL	[m]	75836.2	Suma de los largos de los cauces presentes en la cuenca
AOFD	[m]	1855	Promedio de distancias de escurrimiento en la superf. de la cuenca, al curso de agua más cercano
Shape	-	1.88	Largo de la cuenca dividido por su ancho
Sin	-	1.2	Óptimo de sinuosidad del cauce principal en la cuenca
Aac	[km ²]	86.56	Porción de acuífero en superficie localizado dentro de la cuenca
e_ac	[m]	52	Espesor del acuífero localizado dentro de la cuenca

Cuadro 4.2: Método de obtención de Parámetros geomorfológicos río Huequecura.

Parámetro	Método de Obtención
A	En WMS 7.1 se calcula <i>Basin Areas</i>
E	En WMS 7.1 se calcula <i>Mean Basin Elevation</i>
i	En WMS 7.1 se calcula <i>Basin Slopes</i>
Per	En WMS 7.1 se calcula <i>Perimeter</i>
Lp	Exportar Shape desde WMS 7.1 a ArcGIS. Tabla atributos contiene largos cauces
Lcg	En WMS 7.1 se define centro gravedad (C.G.). Usar método para Lp y en WMS medir tramo restante hasta C.G.
Dcg	En WMS 7.1 se define centro gravedad (C.G.). En WMS medir manualmente distancia hasta C.G.
SL	En WMS 7.1 se determinan cauces con <i>threshold value</i> entre 5 y 10. Exportar Shape a ArcGIS. Sumar tramos de tabla de atributos.
AOFD	En WMS 7.1 se calcula <i>Average Overland Flow</i>
Shape	En WMS 7.1 se calcula <i>Shape Factor</i>
Sin	En WMS 7.1 se calcula <i>Sinuosity Factor</i>
Aac	En ArcGIS utilizar herramientas para delimitar porción contenida dentro de cuenca
e_ac	En ArcGIS utilizar herramientas para delimitar porción contenida dentro de cuenca

La definición empleada corresponde a cuencas pluviales (en Chile central) con cursos de agua permanentes a lo largo del año, es decir, no se consideran quebradas o cursos eventuales surgidos durante un evento de precipitación.

No se ha definido un criterio que señale hasta qué período de retorno, por ejemplo, debe considerarse dicho flujo ni se ha verificado en terreno si los cursos definidos en la Figura 4.1 son efectivamente permanentes. La definición está sujeta principalmente al

software WMS 7.1 y al valor umbral (*threshold value*) que se debe definir. Un criterio más amplio es el propuesto por Salvatierra (2008b) referido al flujo permanente, pero es necesario definir algún criterio, tal como cierto período de retorno o probabilidad de excedencia. Debido a que se trata de una cuenca no controlada por una estación pluviométrica, esta definición debe estar ligada a la estadística pluviométrica existente.

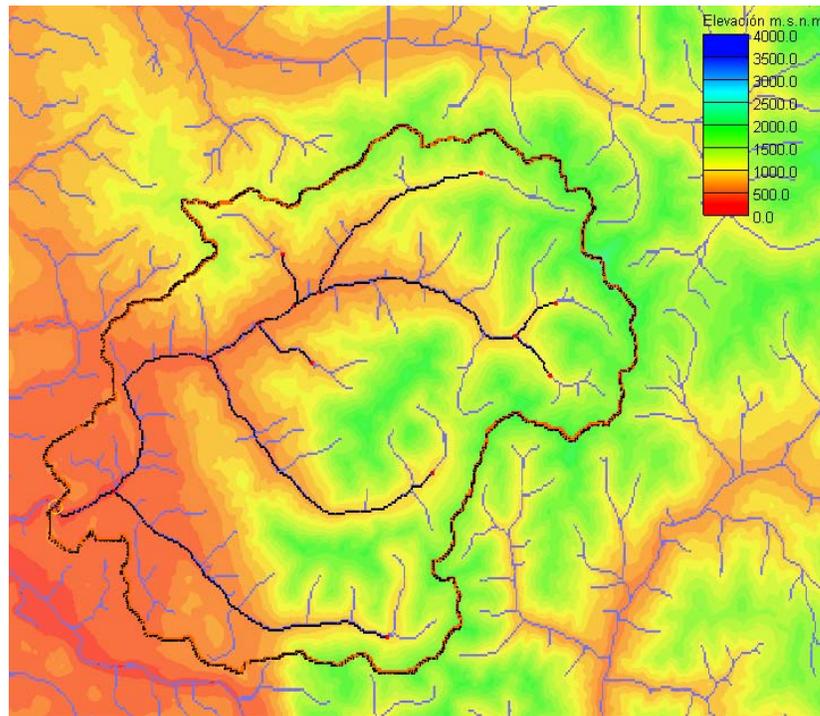


Figura 4.1: Cuenca definida en WMS 7.1. Valor Umbral = 5. Cauces definidos se destacan en negro. Cauces en azul corresponden al total definido dada la resolución de la topografía digital (escala 30 m) (Fuente: Elaboración propia con topografía USGS).

Otra variable influenciada por el *threshold value* es el AOFD (ver Cuadro 4.1), debido a que el agua recorrerá más o menos distancia, desde donde cae la gota de lluvia hasta el cauce más cercano, dependiendo de los cauces efectivamente definidos. También se verá afectado el valor SL (ver Cuadro 4.1), debido a las mismas razones. No obstante, es claro que la definición del número de cauces relevantes afecta a todas las variables por igual, siendo parte integral de la definición de los IG determinados por Salvatierra (2008).

Los parámetros Aac y e_ac corresponden a la información contenida en la plataforma SIG de la CNR, por lo que su incertidumbre está contenida en la calidad de la información utilizada para obtener los mapas empleados. Es indudable que un espesor único del acuífero no es real, pero debido a que GR4J es un modelo concentrado, no es posible aumentar la resolución a menos que se divida la modelación en subcuencas, con los balances hídricos correspondientes. La información, sin embargo, no es suficiente para realizar tal aumento de la resolución.

4.2 ÍNDICES GEOMORFOLÓGICOS

Los IG obtenidos se presentan en el Cuadro 4.3, junto con la evaluación del rango o límite de aplicación definido por Salvatierra (2008). Dicho límite fue definido a partir de los resultados obtenidos por Salvatierra (2008), sin embargo, no significa que sean absolutos (César Salvatierra, Comunicación directa, 2008). En el Cuadro 4.4 se presentan los parámetros de GR4J obtenido a partir de los IG.

Cuadro 4.3: Índices geomorfológicos.

Índices Geomorfológicos	Unidad	Función Objetivo		Unidad	Función Objetivo	
		Nash-Sutcliffe	Rango		Módulo	Rango
$I(x_1)$	km ²	1.554	cumple	km ² /m	0.0014	no cumple
$I(x_2)$	1/m ²	$1.02 \cdot 10^{-10}$	no cumple	-	0.0038	cumple
$I(x_3)$	1/km ²	0.0022	cumple	1/km ²	0.0022	cumple
$I(x_4)$	-	0.00059	cumple	-	0.00049	cumple

Cuadro 4.4: Parámetros modelo preliminar GR4J para río Huequecura

Parámetros GR4J	Unidad	Nash-Sutcliffe	Módulo
x_1	mm	49.84	126.18
x_2	mm	12.06	6.49
x_3	mm	202.77	437.03
x_4	día	0.98	1.45
v_1	mm	37.61	70.56
v_2	mm	2.31	63.12

El índice $I_N(x_2)$ (Nash-Sutcliffe) se excede por el límite superior definido, el cual está asociado al parámetro de mayor sensibilidad del modelo (Salvatierra, 2008). No obstante, la sensibilidad definida se refiere a cómo varía la respuesta del modelo GR4J ante la dispersión de la correlación del que se deriva $I_N(x_2)$ y no a como varía x_2 al variar dicho índice.

Un análisis de sensibilidad (ajuste de $I_N(x_2)$ al rango permitido) reveló que la variación sobre el modelamiento del caudal es insignificante. El error medio absoluto fue de 0.4 [m³/s], el cual se determina como la diferencia entre el caudal obtenido con el IG original y el ajustado.

La Figura 4.2 fue extraída del trabajo de Salvatierra (2008) y da cuenta de cuál es la incertidumbre asociada a cada parámetro. Como se señaló, la incertidumbre se refiere a la dispersión de la correlación.

Esto permite aceptar que $I_N(x_2)$ esté fuera del rango definido, pues la variación de x_2 (y el caudal resultante) es muy pequeña, en contraste con la incertidumbre propia de la correlación que permite su estimación.

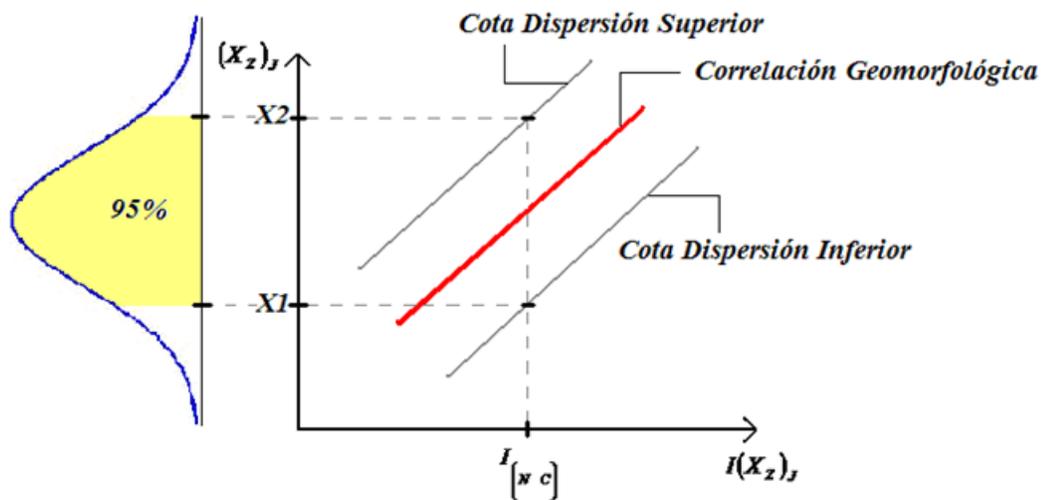


Figura 4.2: Esquema del procedimiento de obtención de parámetros estadísticos para análisis de incertidumbre (Fuente: Salvatierra, 2008)

El resultado asociado a la función objetivo Módulo entrega el índice $I_M(x_1)$ fuera del rango. Debido a que la variación de x_1 es más importante que en el caso de Nash-Sutcliffe, se realizó un análisis de sensibilidad idéntico al anterior. Este demostró que, ajustado $I_M(x_1)$ para cumplir la restricción, el error absoluto medio de la modelación es de 2.2 [m³/s]. Este error, sin embargo, se explica casi por completo en las crecidas. Para caudales posteriores a los eventos de precipitación, el error tiende a cero.

No obstante, los rangos definidos por Salvatierra (2008) deben su existencia exclusivamente a las cuencas sobre las que se trabajó, como se señala en la Figura 4.3 y la Figura 4.4. La validez fuera de esas cuencas (rangos) debe ser evaluada, pero no es descartable a priori, pues uno de los objetivos de Salvatierra (2008) es emplear el modelo en cuencas no controladas. Los IG del río Huequecura están fuera del rango en los casos indicados, pero las ecuaciones permiten que se pueda hacer una extrapolación.

La validez de esto puede ser cuestionable, pero las variaciones en los resultados caen dentro de la incertidumbre propia de esta metodología, como se puede ver en el análisis de sensibilidad e incertidumbre realizado por Salvatierra (2008).

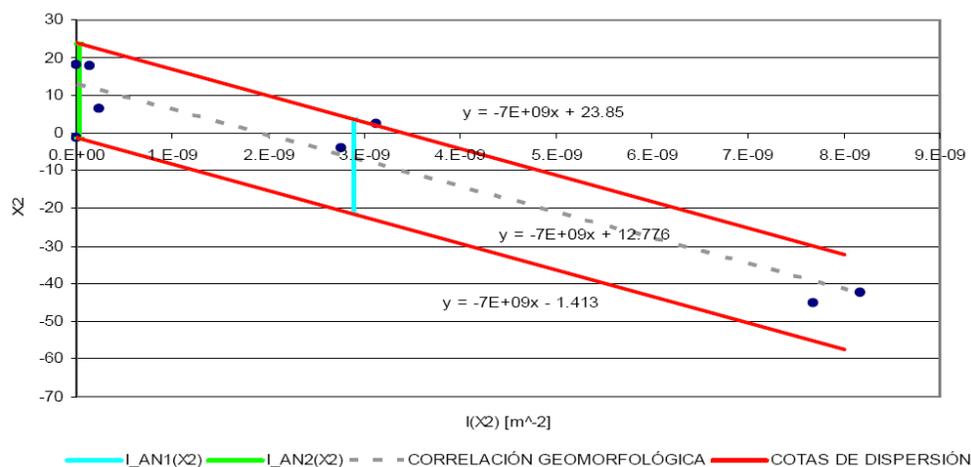


Figura 4.3: Relación entre IG y x_2 para Nash-Sutcliffe. La proyección de los datos extremos en el eje X indica el rango definido de cada IG (Fuente: Salvatierra, 2008)

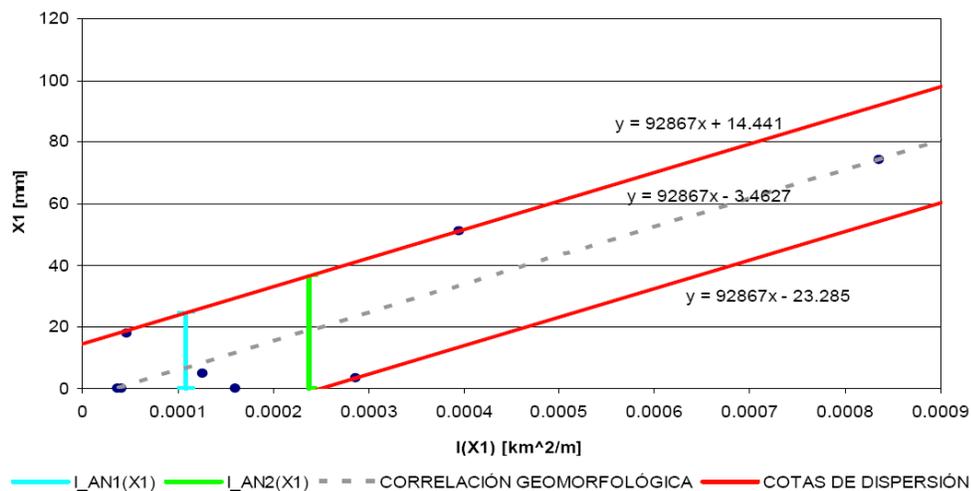


Figura 4.4: Relación entre IG y x_1 para Módulo. La proyección de los datos extremos en el eje X indica el rango definido de cada IG (Fuente: Salvatierra, 2008)

4.3 ESTADÍSTICA Y MEDICIONES

La información meteorológica utilizada corresponde a las estaciones Quillaileo (BNA 08316001-2) y Quilaco (BNA 08318002-1), con datos diarios de precipitación y evaporación, respectivamente. Los códigos corresponden a una denominación actualizada el 2003.

El período de modelación se estableció entre el 1 de enero de 2002 y 31 de diciembre de 2004, años que corresponden a períodos de colecta de peces, disponibles para este estudio, realizadas por el Centro de Ecología Aplicada (CEA).

La estadística de precipitación presentó algunos días con vacíos, los cuales fueron rellenados utilizando la estación pluviométrica Cerro El Padre (BNA 08317003-4), que cuenta con datos diarios completos en el período concurrente. El relleno se realizó correlacionando los montos mensuales y distribuyendo, posteriormente, según la proporción observada en Cerro El Padre. El Cuadro 4.5 resume las coordenadas, altitud y distancia entre las estaciones utilizadas.

La evaporación presentó unos pocos días con vacíos, los cuales fueron rellenados con el valor de evaporación promedio mensual de julio, obtenido de la estadística disponible. Este nivel de exactitud es suficiente, de acuerdo a lo señalado por Perrin *et al.* (2003).

Cuadro 4.5: Estaciones utilizadas para la modelación hidrológica del río Huequecura.

Estación	Tipo	UTM Norte	UTM Este	Distancia a Cerro El Padre [km]	Altitud [m.s.n.m.]
Cerro El Padre	Pluviométrica	5814639	248065	0	400
Quilaco	Evaporímetro	5825671	235734	17	225
Quillaileo	Pluviométrica	5833333	264610	25	500

Adicionalmente, se estudió el resultado del modelo para los años 2006 y 2007, período definido entre el 1 de abril de 2006 y el 12 de diciembre de 2007, con el propósito de contrastar los dos aforos realizados el 17 y 18 marzo de 2007 y hacer el ajuste de los parámetros de GR4J. En septiembre de 2007 se intentó realizar un tercer aforo, pero las condiciones de escurrimiento impidieron dicha medición, debido a la mayor velocidad y profundidad del río en ese momento. Sin embargo, la inspección visual, en contraste con el aforo correctamente efectuado, permite estimar un caudal entre dos y tres veces el medido en marzo de 2007. La Figura 4.5 contrasta ambos flujos, dando cuenta de lo observado.

Debido a que la estación Quilaco se encuentra fuera de la cuenca, el traslado de su estadística se hace necesario para representar de mejor forma las condiciones existentes en la zona de estudio. Para ello se ponderó la estadística de evaporación de acuerdo a las curvas de isoevaporación contenidas en el Balance Hídrico de Chile (DGA, 1987), las cuales se incluyen en la Figura 4.6. Este factor de ponderación, igual a 0.833, corresponde al traslado de la isocurva desde la estación hasta el centro de gravedad de la cuenca. No obstante, la evaporación puede considerarse como valores promedios que se repiten cada año, ya que el uso del factor de ponderación, para representar en forma más exacta lo que sucede en el interior la cuenca, produjo una

variación de menos del 1% en los resultados de caudales, lo cual indica que la sensibilidad del modelo respecto a este parámetro es muy baja.

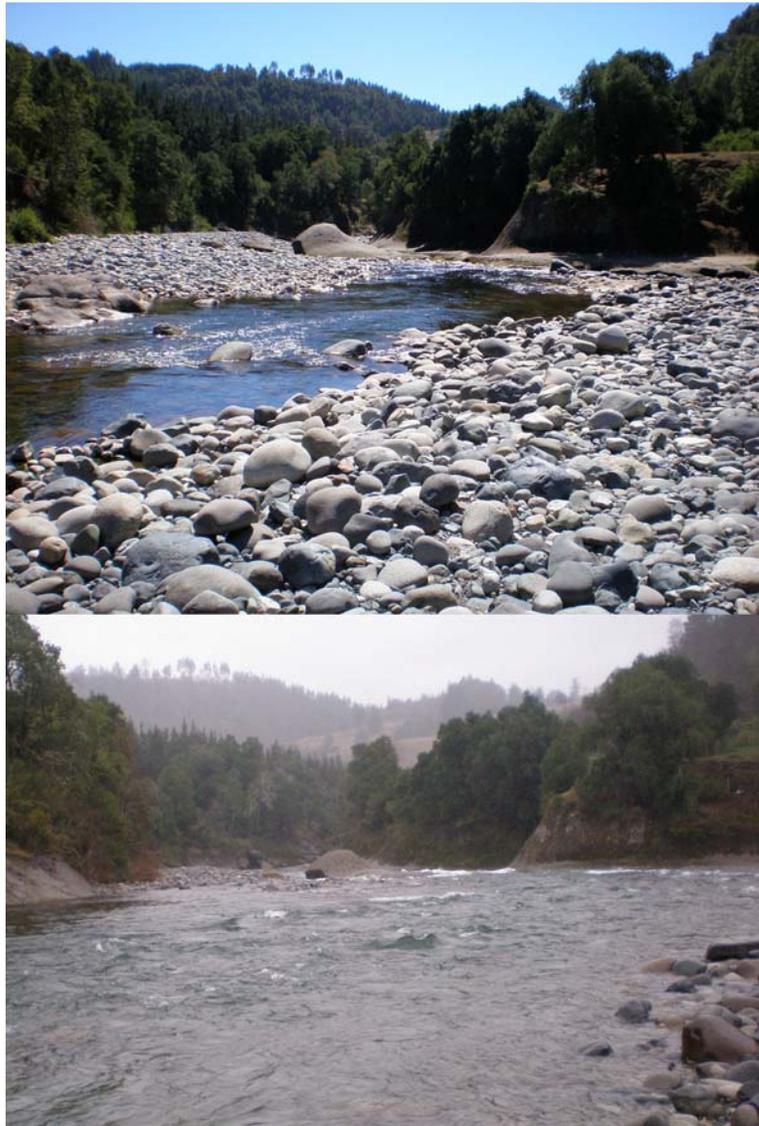


Figura 4.5: Contraste del caudal pasante en el tramo de estudio. Arriba el río Huequecura en marzo de 2007, cuando se realizó aforo exitoso. Abajo el río en septiembre de 2007, cuando no se pudo aforar.

Mediante las isoyetas publicadas en el estudio de “Precipitaciones Máximas en 1, 2 y 3 Días” (DGA, 1991) se pudo comprobar que la estación Quillaileo representa

mensuales cercanos a la realidad. Sin embargo, se recomienda que el criterio de elección se defina, además, por el tipo de caudales que se desea modelar. Para definir correctamente los caudales bajos se recomienda Módulo.

El criterio de elección, en el caso de estudio, se fijó en tres componentes principales:

- i. La cuenca del río Huequecura es marcadamente pluvial, de acuerdo a lo expuesto en el Punto 3.2.1. Esto se ve confirmado por la modelación preliminar, donde las crecidas debido a los eventos de precipitación son considerables respecto al flujo base.
- ii. Luego de crecidas importantes en los años 2002, 2003 y 2006, se observa un rápido descenso del caudal, es decir, una curva de recesión con alta pendiente, lo que indica un rápido vaciamiento de la cuenca.
- iii. A través de consultas a los lugareños se determinó que el año 2006 ocurrió la crecida más importante en muchos años. Esto afectó a toda la cuenca del Bio Bío. El nivel que alcanzó el agua fue claramente definido dentro del tramo de estudio: el cimiento de la vivienda ubicada en el lugar marcó la cota máxima del espejo de agua.

El caudal máximo estimado para el año 2006, que afectó a toda la cuenca del Bio Bío, fue de 456 [m³/s] según Nash-Sutcliffe y de 148 [m³/s] según Módulo (modelo preliminar). La inspección visual de la caja del río, en la zona de estudio, y la cota indicada por los lugareños desestima el primer monto. Los aforos y la inspección visual realizada en septiembre de 2007 indican que los mínimos son 10 veces más bajos que los determinados por Nash-Sutcliffe, contra las 5 veces que sobrestima Módulo, según el modelo preliminar.

Por otra parte, el caudal dominante durante gran parte de 2003, 2004 y 2007, predicho con el modelo preliminar, es marcadamente bajo, en relación a las crecidas importantes señaladas previamente. Tal circunstancia y evidencia conducen a utilizar el modelo definido por la función objetivo Módulo, debido a su capacidad superior para determinar correctamente los caudales más bajos (Salvatierra, 2008).

Además, cabe señalar que, mientras no se tenga el resultado de la calidad de hábitat, no es posible conocer a priori la sensibilidad de los peces a las fluctuaciones del caudal. Sin embargo, se estima que los mayores cambios de la calidad del hábitat ocurrirán para aquellos caudales más bajos, pues será entonces cuando sea posible observar variaciones relevantes de esta calidad (simuladas por CASiMiR). Si bien las crecidas representan eventos extremos, de alto estrés para las especies analizadas, que producen los cambios geomorfológicos más importantes en los ríos, estos significaran posiblemente estados de baja calidad de hábitat para todas las especies. Es decir, a partir de cierta magnitud, que puede ser llamada caudal umbral, la calidad de hábitat no variará significativamente y será marcadamente baja. Se espera que las crecidas sean bien representadas en volumen, sin que se pueda señalar nada respecto a las pendientes de las curvas de concentración y recesión de los hidrogramas de crecida.

Posteriormente, se analizó la sensibilidad de los parámetros x_i de GR4J, dentro del rango de incertidumbre. Como se indica en la Figura 4.2, se asignó una distribución normal a las componentes del intervalo de dispersión que forman parte de la correlación. La dispersión máxima recibe una asignación del 95% de probabilidad, es decir, x_i tendrá un 95% de probabilidad, dentro de ese intervalo, de ser adecuado o “correcto”.

Los parámetros del modelo preliminar GR4J determinados para el río Huequecura, en el Cuadro 4.4, corresponden a los asignados por las ecuaciones de correlación indicadas en el Punto 2.2.1.1. El Cuadro 4.6 indica los valores extremos de x_1 , x_2 y x_3 definidos por el intervalo asignado por Salvatierra (2008) para cada uno de los IG (ver Punto 2.2.1.1). Dentro de dicho intervalo se enmarca la incertidumbre asociada a la estimación de los parámetros de GR4J. No se incluye el parámetro x_4 , correspondiente al tiempo base del hidrograma unitario, pues posee una incertidumbre muy pequeña, de acuerdo a lo estimado por Salvatierra (2008).

Cuadro 4.6: Valores extremos de parámetros analizados de acuerdo al intervalo de incertidumbre definido por Salvatierra (2008).

Parámetros GR4J	Unidad	Módulo		
		Ec. Salvatierra	Banda Sup.	Banda Inf.
X1	mm	126.18	144.08	106.35
X2	mm	6.49	23.51	-8.74
X3	mm	437.03	942.95	129.88

Los valores definidos en el Cuadro 4.6 corresponden al intervalo dentro del cual los parámetros de GR4J tienen un 95% de probabilidad de ser los “correctos”. En el caso de una cuenca no controlada, existirá todo un espectro de caudales posibles, producto de la combinación de estos parámetros.

Para determinar cual es la combinación correcta solo cabe tener caudales medidos in situ con los cuales contrastar los resultados del modelo, dadas ciertas variaciones dentro de los intervalos definidos.

Los caudales estimados mediante aforo e inspección visual (ver Figura 4.5) permiten determinar los parámetros definidos en el Cuadro 4.7.

Cuadro 4.7: Valores calibrados de GR4J para río Huequecura. Modelo final.

Parámetros GR4J	Módulo
X1	144.08
X2	-8.70
X3	140
X4	1.45
v1	70.56
v2	63.12

Tanto x_1 como x_2 tomaron los valores extremos de la banda de incertidumbre. En el primer caso se asignó el extremo de la banda superior y, en el segundo, el valor extremo de la banda inferior. Por su parte, x_3 alcanzó un valor cercano al extremo de la banda inferior. La calibración final se hizo en x_3 , lo que permitió ajustar la salida del modelo a las mediciones.

El Cuadro 4.8 contrasta los valores medidos e inspeccionados con lo modelado por GR4J. Además, se incluye la observación de los días 11, 12 y 13 de febrero de 2007, correspondientes a la primera campaña de terreno. En esta visita de inspección se recorrió el río desde el tramo estudiado hasta el puente ubicado cerca de la confluencia con el río Bio Bío.

Cuadro 4.8: Valores modelados por GR4J, en contraste a las observaciones realizadas en las tres campañas de terreno efectuadas en 2007.

Fecha	Modelado [m ³ /s]	Nº Terreno	Observado
11/02/2007	0.856	1	Caudal muy similar a lo observado en 2º terreno
12/02/2007	0.819		
13/02/2007	0.785		
17/03/2007	0.876	2	0.826 [m ³ /s]
18/03/2007	0.837		0.842 [m ³ /s]
08/09/2007	1.353	3	Entre 2 y 3 veces lo observado en 2º terreno
09/09/2007	1.326		

La similitud alcanzada entre las observaciones y la modelación es aceptable, lo cual permite aceptar como “correcto” el conjunto de parámetros indicado en el Cuadro 4.7. La Figura 4.7 compara el resultado de la modelación preliminar, en el período de ajuste (2006-2007), para los parámetros de Nash-Sutcliffe y Módulo. En ella se aprecian las diferencias observadas en los eventos de precipitación, donde Nash-Sutcliffe modela montos de caudal muy por sobre Módulo. Las diferencias entre los montos mínimos disminuyen, en proporción, sin embargo, las magnitudes siguen siendo importantes para la capacidad del río.

La Figura 4.8 contrasta el resultado del modelo final (parámetros de Cuadro 4.7) con el resultado del modelo preliminar, en el período de ajuste, para los parámetros de Módulo en ambos casos. Como se observa, el ajuste permitió disminuir los caudales mínimos sin afectar las mayores crecidas, lo cual es importante para el modelo de hábitat. Así, será posible contrastar claramente las diferencias, en la calidad disponible de hábitat, entre el período de lluvias y el de estiaje.

Finalmente, la Figura 4.9 contrasta el resultado del modelo final, obtenido a partir del ajuste, con el modelo preliminar, en el período de modelación 2002-2004.

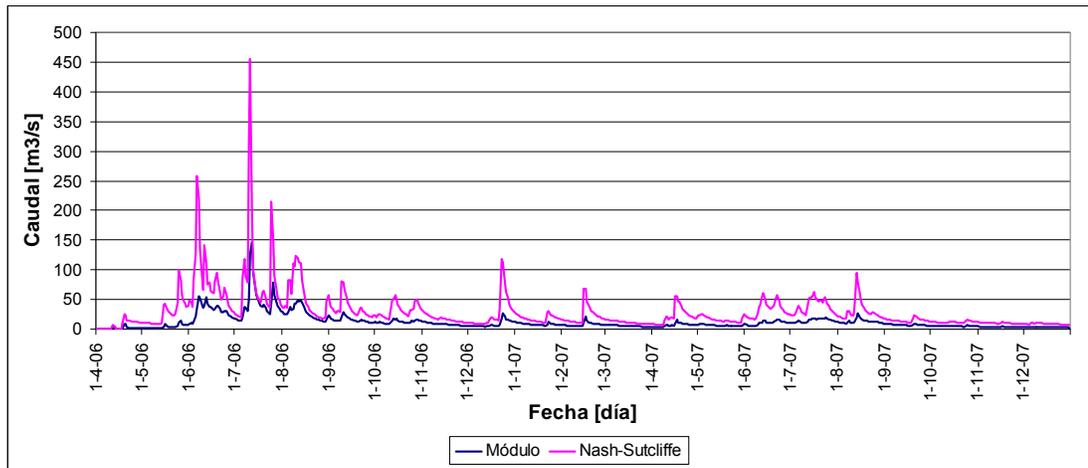


Figura 4.7: Resultado de la modelación preliminar, en el período de ajuste, para los parámetros de Nash-Sutcliffe y Módulo.

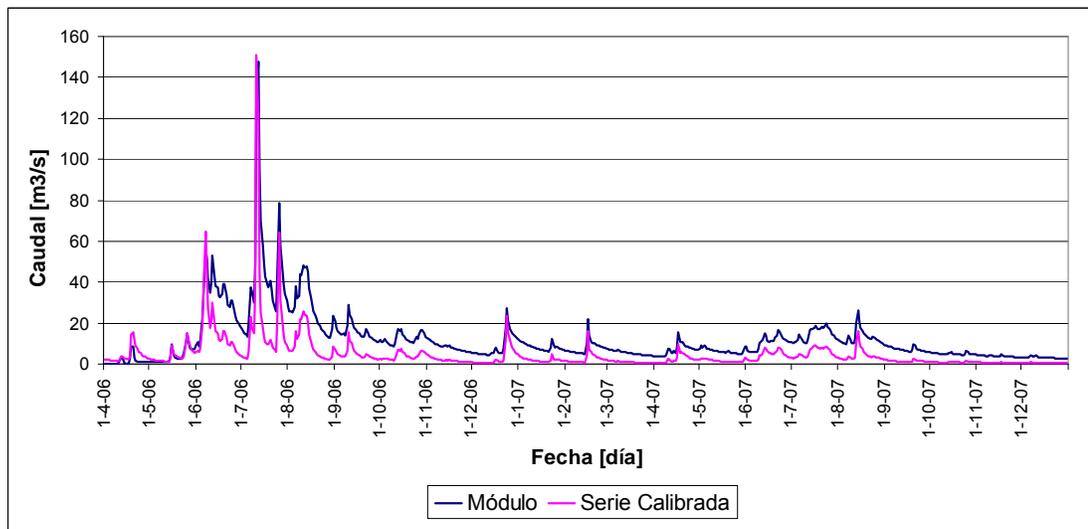


Figura 4.8: Contraste del resultado final con el preliminar, en el período de ajuste, para los parámetros de Módulo.

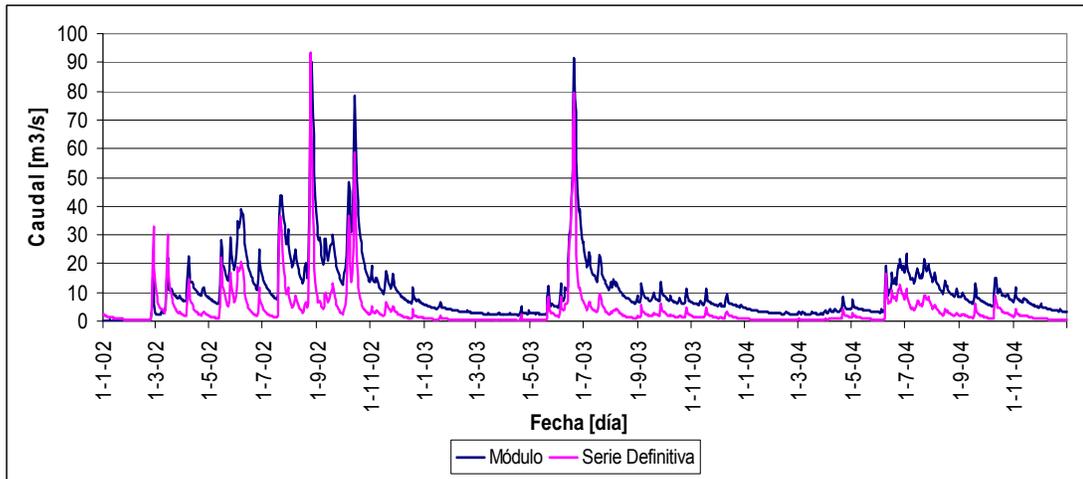


Figura 4.9: Caudales medios diarios en el período de la modelación 2002-2004. Se compara el resultado preliminar de Módulo con la serie definitiva, producto de los parámetros ajustados.

4.5 COMENTARIOS

Es indudable que el número de observaciones dista de ser suficiente para delimitar adecuadamente la incertidumbre del modelo. Un número adecuado de mediciones debe ser sistemático y bien distribuido en el período de calibración, sin embargo, restricciones presupuestarias lo impidieron en el caso de esta tesis. También representan un problema las condiciones de escurrimiento, que dificultan fuertemente el aforo para caudales que superan el doble de lo medido en marzo de 2007. Alternativas para combatir la falta de información y recursos en una cuenca no controlada son:

- Utilizar otro modelo complementario que permita contrastar los resultados de GR4J. Por ejemplo, utilizar redes neuronales, con variables como imágenes satelitales, precipitación, evaporación, temperatura, etc.
- Utilizar información no elaborada que permita tener una noción de lo que ocurre en la zona. Por ejemplo, instalar una regla que permita medir el nivel del agua cada semana. Es necesario contar con la colaboración de un lugareño y tener medida la(s) sección(es) del tramo de estudio. Se debe contar con una

comunicación fluida de las mediciones, además, para registrar la evolución de los caudales.

- Utilizar un sistema de aforo más elaborado.

Es importante, en el primer caso, plantear el objetivo tempranamente, sin embargo, debe emplearse en aquellos casos donde el objetivo de la investigación esté enfocado solamente en la modelación hidrológica y/o hidráulica.

La presente investigación emplea la hidrología como herramienta para acceder a la modelación de hábitat. En este caso, la segunda alternativa resulta más adecuada para no extender en demasía los alcances del trabajo. Es primordial tener acotada la información disponible desde el comienzo, para tomar las medidas necesarias. En este caso, la información disponible no fue delimitada correctamente en un principio, lo que evitó tomar resguardos suficientes.

La tercera alternativa representa la ideal, cuando se cuenta con los recursos suficientes, ya que es la más costosa, en especial si las condiciones del terreno son difíciles. En el río Huequecura, específicamente en el tramo de estudio, las condiciones obligan a utilizar plataformas ancladas al suelo en ambos márgenes del río. Se propuso a la Dirección General de Aguas de la VIII región instalar una sección de aforo en una zona de escurrimiento subcrítico identificada por este autor como adecuada, aproximadamente 100 m aguas abajo del tramo en estudio, pero la respuesta del organismo fue negativa.

Se consideró, en un comienzo, utilizar la cuenca alta del río Chillán para calibrar GR4J y, posteriormente, ajustar los parámetros en base a las características geomorfológicas comparadas de dicho río y el río Huequecura. Sin embargo, la incertidumbre en tal caso es de la misma medida y características que la existente con la metodología de Salvatierra (2008). No es posible resolver el problema de forma satisfactoria sin las mediciones suficientes en terreno. Esto representa el mayor problema en proyectos de esta naturaleza, pues la inversión debe ser proporcional a la precisión deseada.

Aproximar un análisis de calidad de hábitat a través de un modelo hidrológico representa, no obstante, una innovación importante en el campo de la ecohidráulica. Los estudios revisados y señalados en las referencias de este trabajo, corresponden a aplicaciones en condiciones de amplia colecta y disponibilidad de información, por lo que la necesidad de una aproximación de esta clase no ha sido estudiada.

Dada la disponibilidad de información y recursos en Chile, el análisis de alternativas que permitan desarrollar herramientas de gestión de recursos hídricos es un avance hacia soluciones concretas. La calidad de tales soluciones es inherente a la realidad en la que se enmarcan.

5. MODELACIÓN HIDRÁULICA

Uno de los ejes principales sobre los que se sustenta la modelación de hábitat propuesta en esta investigación corresponde a la modelación hidráulica del tramo analizado en el río Huequecura.

Los peces tendrán preferencias de acuerdo a las condiciones de velocidad, profundidad y tipo de sustrato del lecho. A través del software HEC-RAS 3.1.3 se modela la evolución de los dos primeros parámetros a partir de los caudales derivados en el capítulo anterior.

Mediante el aforo realizado y el tipo de sustrato se estima la rugosidad y las zonas efectivas de escurrimiento que fueron observadas, resultados que son presentados a continuación.

5.1 CALIBRACIÓN MODELO HEC-RAS

5.1.1 CONSIDERACIONES

Durante el trabajo de campo realizado en marzo de 2007 se midió la topografía del cauce, en el tramo de estudio. A través de dichas mediciones se obtuvieron 8 perfiles, con la clasificación del sustrato para cada uno de los puntos medidos. Además, se midió la cota del espejo de agua en ambas riberas del río. Esta información fue procesada y los resultados se incluyen en el anexo digital del presente trabajo.

Previo a la modelación del tramo de estudio se definió su canal principal (*Main Channel*) y la correspondiente sección izquierda (LOB) y derecha (ROB) de cada perfil. La definición del eje del río permitió calcular la distancia entre los perfiles que se produce en el canal principal. La Figura 5.1 muestra como quedó definida la topografía

para su uso en HEC-RAS. Los perfiles medidos fueron enumerados de uno a ocho en el sentido del flujo, tal como se indica en la Figura.

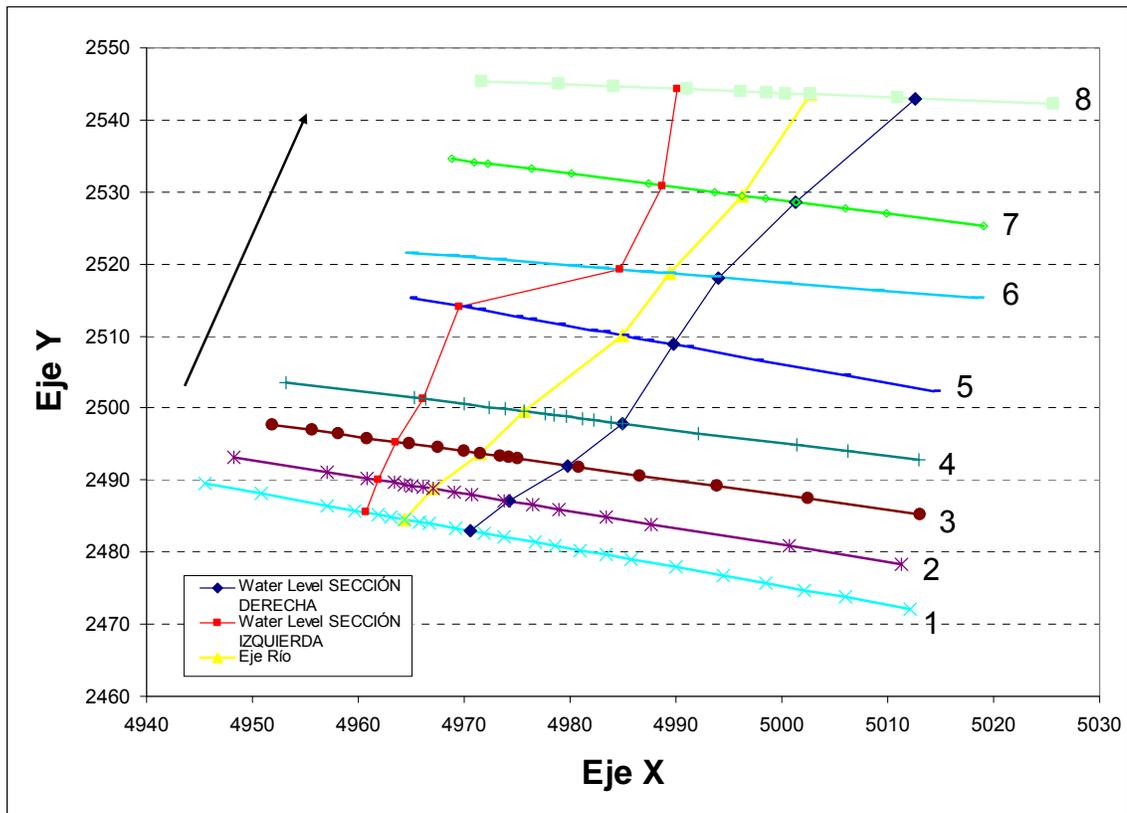


Figura 5.1: Configuración del río de acuerdo a los requerimientos de HEC-RAS. Flecha indica el sentido del flujo. Coordenadas relativas en metros.

La Figura 5.2 muestra las cotas de fondo del río y del eje del río, definido en la Figura 5.1, respecto al nivel del espejo de agua medido en terreno. Como se puede ver, la sección derecha indica un nivel del agua menor a la salida. La observación en terreno conduce a plantear que aquí se produce crisis, sin embargo, ésta no ocupa todo el perfil. La zona izquierda tiene un banco de sedimento importante que desvía el flujo hacia la salida, en la sección derecha del perfil.

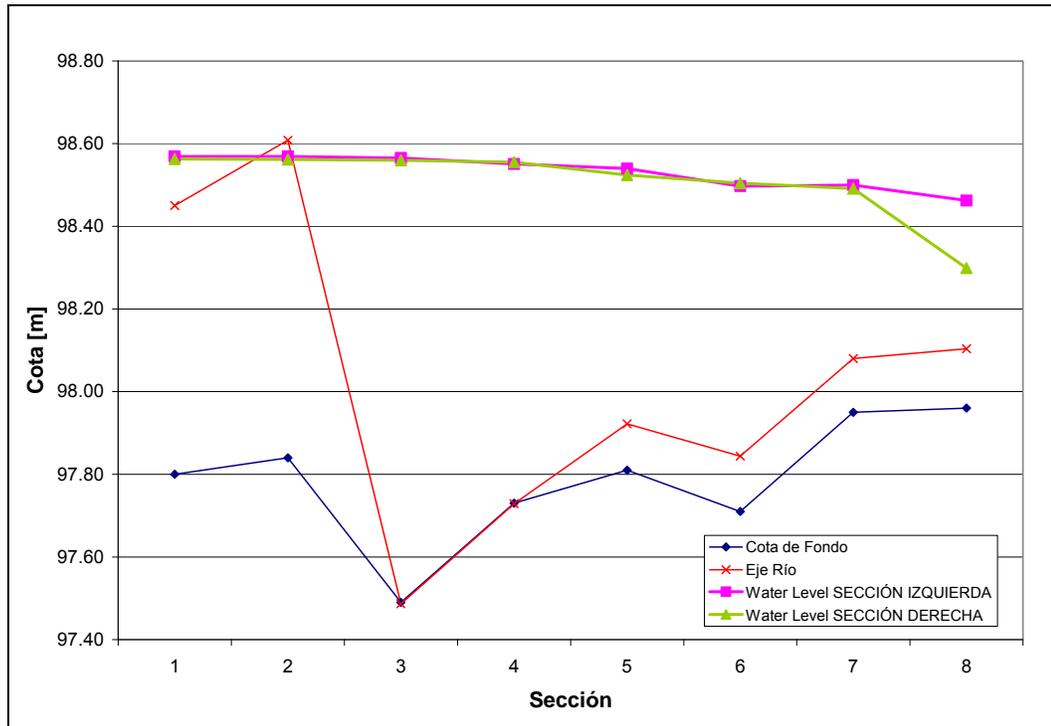


Figura 5.2: Eje hidráulico medido del tramo en estudio.

La gran irregularidad del lecho del río, sumada a la escasa longitud del tramo modelado, introduce incertidumbre respecto a la pendiente del río. Esto toma relevancia cuando se debe definir la condición de borde de la modelación hidráulica del tramo estudiado.

Con la información derivada se definieron seis pendientes representativas del tramo, dos para cada eje indicado en la Figura 5.2, exceptuando el eje que define la cota de fondo, debido a la contrapendiente que se produce al considerar la cota mínima de cada eje medido. Estas pendientes se estimaron considerando las coordenadas de los puntos extremos (i_C) y el ajuste lineal a la relación de cota versus distancia (i_L). Dichas pendientes son:

- Eje río: $i_C = 0.0049$ y $i_L = 0.0027$
- Eje izquierdo: $i_C = 0.0016$ y $i_L = 0.0015$
- Eje derecho: $i_C = 0.0036$ y $i_L = 0.003$

Como se observa, es difícil estimar una pendiente específica, dada las condiciones de irregularidad del fondo y la escasa longitud del tramo medido.

En HEC-RAS se introdujo la información topográfica y los coeficientes de Manning fueron calculados inicialmente, a modo de aproximación a priori, con la ecuación de Strickler (Niño, 2005), considerando la ausencia de otros factores, como vegetación, obstrucciones, etc. (ver Figura 4.5):

$$n = \frac{d_s^{1/6}}{26.4}$$

Donde d_s corresponde al tamaño de grano representativo de las fracciones más gruesas del lecho. El Cuadro 5.1 indica los valores adoptados mediante este método de aproximación inicial. A partir de la clasificación del sustrato en cada punto realizada en terreno, mediante índices empleados en CASiMiR (ver Cuadro 6.2 y Cuadro 6.3), se definió un valor representativo de la porción más gruesa. El tamaño de grano adoptado corresponde, en general, al mayor valor medido en terreno, para cada una de las clasificaciones correspondientes.

Cuadro 5.1: Estimación inicial de coeficientes de Manning.

Sección	Clasificación representativa Sustrato			Tamaño representativo Sustrato [m]			Coef. De Manning según Strickler		
	LOB	Channel	ROB	LOB	Channel	ROB	LOB	Channel	ROB
1	9	7	7	0.002	0.26	0.26	0.013	0.030	0.030
2	9	8	7	0.002	0.4	0.26	0.013	0.033	0.030
3	7	7	7	0.26	0.26	0.26	0.030	0.030	0.030
4	9	7	8	0.002	0.26	0.4	0.013	0.030	0.033
5	9	7	7	0.002	0.26	0.26	0.013	0.030	0.030
6	6	7	8	0.13	0.26	0.4	0.027	0.030	0.033
7	7	9	7	0.26	0.002	0.26	0.030	0.013	0.030
8	7	7	6	0.26	0.26	0.13	0.030	0.030	0.027

LOB (Left Overbank) y ROB (Right Overbank) corresponden a las orillas izquierda y derecha del cauce definido a través de la topografía realizada y fueron determinados arbitrariamente durante la modelación con HEC-RAS, manteniendo en el canal principal el espejo de agua medido durante la campaña de marzo de 2007.

En estricto rigor, el coeficiente de Manning es también función del caudal, pero la información es insuficiente para realizar una mayor aproximación. El objetivo es, por lo

tanto, plantear un conjunto de coeficientes base inicial a partir del cual poder calibrar el modelo hidráulico mediante estos coeficientes de rugosidad.

Por otra parte, la información de granulometría es limitada, siendo la estimación a priori mediante Strickler de la rugosidad de Manning poco confiable. Esto significa que es necesario realizar pruebas que permitan ajustar estos coeficientes mediante las mediciones realizadas al espejo de agua.

Solo a través del tamizado de puntos característicos se puede definir la curva granulométrica de la zona y así comparar expresiones más acabadas, como Limerinos; Parker y Peterson o Ayala y Oyarce. En todos estos casos es necesario conocer el D_{84} (primero) y el D_{90} (el resto) (Niño, 2005).

La calibración consideró principalmente dos condiciones de borde: crisis a la salida y altura conocida a la salida. Esto es de acuerdo a las primeras pruebas realizadas, donde se determinó que el régimen de escurrimiento de la zona es subcrítico. Se desestimó la posibilidad de utilizar una condición de altura normal debido a que la incertidumbre respecto a la pendiente característica del tramo es muy alta. Además, la irregularidad del fondo y del desarrollo longitudinal del río hace poco apropiado suponer un régimen uniforme en el cual se desarrolle una altura normal de escurrimiento.

Finalmente, fue necesario realizar la interpolación de secciones entre aquellas medidas, debido a requerimientos de HEC-RAS, las cuales se puede apreciar en las advertencias (*warning*) del modelo después de cada corrida.

Con estas consideraciones básicas se realizó la calibración, la cual se divide en dos partes. La primera corresponde al método de aproximación a través de los coeficientes contenidos en el Cuadro 5.1. El segundo corresponde a la estimación de los coeficientes de Manning, sección por sección, a partir de la información del nivel del agua o eje hidráulico y la pendiente media del tramo.

5.1.1.1 MÉTODO DE APROXIMACIÓN

Se realizaron incrementos sucesivos de los coeficientes de Manning en el canal principal y en las secciones izquierda y derecha definidas para HEC-RAS e indicadas en la Figura 5.2. Los incrementos más importantes se concentraron en el canal principal, pues es donde se concentra el flujo medido en terreno.

Se pudo observar dos comportamientos ante esta calibración, de acuerdo a la condición de borde utilizada:

- Crisis

El aumento sucesivo de la rugosidad permitió mejorar marginalmente el modelo hidráulico. Modificaciones importantes del coeficiente de Manning sólo lograron aproximaciones menores a la observación. El Cuadro 5.2 muestra la mejor aproximación lograda, contrastándola con el nivel de agua medido en terreno.

Cuadro 5.2: Resultado de la modelación al imponer crisis y suponer distribución de rugosidades constante, a partir de la relación de Strickler.

Perfil	Cota WL Medido [m]			Cota [m]	Coef. De Manning			Profundidad [m]		Error (%)
	Izquierda	Derecha	Promedio	WL HEC-RAS	LOB	Channel	ROB	Real	Modelada	
1	98.57	98.56	98.57	98.37	0.038	0.055	0.055	0.77	0.57	0.26
2	98.57	98.56	98.57	98.35	0.038	0.058	0.055	0.73	0.51	0.30
3	98.57	98.56	98.56	98.35	0.055	0.055	0.055	1.07	0.86	0.20
4	98.55	98.56	98.55	98.35	0.038	0.055	0.058	0.82	0.62	0.25
5	98.54	98.52	98.53	98.34	0.038	0.055	0.055	0.72	0.53	0.27
6	98.50	98.50	98.50	98.33	0.052	0.055	0.058	0.79	0.62	0.22
7	98.50	98.49	98.50	98.31	0.055	0.038	0.055	0.55	0.36	0.34
8	98.46	98.30	98.38	98.14	0.055	0.055	0.052	0.42	0.18	0.57

La profundidad considera la cota de fondo de cada perfil, mientras que la sigla WL corresponde al nivel de agua (*Water Level* de acuerdo a la nomenclatura de HEC-RAS). Además, se considera como profundidad a la salida la diferencia entre el WL promedio (entre el WL izquierdo y WL derecho) y la cota de fondo.

El error promedio resultante es de un 30%, el cual es significativo respecto a las profundidades totales registradas.

El incremento de los coeficientes de Manning se realizó mediante la suma de constantes, manteniendo así la distribución de rugosidades determinada teóricamente mediante la expresión de Strickler.

- Altura Conocida

Debido a que la altura a la salida (h_s) es variable, pues cambia de izquierda a derecha y con el caudal, se probó con diferentes valores entre ambos extremos de altura medida durante la campaña de topografía (WL izquierdo = 98.46 y WL derecho = 98.3). El comportamiento general fue de disminución del error a mayor nivel a la salida.

El aumento de la rugosidad permitió mejorar notablemente los resultados, alcanzando un error promedio de hasta 5% al definir $h_s = 98.46$ (WL de sección izquierda). Las rugosidades, en este caso, son de un nivel similar al contenido en el Cuadro 5.2.

Considerando esta condición de borde solo para el caudal aforado, se corrió el modelo para una serie de caudales, entre 0.2 y 95 [m^3/s], rango en el cual está contenido el máximo y el mínimo caudal del período de modelación. Se impuso crisis como condición de borde para los demás caudales.

El resultado indicó que la condición de borde no es adecuada, pues existe una inconsistencia importante en las curvas de descarga de la sección de salida para distintos caudales. Además, a mayor h_s , la inconsistencia en el caudal aforado se propagó en mayor medida a las secciones de aguas arriba.

Se intentó controlar la inconsistencia, restringiéndola al perfil de salida, pues las condiciones extremas de escurrimiento en esta zona son irreproducibles con un modelo 1D como HEC-RAS. Asignando un $h_s = 98.36$, se pudo reducir el error

promedio a un 14%. El Cuadro 5.3 resume los principales valores derivados de esta modelación.

Cuadro 5.3: Resultado modelación considerando altura conocida y distribución de rugosidades constante en el canal principal (*main channel*).

Perfil	WL HEC-RAS	Coef. Manning	Altura [m]		Error %
	[m]	Main Channel	Modelada	Medido	
1	98.46	0.083	0.66	0.77	0.14
2	98.44	0.086	0.6	0.73	0.17
3	98.44	0.083	0.95	1.07	0.11
4	98.43	0.083	0.7	0.82	0.15
5	98.42	0.083	0.61	0.72	0.15
6	98.41	0.083	0.7	0.79	0.11
7	98.39	0.066	0.44	0.55	0.19
8	98.36	0.083	0.4	0.42	0.05

En definitiva, la asignación inicial de una distribución de la rugosidad no permite alcanzar un ajuste adecuado, especialmente debido a la incertidumbre asociada al coeficiente d_s , definido como el “tamaño de grano representativo de las fracciones más gruesas del lecho” (Niño, 2005).

En corridas sucesivas se alteró la rugosidad sin un patrón constante que asegurara la distribución definida inicialmente, lo cual permitió obtener algunos resultados de mejor desempeño promedio, pero aún lejos de lo aceptable.

5.1.1.2 MÉTODO DE ESTIMACIÓN DE LA RUGOSIDAD

Este método consiste en el empleo de una rutina de HEC-RAS que permite estimar cualquiera de los parámetros contenidos en la ecuación de Manning, introduciendo los valores de los demás. Con respecto al coeficiente de Manning, introduce varios métodos para su estimación, pudiéndose seleccionar cualquiera de ellos, por ejemplo, Manning (a partir de la propia ecuación), Keulegan, Strickler, Limerinos, Brownlie, etc. (USACE, 2002).

La información necesaria varía según el método, aunque los parámetros básicos son pendiente, caudal, y cota del nivel del agua (WL) en el perfil. Para utilizar Keulegan se debe indicar la temperatura, para Limerinos se requiere el D_{84} , para Browlie se requiere el D_{84} , D_{50} y D_{16} .

Utilizando como criterio la información disponible y la magnitud de los coeficientes obtenidos en pruebas iniciales, se seleccionó el método de Manning. Otras alternativas entregaron valores mucho mayores que uno, lo cual desestimó su uso.

Debido a lo expuesto en el Punto 5.1.1.1, se adoptó la crisis como condición de borde definitiva en el perfil 8, para esta metodología de estimación de la rugosidad de Manning. La escasa longitud del tramo obligó a no desestimar el uso de este perfil en la modelación hidráulica, a pesar de la complejidad que representa su empleo.

Como se señaló en las consideraciones del Punto 5.1.1, existen al menos seis pendientes que representan lo que sucede en el tramo. Debido a lo accidentado y corto del tramo estudiado, se desestimó emplear pendientes entre perfiles, principalmente por obtenerse subtramos en contrapendiente. Como primeras dos pruebas, se presentan el Cuadro 5.4 y Cuadro 5.5. Notar la nula variación de la altura en el perfil 8 respecto a las pendientes usadas, para ambos casos. En este sentido, dicho perfil presentará en todos los casos un elevado error a causa de su fuerte diferencia con la observación en terreno. Por tal razón, no se considerará el perfil 8 para la estimación del error, debido a las condiciones irrepetibles de escurrimiento que se producen en este punto.

Las pendientes utilizadas buscan definir el intervalo [0.001; 0.005], donde se espera encontrar el mejor resultado, de tal forma que las seis pendientes definidas en el Punto 5.1.1 pertenecen a dicho intervalo. Los resultados indican que mientras en la cota superior (ver Cuadro 5.4) se sobrestimó la altura de escurrimiento, en la cota inferior (ver Cuadro 5.5) el resultado fue de subestimación.

Cuadro 5.4: Cálculo de coeficiente de Manning. Pendiente $i = 0.005$. Error medio total de la modelación: 7%.

Perfil	WL HEC-RAS	Coef. Manning	Altura [m]		Error %
	[m]		Main Channel	Modelada	
1	98.66	0.167	0.86	0.77	0.12
2	98.65	0.153	0.81	0.73	0.12
3	98.63	0.661	1.14	1.07	0.06
4	98.61	0.318	0.88	0.82	0.07
5	98.55	0.325	0.74	0.72	0.03
6	98.51	0.332	0.8	0.79	0.01
7	98.45	0.158	0.5	0.55	0.08
8	98.14	0.183	0.18	0.42	0.57

Cuadro 5.5: Cálculo de coeficiente de Manning. Pendiente $i = 0.001$. Error medio total de la modelación: 14%.

Perfil	WL HEC-RAS	Coef. Manning	Altura [m]		Error %
	[m]		Main Channel	Modelada	
1	98.49	0.075	0.69	0.77	0.10
2	98.48	0.068	0.64	0.73	0.12
3	98.47	0.296	0.98	1.07	0.09
4	98.46	0.142	0.73	0.82	0.11
5	98.42	0.146	0.61	0.72	0.15
6	98.39	0.147	0.68	0.79	0.14
7	98.36	0.071	0.41	0.55	0.25
8	98.14	0.081	0.18	0.42	0.57

Aunque fue posible encontrar varias pendientes representativas del tramo, la mayor incertidumbre del método es, justamente, determinar aquella más adecuada. No existe una sola que defina lo que sucede, como tampoco existe una sola cota del nivel de agua que sea referencia completa de lo que ocurre en el tramo. La irregularidad de fondo plantea la imposibilidad de definir un eje de escurrimiento particular, en especial si se considera que existe un flujo importante que se produce entre los granos más gruesos, por lo cual la topografía del fondo del río se puede considerar como referencial, pues no logra definir apropiadamente las pendientes de escurrimiento que enfrenta el agua.

Una vez definido el intervalo de pendientes posibles, se realizó una búsqueda manual de la mejor combinación de coeficientes de rugosidad que minimizara el error medio

total. El resultado final se presenta en el Cuadro 5.6 y la Figura 5.3. La Figura 5.4 muestra la salida gráfica de HEC-RAS para el caudal de calibración.

Cuadro 5.6: Cálculo de los coeficientes de Manning. Error medio total = 4%.

Perfil	WL HEC-RAS [m]	Coef. Manning Main Channel	Altura [m]		Error %
			Modelada	Medido	
1	98.6	0.071	0.8	0.77	0.04
2	98.6	0.061	0.76	0.73	0.05
3	98.59	0.418	1.1	1.07	0.03
4	98.58	0.170	0.85	0.82	0.03
5	98.54	0.295	0.73	0.72	0.01
6	98.51	0.302	0.8	0.79	0.01
7	98.45	0.160	0.5	0.55	0.08
8	98.14	0.163	0.18	0.42	0.57

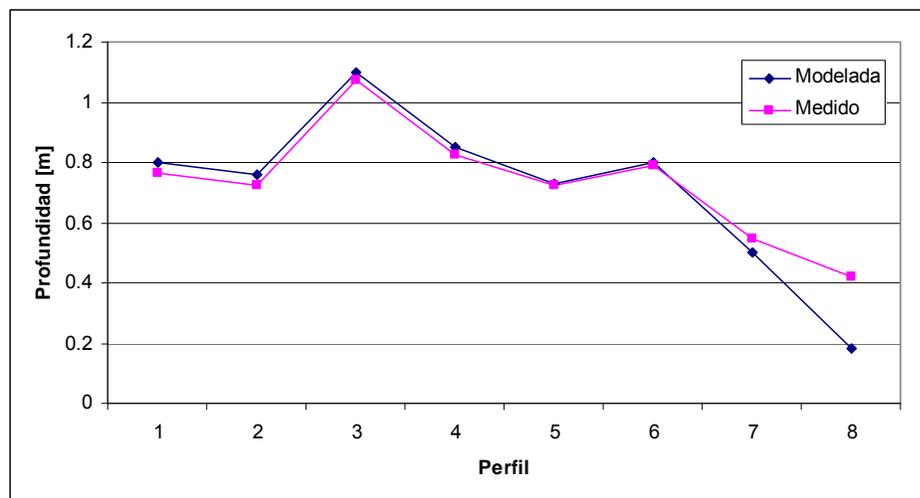


Figura 5.3: Calibración modelo hidráulico. Perfil modelado versus el medido.

El elevado coeficiente de Manning asignado al perfil 3 parece tener relación con el fuerte aumento de la profundidad en esta sección, pues el mismo efecto se puede apreciar más atenuado en el perfil 6 (ver Cuadro 5.6 y Figura 5.3).

Descensos mayores del coeficiente de rugosidad no pudieron mejorar este resultado. Esto se debe a una fuerte dependencia de la condición de borde que afecta las alturas hacia aguas arriba. Sin embargo, se estima que las diferencias entre las alturas modeladas y medidas son lo suficientemente pequeñas para que dicho error se disipe

en el modelo difuso de CASiMiR. Esto permite utilizar este resultado para modelar lo que ocurre en el río durante el período de modelación definido.

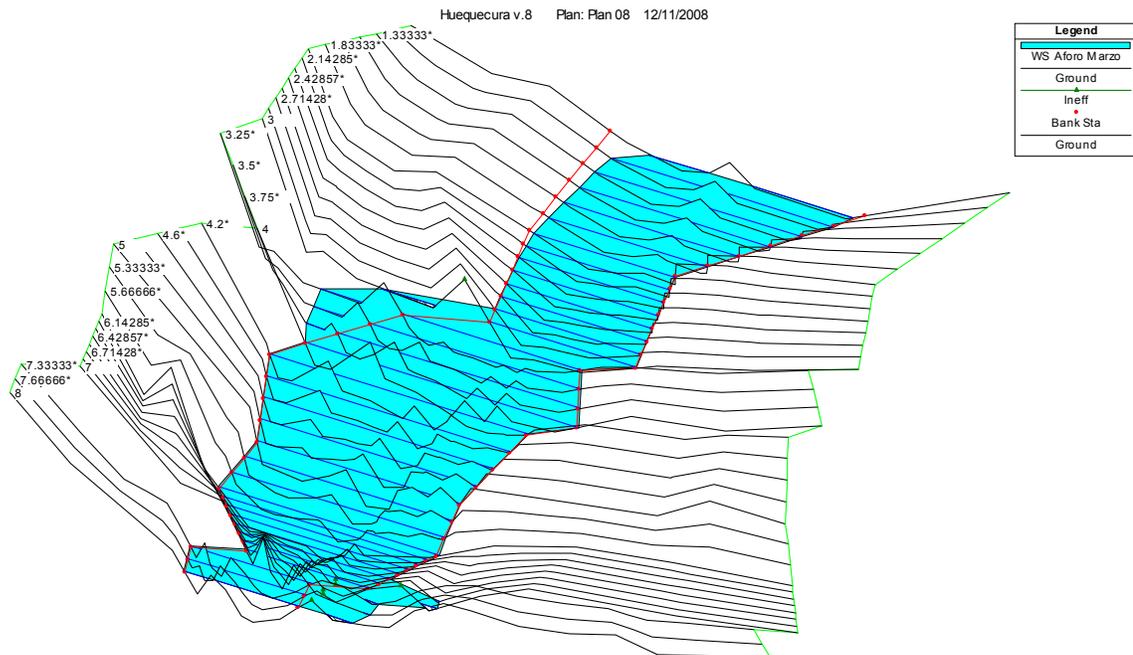


Figura 5.4: Resultado gráfico calibración HEC-RAS.

5.2 MODELACIÓN DEL PERÍODO DE ESTUDIO

Se definió el caudal (en m^3/s) mínimo y máximo existentes durante el período de modelación (2002-2004), estableciéndose el intervalo [0.2; 95]. Este intervalo se discretizó en 20 puntos, dando mayor énfasis a los caudales pequeños. El resultado de modelar estos caudales, considerando los parámetros ya calibrados y crisis como condición de borde para todos los caudales, se presenta en el Cuadro 5.7 y en la Figura 5.5.

Cuadro 5.7: Cotas del espejo de agua para cada perfil y caudal señalado.

Caudal [m ³ /s]	PERFILES [m]							
	1	2	3	4	5	6	7	8
0.2	98.36	98.36	98.36	98.35	98.33	98.32	98.29	98.09
0.4	98.47	98.46	98.46	98.45	98.42	98.4	98.36	98.11
0.6	98.54	98.54	98.53	98.53	98.49	98.46	98.41	98.12
0.8	98.6	98.6	98.59	98.58	98.54	98.51	98.45	98.14
1	98.66	98.65	98.64	98.63	98.59	98.55	98.48	98.15
2	98.84	98.83	98.82	98.8	98.75	98.71	98.6	98.2
3	98.97	98.96	98.95	98.92	98.86	98.81	98.69	98.23
4	99.06	99.06	99.04	99.02	98.95	98.89	98.76	98.27
5	99.15	99.14	99.13	99.1	99.02	98.96	98.82	98.29
10	99.45	99.44	99.42	99.38	99.27	99.18	99.03	98.41
15	99.65	99.64	99.61	99.57	99.44	99.33	99.17	98.5
20	99.81	99.8	99.76	99.71	99.57	99.44	99.29	98.58
25	99.93	99.92	99.87	99.82	99.65	99.54	99.38	98.65
30	100.04	100.03	99.97	99.92	99.74	99.62	99.46	98.71
35	100.14	100.13	100.06	100.01	99.82	99.69	99.52	98.77
40	100.23	100.22	100.14	100.09	99.89	99.75	99.58	98.83
50	100.4	100.38	100.28	100.23	100.01	99.87	99.69	98.93
65	100.6	100.58	100.47	100.41	100.17	100.01	99.82	99.12
75	100.73	100.7	100.58	100.53	100.27	100.1	99.9	99.21
95	100.95	100.92	100.79	100.73	100.43	100.26	100.05	99.34

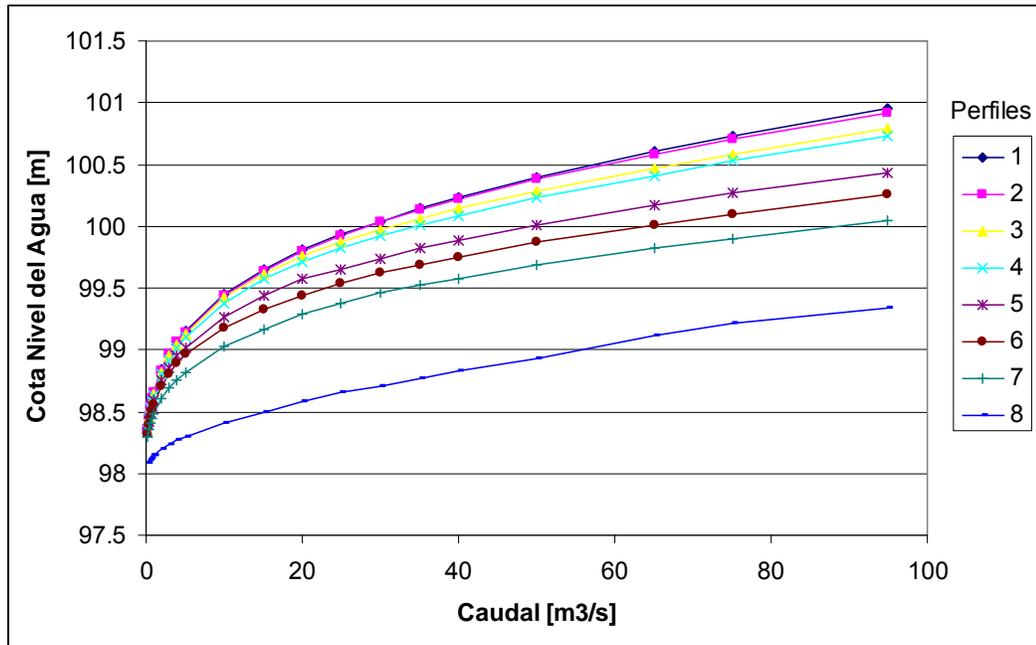


Figura 5.5: Curvas de descarga por perfil. Para todo el rango de caudales a modelar.

5.3 COMENTARIOS

Una de las dificultades de realizar modelaciones de esta naturaleza (enfocadas a la simulación de calidad de hábitat) es reproducir condiciones mínimas observadas, como la velocidad media y la profundidad, a través de una aproximación parcial. El modelo 1D desarrollado en HEC-RAS tiene limitantes importantes, pero la disponibilidad de información y los requerimientos de CASiMiR plantean esta alternativa como la mejor disponible.

En estricto rigor, el coeficiente de rugosidad de Manning está ligado al caudal. Es deseable, por lo tanto, tener mediciones de varios caudales, distintos entre sí, para realizar una modelación más certera del tramo estudiado.

Una de las principales debilidades del modelo presentado se basa en la incapacidad de calibrar adecuadamente los coeficientes de Manning en el sector izquierdo (LOB) y derecho (ROB) de cada perfil, pues no se tiene el aforo de un caudal mayor, capaz de comprometer a esta zona.

El objetivo fue, en todos los casos, plantear una línea base de rugosidad y estudiar la sensibilidad ante variaciones de ésta. El uso de una aproximación teórica como la de Strickler parece ser una buena solución, pero es necesario estudiar más profundamente su alcance real en esta clase de aplicaciones. Para ello se requiere, además una cantidad y calidad de información mayor. La información granulométrica es una limitante en este sentido, siendo la estimación a priori de la rugosidad poco confiable. Esto significa que es necesario realizar pruebas que permitan ajustar estos coeficientes mediante las mediciones realizadas al espejo de agua.

Un estudio interesante resultaría de probar la capacidad de diferentes expresiones para reproducir las condiciones de rugosidad. Para ello es necesario, junto con la topografía, caracterizar puntos característicos a través del tamizado. Una vez definida la curva granulométrica de la zona o zonas representativas se podrían comparar

expresiones más acabadas, como Limerinos; Parker y Peterson o Ayala y Oyarce, en cuyo caso es necesario conocer el D_{84} y el D_{90} (Niño, 2005).

El mejor resultado se obtuvo al derivar una rugosidad a través de la ecuación de Manning. Esto permitió emplear toda la información disponible en forma concreta y no solo comparativa.

El elemento de mayor incerteza resultó ser la pendiente, debido a lo irregular del fondo y escasa longitud del tramo modelado. Además, la influencia de aguas arriba es desconocida. Esto es independiente de que la condición de borde esté aguas abajo, ya que se debe considerar al tramo en su contexto. En el caso estudiado, el río se encuentra en una curva y el sector modelado se encuentra al final de un tramo recto en el cual dicha curva desemboca. Además, el perfil de salida no evacua el agua a lo largo de todo su ancho, debido a un banco de sedimentos ubicado en su costado izquierdo. Esto último implica que no sea posible reproducir con un menor error lo que sucede con la altura de escurrimiento en ese perfil (el error en ese punto es de 57%). Significa también que es cuestionable suponer un flujo uniforme que permita emplear como condición de borde (CB) una altura normal, lo cual condujo al uso de la crisis como CB definitiva.

Es indudable que existen otras fuentes de incertidumbre, como la calidad de los puntos topográficos tomados en terreno, la orientación de los perfiles transversales con respecto al flujo, las correcciones realizadas, los puntos eliminados, etc. Cada uno de estos elementos forma parte de las limitantes propias del modelo, además de su aproximación 1D mediante HEC-RAS.

Sin embargo, la evaluación del modelo planteado será dentro del contexto de su aplicación, de los resultados que se obtengan al final de la investigación, pues no es posible hacer un juicio sin contrastar su respuesta al problema que intenta resolver. Así, aunque las limitantes se conocen, al igual que la incertidumbre de las variables involucradas, es posible que todo esto y no mucho más, sea suficiente para dar solución al problema estudiado.

6. MODELACIÓN DE LA CALIDAD DE HÁBITAT

Para aprovechar y manejar adecuadamente los recursos naturales que dan sustento a la vida y que cada vez son más demandados, es primordial entender la variabilidad inherente a los procesos físicos, biológicos y químicos que los originan (Mackinson, 1999; Rogers, 2006). Sin embargo, con el tiempo se ha descubierto que los sistemas naturales no se comportan bajo leyes simples y fáciles de deducir. Es más, se ha reconocido su comportamiento complejo, no lineal, no estacionario y caótico (Mackinson, 1999).

Aunque la incerteza de un sistema no siempre es cuantificable y para ello es necesario estimar el grado de limitación de nuestro conocimiento (Wheaton, 2004), resulta esencial que se continúe avanzando en el desarrollo de herramientas que permitan manejar los recursos naturales.

Dentro de este marco, la lógica difusa (Fuzzy Logic) se ha convertido en una técnica innovadora para modelar procesos ecológicos debido a su capacidad para incorporar la incerteza inherente a las variables ecológicas, además de las relaciones no lineales que se establecen entre éstas (Adriaenssens *et al.*, 2006; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006).

A continuación, se describe el procedimiento de recolección de la información biológica, el procesamiento difuso, la apreciación del experto y los resultados que permiten evaluar la calidad del hábitat en el tramo de estudio.

6.1 RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE LOS DATOS

Uno de los aspectos esenciales del empleo de CASiMiR se relaciona con la construcción de reglas difusas (*fuzzy rules*) y conjuntos difusos (*fuzzy sets*). Los procedimientos que se detallan a continuación buscan esclarecer el trabajo que se

realizó con el biólogo de la Universidad de Chile Leopoldo Fuentes, experto en especies dulceacuícolas del Centro de Ecología Aplicada (CEA), con el fin de dar forma a la información biológica que servirá de entrada al modelo CASiMiR.

6.1.1 REGLAS DIFUSAS

CASiMiR es un sistema basado en reglas difusas (*fuzzy rules-based system*) que permite emplear el conocimiento cualitativo del experto para procesar numéricamente las demandas de hábitat de los peces (Kerle *et al.*, 2002; Schneider *et al.*, 2002). Para ello utiliza un conjunto de reglas para definir la idoneidad de un hábitat, el cual es determinado a través de una serie de variables de entrada (Kerle *et al.*, 2002; Schneider *et al.*, 2002). Las reglas poseen la estructura siguiente:

SI velocidad es **HIGH** y profundidad es **HIGH** y sustrato es **HIGH**, **ENTONCES** la idoneidad del hábitat es **LOW**

El número total de reglas, para cualquier especie, está definido por todas las combinaciones de las variables de entrada y por el número de categorías lingüísticas que el experto emplea para calificar dichas variables, fijadas previamente. De esta forma cada variable será calificada mediante los calificativos: HIGH (alto o grande), MEDIUM (medio), LOW (baja o pequeño).

El experto recibe una serie de Tablas con todas las combinaciones de calificativos por variable (27 reglas por especie y estado de vida), las cuales completa de acuerdo a su apreciación de lo que dichas combinaciones de variables significan para la idoneidad del hábitat. No existe un rango previo de cada variable que permita calificarlas, pues la calificación y medición se hace en paralelo en la campaña de terreno correspondiente. El Cuadro 6.1 muestra las reglas difusas establecidas para la especie nativa *B. australis*, en la cual se aprecia el cambio de sus requerimientos de hábitat, especialmente para velocidades bajas, para dos estados de vida diferente: adulto y juvenil. Además se establecieron las reglas difusas para *T. aerolatus*, *T. chiltoni*, *D.*

nahuelbutaensis, *P. irwini* y *B. maldonadoi*, tanto para su estado adulto como juvenil, las cuales se encuentran en el anexo digital que acompaña a la presente investigación.

Cuadro 6.1: Reglas difusas para la especie nativa *B. australis*

Especie: <i>Basilichthys australis</i>				Especie: <i>Basilichthys australis</i>			
Estado de Desarrollo: Adulto				Estado de Desarrollo: Juvenil			
Velocidad	Profundidad	Sustrato	SI	Velocidad	Profundidad	Sustrato	SI
H	H	H	L	H	H	H	L
H	H	M	L	H	H	M	L
H	H	L	L	H	H	L	L
H	M	H	L	H	M	H	L
H	M	M	L	H	M	M	L
H	M	L	L	H	M	L	L
H	L	H	L	H	L	H	L
H	L	M	L	H	L	M	L
H	L	L	L	H	L	L	L
M	H	H	M	M	H	H	L
M	H	M	L	M	H	M	L
M	H	L	L	M	H	L	L
M	M	H	M	M	M	H	M
M	M	M	L	M	M	M	L
M	M	L	L	M	M	L	L
M	L	H	M	M	L	H	M
M	L	M	L	M	L	M	L
M	L	L	L	M	L	L	L
L	H	H	H	L	H	H	H
L	H	M	H	L	H	M	M
L	H	L	H	L	H	L	M
L	M	H	M	L	M	H	H
L	M	M	M	L	M	M	H
L	M	L	M	L	M	L	M
L	L	H	L	L	L	H	H
L	L	M	L	L	L	M	M
L	L	L	L	L	L	L	L

De esta forma, el conocimiento experto permite, a través de CASiMiR, calificar cada condición esperada mediante una serie de simples variables lingüísticas que, en combinación, generan una consecuencia de habitabilidad (SI por sus siglas en inglés: *suitability index*) (ver *Fuzzy Clustering* en el Anexo A).

6.1.2 CONJUNTOS DIFUSOS

El procedimiento para obtener los conjuntos difusos consta de una etapa en terreno y otra donde la información es procesada para derivar dichos conjuntos difusos (ver *Fuzzy Clustering* en el Anexo A).

Durante la campaña de terreno efectuada los días 8 y 9 de Septiembre de 2007 se midieron las tres variables involucradas en la modelación (velocidad del río, profundidad y tamaño representativo del sustrato en el punto de medición). Dichas mediciones fueron acompañadas por el biólogo de peces, quien, previo a cada medición, realizó una valoración verbal de cada una de dichas variables, sin conocer el valor de la variable medida. El proceso llevó a seleccionar un total de 36 puntos que abarcaran la diversidad del hábitat estudiado, siendo la única limitación la fuerte corriente en la zona media del eje transversal del río. La Figura 6.1 muestra el proceso de medición que se llevó a cabo y el problema asociado a la fuerte corriente en algunas zonas.



Figura 6.1: Medición de variables

La selección de los puntos de medición se basó en las condiciones hidráulicas y geomorfológicas del lugar, de tal forma que representaran la mayor cantidad de combinaciones de dichas condiciones. Zonas muy bajas o de velocidades muy elevadas fueron descartadas dada la imposibilidad técnica de medir, ya sea por las dimensiones del molinete utilizado (*Gurley Precision Instrument*, modelo 622A) o por la imposibilidad de mantener el equilibrio, como se registra en el cuadro derecho de la Figura 6.1. Los resultados fueron registrados y la velocidad calculada a partir de la Tabla de conversión de revoluciones a velocidad que entrega el fabricante del molinete. El Cuadro 6.2 resume los resultados obtenidos en dicha campaña,

concentrando en el lado izquierdo la valoración verbal de los puntos registrados en el lado derecho.

Cuadro 6.2: Datos registrados en terreno

Punto	Valoración Verbal Experto			Mediciones de Parámetros		
	Velocidad	Profundidad	Sustrato	Velocidad [m/s]	Profundidad [m]	Sustrato [m]
1	L	L	L	0	0.16	0.03
2	L	L	L	0	0.2	0.02
3	L	L	M	0	0.1	0.09
4	L	L	M	0.2196	0.2	0.12
5	L	L	M	0.2804	0.14	0.15
6	M	L	M	0.3058	0.37	0.13
7	H	M	H	0.7938	0.67	0.26
8	H	M	M	0.7199	0.53	0.14
9	H	M	H	1.0256	0.7	0.25
10	M	M	H	0.4637	0.65	0.32
11	M	M	H	0.4725	0.5	0.24
12	L	L	M	0.3955	0.3	0.16
13	M	M	M	0.5124	0.5	0.14
14	L	L	M	0.1601	0.17	0.16
15	H	L	H	0.7073	0.2	0.3
16	H	L	H	0.7070	0.32	0.2
17	M	L	H	0.3289	0.28	0.27
18	H	M	M	1.0307	0.55	0.14
19	L	L	L	0.2579	0.32	0.06
20	L	L	M	0.1863	0.23	0.09
21	L	L	M	0.2262	0.24	0.14
22	L	L	M	0.2791	0.25	0.14
23	L	L	H	0.2347	0.2	0.19
24	M	L	H	0.4500	0.22	0.24
25	M	L	H	0.4851	0.34	0.26
26	M	M	H	0.6275	0.62	0.3
27	L	M	L	0.0664	0.63	Arena
28	H	H	H	0.6847	0.9	0.24
29	H	H	H	0.7077	0.8	0.3
30	M	H	M	0.3277	0.9	0.1
31	L	M	L	0.1444	0.48	0.04
32	M	L	L	0.4357	0.3	Roca Madre
33	H	L	L	0.8225	0.23	Roca Madre
34	L	M	M	0.1069	0.7	0.14
35	H	M	H	0.3874	0.37	0.26
36	H	H	H	0.5878	0.85	0.32

Las velocidades “cero” corresponden a zonas de remanso donde visualmente se aprecia algún movimiento, lo cual impide que el agua se estanque, pero donde, sin embargo, el molinete no es capaz de registrar dicha velocidad debido a que éstas están fuera de su rango de aplicación.

6.1.2.1 AGRUPAMIENTO DIFUSO

Los resultados obtenidos a partir del agrupamiento difuso (*fuzzy clustering*), resumidos en la Figura 6.2, son tres conjuntos difusos tipo 2 (ver Anexo A) correspondientes a las tres variables utilizadas para delimitar la habitabilidad del río.

Como se observa en la Figura 6.2, la forma sinusoidal de las funciones de pertenencia tiene relación con la distancia euclidiana que emplea el algoritmo *fuzzy c-means* (FCM). La estructura no-lineal de las funciones de pertenencia corresponde al método matemático y a la estructura de los datos, definidos por el número de mediciones realizadas. Para poder ingresar la información a CASiMiR es necesario aproximar dichas funciones a intervalos lineales que permitan describir funciones triangulares y trapezoidales.

Esta aproximación se muestra en la Figura 6.3, donde es posible apreciar que cada uno de los puntos originales es modificado de tal manera que se conserva la forma difusa original, salvo para aquellos valores de las variables cercanos e iguales cero y para los valores más altos definidos por el algoritmo. Esto se hace para dar sentido a los resultados y a las valoraciones del experto. Así, si $\alpha > x > 0$ tiene un grado de pertenencia igual a uno en el conjunto difuso “bajo”, entonces $\forall x \in X$ se tendrá que si $x < \alpha$ el grado de pertenencia será completo al conjunto “bajo”, eliminando los mínimos grados de pertenencia asignados a los conjuntos “medio” y “alto”. Esto es análogo para los valores altos.

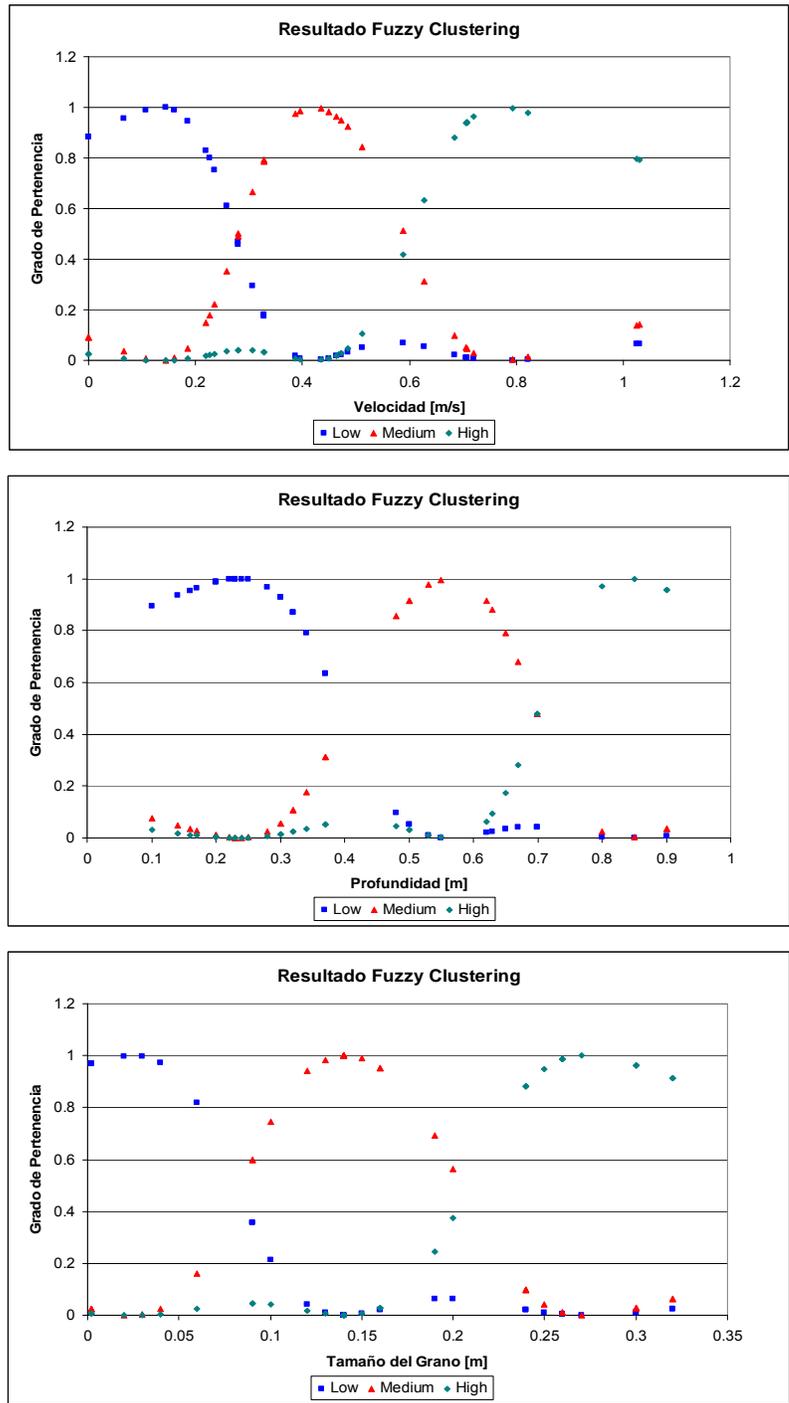


Figura 6.2: Resultado del agrupamiento difuso sobre los datos de la campaña efectuada en septiembre de 2007.

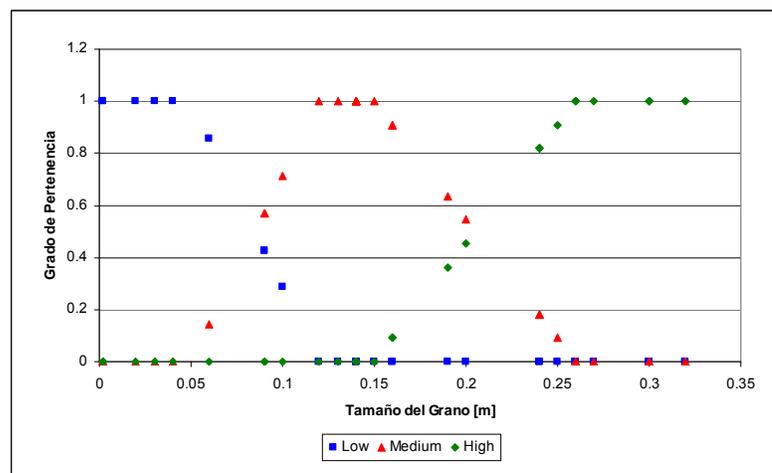
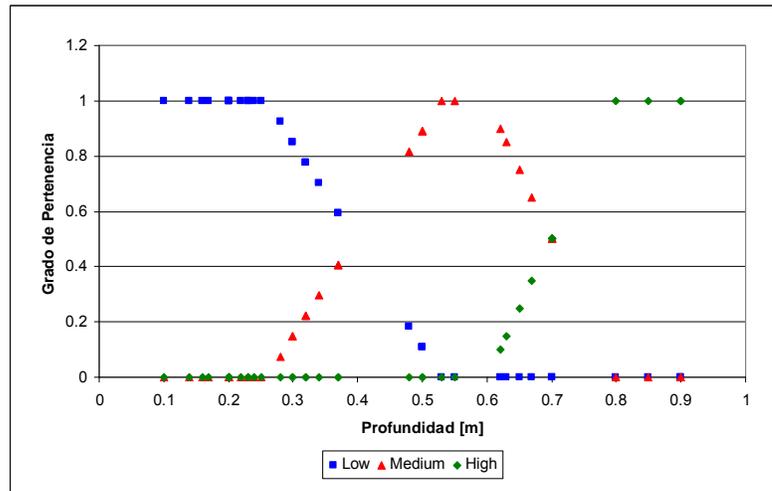
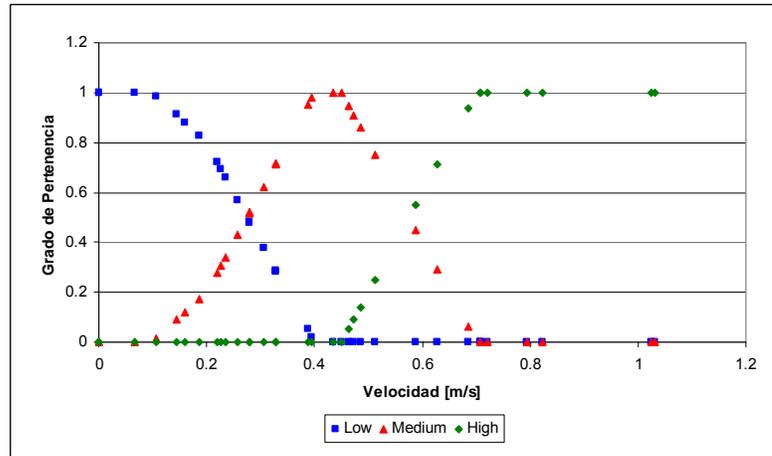


Figura 6.3: Aproximación lineal hecha sobre el resultado del agrupamiento difuso

Esta aproximación de los datos es, sin embargo, la etapa uno de la fuzificación¹¹, en la cual se asignan las funciones de pertenencia a cada grupo. Esto permite contrastar la información dada por el experto, al valorar las mismas variables que se emplearon para obtener los conjuntos difusos, con lo obtenido mediante el algoritmo. La etapa dos es ajustar los conjuntos difusos a la imprecisión del experto.

La Figura 6.4 contiene los conjuntos difusos definitivos, derivados de los conjuntos indicados en la Figura 6.3. Los conjuntos definitivos son idénticos a los de la Figura 6.3, salvo leves diferencias, y no hacen más que simplificar su formulación matemática al definir unos pocos puntos para delimitar cada cambio lineal del grado de pertenencia. En esta Figura, además, se indica el intervalo de valores en los que el experto realizó su valoración de las variables correspondientes. Estos intervalos son obtenidos de los datos resumidos en el Cuadro 6.3.

Un punto a destacar es el sustrato. Como se puede comprobar, la etapa de fuzificación se realizó empleando el tamaño de los granos medidos durante la campaña de terreno. Sin embargo, el modelo requiere que se utilice un índice que agrupa el sustrato en subgrupos según su tamaño. El Cuadro 6.3 muestra la clasificación que se requiere y que es necesario utilizar al construir el conjunto difusos de los granos constituyentes del río.

Cuadro 6.3: Definición de índices empleados en CASiMiR para caracterizar el sustrato (Adaptado de Schneider *et al.*, 2004).

Índice Sustrato	Asignación
0	Arcilla, Limo, Franco
1	Materia Orgánica, Detritus
2	Fango
3	Arena 0.063 - 2 mm
4	Grava Fina 2 - 20 mm
5	Grava 2 - 5 cm
6	Grava Gruesa 5 - 20 cm
7	Bolones 20 - 40 cm
8	Bolones > 40 cm
9	Roca

¹¹ Este término viene del término inglés fuzzyfication, el cual no tiene una traducción limpia al español y que significa la determinación de la forma y los parámetros de la función de pertenencia.

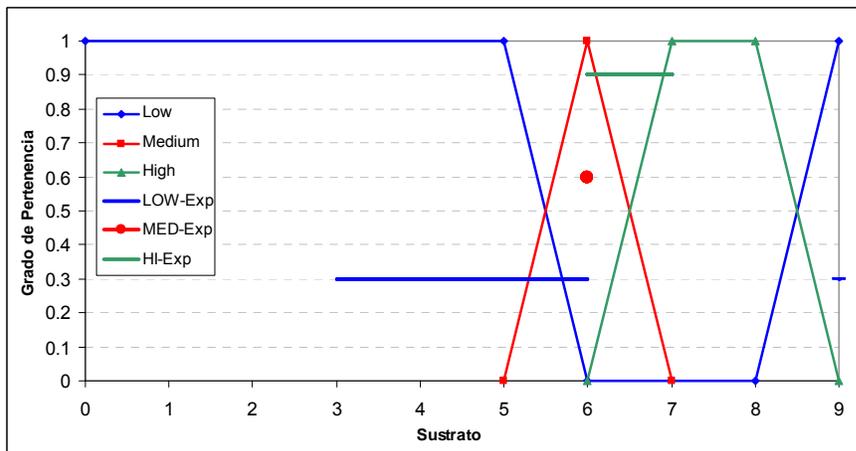
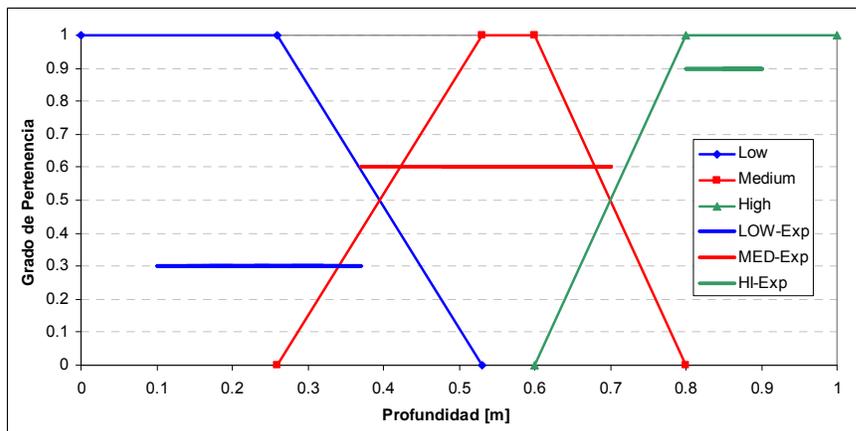
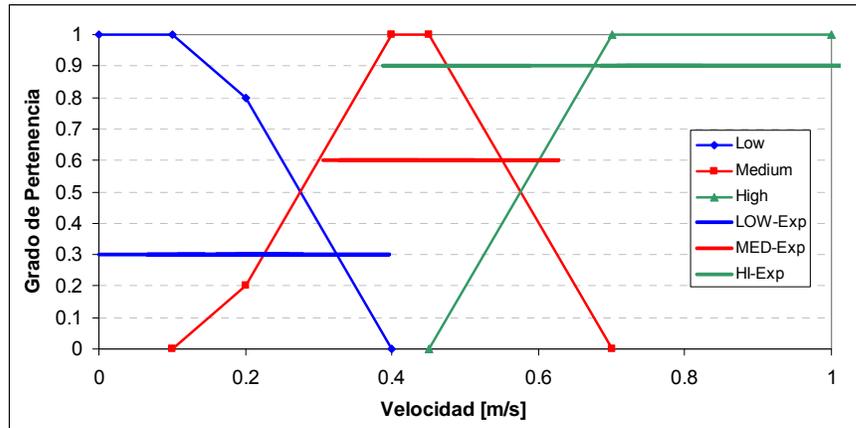


Figura 6.4: Conjuntos difusos definitivos de la etapa uno en contraste con valoración realizado por el experto en la campaña de septiembre de 2007.

Es destacable la definición de “sustrato medio” del experto, ya que ésta, sin excepción, corresponde a los puntos contenidos dentro del índice “grava gruesa”. Lo difuso resulta, en este caso, de haber definido datos tipo “grava gruesa” una vez como “sustrato pequeño” y en dos oportunidades como “sustrato grande”. Esta inconsistencia (si no ocurriese sería inusual) tiene su origen en la subjetividad del experto para realizar la definición, lo cual se traduce en cierta dispersión de la clasificación hecha.

Por otra parte, el conjunto difuso “sustrato pequeño” fue modificado considerando la definición del experto del sustrato denominado “Roca” en el Cuadro 6.3. De acuerdo al experto, los afloramientos de roca en el río deben ser considerados como “sustrato pequeño”, debido a la nula protección que ofrecen a los peces. Schneider (Comunicación directa, 2008) señala una experiencia similar respecto a la definición de roca como “sustrato pequeño” por parte de los expertos y recomienda como solución la modificación introducida en la Figura 6.4.

A partir de la Figura 6.4, la cercanía entre las definiciones realizadas por el experto y las agrupaciones que hizo el algoritmo, basado únicamente en la estructura de los datos, permite cumplir con la etapa dos de la fuzificación: ajustar los grados de pertenencia de acuerdo a la apreciación del experto.

El conjunto “velocidad” debe ser corregido en el límite inferior y superior del conjunto “velocidad media”, pero de manera leve. El conjunto “velocidad alta” debe ser ajustado ligeramente, pues es más difuso para el experto que para el algoritmo, lo cual es incuestionable, ya que la valoración humana se basa en la apreciación visual de dicha variable.

El conjunto “sustrato” no debe ser corregido nuevamente, pues la partición “dura” de los índices permitió ocultar parte de la incertidumbre del problema.

El conjunto “profundidad” revela las mayores diferencias respecto a la respuesta del algoritmo. La explicación pasa por varias singularidades:

- El día en que se realizó la medición coincidió con un alto caudal del río, lo cual impidió realizar mediciones en zonas de profundidades relativamente altas.
- La turbulencia y los sedimentos arrastrados por el río dificultan la visión e impiden discriminar certeramente las profundidades.
- La dificultad aumenta debido a lo heterogéneo del tamaño de los granos. No es lo mismo pararse sobre una roca que sobre otra. No existe una combinación de profundidad – tamaño de grano correcta. Esta incertidumbre es manejada por el experto, pero no es 100% efectiva su reducción.

Los ajustes que se realizan al conjunto “profundidad” son más importantes, lo cual aumenta la posibilidad de que los resultados no sean los esperados. Sin embargo, aún queda una última etapa que permitirá corregir los conjuntos difusos hasta su forma definitiva.

Otros cambios en los conjuntos difusos se deben a la condición impuesta:

$$\sum_{i=1}^c \mu_{ik} = 1$$

Esto obliga a realizar ajustes en la forma de las funciones de pertenencia, independientemente de que su grado incertidumbre (*fuzziness*) esté bien representado, por ejemplo, como ocurre con el conjunto “velocidad baja”, en la Figura 6.5.

La Figura 6.5 contiene los conjuntos difusos modificados de acuerdo a la valoración del experto. En una entrevista posterior, con algunos resultados como parte de la conversación, Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008) no realizó modificaciones a los conjuntos y reglas difusas. Sus comentarios son revisados a continuación de los resultados generales obtenidos.

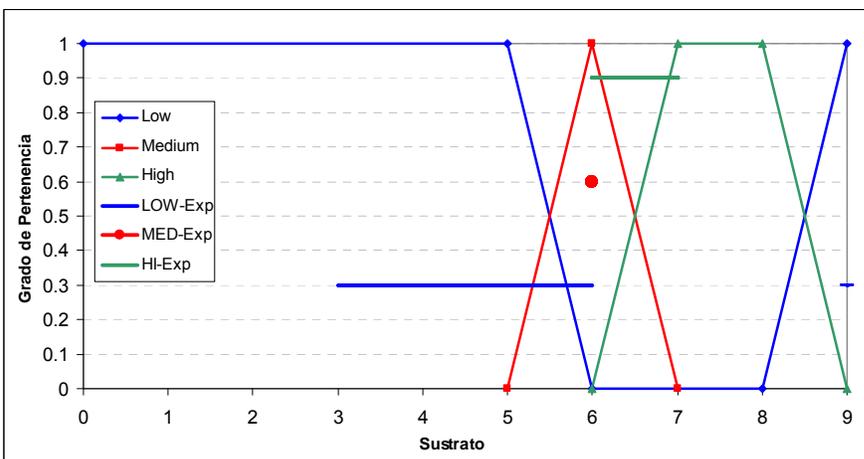
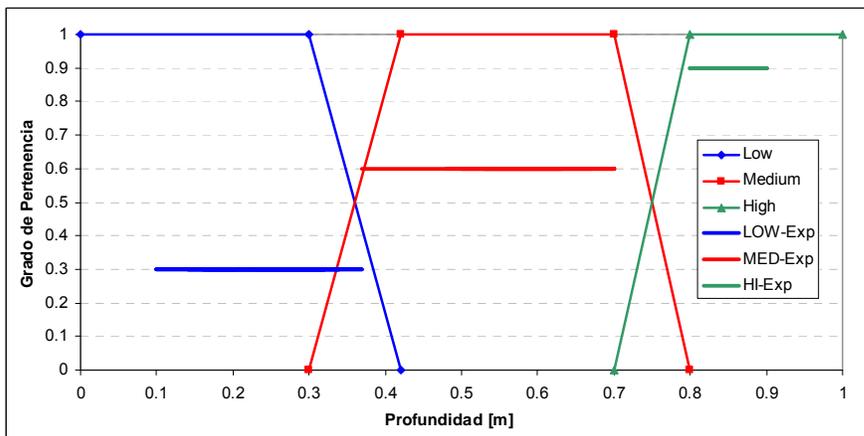
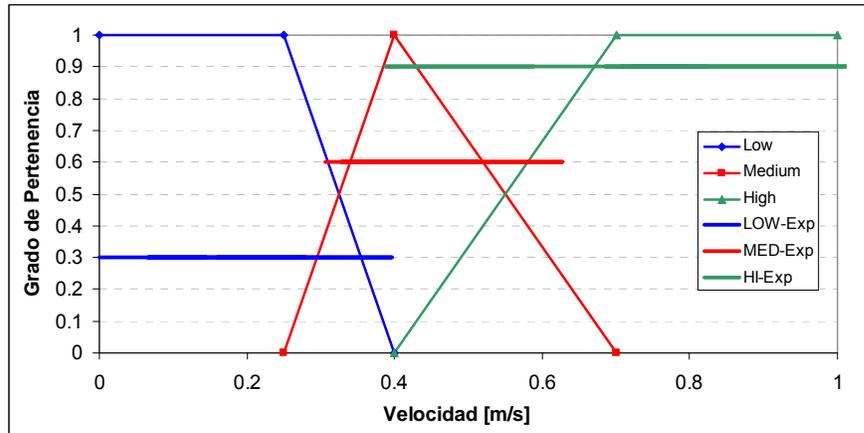


Figura 6.5: Conjuntos difusos modificados de acuerdo a la apreciación del experto sobre las variables medidas en cada punto.

6.2 RESULTADOS GENERALES

Los resultados del modelo corresponden a una variedad de índices y salidas gráficas, explicadas en el Punto 2.1.2, que permiten estudiar y analizar la calidad de hábitat disponible para cada especie y estado de vida. A continuación se presentan los resultados básicos de CASiMiR para cada una de las especies y estados de vida modelados. Además, se explica brevemente cómo se interpretan estos resultados, dejando para los capítulos sucesivos el análisis más acabado de estos.

El formato de los resultados que se entregan es el mismo para todas las especies y sus estados de vida. Las figuras presentadas son un resumen, cuyo contenido general es el siguiente:

- i. Primera Figura: al lado izquierdo se muestra la evolución del índice de área usable ponderada WUA (*Weighted Usable Area*) y el índice de idoneidad del hábitat hidráulico HHS (*Hydraulic Habitat Suitability index*) a medida que varía el caudal. Al lado derecho se indica un gráfico que resume la evolución de la calidad del hábitat, a través del índice de idoneidad SI (*Suitability Index*), en la medida que el caudal aumenta. Se escogió un número pequeño de caudales para no saturar la figura y con la confirmación de que la tendencia observada no varía mayormente para caudales mayores a 15 [m³/s] (Respecto a los índices, ver Punto 2.1.2.1).
- ii. Segunda Figura: indica el mapa del tramo modelado, donde los colores indican el SI correspondiente. De esta forma es posible ver la distribución espacial de las diversas calidades de hábitat en el tramo de estudio. Se utiliza como ejemplo un caudal cercano al aforado (0.8 m³/s) en la campaña de marzo de 2007 (ver Cuadro 4.8), aunque el modelo permite estudiar cualquier caudal dentro de cierto rango previamente definido.

6.2.1 PERCILIA IRWINI

- **Adulto**

Para el adulto en la Figura 6.6 derecha se indica cómo el aumento del caudal disminuye el porcentaje de área con condiciones medias de idoneidad ($0.3 < SI \leq 0.6$) al mismo tiempo que aumenta el porcentaje de área con condiciones bajas de idoneidad ($0 \leq SI \leq 0.3$). También es posible notar que existe un aumento del porcentaje de área con condiciones de idoneidad alta ($0.6 < SI \leq 1.0$) para condiciones de flujo similares a las aforadas, lo cual explica la convexidad de las curvas de WUA y HHS en la Figura 6.6 izquierda.

Debido a que la Figura 6.6 derecha contiene la información de idoneidad de hábitat, en relación al porcentaje de área inundada, es necesario resaltar el hecho de que un aumento del caudal implica necesariamente, en el caso estudiado, un aumento del área inundada. En base a esto, en el paso de 0.8 a 5 [m³/s], se observa que el aumento de la escorrentía implica una mayor tasa de aumento de condiciones poco favorables para el individuo, pero también que las zonas de condiciones medias tienden a mantenerse, en términos de área real, pese al aumento del caudal.

Al contrastar la curva de área inundada con la curva de WUA (gráfico no incluido) se observa que, pese a un aumento importante del área, el WUA decrece debido a un importante cambio en el patrón de velocidades y profundidades. Este cambio en los patrones lo refleja la curva de HHS, cuyo fuerte gradiente de disminución indica las transformaciones, en relación al pez, que se producen en el tramo debido al aumento del caudal.

En crecidas importantes, el tramo contará con escasas áreas de refugio, lo cual revela que la zona no es apta para la especie en el período de lluvias. En el período estival (por ejemplo, Figura 6.7) se cuenta con una amplia zona de buenas condiciones para el adulto, lo cual permitiría su reproducción, dado que las orillas, en las mismas condiciones, resultan aptas para los juveniles, como se ve en la Figura 6.9.

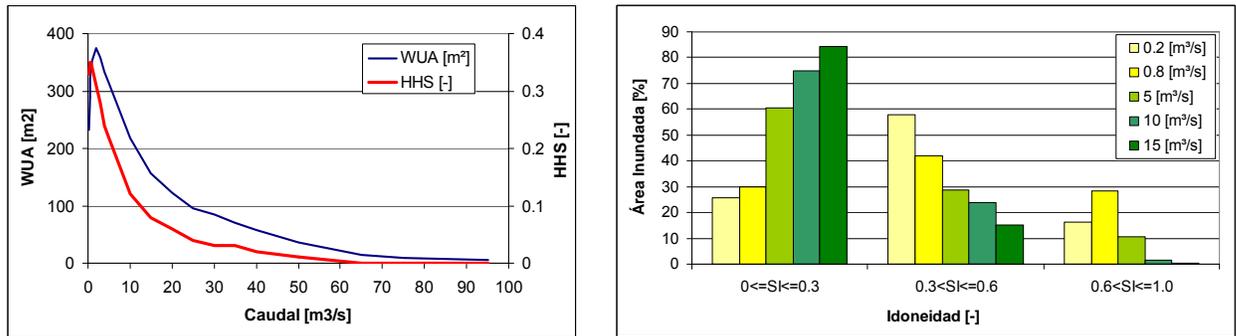


Figura 6.6: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Percilia irwini*. Estado de vida: Adulto.

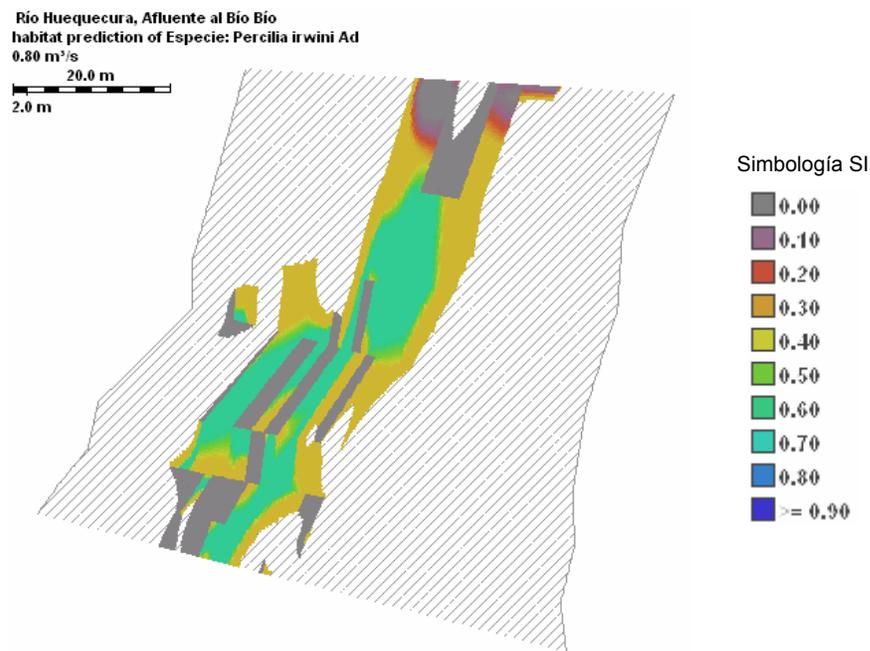


Figura 6.7: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Percilia irwini*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

Para el juvenil en la Figura 6.8 derecha se indica cómo el aumento del caudal disminuye las condiciones altas de idoneidad ($0.6 < SI \leq 1.0$) al mismo tiempo que aumenta el porcentaje de área con condiciones bajas de idoneidad ($0 \leq SI \leq 0.3$). También es posible notar que existe un aumento del porcentaje de área con condiciones de idoneidad media ($0.3 < SI \leq 0.6$) para condiciones de flujo similares a las aforadas.

La Figura 6.8 izquierda indica que, a pesar de que las condiciones medias de habitabilidad (HHS) son altas en un comienzo, el individuo juvenil sufre un cambio de condiciones importante debido al aumento del caudal, lo cual se ve reflejado en el fuerte gradiente de descenso de HHS.

La Figura 6.9 muestra que las zonas de preferencia del pez en su estado juvenil se ubicarán en las orillas, donde las velocidades son menores. Una simulación de caudales superiores muestra que, en general, el individuo contará con algunas zonas de refugio durante el período de lluvias. A pesar del estrés que implica una crecida, el individuo juvenil contará con más áreas de refugio que el adulto, aunque estas estarán acotadas a zonas muy específicas del tramo estudiado.

Existe alta complementariedad entre individuos adultos y juveniles que justificaría los montos de capturas reportados en el sector (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008). No obstante, la bibliografía consultada no señala los períodos de reproducción de la especie. Como se ve en el siguiente capítulo, esta especie cuenta con información parcial acerca de sus estados de vida, lo que dificulta el análisis de los resultados.

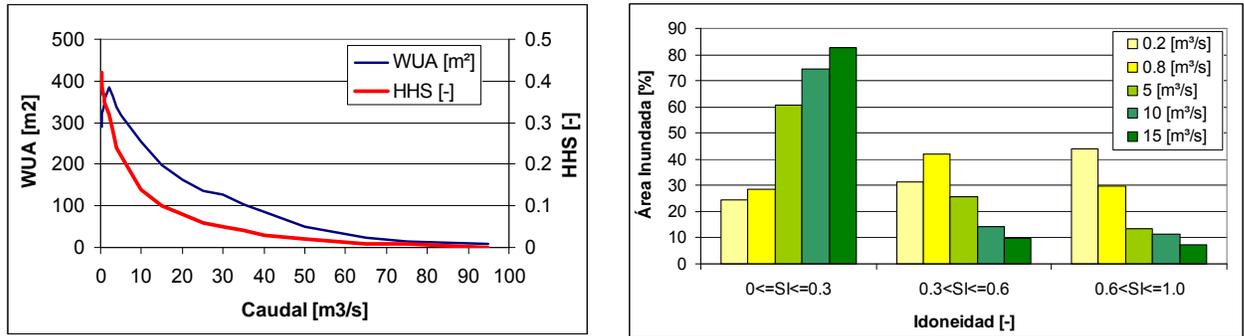


Figura 6.8: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Percilia irwini*. Estado de vida: Juvenil.

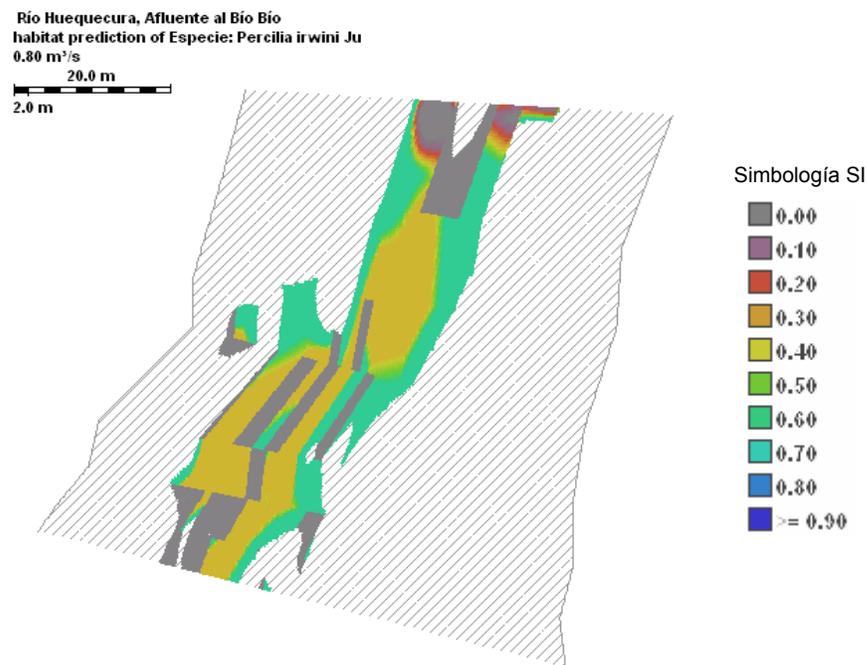


Figura 6.9: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Percilia irwini*. Estado de vida: Juvenil.

6.2.2 DIPLOMYSTES NAHUEL BUTAENSIS

- **Adulto**

Los resultados indicados en la Figura 6.10 muestran que el individuo adulto se siente considerablemente más cómodo con caudales relativamente grandes. No obstante, los resultados obtenidos en el Capítulo 4 indican que las condiciones de flujo base no son adversas para esta especie, tal como se confirma en la Figura 6.11. A pesar de que caudales bajos como los de la temporada de estiaje no representan el óptimo, las zonas habitables poseen un SI considerable, lo cual indica que en la poca área disponible, las condiciones son buenas.

La Figura 6.10 izquierda muestra que existe un rango de caudales en el cual se mantiene estable la relación entre calidad y cantidad de hábitat, representado por la curva de WUA. La curva de HHS muestra un alza constante de las condiciones medias de habitabilidad hasta los 5 [m³/s]. Luego de este punto, las condiciones promedio decrecen, pero el aumento del área inundada parece mantener casi constante el WUA. En este caso se observa que el gradiente de descenso de HHS aumenta después de los 10 [m³/s], lo cual permitiría mantener el WUA casi constante hasta ese punto.

Esto significa que el cambio en los patrones de velocidad y profundidad para pequeñas crecidas no afectaría mayormente al individuo adulto. Un aumento mayor, sin embargo, reduce las zonas óptimas, debido a que, en las zonas más profundas, las velocidades aumentan. La profundidad, por su parte, no es limitante, pues ha sido reportada a varios metros de profundidad (Manuel Contreras, Comunicación directa, 2007). En las orillas, el sustrato es inadecuado para la protección del individuo, pues el grano es demasiado pequeño para el tamaño del pez.

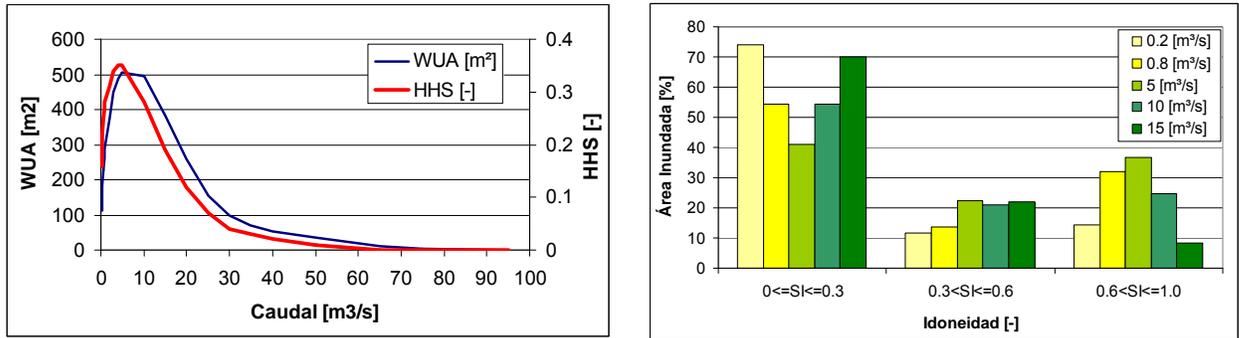


Figura 6.10: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Diplomystes nahuelbutaensis*. Estado de vida: Adulto.

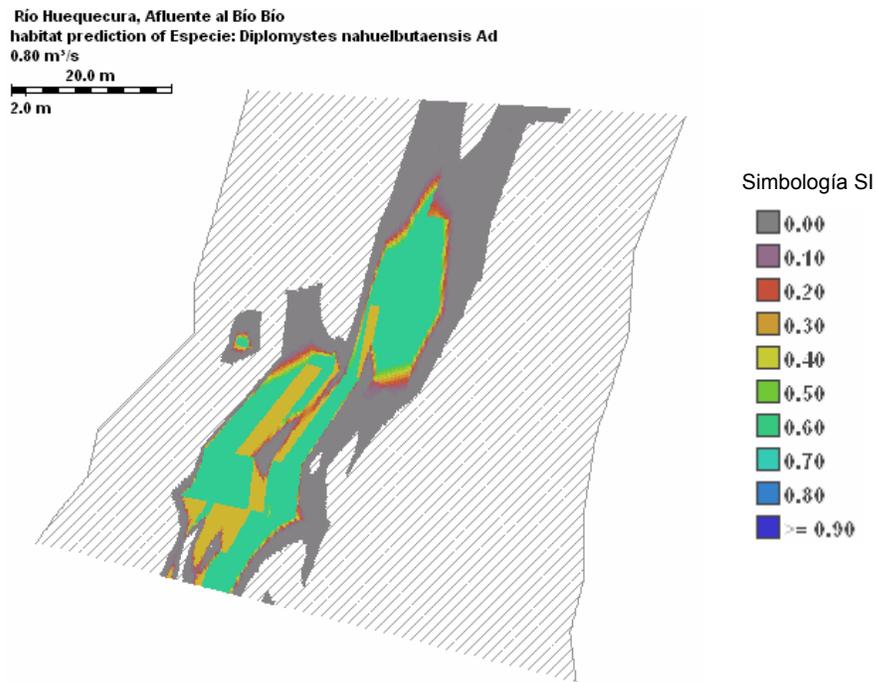


Figura 6.11: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Diplomystes nahuelbutaensis*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

Para el juvenil en la Figura 6.12 derecha se señala que las condiciones óptimas se encuentran en mayor proporción de área con el caudal más bajo. Un aumento del caudal lleva las condiciones hacia un nivel medio.

Se observa que el individuo juvenil puede afrontar pequeñas crecidas sin que esto produzca desmejoras importantes en la habitabilidad del tramo estudiado. La curva de WUA indica que la relación entre calidad y cantidad de hábitat será máxima dentro de un rango que varía entre los 4 y los 10 [m³/s]. En este rango, de acuerdo a la Figura 6.12 derecha, un aumento de caudal producirá una disminución de las condiciones promedio debido al aumento de área inundada con SI bajas, sin embargo, también aumentarán las zonas de SI medias, lo cual permitirá que esta especie se adapte bien a las condiciones de estrés en el período de lluvias.

La Figura 6.13 señala que las zonas de mayor calidad de hábitat (SI) para el individuo juvenil se encuentran en las riberas, evidenciando complementariedad con el individuo adulto, tal como ocurre en el caso de la *P. irwini*. Esto concuerda con los reportes de captura (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008), que indican una mayor frecuencia de captura de individuos juveniles. Debido a que las pescas en el tramo de estudio se realizaron solo con instrumentos de pesca eléctrica, las zonas de captura se reducen únicamente a las orillas (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008).

El cambio de gradiente de descenso de HHS alrededor de los 25 [m³/s] indica que las zonas con SI > 0 se mantienen con valores altos de este índice. La disminución de la WUA es menos pronunciada entonces, pues aunque el aumento del área inundada conlleva a un aumento de zonas de bajo SI, persisten aún áreas de resguardo, principalmente a causa del sustrato y bajas profundidades, que evitan el aumento excesivo de la velocidad.

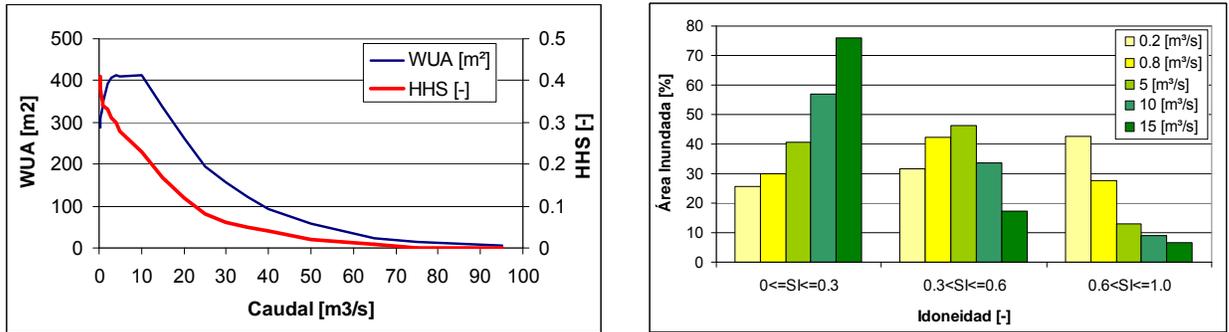


Figura 6.12: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Diplomystes nahuelbutaensis*. Estado de vida: Juvenil.

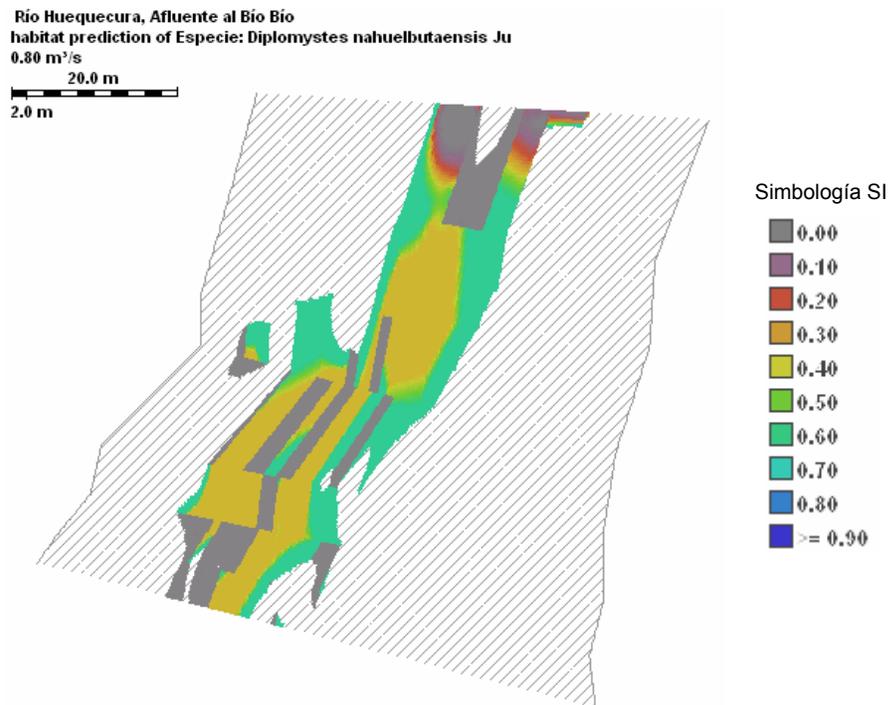


Figura 6.13: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Diplomystes nahuelbutaensis*. Estado de vida: Juvenil.

6.2.3 TRICHOMYCTERUS AREOLATUS

- **Adulto**

Para el adulto en la Figura 6.14 se indica que la condición general del tramo estudiado es media y para caudales muy bajos la zona es poco apta para la especie. Las mejores condiciones de habitabilidad se encuentran entre los 5 y los 15 [m³/s], con un máximo claro a los 10 [m³/s]. Esto indica que la especie se encontrará con la mejor calidad disponible durante la temporada de lluvias, mientras que en la época estival la habitabilidad se verá disminuida. La habitabilidad también será mínima en crecidas de un gran período de retorno.

La Figura 6.15 señala las zonas de mejor SI disponibles, los cuales se ubican en las zonas de mayor profundidad. Las reglas difusas permiten entender que las condiciones óptimas de la especie se encuentran en valores medios, siendo poco adecuado la combinación de velocidades altas y medias en conjunto con profundidades altas. Los mapas de habitabilidad indican que la calidad disminuirá en el centro del cauce a medida que aumente el caudal, desplazando las áreas aptas hacia los costados, pero nunca en las zonas próximas a las riberas. De esta forma, se observa que el individuo adulto tiene requerimientos mucho más específicos que los demás casos analizados, razón por la cual, la habitabilidad media del tramo, representada por el HHS, es la más baja de las especies estudiadas.

Los antecedentes de captura (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008) indican que la presencia está ampliamente dominada por especímenes juveniles, mientras que las escasas capturas de individuos adultos se produjeron en condiciones de caudales entre 5 y 15 [m³/s], cuando las zonas aptas se encuentran más cerca de la orilla. Como se señaló anteriormente, el uso de pesca eléctrica como método de captura podría justificar los resultados.

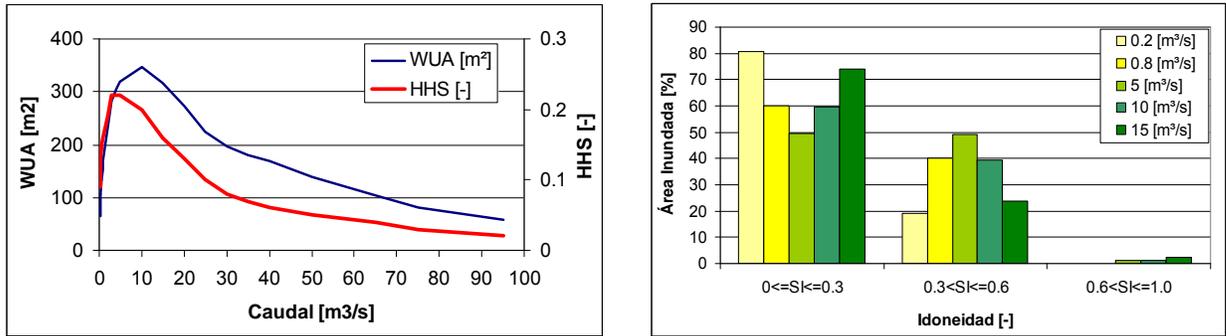


Figura 6.14: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Trichomycterus areolatus*. Estado de vida: Adulto.

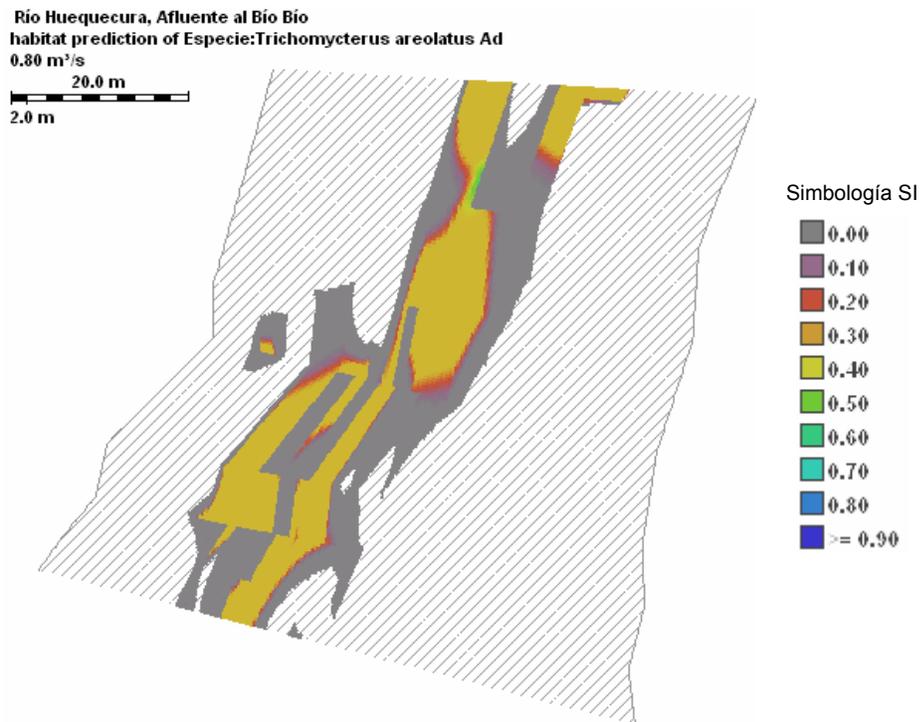


Figura 6.15: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Trichomycterus areolatus*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

Para el juvenil en la Figura 6.16 derecha se indica que la habitabilidad dominante es media, sin embargo, también se aprecia que el porcentaje de área es elevado y tiende a conservarse con el aumento del caudal. Esto significa que el individuo juvenil tiene requerimientos menos específicos que en su estado adulto.

A medida que el caudal aumenta se observa cierta estabilidad de la WUA, al mismo tiempo que la HHS disminuye levemente. Para caudales sobre los 2 [m³/s] (aquí la WUA alcanza el máximo) el gradiente de disminución de la HHS es muy pronunciado, sin embargo, la WUA no desciende con la misma tasa. El aumento del área inundada, en conjunto con los requerimientos menos específicos del individuo juvenil, permiten mantener áreas de SI medio para crecidas importantes. En este sentido, se deduce que la especie posee buena adaptación para condiciones cambiantes y de caudales elevados, como lo que se presenta en la temporada de lluvias.

La Figura 6.17 señala que las áreas de SI > 0 cubren casi toda el área inundada, siendo en su mayoría de valor medio. Esto es indicativo de la diversidad de patrones que el individuo juvenil es capaz de tolerar en cierto grado. Las condiciones, si bien son medias, poseen una cobertura importante que puede ser justificado por los antecedentes de captura (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008), donde la mayoría de los individuos capturados corresponden a juveniles.

El tramo, en general, no es óptimo para el desarrollo de la especie, que parece requerir de condiciones más específicas para una buena habitabilidad (SI > 0.6). Sin embargo, se debe considerar que se trata de una de las especies de mayor presencia a lo largo de Chile, siendo la única no endémica estudiada en la presente investigación (Habit *et al.*, 2005). Su alta plasticidad trófica y amplia presencia a lo largo del país (Habit *et al.*, 2005) indicaría que las preferencias específicas son en realidad preferencias generales, lo cual le permite adecuarse a una amplia variedad de condiciones. Es decir, más allá de unas pocas zonas de alta preferencia, posee una amplia variedad de zonas con preferencia media que sí permiten su desarrollo.

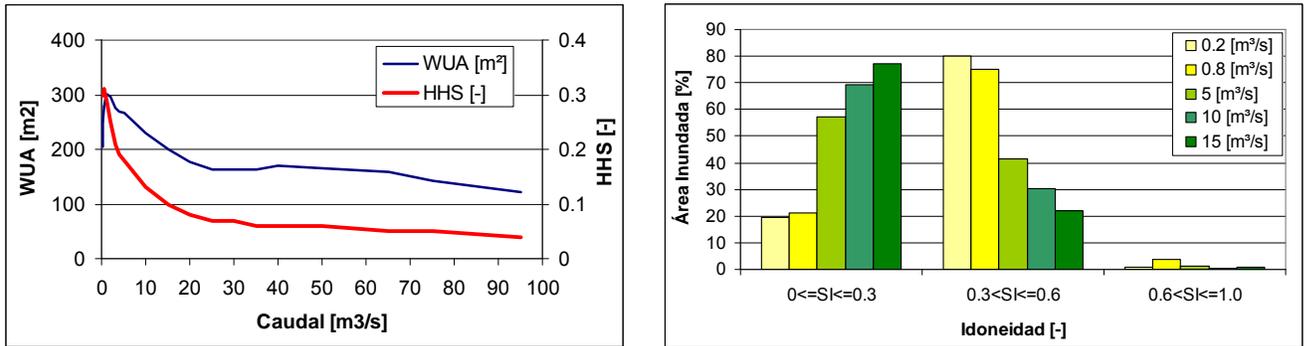


Figura 6.16: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Trichomycterus areolatus*. Estado de vida: Juvenil.

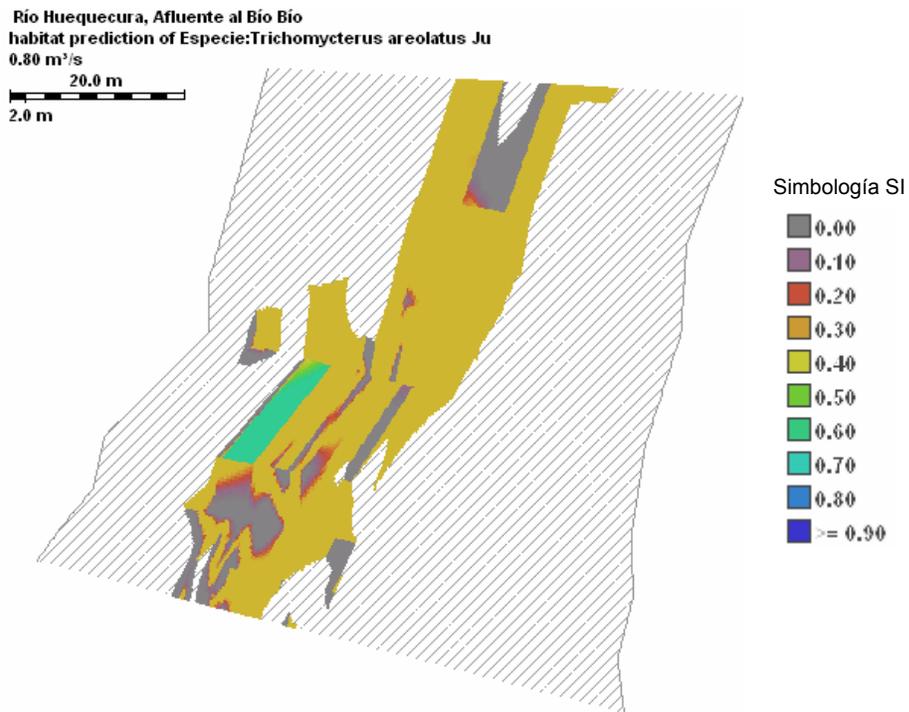


Figura 6.17: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Trichomycterus areolatus*. Estado de vida: Juvenil.

6.2.4 TRICHOMYCTERUS CHILTONI

- **Adulto**

Para el adulto en la Figura 6.18 se indica que la condición general del tramo estudiado es media y para caudales muy bajos la zona es poco apta para la especie. Las mejores condiciones de habitabilidad se encuentran entre los 5 y los 15 [m³/s], con un máximo claro a los 10 [m³/s], según la WUA. Esto indica que la especie se encontrará con la mejor calidad disponible durante la temporada de lluvias, mientras que en la época estival la habitabilidad se verá disminuida. La habitabilidad también será mínima en crecidas de un elevado período de retorno.

Al comparar los resultados de *T. chiltoni* (Figura 6.18 y Figura 6.19) con los resultados de *T. areolatus* (Figura 6.14 y Figura 6.15), en conjunto con las reglas difusas correspondientes, es posible apreciar una gran similitud. Ambas especies poseen preferencias muy similares, sin embargo, la bibliografía sobre *T. chiltoni* es relativamente escasa y su presencia en Chile es también mucho más limitada. Los resultados de capturas indican que es posible encontrar a la especie en diferentes épocas del año, sin embargo, la bibliografía y la cantidad de capturas es insuficiente para diferenciar entre individuos adultos y juveniles. Esto limita en forma importante el análisis de los resultados.

La Figura 6.19 señala las zonas de mejor SI disponibles, los cuales se ubican en las zonas de mayor profundidad. Las reglas difusas permiten entender que las condiciones óptimas de la especie se encuentran en valores medios, siendo poco adecuado la combinación de velocidades altas y medias en conjunto con profundidades altas. Los mapas de habitabilidad indican que la calidad disminuirá en el centro del cauce a medida que aumente el caudal, desplazando las áreas aptas hacia los costados, pero nunca en las zonas próximas a las riberas.

Respecto a *T. areolatus*, la especie *T. chiltoni* demuestra tener menor sensibilidad a las fluctuaciones de caudal, lo cual eleva los valores de HHS y WUA respecto a la primera especie. Aunque ambas parecen alcanzar un óptimo en el período de lluvias, *T. chiltoni* aparece como mejor adaptado a las condiciones del tramo analizado.

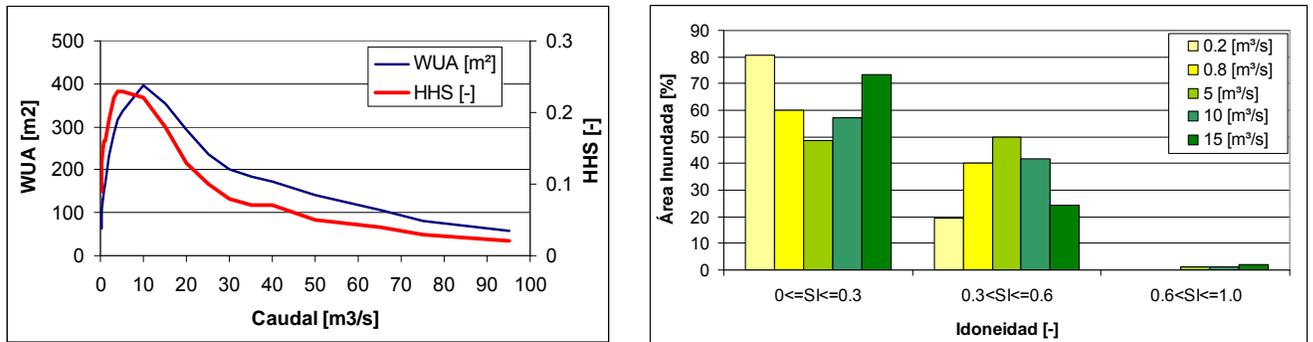


Figura 6.18: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Trichomycterus chiltoni*. Estado de vida: Adulto.

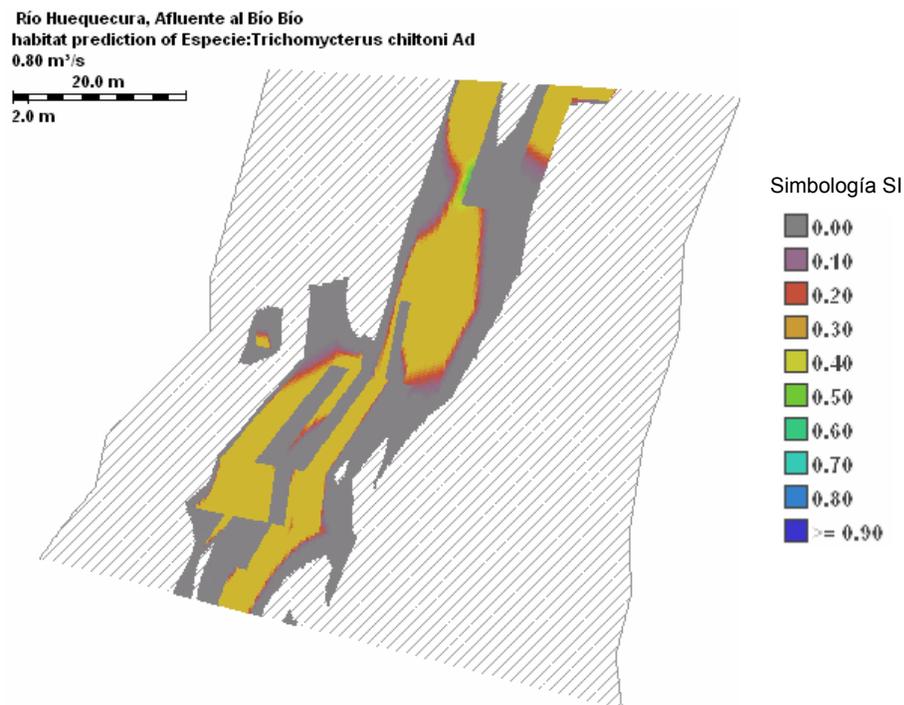


Figura 6.19: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Trichomycterus chiltoni*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

Para el juvenil en la Figura 6.20 derecha se indica que la habitabilidad dominante es media, sin embargo, también se aprecia que el porcentaje de área es elevado, lo cual significa que el individuo juvenil tiene requerimientos menos específicos que en su estado adulto. Al igual que en el caso de los individuos adultos, los resultados indican que *T. chiltoni* juvenil posee requerimientos muy similares al *T. areolatus* juvenil.

A medida que el caudal aumenta se observa cierta estabilidad de la WUA, al mismo tiempo que la HHS disminuye levemente. Para caudales sobre el 1 [m³/s] (aquí la WUA alcanza el máximo) el gradiente de disminución de la HHS es muy pronunciado, sin embargo, la WUA no desciende con la misma tasa. El aumento del área inundada, en conjunto con los requerimientos menos específicos del individuo juvenil, permiten mantener áreas de SI medio para crecidas importantes. En este sentido, se deduce que la especie posee buena adaptación para condiciones cambiantes y de caudales elevados, como lo que se presenta en la temporada de lluvias.

La Figura 6.21 señala que las áreas de SI > 0 cubren casi toda el área inundada, siendo en su mayoría de valor medio. Esto es indicativo de la diversidad de patrones que el individuo juvenil es capaz de tolerar dentro de cierto rango. Debido a que los antecedentes de captura no permiten diferenciar entre individuos adultos y juveniles, no es posible analizar con mayor profundidad los resultados. No obstante, es esperable que los individuos capturados sean en su mayoría juveniles.

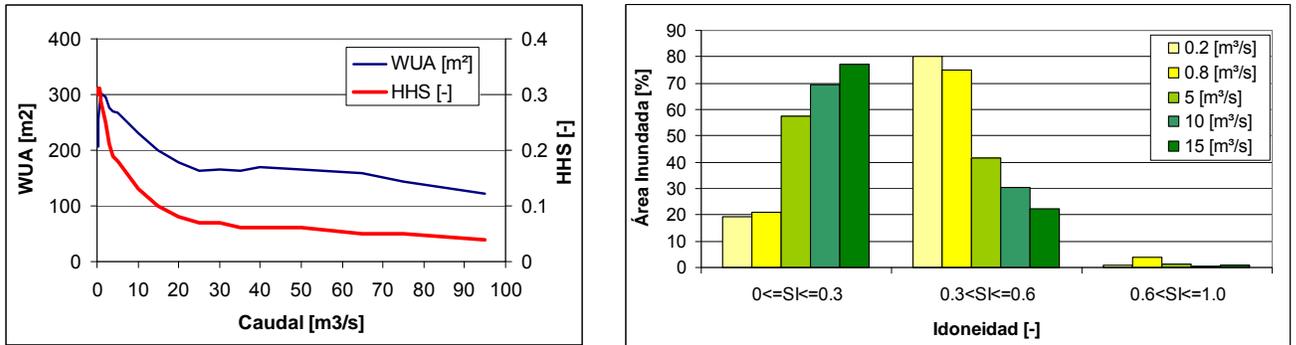


Figura 6.20: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Trichomycterus chiltoni*. Estado de vida: Juvenil.

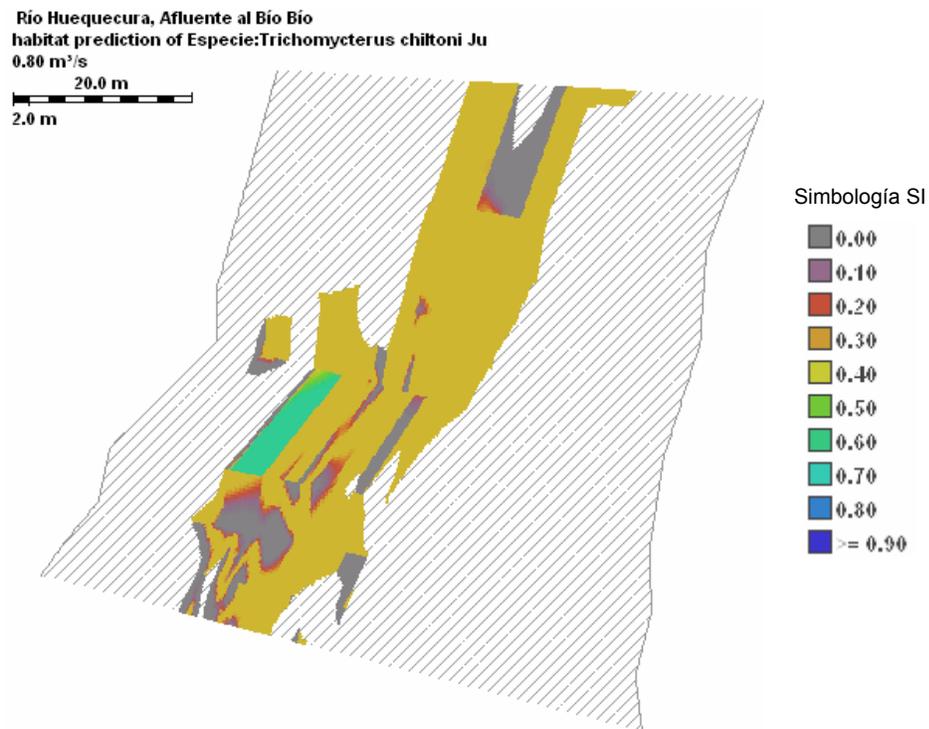


Figura 6.21: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Trichomycterus chiltoni*. Estado de vida: Juvenil.

6.2.5 BULLOCKIA MALDONADOI

- **Adulto**

La Figura 6.22 derecha indica que los individuos adultos tienen una preferencia elevada por condiciones de poco escurrimiento. La época con mejores condiciones de habitabilidad será en el período estival. No obstante, existe una presencia permanente de condiciones medias de habitabilidad, lo cual, sumado a las condiciones altas, permite una zona de habitabilidad aceptable durante la época de lluvias. Alrededor de los 15 [m³/s] las zonas de preferencia se restringen casi únicamente a las orillas, sin embargo, aquí las condiciones continúan siendo altas, por lo cual la WUA mantiene valores altos respecto a las demás especies.

Los datos de captura son escasos y la bibliografía no permite diferenciar entre individuos adultos y juveniles. Sin embargo, los datos indican que más del 95% de las capturas efectuadas de esta especie, se realizaron en el tramo de estudio. Su presencia en otros afluentes y en el mismo Bio Bío fue casi indetectable. Cabe recordar que se trata de una especie en peligro de extinción, por lo cual no se esperan grandes abundancias, aunque el río Huequecura representa el afluente con mayor diversidad de especies que posee el Bio Bío, según se puede deducir de los estudios del CEA.

La Figura 6.23 muestra cómo es posible encontrar condiciones altas de habitabilidad en un amplio espectro de condiciones de escurrimiento. La especie tendrá preferencias variadas dentro de un rango acotado de caudales. El aumento de las velocidades en conjunto con las profundidades marcará la disminución de la calidad del hábitat disponible, por lo cual las zonas de preferencia se limitarán a las orillas, para crecidas importantes.

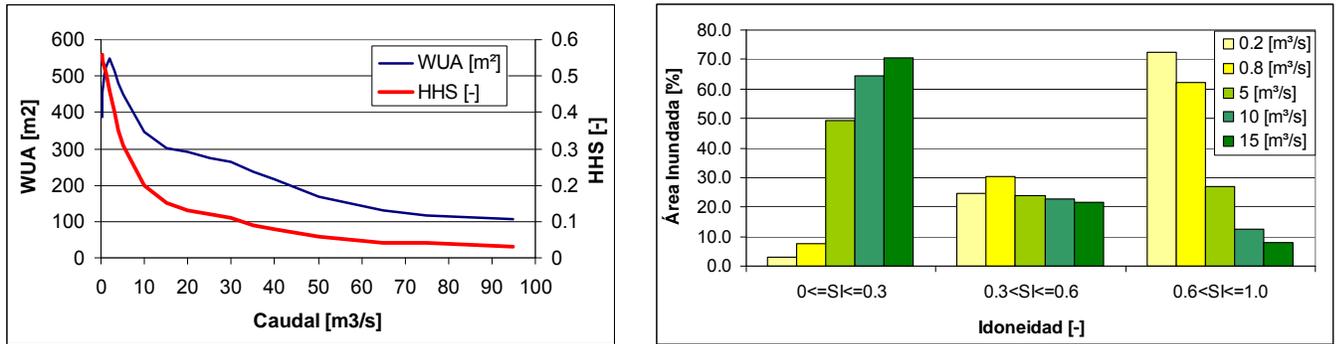


Figura 6.22: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Bullockia maldonadoi*. Estado de vida: Adulto.

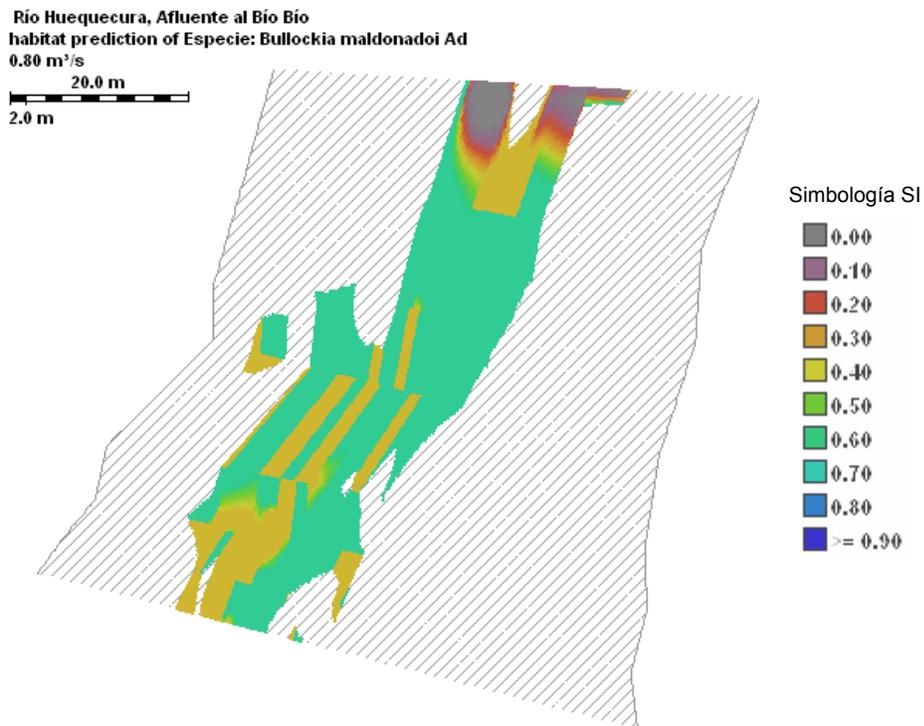


Figura 6.23: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Bullockia maldonadoi*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

Para el juvenil en la Figura 6.24 se indica que la diferencia de preferencias respecto al individuo adulto es casi nula. Para caudales mayores se puede observar una pequeña diferencia, siendo el juvenil el más perjudicado desde el punto de vista de disponibilidad de hábitat.

La bibliografía disponible sobre esta especie es escasa y solo se menciona su parecido con *T. areolatus* y *T. chiltoni*. Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008) reconoce que se trata de una especie difícil de encontrar. La estructura de reglas difusas se basa en las capturas que Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008) realizó en el Bio Bío bajo, donde el tamaño de grano es medio o pequeño y las velocidades bajas. No obstante, los resultados de capturas y la alta disponibilidad de hábitat indicarían que la valoración del experto parece estar acorde con las preferencias de la especie. Es necesario hacer mayores estudios de la especie para tener mayor seguridad de los resultados.

La Figura 6.25 muestra la extensión y calidad disponible para la especie en el tramo estudiado. No existe segregación entre las zonas de preferencia de los individuos adultos y juveniles, por lo cual resulta importante ampliar los estudios de la especie y verificar con las capturas la proporción entre adultos y juveniles. El período de desove señalado en la bibliografía coincide con la época de menores caudales, pero se desconoce el comportamiento de los adultos una vez que se ha producido dicho evento. La especie tendrá preferencias variadas dentro de un rango acotado de caudales. El aumento de las velocidades en conjunto con las profundidades marcará la disminución de la calidad del hábitat disponible, por lo cual las zonas de preferencia se limitarán a las orillas, para crecidas importantes.

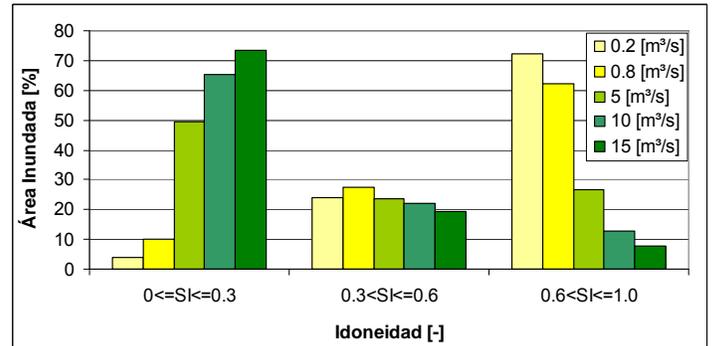
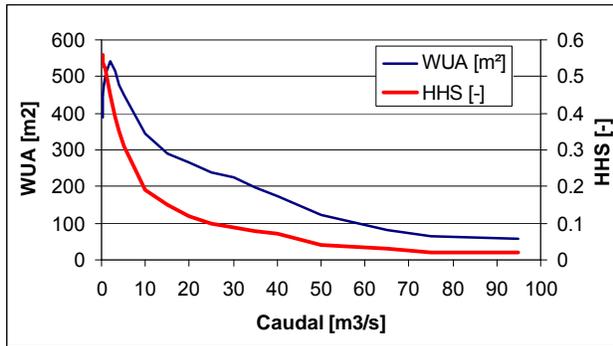


Figura 6.24: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Bullockia maldonadoi*. Estado de vida: Juvenil.

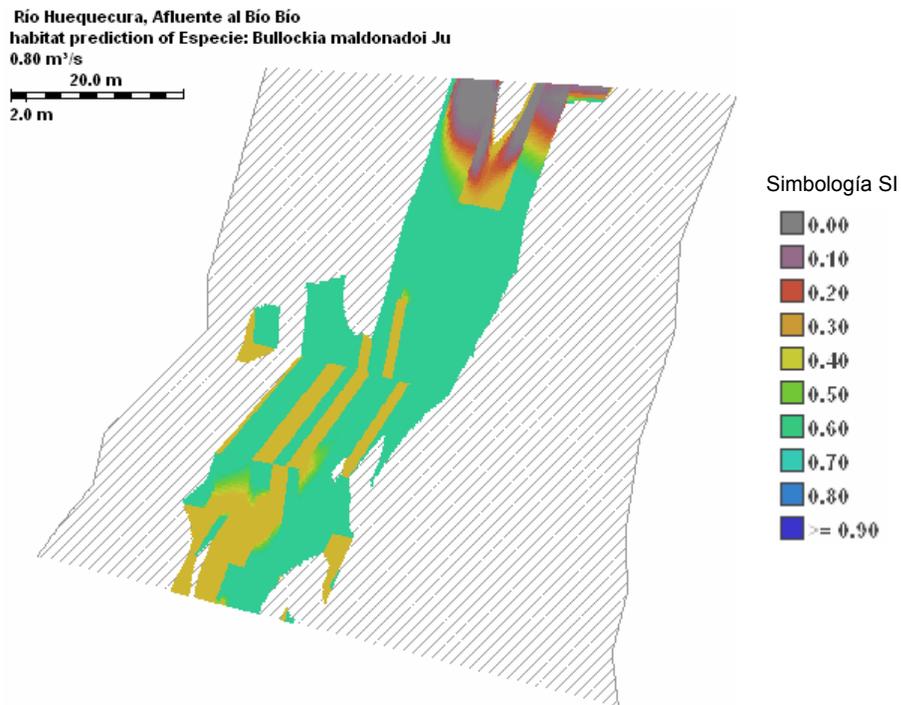


Figura 6.25: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Bullockia maldonadoi*. Estado de vida: Juvenil.

6.2.6 BASILICHTHYS AUSTRALIS

- **Adulto**

Esta especie no fue detectada en el río Huequecura y su presencia en otras áreas de muestreo fue escasa y restringida a unas pocas zonas de pesca. La Figura 6.26 indica que el individuo adulto posee requerimientos específicos de escurrimiento, pues la habitabilidad en la zona es baja en la época de estiaje y casi nula para crecidas sobre los 35 [m³/s]. El tramo analizado, sin embargo, posee condiciones favorables, exceptuando períodos extremos, que de acuerdo a los resultados, resultan altamente perjudiciales para la especie.

De los casos analizados, esta especie es la que posee menor capacidad de soportar los eventos extremos del río Huequecura. Como indican los caudales modelados, el río presenta fuertes crecidas, al menos una vez al año y, en el caso de un término temprano de las lluvias, caudales muy pequeños en verano.

La máxima habitabilidad ocurre alrededor de los 3 [m³/s], pero el rango de tolerancia se encuentra entre los 0.5 y 10 [m³/s]. En la Figura 6.27 se observan las zonas cuya habitabilidad es adecuada para la especie, las que se asemejan a las áreas modeladas para los individuos adultos de *D. nahuelbutaensis*, *T. areolatus* y *T. chiltoni*. De acuerdo a la literatura los individuos adultos de esta especie prefieren pozones profundos, lo cual concuerda con los resultados.

La época de desove comenzaría en agosto, lo cual coincidiría con las últimas lluvias del año y montos menores de precipitación respecto al período mayo – julio. De acuerdo a los resultados, esta especie requiere una zona cuyo flujo base sea elevado, lo cual no ocurre en el río Huequecura.

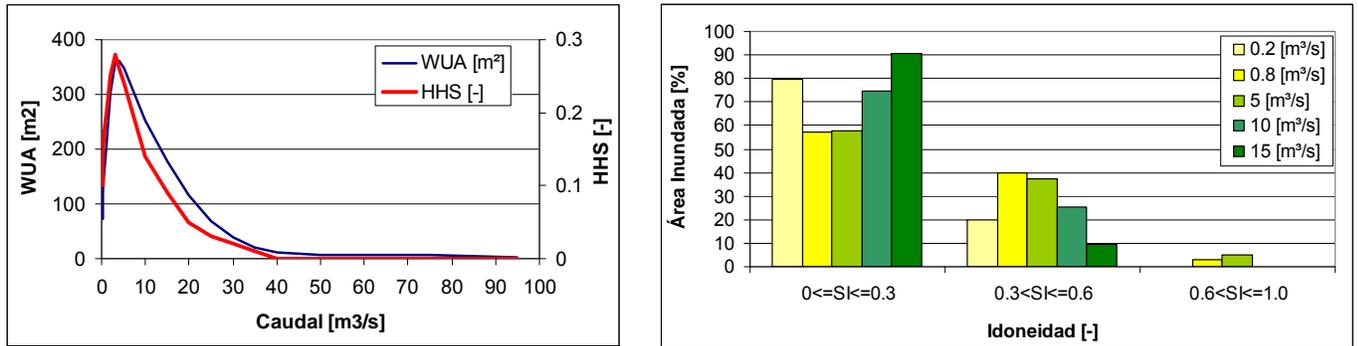


Figura 6.26: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Basilichthys australis*. Estado de vida: Adulto.

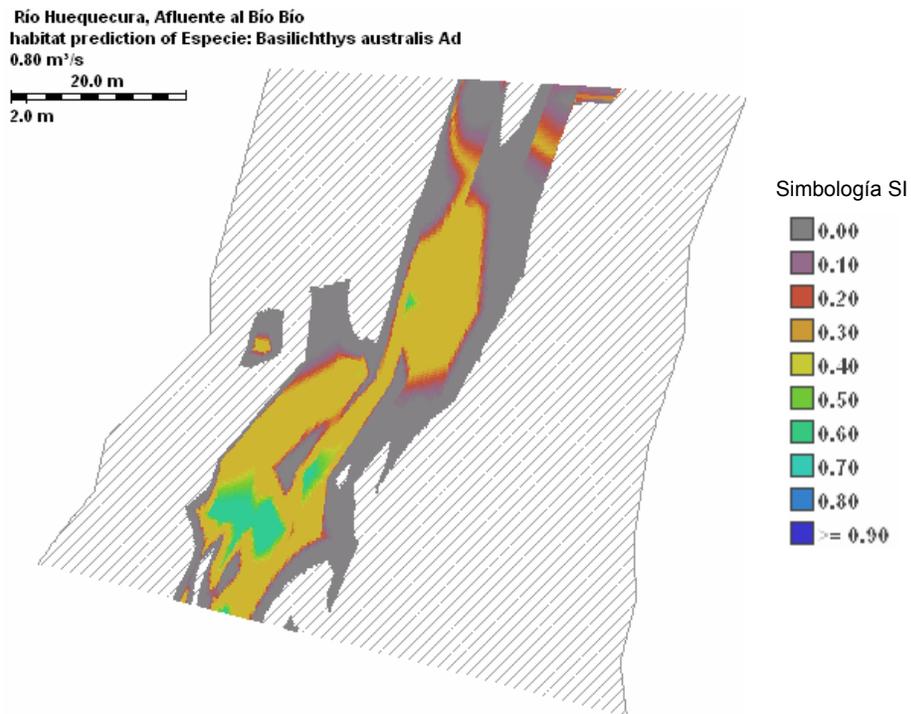


Figura 6.27: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Basilichthys australis*. Estado de vida: Adulto.

- **Juvenil**

La Figura 6.28 señala que el individuo juvenil posee muy buena adaptación a condiciones de escurrimiento muy bajas e incluso acepta cierto rango de crecidas. Alrededor de los 5 [m³/s] las condiciones de habitabilidad decrecen rápidamente, sin embargo, la WUA decrece a una menor tasa que la HHS debido a que las pocas áreas disponibles con caudales elevados, poseen una idoneidad alta.

La Figura 6.29 no revela complementariedad entre juveniles y adultos, aunque si cierta segregación, tal como lo señala la bibliografía. Indica, además, que luego del desove los juveniles podrán permanecer en zonas con un amplio rango de condiciones de escurrimiento y sustrato. Esto parece apropiado para enfrentar los bajos caudales que suceden a la temporada de desove.

Los datos de captura no permiten comprobar los resultados obtenidos, pues la especie no fue detectada en el río Huequecura. Los antecedentes revisados ubican a la especie en la zona alta del río Queuco y en el río Bio Bío, alrededor de la desembocadura del río Queuco (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008) y aguas abajo de la desembocadura del río Huequecura. Se trata de una especie vulnerable y poco abundante en la cuenca del Bio Bío, como se concluye ante la escasez de capturas reportadas.

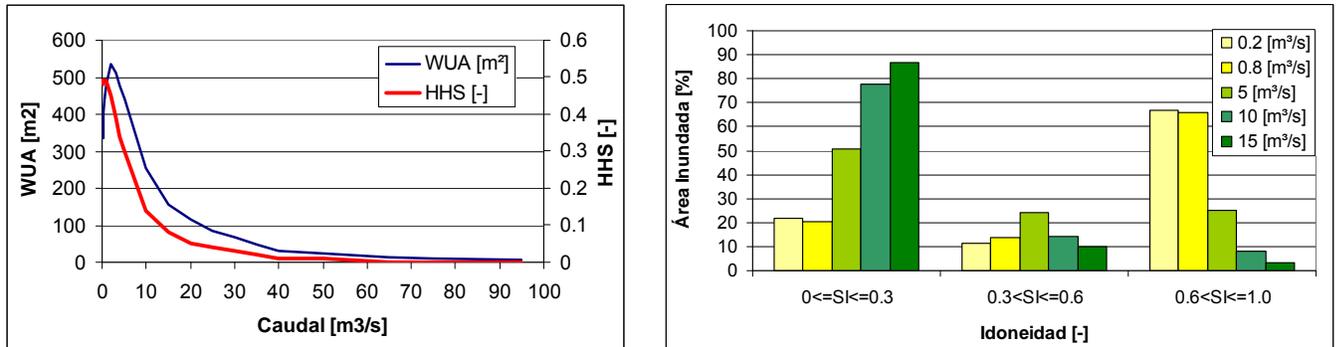


Figura 6.28: Evolución de los índices WUA y HHS con el caudal (izquierda) y la evolución de la calidad de hábitat disponible con el caudal (derecha). Especie: *Basilichthys australis*. Estado de vida: Juvenil.

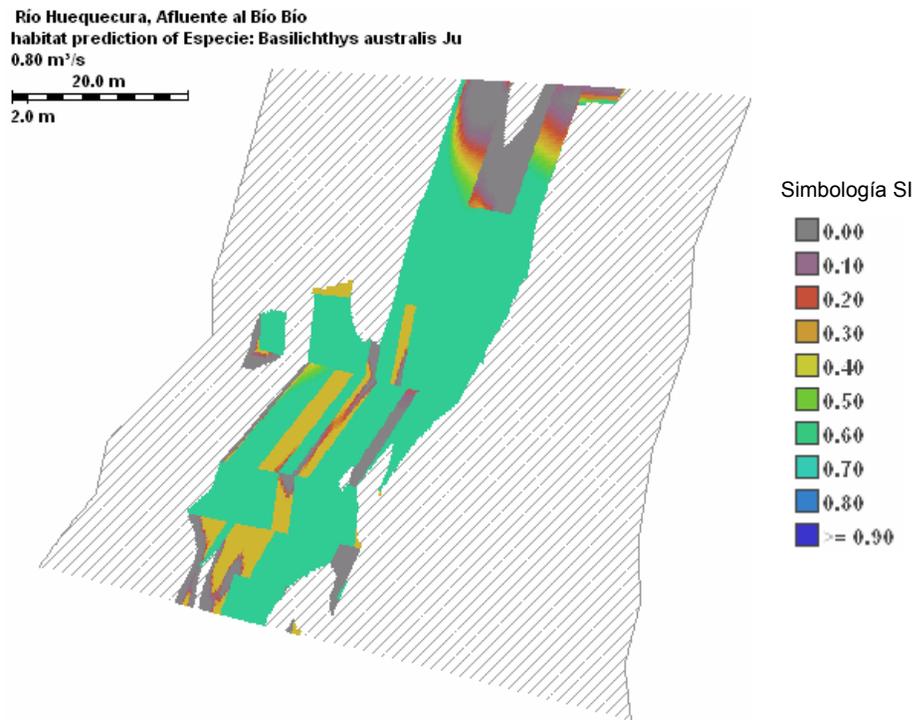


Figura 6.29: Mapa de la calidad del hábitat en el tramo de estudio para un caudal de 0.8 [m³/s]. Especie: *Basilichthys australis*. Estado de vida: Juvenil.

6.3 VALORACIÓN EXPERTA DE LOS RESULTADOS

En una entrevista realizada el 6 de diciembre de 2008, se consultó al experto, Leopoldo Fuentes, acerca de los resultados del modelo CASiMiR, con los conjuntos difusos indicados en la Figura 6.5. Se contrastaron resultados con capturas realizadas el 2004 y se revisó la estructura de los conjuntos y reglas difusas. Además, se obtuvieron los antecedentes de capturas realizados en la zona de estudio, entre los años 1999 y 2008.

Las reflexiones y comentarios más importantes se resumen a continuación:

1. Desde el punto de vista del experto, las valoraciones plasmadas en las reglas difusas se relacionan con su experiencia en varios ríos, por lo cual intentan ser dependientes de condiciones específicas y de zonas particulares. No es posible, por lo tanto, definir las condiciones generales del tramo estudiado como correctas o incorrectas. Se busca únicamente evaluar una zona o punto de muestreo por las condiciones físicas locales observadas en ella.
2. A su vez, los conjuntos difusos corresponden a la apreciación hecha en terreno sobre los puntos escogidos, es decir, sobre condiciones específicas, tal como se definen las reglas. Por lo tanto, el conocimiento experto está basado en la gran cantidad de observaciones de capturas en relación a las condiciones físicas del lugar de pesca y no en las condiciones generales de las zonas de captura o un tipo geomorfológico particular del río.
3. La clase de conocimiento que se necesita para el modelo CASiMiR no es la misma que se requiere para evaluar las condiciones medias del tipo geomorfológico analizado, lo cual se refleja más bien en los índices WUA (Weighted Usable Area) y HHS (Hydraulic Habitat Suitability index). Se requiere estudiar cuál es la relación que existiría entre estos índices y lo que sucede con cada especie. Surge también la pregunta de cuál es la validez de los resultados

en otros ríos. Actualmente se utilizan, en Chile, curvas de preferencia de peces generadas en el río Laja (Parra et al., 2000) para otros ríos en los cuales se encuentran las mismas especies, sin embargo, se desconoce o no se considera hasta qué punto la especie está adaptada a las condiciones de variabilidad hidrológica del río en cuestión¹². En este sentido, Victoriano et al. (2003) presentan un estudio de variabilidad genética donde dos de las tres especies analizadas poseen curvas de preferencia en el estudio de Parra et al. (2000) y, a su vez, la mayor variabilidad genética, incluso en la misma cuenca, a medida que se desciende por ella. Es significativa que, dependiendo de la especie, es posible encontrar adaptaciones de una misma especie a condiciones locales de un río, lo cual obligaría al menos a considerar este factor antes de emplear las curvas de preferencia generadas en otra cuenca o tramo del río.

4. Debido a que no existe información que relacione el punto de captura y las condiciones físicas del hábitat en ese instante, no es posible evaluar el resultado gráfico del modelo (mapas de habitabilidad).
5. Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008) señala que en el tramo estudiado se realizó únicamente pesca eléctrica, lo cual restringe las zonas de captura a las orillas. Además, el esfuerzo de pesca es constante en cada campaña, pues el período de ésta no excede los 15 minutos por zona de muestreo (río Huequecura en Tío Lolo es considerado como una zona de muestreo). Esto admite considerar todas las campañas de captura como equivalentes. También permite tener una idea de las condiciones existentes en el tramo al momento de la captura, sin embargo, la falta de precisión en el día de la captura sólo soporta el análisis de las condiciones medias mensuales, lo cual no permite explorar todo el potencial de los resultados obtenidos.
6. Es importante reconocer las limitaciones del estudio. En tal sentido, se espera que los resultados no representen necesariamente lo que sucede sólo en el

¹² Existe evidencia de que la variabilidad de los caudales juega un rol fundamental en la estructura de las comunidades acuáticas en sistemas lóticos. Para más información ver Poff y Ward (1989).

tramo o tipo geomorfológico analizado. Debido a la conectividad natural de los sistemas lóticos, los individuos que se encuentren en una zona determinada deberán su presencia no solo a las condiciones del área de permanencia, sino de las condiciones en la zona en la cual se encontraban previamente. Por lo tanto, se debe considerar seriamente ampliar la complejidad espacial y temporal de esta clase de estudios. Es posible que existan desfases temporales de información durante su traslado espacial. En otras palabras, el individuo acumula una historia que lo lleva a un sitio en un momento determinado. Con los estudios actuales, se ignora el grado de importancia que tiene esta historia en los resultados de la modelación del hábitat realizada. Al menos se requiere validar fuertemente una aproximación simplificada de la ecología del río, como la que representa la presente investigación.

6.4 COMENTARIOS

La etapa de generar las reglas y conjuntos difusos representa la mayor complejidad de la modelación con CASiMiR. Por una parte, resulta primordial tener un buen grado de entendimiento con el experto y, además, es necesario tener claro el objetivo y alcance del módulo difuso. Al ser un trabajo multidisciplinario, las dificultades surgirán siempre por aquellos aspectos que no son entendidos por todas las partes.

La bibliografía disponible acerca del trabajo en terreno y el manejo de la información explicado en el Punto 6.1 es escasa, por no decir inexistente. La planificación previa es importante, pues se cuenta con recursos y tiempo limitados. Se requiere estudiar la efectividad de la metodología respecto al tiempo de dedicación que tendrá el experto y las etapas de la modelación en las cuales participa. Se requiere elaborar una metodología de trabajo que permita avanzar sin errores durante el proceso de obtención de resultados.

La clase de conjuntos difusos empleados por CASiMiR (conjuntos lineales) permitiría que cualquier metodología de agrupamiento de datos pueda funcionar, pues lo esencial

es ajustar la valoración experta en los conjuntos definitivos y que estos sean lineales. En la presente investigación se empleó un método de agrupamiento difuso que no está justificado en la bibliografía estudiada, pues no existen antecedentes acerca de las metodologías empleadas en cada parte de la modelación con CASiMiR. De este modo, el método empleado representa una alternativa no validada de agrupamiento, que es relativamente sencilla y rápida, una vez estudiada la teoría.

Otras disciplinas, como la biología, se da gran importancia a las metodologías empleadas, pues existen diversas tendencias y, muchas veces, la pregunta no puede ser resuelta sin un estudio adecuado de los procedimientos usados para medir y obtener datos. En áreas como la ingeniería, sin embargo, el mayor énfasis se da a la teoría y a los resultados. No obstante, en trabajos multidisciplinarios de vanguardia o desarrollo no solo se esperan resultados, sino metodologías que permitan su replicación y validación en otras partes del mundo. Es necesario cambiar el paradigma de las publicaciones en áreas que combinen disciplinas tan diversas como la ingeniería y la biología.

Respecto a los resultados obtenidos hay varios aspectos importantes que requieren mayor profundización en estudios posteriores. Por ejemplo, la convexidad conjunta de HHS y WUA, observada en algunas especies (gráficos no incluidos), refleja cierto grado de histéresis, pues la idoneidad no es la misma, para un mismo caudal, entre una crecida y la recesión de ésta. Sin embargo, con los datos existentes no es posible entender si representa lo que sucede o es una particularidad del modelo. Es posible que el uso de CASiMiR pudiese ayudar a dilucidar esta cuestión, pero esto es solo una suposición que requiere mayor análisis.

De acuerdo a Tello (1999), resiliencia e histéresis pueden considerarse manifestaciones fenomenológicas de un factor común: la existencia de umbrales de adaptación a las tensiones o perturbaciones de un sistema. Cuando éstas, o su efecto acumulativo en el tiempo, superan el umbral de resiliencia se desencadena una transformación de carácter irreversible, el que puede considerarse como una bifurcación en la trayectoria del sistema como un todo, marcando un cambio verdadero

(Tello, 1999). La historia de tales bifurcaciones es una dimensión imprescindible para comprender el sistema y sus cambios de estado. Estudiarlos supone identificar aquellos parámetros cuya acumulación o combinación pueden desbordar los sucesivos umbrales de adaptación y resiliencia (Tello, 1999).

Por otra parte, se señaló la importancia de la variabilidad hidrológica en la estructura de las comunidades acuáticas. Se requiere estudiar cuál es la frecuencia y duración histórica de los eventos extremos, ya que existen ciertos caudales (altos y bajos) a partir de los cuales las zonas de resguardo disminuyen en forma importante para ciertas especies. La misma presencia y sobrevivencia de la especie puede ser considerada como indicadora de la tolerancia o resiliencia de ésta. Por ejemplo, algunas especies no presentan condiciones adecuadas de habitabilidad para las escorrentías mínimas modeladas, pero se desconoce la resiliencia asociada a períodos prolongados de estrés hídrico o ausencia de precipitaciones.

Un elemento esencial del análisis realizado en conjunto con Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008) se refiere a la predictibilidad del sistema, consistencia de los resultados y contingencia del modelo al estudiar un solo tramo o tipo geomorfológico de un río (Colwell, 1974). Se enfrenta una comunidad biológica de comportamiento relativamente periódico (nacimiento, reproducción y muerte) dentro de un sistema altamente variable, aunque también en forma periódica o estacional. La variabilidad también es espacial, pues existe un mosaico de tipos geomorfológicos que conforman al sistema o río.

Por lo tanto, las capturas de un individuo no deben verse justificadas únicamente por lo que sucede en la zona de estudio. Debido a la conectividad natural del río, los individuos que se encuentren en una zona específica deberán su presencia tanto a las condiciones del área de permanencia, como a las condiciones en la zona en la cual se encontraban previamente. La historia del sistema puede ser importante, por lo cual se requiere ahondar en este aspecto de la investigación.

Los datos de captura se consideran como un antecedente que permite profundizar el análisis, pero los resultados y comentarios de las condiciones de habitabilidad, contrastadas con las capturas, no son consideradas definitivas.

Finalmente, se busca que el esfuerzo de la modelación realizada no se enfoque únicamente en los resultados de ésta y su contraste con los datos de captura disponibles. Una de las preguntas que se busca responder es cuál es la robustez y validez de esta clase de modelos en Chile. Como se indicó, hay elementos que no son considerados seriamente al momento de replicar una experiencia como la presentada. Se desconoce la capacidad de adaptación de los individuos de una misma especie en diferentes zonas geográficas del país. Existen estudios como los de Victoriano *et al.* (2003) que permiten avanzar en este sentido. Se requiere, por lo tanto, explorar las capacidades de estas herramientas de gestión y evaluación de los sistemas hídricos. Aún faltan elementos por estudiar para validar ciertas aplicaciones de los resultados que ésta y otras investigaciones obtienen en diferentes puntos del país.

7. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En este capítulo se busca profundizar en el análisis de los resultados por medio del procesamiento de la información disponible. Se intenta verificar si la información es suficiente para encontrar la relación entre la variabilidad hidrológica – fluvial y la abundancia de una especie. También, se indica brevemente la relación encontrada entre la biodiversidad de cada campaña de captura y el caudal medio mensual modelado. Finalmente, y en base al trabajo realizado, se intenta una forma de definir caudal “ecológico”, tanto en la forma como en el fondo. Para esto se entrega una breve referencia de casos y antecedentes existentes en la literatura, como medio de respaldo de las indicaciones entregadas.

7.1 INFORMACIÓN DE CAPTURAS EN EL RÍO HUEQUECURA

La información disponible (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008) corresponde a las capturas realizadas como parte del monitoreo de la biota en el río Bio Bío y sus afluentes, realizado por el Centro de Ecología Aplicada (CEA) para la central Pangué.

En un primer paso se separa la información, siendo útil únicamente aquellas capturas realizadas en la estación o zona de muestreo correspondiente al tramo de estudio. Las coordenadas geográficas de la estación son 37.706° de latitud sur y 71.795° de longitud oeste (CEA, 2002).

El Cuadro 7.1 representa un ejemplo de los datos obtenidos por el CEA, donde la Estación 7 corresponde al tramo en estudio. Como se observa, la información no detalla el estado de vida del individuo, solo sus dimensiones, peso y estado gonadal. Sobre esto último, el procedimiento es abrir a los peces, por lo cual solo es permitido hacerlo en 5 individuos cada vez, de los cuales, algunos darán como resultado “indeterminado” (Leopoldo Fuentes, Comunicación directa, 2008). Esto significa que es

escasa la información que se puede obtener de cada campaña respecto al estado de vida de los individuos capturados, haciendo en la práctica muy difícil una separación entre adultos y juveniles.

La información no permite diferenciar entre estados de vida, lo cual es esencial para analizar los resultados. La bibliografía señala algunos antecedentes que permiten reconocer a través de la talla el estado de vida del pez. Además, existen algunos estudios sobre sus épocas de desove y sobre el hábitat de juveniles. Lo anterior se presenta en el Cuadro 7.4 y el Cuadro 7.3, respectivamente.

Cuadro 7.1: Datos de captura, mayo de 2002. L.T.: Largo total. P.T.: Peso total. G: Desarrollo gonadal. IND: Indeterminado. M(n): Macho (estado desarrollo gonadal).

Especie	L.T. (cm)	P.T. (g)	G	Estación
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	14.5	48.0	M4	3
	16.0	46.1	M2	4
	5.3	1.9	IND	7
<i>Trichomycterus areolatus</i>	3.7	0.4	IND	7
	3.7	0.4	IND	7
	3.7	0.4	IND	7
	4.3	0.5	IND	7
	3.3	0.3	IND	8
	4.6	0.7	IND	8
	4.8	0.8	IND	8
<i>Trichomycterus chiltoni</i>	3.2	0.2	IND	7
	4.6	0.7	IND	7
<i>Percilia irwini</i>	3.5	0.6	IND	7
	3.5	0.6	IND	7
	3.6	0.6	IND	7
	3.7	0.6	IND	7
	3.8	0.7	IND	7
	3.8	0.8	IND	7
	4.0	0.9	IND	7
	4.4	1.2	M	7

Cuadro 7.2: Información recopilada sobre relación entre tallas y estados de vida de las especies dulceacuícolas nativas estudiadas (elaboración propia).

Nombre Científico	Nombre Común	Tamaño Máximo [cm]		Bibliografía
		Juvenil	Adulto	
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	Tollo	10.2	30	En el río Laja, la longitud total promedio de los individuos adultos fue de 149.1±24.6mm, con valores límite de 110.8 y 217.0mm. En los juveniles, el promedio fue de 54.4±27.3mm y fluctuó entre 12.9 a 101.9mm (Habit, 2005). Existe, además, varianza de tamaño, para un mismo estado de vida según época del año, estación de muestreo y cuenca (Habit, 2005). La longitud se correlaciona significativa y positivamente con la velocidad de la corriente, profundidad máxima y temperatura (Habit, 2005).
<i>Bullockia maldonadoi</i>	Bullockia	6	-	-
<i>Trichomycterus aerolatus</i>	Pez gato ó Bagre	6	15	Especímenes juveniles de 7.6 mm a 25 mm de longitud total prefieren zonas ribereñas, de 0.5 a 10 mm de profundidad, con fondo barroso, con pequeñas piedras, escasa o nula vegetación y aguas quietas o lentas (Arratia, 1983). Por otra parte, especímenes juveniles de 25 a 60 mm de longitud total se distribuyen de preferencia en zonas próximas a las riberas, entre la vegetación acuática. Parte de los individuos se ubican entre las rocas de los torrentes o zona de aguas muertas, según Arratia (1983), cuya profundidad varía entre los 5 y 10 cm. Finalmente, los individuos de 70 a 130 mm de longitud total prefieren la zona de aguas muertas de los torrentes en profundidades de hasta 40 cm, de fondo pedregoso y con una velocidad de agua superficial que varía entre los 0.1 a 0.3 m/s en diferentes ríos y esteros, en diferentes épocas del año (Arratia, 1983)
<i>Trichomycterus chiltoni</i>	Pez gato ó Bagre	-	-	-
<i>Percilia irwini</i>	Carmelita	5	10	Son pequeños peces, de alrededor de 7 cm de longitud total, no llegan a sobrepasar los 10 cm, siendo el promedio 5-6 cm (CONAMA)
<i>Basilichthys australis</i>	Pejerrey Chileno	-	-	Su talla puede ser mayor a 30 cm. de longitud total (CONAMA).

Cuadro 7.3: Información sobre épocas de desove y presencia de juveniles de las especies dulceacuícolas nativas estudiadas (elaboración propia).

Nombre Científico	Nombre Común	Época de Desove	Hábitat de los Juveniles
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	Tollo	Con los caudales más bajos del año, es decir, entre fines del verano y comienzos de otoño (Habit, 2004).	
<i>Bullockia maldonadoi</i>	Bullockia	Ocurre entre fines de noviembre hasta principios de diciembre (CONAMA). De acuerdo a Habit y Victoriano (2004), su reproducción se produce en primavera-verano.	Ocupan las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril (Arratia, 1983).
<i>Trichomycterus aerolatus</i>	Pez gato ó Bagre	Su época reproductora se distribuye entre septiembre y marzo, según las diferentes localidades geográficas estudiadas por Arratia (1983). También fue observado por Arratia (1983) que los machos y hembras de grandes dimensiones migran hacia la vegetación acuática cercana a las riberas, durante la época de reproducción, con profundidades que oscilan entre los 5 y 20 cm. CONAMA señala esta época entre octubre y Diciembre, sin embargo, también señala que existen diferencias entre las diferentes zonas geográficas. Sería el aislamiento reproductivo y el régimen hidrológico propio de la zona lo que induciría una ambientación según la localidad.	Las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, son habitadas por formas juveniles entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril (Arratia, 1983).
<i>Trichomycterus chiltoni</i>	Pez gato ó Bagre	El período de reproducción de estos peces está indicado entre los meses de primavera-verano (CONAMA).	Ocupan las zonas ribereñas de escasa profundidad y de velocidad de corriente casi nula, entre octubre y abril, siendo el período más frecuente entre diciembre y abril (Arratia, 1983).
<i>Percilia irwini</i>	Carmelita	-	-
<i>Basilichthys australis</i>	Pejerrey Chileno	El ciclo de vida de ésta especie comienza con el desove en ambientes de lagos y pozones de ríos. Se determinó la época de desove entre agosto y noviembre, en el Río Maipo y entre agosto a diciembre en el Lago Rapel (CONAMA).	Los juveniles se dispersan en ambientes ribereños o litorales como hábitat de crianza (CONAMA).

Como se observa en el Cuadro 7.1, solo es posible diferenciar los estados de vida (adulto y juvenil) de cuatro de las seis especies estudiadas. No existen antecedentes, dentro de la literatura revisada, que permitan reconocer los estados de vida de las demás especies, lo cual imposibilita comparar sus resultados de captura con lo obtenido mediante CASiMiR. El Cuadro 7.3 ordena la información conocida sobre momentos importantes para la sobrevivencia de las especies, lo que facilita su contraste con los resultados obtenidos.

Debido a que en la zona es posible encontrar a *P. irwini* en gran abundancia, a diferencia de las demás especies, se puede generar una división propia entre adultos y juveniles, con cierto error no cuantificable, pues, aunque se reconoce una diferencia de talla entre machos y hembras, no existe información adicional que permita hacer una distinción (Habit & Belk, 2007). Sin embargo, García (2006) reporta una separación genérica entre adultos y juveniles de *P. irwini* a los 5 cm de talla, la cual servirá para validar la separación propuesta.

De acuerdo a Leopoldo Fuentes (Comunicación directa, 2008), encontrar el desarrollo de gónadas puede considerarse como indicador de adultez del individuo. Por lo tanto, se seleccionan aquellas capturas producidas entre el año 2000 y 2005 que poseen desarrollo gonadal detectado. Victoriano *et al.* (2003) encontró en *P. irwini* una variabilidad genética baja, entre las diferentes poblaciones analizadas, lo cual justifica el uso de dos individuos de otras estaciones, dentro de una muestra total de 21 individuos. El Cuadro 7.4 resume la muestra utilizada (la simbología señalada para el desarrollo gonadal es irrelevante para este estudio y solo busca indicar que éste fue detectado).

Existen métodos directos e indirectos para determinar la edad de una especie. Dentro de los primeros generalmente se recurre a muestras de escamas, otolitos, espinas, etc. Dentro de los segundos el más corriente es la interpretación de la frecuencia de tallas o método de Petersen, que se basa en el análisis de datos de frecuencia por clases de longitud, y asume que los sucesivos valores modales de la distribución representan distintos grupos de edades (UBA, 2004). Existen métodos más complejos y certeros,

como el método de Bhattacharya, pero su uso requiere de herramientas computacionales que no están disponibles en forma libre (FAO, 1997).

Cuadro 7.4: Muestra de *P. irwini* capturados entre el 2000 y 2005.

Nro.	L.T. [cm]	P.T. [g]	G	Estación
1	5.6	2.4	M	7
2	4.0	0.9	M	7
3	4.3	1.0	H	7
4	4.5	1.2	M	7
5	4.5	1.1	M	7
6	4.0	0.7	M3	7
7	4.1	0.7	H1	7
8	4.3	0.9	M3	7
9	6.8	4.7	H6	8
10	4.4	1.2	M	7
11	4.5	1.2	M3	7
12	4.6	1.4	H3	7
13	4.6	1.3	M3	7
14	4.6	1.2	H3	7
15	4.5	1.4	DES	7
16	4.6	1.4	M6	7
17	5.2	2.1	M5	7
18	7.7	5.2	H1	3
19	5.6	2.6	H2	7
20	5.9	3.2	H3-4	7
21	5.8	3.4	H2	7

Para aplicar la metodología de Petersen al análisis de *P. irwini* se cuenta con información de 200 ejemplares capturados en el período 2000 – 2005, de los cuales el 80% pertenece al tramo de estudio y el resto a las Estaciones 3 y 8 (en el río Bio Bío y Queuco, respectivamente), al igual que en el Cuadro 7.4. Así, es posible comparar el gráfico de frecuencias indicado en la Figura 7.1 y Figura 7.2 con la información extraída del Cuadro 7.4. Esta última consiste en el promedio, máximo y mínimo de las tallas presentes en la muestra:

- Largo total promedio: 5 [cm]
- Largo total mínimo: 4 [cm]
- Largo total máximo: 7.7 [cm]

La Figura 7.1 presenta el resultado de varias pruebas, con intervalos de diferentes longitudes, hasta lograr diferenciar lo más claramente posible los diferentes valores modales indicados en la Figura 7.2. Fijar intervalos muy grandes permite identificar un solo grupo, mientras que establecer intervalos muy pequeños puede aumentar

artificialmente el número de grupos. Sin embargo, es evidente que existe al menos un gran grupo, cuyo peak se ubica en el intervalo (4; 4.3]. Se encontraron cinco grupos o valores modales, pero esto no significa necesariamente que dichos grupos existan, pues la aparición de estos depende del tamaño de los intervalos fijados previamente y en forma arbitraria, sin embargo, lo importante es que se puedan diferenciar claramente, lo cual indica que la división está correctamente hecha.

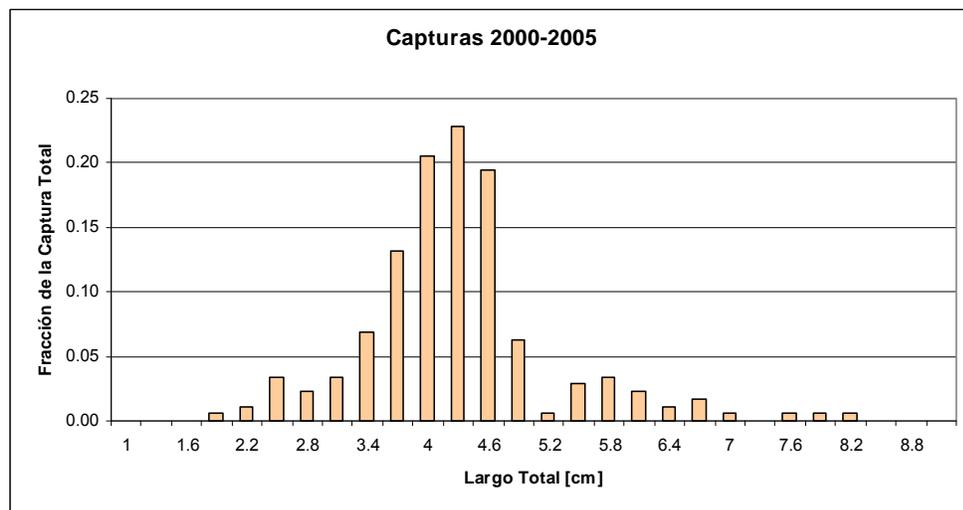


Figura 7.1: Distribución de frecuencias normalizadas por talla de *P. irwini*, en el período 2000-2005.

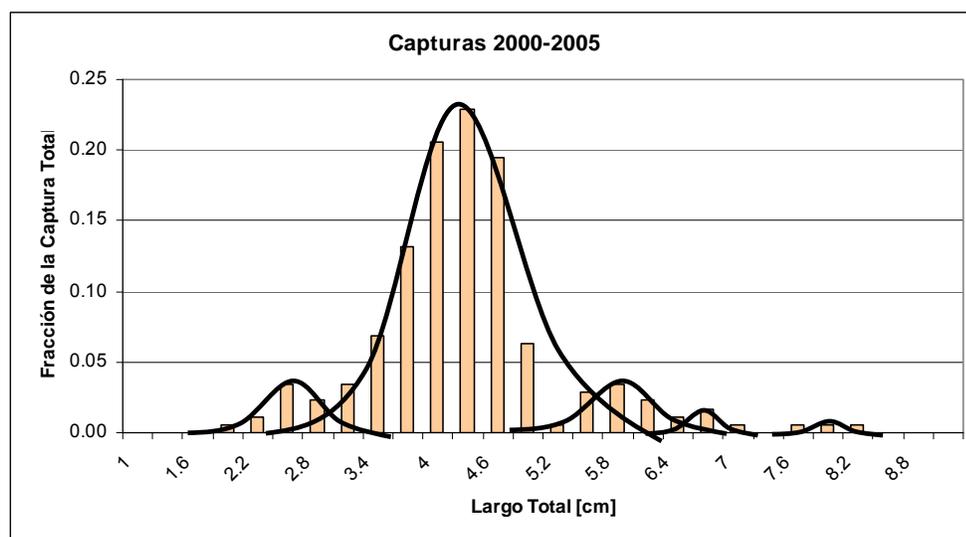


Figura 7.2: Valores modales identificados para *P. irwini*.

De acuerdo a Ojeda (2004), se han encontrado antecedentes de peces cuya edad de madurez ha variado, ya sea por causas naturales o por intervención humana, pero la talla se ha mantenido. Por ejemplo, en casos donde la pesca excesiva aumenta la mortalidad de los especímenes, los sobrevivientes alcanzan una talla mínima de madurez más de prisa por un crecimiento más rápido, madurando a una edad más temprana (Ojeda, 2004). Esto significa que el resultado de la Figura 7.2 representa más un estado que una edad, pues no se conocen antecedentes del período que toma a *P. irwini* alcanzar la madurez. De acuerdo a Habit y Belk (2007), esta especie alcanza un máximo de cuatro años de edad, con el más rápido crecimiento durante el primer año. En definitiva, resulta claro que existe un importante estado de vida alrededor de los 4 [cm] de talla, lo cual podría estar ocurriendo entre el primer y segundo año de vida.

Estos antecedentes llevan a fijar la talla de madurez en 4 [cm], la mínima talla a la cual se ha detectado desarrollo gonadal (ver Cuadro 7.4).

Por ende, se cuenta con cuatro especies con las cuales hacer un análisis más profundo de los resultados, de las cuales solo se estudiarán tres: *T. areolatus*, *D. nahuelbutaensis* y *P. irwini*. El caso de *B. maldonadoi* se desestimó en esta tesis, debido a sus preferencias de hábitat similares con *T. areolatus* (ver Puntos 6.2.3 y 6.2.5), pero puede ser encontrado en el trabajo de Meza & Vargas (2009), que se incluye en el anexo digital de esta tesis.

7.2 EFECTO DE LA VARIABILIDAD FLUVIAL SOBRE LA ABUNDANCIA DE LA FAUNA ÍCTICA EN EL RÍO HUEQUECURA

Se analizan las especies *T. areolatus*, *D. nahuelbutaensis* y *P. irwini*, de acuerdo a los resultados indicados en el Punto 7.1. En primer lugar se presentan las series de tiempo, contrastando la variación del caudal y HHS en forma diaria. Finalmente se resumen estos resultados acorde a las fechas de las campañas de captura, las cuales se producen siempre en los meses febrero, mayo, agosto y noviembre, sin excepción.

El Cuadro 7.5 resume los principales resultados de las tres especies que se presentarán a continuación.

Cuadro 7.5: Resumen de la calidad de hábitat (HHS), registro de capturas y frecuencia de caudales (Adaptado de Meza & Vargas, 2009).

Especies	Q50 HHS tramo	Q70 HHS tramo	Q90 HHS tramo	Capturas 2002-2004
<i>P. irwini</i> Adulto	0.31	0.26	0.14	53
<i>P. irwini</i> Juvenil	0.32	0.26	0.156	30
<i>D. nahuelbutaensis</i> Adulto	0.31	0.345	0.295	1
<i>D. nahuelbutaensis</i> Juvenil	0.33	0.305	0.24	8
<i>T. areolatus</i> Adulto	0.19	0.22	0.21	3
<i>T. areolatus</i> Juvenil	0.25	0.2	0.14	12

Q50: Caudal del 50% del tiempo (2 m³/s); Q70: Caudal del 70% del tiempo (3.5 m³/s); Q90: Caudal del 90% del tiempo (9 m³/s); HHS tramo: HHS promedio del tramo de estudio.

7.2.1 T. AREOLATUS

La Figura 7.3 muestra la evolución del caudal junto a la variación de la calidad promedio del tramo estudiado, representado por el índice HHS, para el estado adulto de *T. areolatus*. La Figura 7.4 contiene la misma información, esta vez para el estado juvenil de la especie. De ellas se desprende cómo mejora la calidad para el individuo adulto a medida que aumenta el caudal. Existe aquí una relación directa entre caudal y habitabilidad, hasta un valor máximo bien definido, característico de la especie, el estado de vida y el tramo analizado. Por otra parte, el individuo juvenil tiene una calidad cuya relación es inversa, pero también con una cota mínima de caudal, a partir de la cual la habitabilidad es constante y máxima.

Estas figuras permiten tener una idea general de lo que sucede en las temporadas de lluvias y estiaje, pero son muy generales. Para resumir los resultados y contrastarlos con los datos de captura disponibles, se presenta la Figura 7.5.

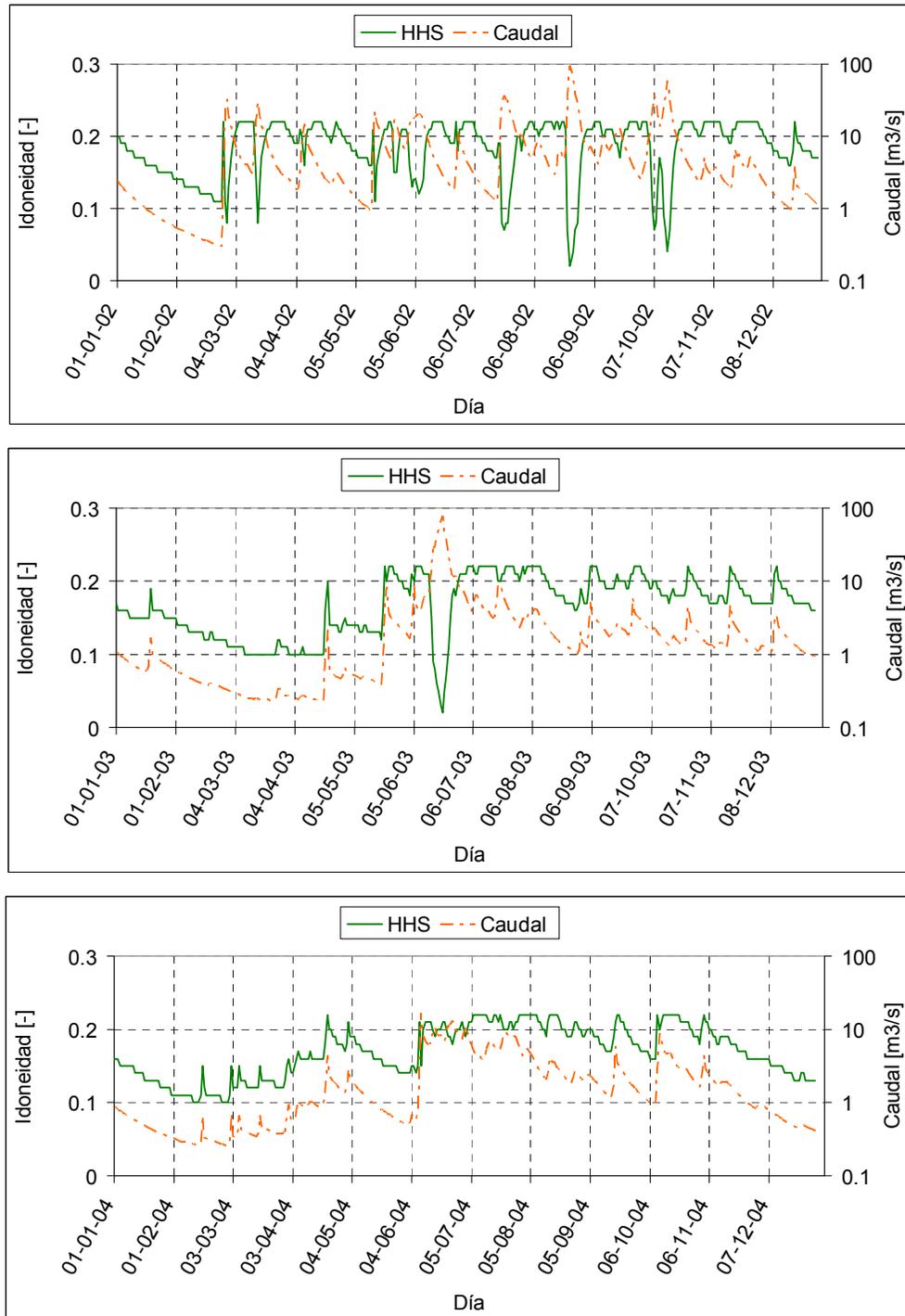


Figura 7.3: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *T. areolatus*. Estado de vida: Adulto.

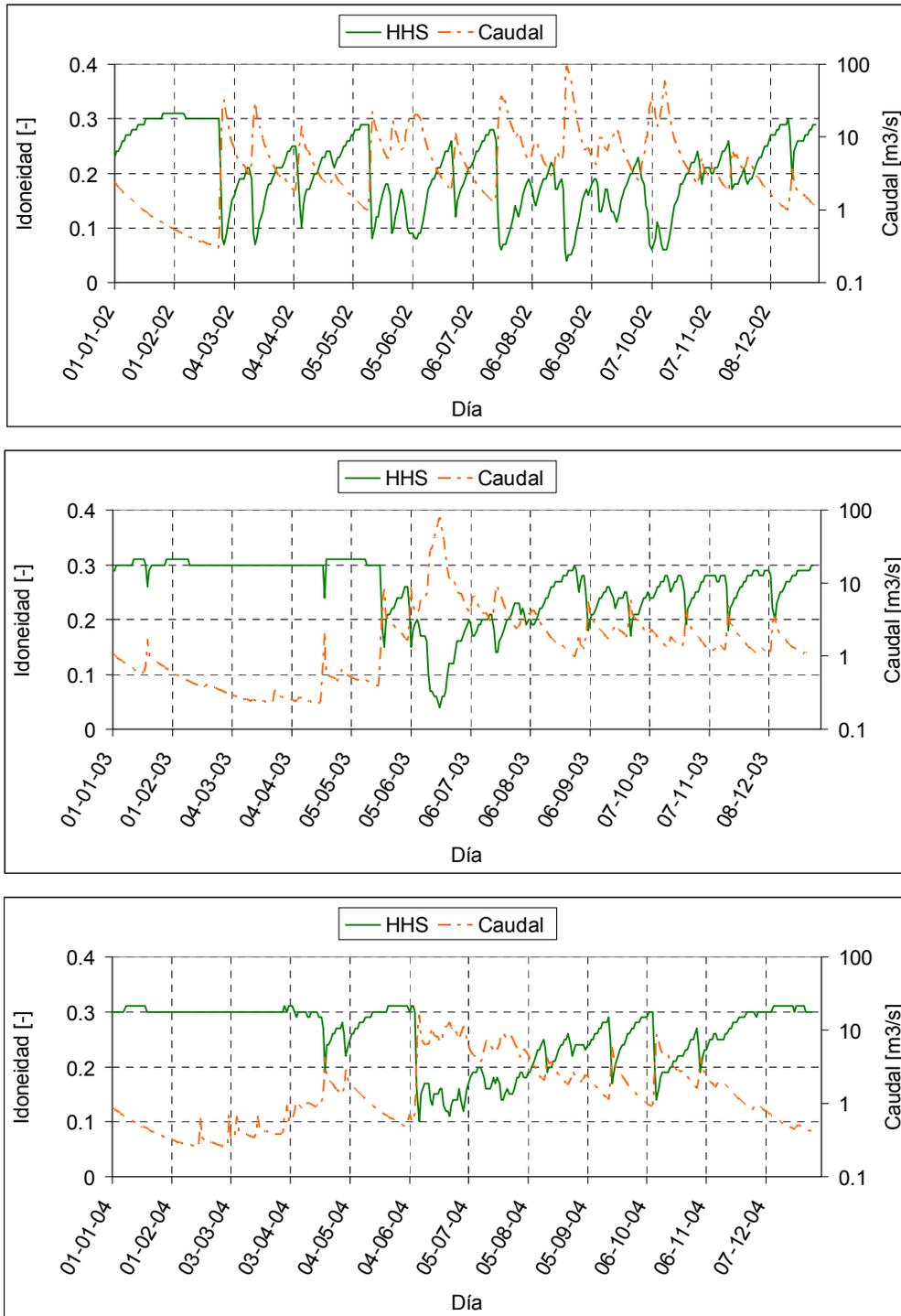


Figura 7.4: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *T. areolatus*. Estado de vida: Juvenil.

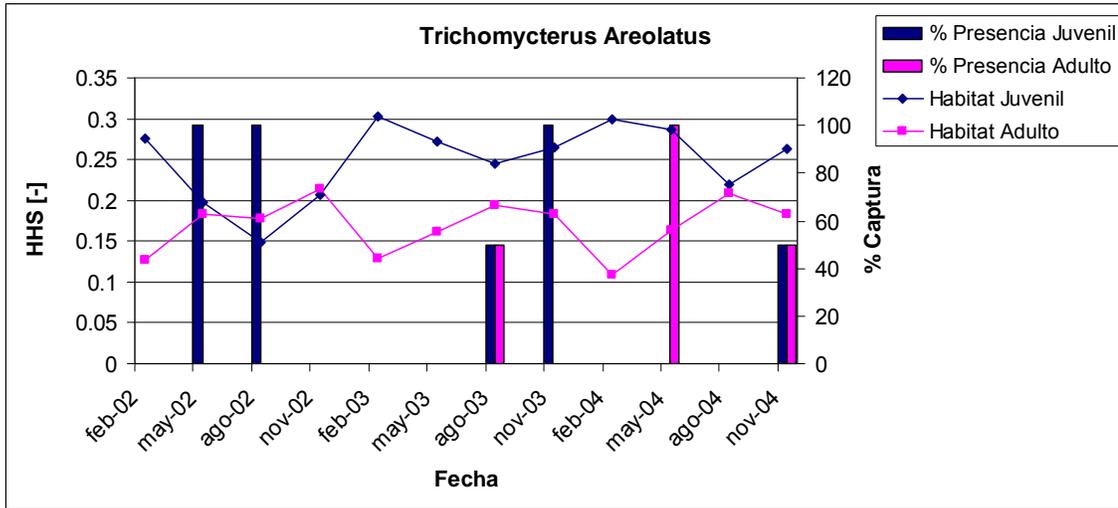


Figura 7.5: Presencia detectada de *T. areolatus* en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.

Empleando los tamaños incluidos en el Cuadro 7.2, se separó entre adultos y juveniles el total de individuos capturado en la zona de estudio, lo cual permitió generar las barras de la Figura 7.5, las que indican, en términos de porcentaje, la presencia de individuos capturados en el mes correspondiente, respecto al total de adultos y juveniles capturados en esa fecha. Tal como se señaló anteriormente, no se cuenta con la fecha exacta, por tanto, se incluye el parámetro HHS, como promedio mensual, en forma de líneas.

De la Figura 7.5 y de los datos que la constituyen se desprende lo siguiente:

- i. La calidad media del hábitat es mayor en el período de estiaje para el *T. areolatus* juvenil, mientras que el adulto tiene mejores condiciones en la temporada de lluvias. Existe, además, una clara exclusión entre ambos estados de vidas, es decir, no tienden a compartir el mismo hábitat. En este sentido, existe un acercamiento de hábitat alrededor de agosto, en un período cercano al comienzo del desove (Cuadro 7.3).
- ii. Las capturas totales del período 2002-2004 (ver Cuadro 7.5) son en su mayoría de juveniles (75%), a la vez que la calidad promedio del tramo es más alta para éstos. Además, las capturas mediante pesca eléctrica se producen

principalmente en la orilla. De acuerdo al Cuadro 7.3, esta es la zona principal que habitan los juveniles, entre octubre y abril. Las capturas, sin embargo, señalan individuos juveniles fuera de este período, el año 2002. Los años 2003 y 2004, por otra parte, corroboran lo indicado en la literatura.

- iii. No se observa un patrón entre la calidad promedio modelada y la presencia detectada a través de las capturas. El año 2002 fue muy lluvioso, sin embargo, solo se capturaron individuos juveniles, fuera del período esperado según la bibliografía consultada. Los dos años posteriores entregan resultados que son esperables, pero debido a la baja cantidad y frecuencia de capturas durante los tres años, una conclusión sería injustificada.

En general, el modelo no entrega una respuesta acerca de la influencia de la variabilidad hidrológica sobre la abundancia de la especie *T. areolatus*. Además de la capacidad propia del modelo de interpretar lo que sucede en el tramo, las capturas parecen ser insuficientes, pero no se puede concluir que se deba a las fluctuaciones del caudal. La aproximación mensual puede ser demasiado gruesa para responder la pregunta, al igual que la frecuencia de capturas.

Se recomienda realizar campañas de captura focalizadas por área y por tipo geomorfológicos, así como por hora del día y en forma más continua (al menos una vez por mes). De esta forma se podrán estudiar las preferencias de la especie para diferentes actividades, por ejemplo, alimentación, refugio, desove, etc. Las capturas empleadas en esta tesis, aunque poseen un mismo esfuerzo de pesca (ver Punto 6.3), no consideran la hora del día ni registran las características del punto de captura (velocidad, profundidad, sustrato, zonas de refugio, vegetación, etc.). Esto permitiría validar en forma más confiable el modelo CASiMiR, entre otra clase de estudios.

7.2.2 D. NAHUELBUTAENSIS

La Figura 7.6 muestra la evolución del caudal junto a la variación de la calidad promedio del tramo estudiado, representado por el índice HHS, para el estado adulto de *D. nahuelbutaensis*. La Figura 7.7 contiene la misma información, esta vez para el estado juvenil de la especie. De la primera Figura se observa que *D. nahuelbutaensis* tiene una mejor calidad en la temporada de lluvias, aunque crecidas como las de los años 2002 y 2003 son demasiado grandes y no permiten un hábitat de calidad adecuada. Por el contrario, la segunda Figura muestra que la especie encuentra una mejor calidad durante el período de estiaje, no obstante, se adecua a pequeñas y medianas crecidas. En general la calidad del tramo cambia en forma similar a la de *T. areolatus*, pero en este caso las condiciones generales son siempre mejores.

Para resumir, se presenta la Figura 7.8, que contiene la información de capturas en conjunto con la variación de la calidad del hábitat en el tramo.

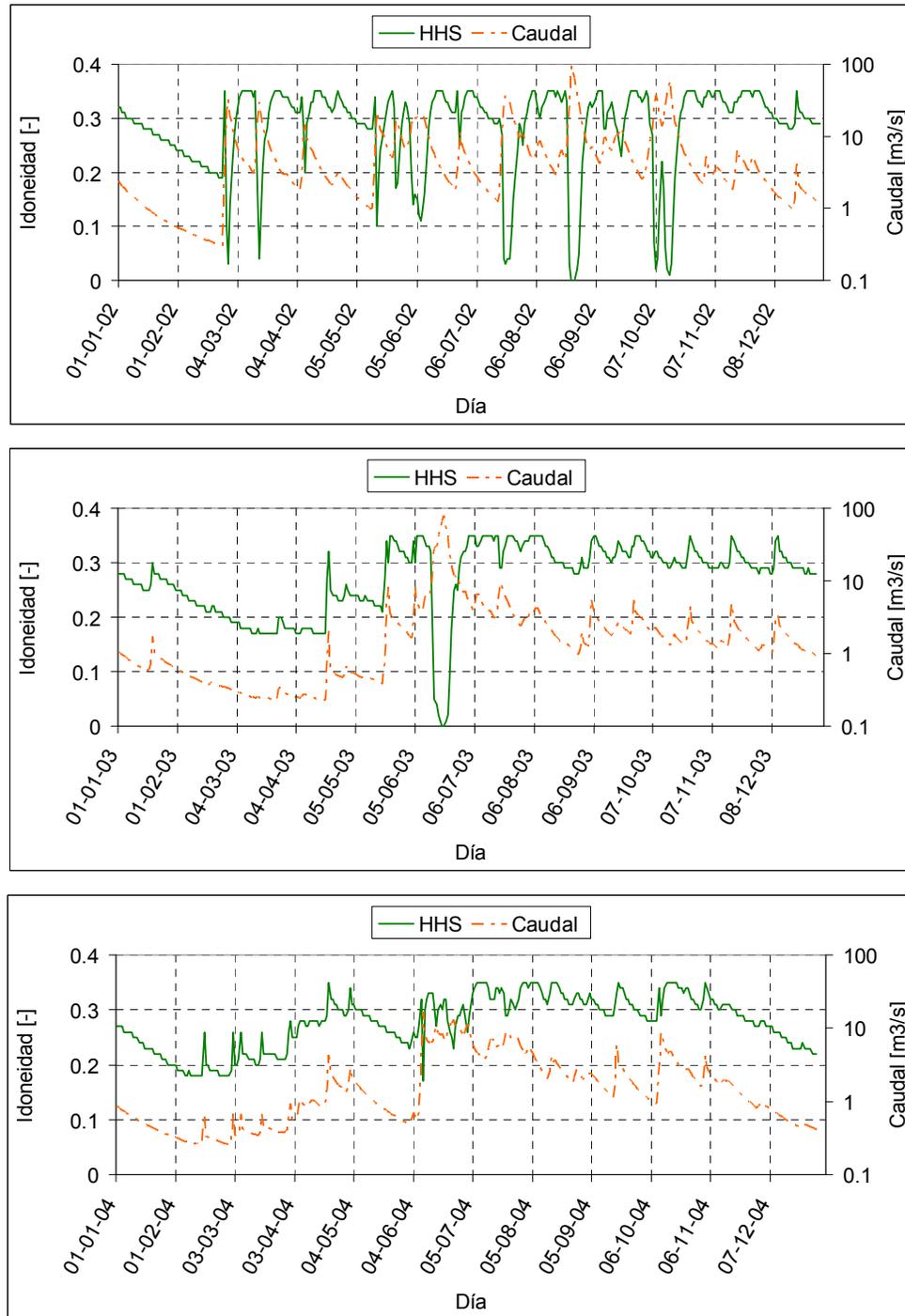


Figura 7.6: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *D. nahuelbutaensis*. Estado de vida: Adulto.

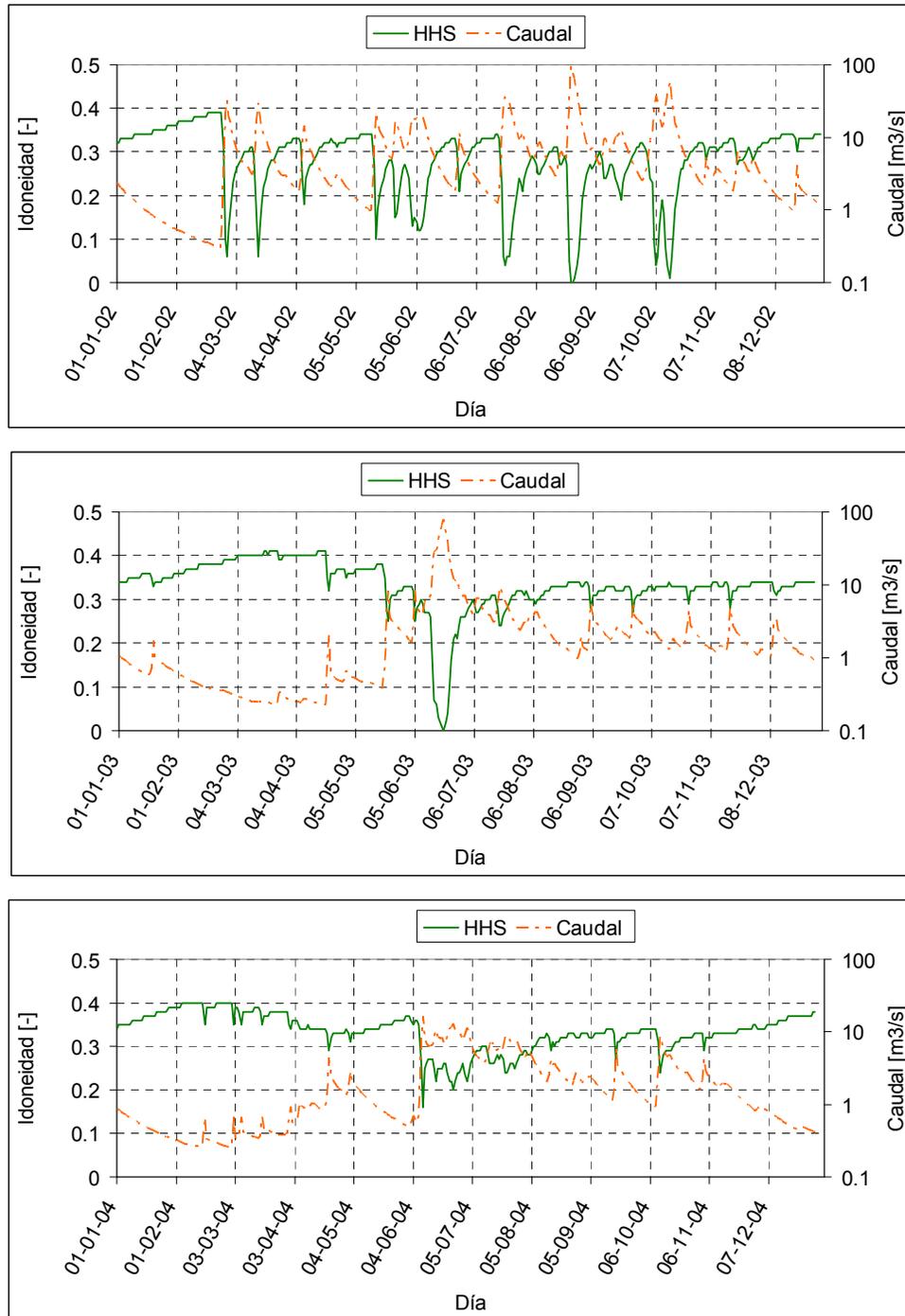


Figura 7.7: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *D. nahuelbutaensis*. Estado de vida: Juvenil.

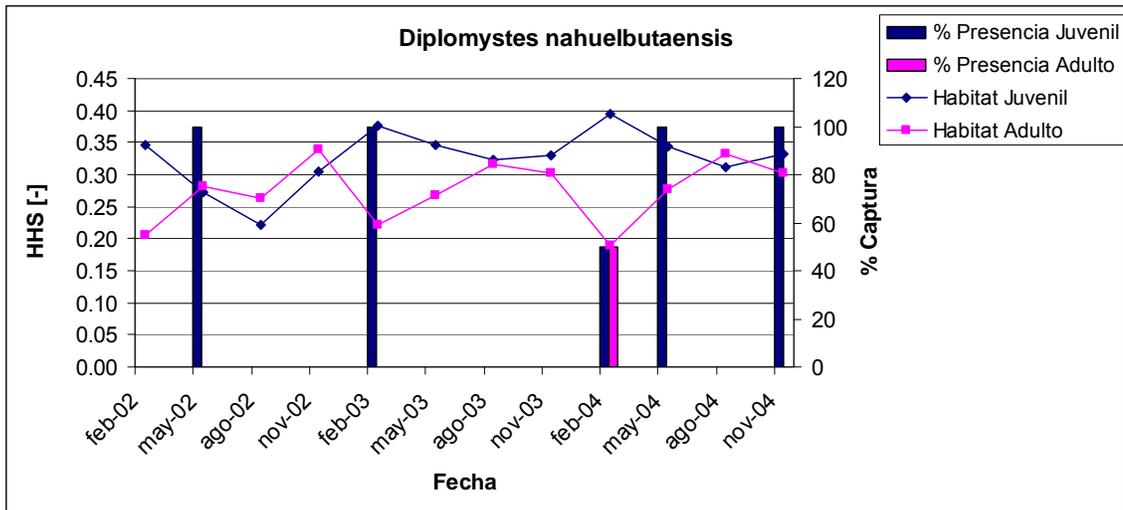


Figura 7.8: Presencia detectada de *D. nahuelbutaensis* en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.

De la Figura 7.8 y de los datos que la constituyen se desprende lo siguiente:

- i. Existe un dominio claro de presencia juvenil en el tramo, sin embargo, esto puede ser atribuido casi por completo al arte de pesca utilizado. Aun así, la presencia se registra en períodos de una habitabilidad media – alta, siendo la presencia del adulto en febrero de 2004 la única inconsistencia o variabilidad detectada.
- ii. Al igual que en el caso de *T. areolatus*, existe una marcada idoneidad del hábitat para los individuos juveniles por sobre los adultos. No obstante, en períodos muy lluviosos esta tendencia se puede revertir.
- iii. Aunque las condiciones de habitabilidad del tramo son levemente mejores para *D. nahuelbutaensis* que para *T. areolatus*, el número total de capturas de la primera, en el mismo período, es menor en un 25%.

Aunque los resultados de capturas parecen mostrar cierta consistencia en este caso, 12 campañas en 3 años no es estadísticamente representativo, sumado a la baja abundancia detectada de la especie. Por otra parte, la escasez de información impide responder a través del modelo si la abundancia encontrada se debe a las fluctuaciones del caudal.

7.2.3 P. IRWINI

La Figura 7.9 muestra la evolución del caudal junto a la variación de la calidad promedio del tramo estudiado, representado por el índice HHS, para el estado adulto de *P. irwini*. La Figura 7.10 contiene la misma información, esta vez para el estado juvenil de la especie. Esta especie posee una capacidad de nado inferior a las especies anteriores, por lo cual, tanto los individuos adultos como los juveniles tendrán una mejor calidad en los caudales más bajos del tramo de estudio. Se puede observar, no obstante, que el individuo adulto tiene una mayor tolerancia a pequeñas crecidas y un flujo base elevado. Por otra parte, el juvenil verá incrementada la calidad de la zona a medida que el caudal desciende, pero también demuestra tener cierta tolerancia a pequeñas crecidas.

Para resumir los resultados y contrastarlos con los datos de captura disponibles, se presenta la Figura 7.11. En ella es posible observar una variedad de porcentajes de captura mucho mayor, pues la abundancia de esta especie supera a todas las demás¹³.

¹³ Es el punto de muestreo del CEA que posee mayor abundancia de esta especie.

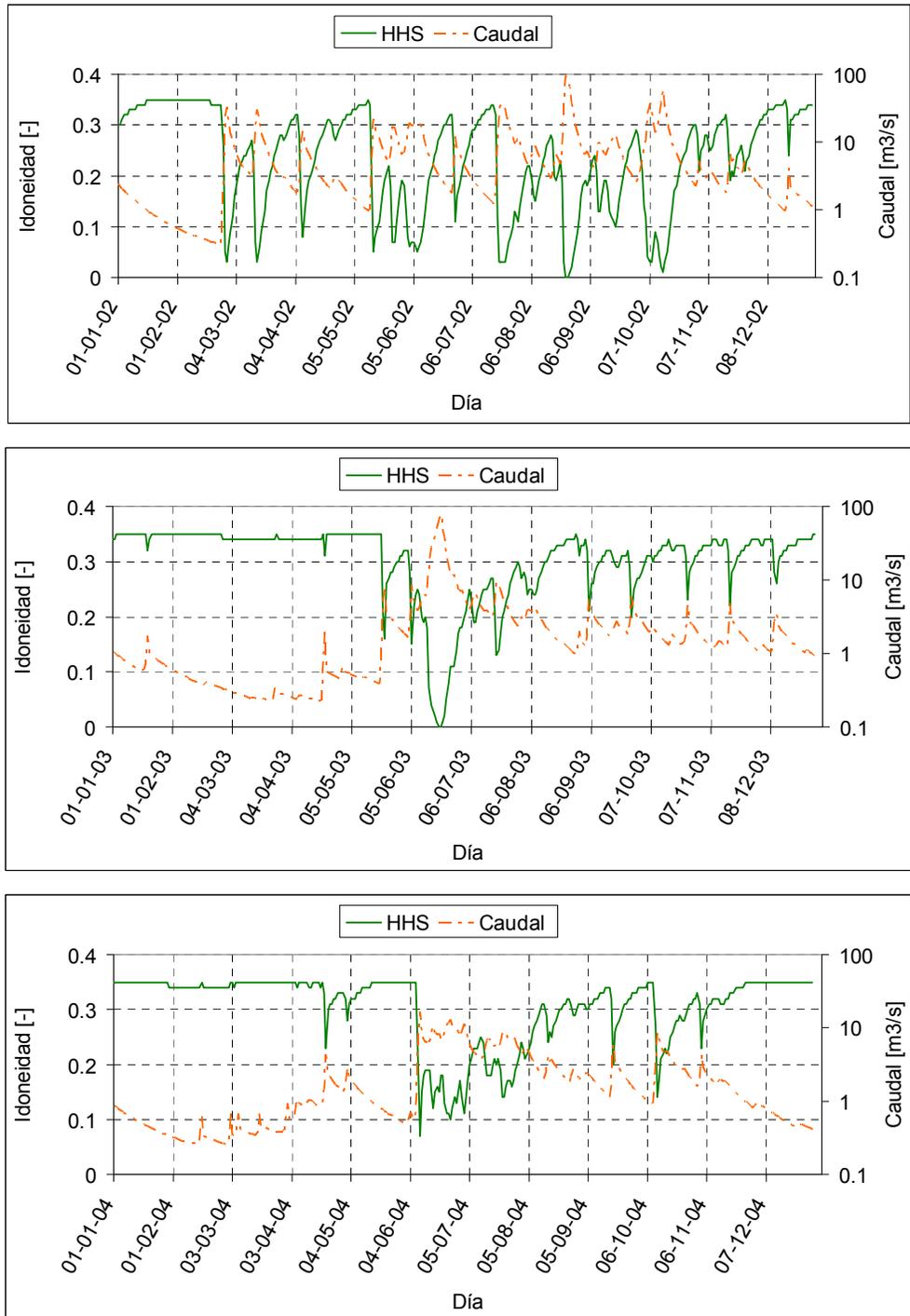


Figura 7.9: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *P. irwini*. Estado de vida: Adulto.

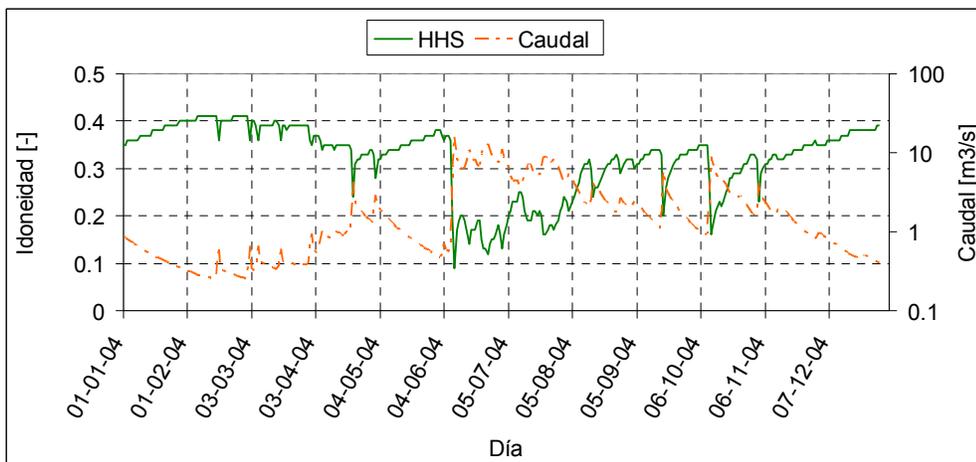
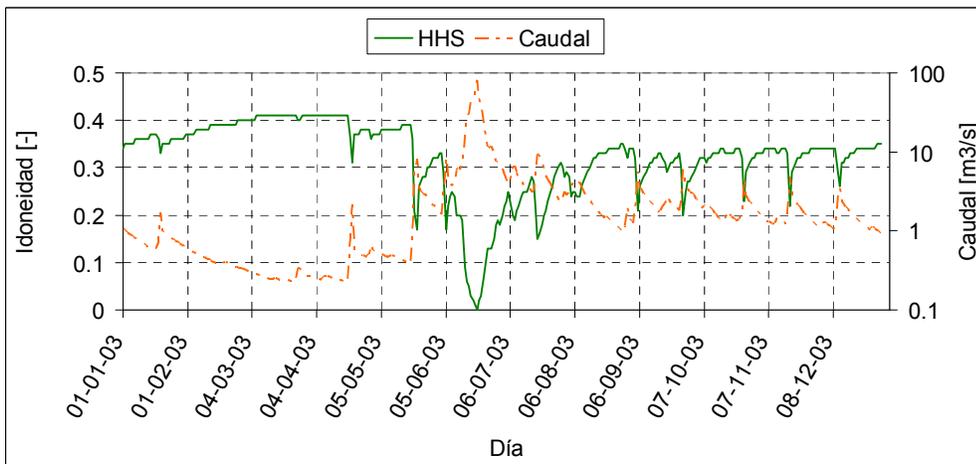
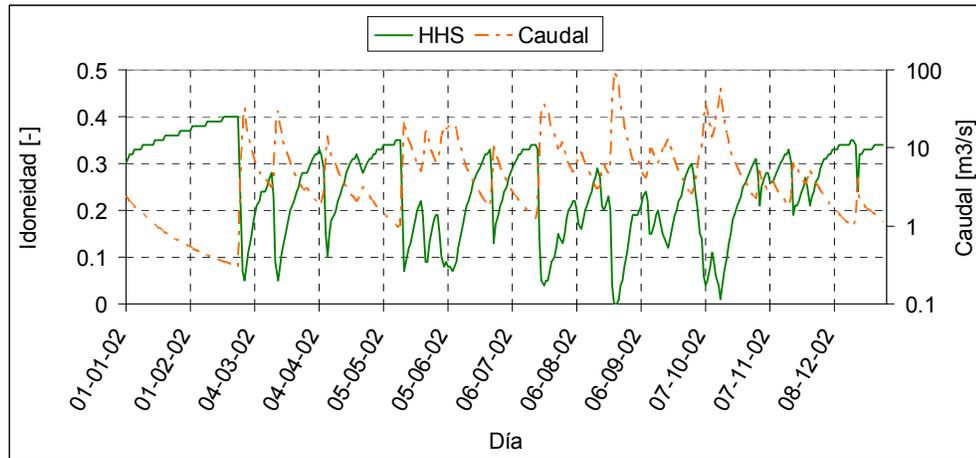


Figura 7.10: Variación diaria del caudal y la calidad promedio del hábitat (HHS) en la zona de estudio. Período 2002 - 2004. Especie: *P. irwini*. Estado de vida: Juvenil.

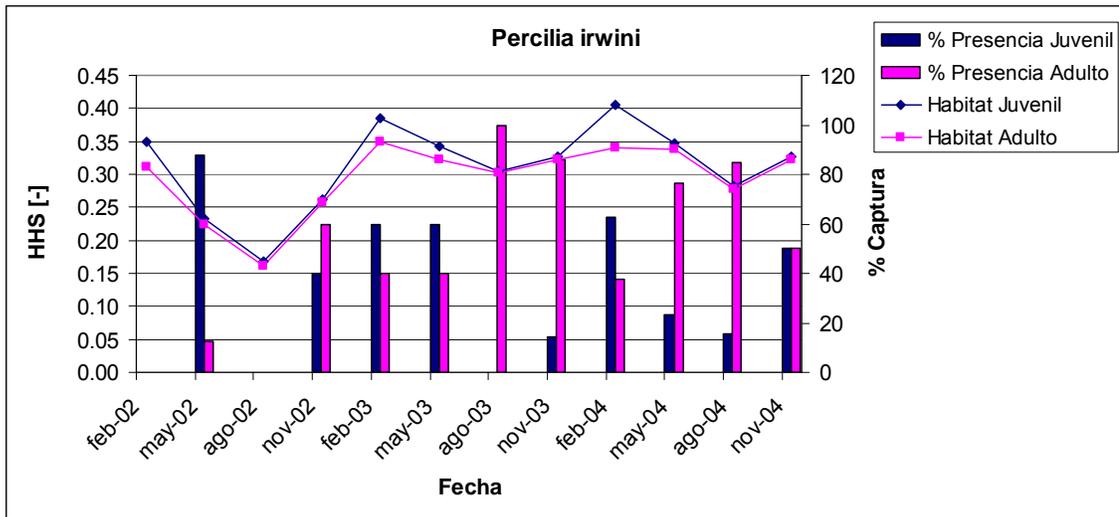


Figura 7.11: Presencia detectada de *P. irwini* en relación a la calidad media de hábitat en el tramo de estudio.

De la Figura 7.11 y de los datos que la constituyen se desprende:

- i. Aunque en el Capítulo 6 se observó una alta complementariedad del hábitat disponible para individuos adultos y juveniles, en términos promedio se observa que las condiciones de tramo son similares durante el año. Mientras los adultos se ubican en zonas más profundas, los juveniles encuentran una mejor calidad en las orillas. Esto sucede porque, en general, ambos estados de vida buscan condiciones de escurrimiento moderado por sobre las altas velocidades, principalmente debido a su menor capacidad de nado.
- ii. La proporción de estados de vida es relativamente equilibrada, con un mayor dominio de individuos adultos (59%), según la división hecha mediante la metodología de Petersen. Esto ocurre a pesar de que las capturas se producen principalmente en la orilla y de que las condiciones medias generales son mejores para los juveniles. El criterio de García (2006) (ver Punto 7.1) no conserva este equilibrio relativo (solo el 12% de capturas serían adultos), lo cual indica que los resultados obtenidos dependen principalmente de la veracidad de los criterios empleados para separar entre individuos adultos y juveniles. Este

aspecto debe ser parte de la discusión en la aplicación de modelos de calidad de hábitat como CASiMiR.

- iii. Aunque las condiciones generales de calidad se encuentran en la misma fase, no sucede lo mismo con la presencia, donde se observa un desfase claro entre adultos y juveniles. La abundancia y la frecuencia de captura en el total de campañas permite determinar que los juveniles se encuentran en mayor proporción en el período de estiaje, mientras que los adultos dominan en el período de lluvias. En esta temporada es posible que los individuos adultos se desplacen hacia las orillas debido al aumento de la escorrentía, razón por la cual son capturados a través de la pesca eléctrica. Esta aparente contradicción revela que el ciclo natural de la especie está adecuado a las mejores condiciones disponibles para la sobrevivencia de los juveniles, pues los peaks de habitabilidad coinciden con los peaks de presencia de éstos. El Cuadro 7.2 puede complementar esta observación, pues la mayor población de *P. irwini* se encuentra en torno a la edad de madurez sexual, mientras que los demás estados cuentan con muy pocos individuos detectados.
- iv. Dentro del período de modelación, el año 2002 presenta las peores condiciones de hábitat, lo cual se ve confirmado por la menor presencia de individuos capturados. Los años 2003 y 2004 cuentan con condiciones medias de habitabilidad relativamente altas durante todo el año, lo cual explicaría la presencia constante de la especie en casi todas las campañas de captura.

Los resultados asociados a *P. irwini* resultan ser los más consistentes, en gran medida gracias a la abundancia y frecuencia de capturas. En este caso, las 12 campañas resultan ser suficientes para obtener un patrón que, sin embargo, no es explicado del todo por el modelo. En este sentido, es necesario comprender más acerca de la biología del pez y la función evaluativa del modelo en un dominio poco comprendido como el de la ecología de los peces nativos en el río Huequecura. No obstante, se deben analizar las zonas de captura respecto a los mapas de habitabilidad. En este ámbito, los resultados han sido consistentes para todas las especies revisadas.

No resulta útil interpretar los resultados de CASiMiR como predictivos, pues no es su objetivo ni su función. Sin embargo, la presente aplicación permite conocer antecedentes que pueden complementar o guiar los estudios acerca de la biología de *P. irwini* y de las demás especies, de ahí la llamada función evaluativa del modelo. Además, permite identificar las zonas del río en que su presencia tiene mayor posibilidad de ocurrencia.

Por ejemplo, con suficientes capturas se podría cuantificar la posibilidad de encontrar individuos en relación al índice HHS y de paso validar el modelo y la opinión del experto. La Figura 7.12 muestra esta relación a partir de un análisis de frecuencia realizado a cada variable empleada en la Figura 7.11: el HHS de *P. irwini* fue ajustado por una función Log-Pearson y su porcentaje de captura por una función Normal. Los puntos graficados poseen las mismas probabilidades de no excedencia, entre 5% y 95%.

Aunque el resultado no tiene validez estadística debido al bajo número de elementos de la muestra, permite visualizar una de varias posibilidades futuras respecto al análisis de la información y/o validación del modelo.

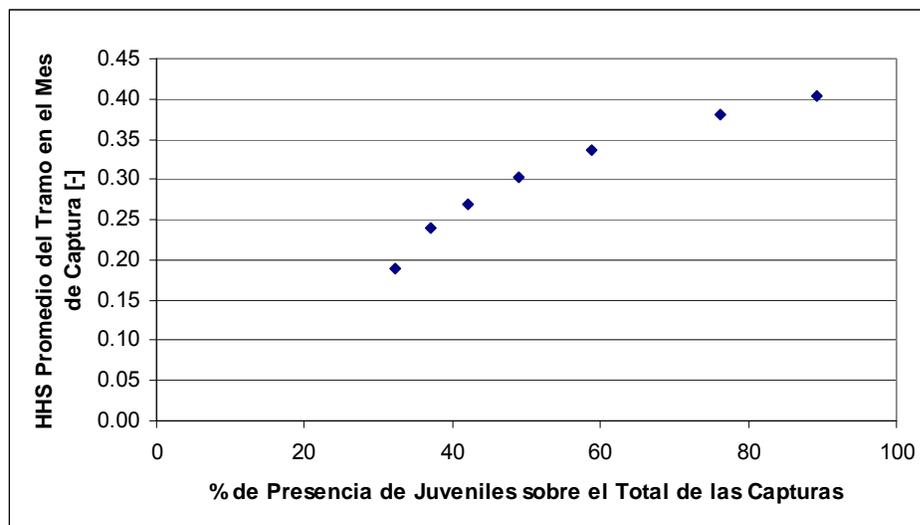


Figura 7.12: Relación entre la proporción de juveniles sobre todas las capturas de la especie y la modelación de CASiMiR, a través del HHS.

Si la Figura 7.12 fuese hecha en base a suficientes capturas, estaría indicando que el modelo es capaz de modelar adecuadamente la calidad del hábitat para la *P. irwini* juvenil, ya que a mejores condiciones modeladas (HHS) mayor es la presencia detectada.

7.3 DEFINIENDO UN CAUDAL ECOLÓGICO

El concepto de caudal “ecológico” se asocia al caudal mínimo necesario para asegurar la supervivencia de un ecosistema acuático preestablecido, sin embargo, en Chile solo es posible establecer dichos caudales a través de metodologías de base hidrológica, pues no existe una sistematización en la recopilación de antecedentes biológicos que puedan ser utilizados para estos fines (DGA, 2000). Como se deduce del Punto 7.2, los estudios disponibles no son realizados con estos fines, lo cual conlleva a que la información no pueda ser utilizada adecuadamente.

Por otra parte, el concepto de caudal “ecológico” resulta ambiguo, pues no existe una definición clara de parte de los diferentes organismos, en Chile, que tienen competencia en esta materia (CONAMA, DGA, DOH). Ormazábal (2004) presenta estas definiciones y señala como ejemplo el caso del embalse Ralco, donde Endesa presentó una propuesta de caudal ecológico, para la aprobación ambiental del proyecto a través del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), basada en criterios seleccionados ad hoc y con datos de preferencias de peces nativos distorsionados¹⁴. El caudal mínimo aconsejable propuesto por Endesa fue de 6.1 [m³/s], el cual fue rechazado por la autoridad, estableciéndose el mínimo histórico registrado en la zona¹⁵: 39.3 [m³/s] (Ormazábal, 2004).

¹⁴ En referencia a *D. nahuelbutaensis*, *T. areolatus* y otras especies Endesa señaló en su EIA (Estudio de Impacto Ambiental) que estas “especies son de tamaño pequeño, con características morfológicas de desarrollo longitudinal, lo cual las hace especialmente adaptables a aguas someras” (Ormazábal, 2004).

¹⁵ El criterio de la autoridad se basó en la ausencia de información biológica que sustente una metodología diferente a la utilizada por la DGA, sin que esto impida, en base a nuevos antecedentes, modificar el caudal en el futuro (Ormazábal, 2004).

En Chile, el caudal “ecológico”, también llamado reservado, recomendado, regulado, medioambiental, mínimo aconsejable, etc. (Palau, 1994; DGA, 2000), se aplica sólo en el tramo comprendido entre el muro del embalse y la zona de restitución de las aguas. Dicha zona, que en el caso de Ralco alcanza los 9 [km] (Ormazábal, 2004), busca ser protegida de ser secada por completo, lo cual es conseguido por criterios de base hidrológica, en ausencia de más información. Sin embargo, no se considera dentro del área de influencia del proyecto lo que sucede luego de la restitución, donde el régimen hidrológico se ve fuertemente afectado. Aquí se producen descargas importantes en el período de estiaje, cuando los embalse de generación hidroeléctrica tienen un mayor uso.

Con las exigencias de la Ley de Bases del Medio Ambiente 19.300, promulgada en 1994, el Estado chileno busca que los proyectos de inversión importantes, por ejemplo, los embalses, se sometan al SEIA de tal modo que incorporen los impactos ambientales del proyecto dentro de sus costos, antes de la ejecución del proyecto, bajo el criterio del principio precautorio: siempre será más barato prevenir los impactos ambientales que reparar el daño ya hecho. No se desea desincentivar la inversión privada través de exigencias mayores, sino que se consideren dentro de tales inversiones aquellas externalidades que afectan a terceros y que, por falta de información, son ignoradas o desestimadas.

En este sentido, se propone considerar los siguientes elementos:

- i. La propuesta de un proyecto de inversión privada de impacto elevado puede ser considerada una oportunidad en vez de un problema, pues esto significa una serie de estudios que de otra forma no se harían.
- ii. Los recursos destinados a investigación son limitados en Chile. En este sentido, los disponibles son habitualmente enfocados en aquellos lugares y momentos que requieren de mayor atención.
- iii. Alterar los ecosistemas se entiende como una externalidad negativa hacia terceros que, sin embargo, es difícil de cuantificar debido a la falta de estudios, medición de datos de diversa índole, etc.

Los elementos esenciales relacionados con los ecosistemas fluviales (y otros) que deben ser considerados en todo proyecto de importancia han sido descritos y abordados desde diferentes enfoques en distintas partes del mundo. Un ejemplo atinente es la metodología IFIM. Por lo tanto, sólo cabe mencionar aquellos elementos que, desde el punto de vista de la presente investigación, deben ser reforzados, tomando en cuenta el punto 1 de los elementos a considerar: proyecto = oportunidad.

- i. La geomorfología de los sistemas fluviales es un elemento poco estudiado en Chile, en cuanto a los factores que la definen. Como componente de los ecosistemas fluviales es de vital importancia, pues no sólo condiciona el hábitat acuático de las especies, sino que afecta a la conducción del agua caída en toda la cuenca.
- ii. La ecología de las comunidades acuáticas en los ríos. A su existencia se debe la calidad de las aguas fluviales que emplea el ser humano para su consumo doméstico e industrial.
- iii. La hidrología es un elemento esencial para determinar la cantidad de agua disponible. Sin esto, en la cantidad y calidad requerida, cualquier otra información es inutilizable.

Estos tres elementos básicos deben ser parte de las medidas de mitigación de proyectos de inversión importantes que afecten a los ríos, como ocurre con los embalses de generación hidroeléctrica. Si se considera una zona como prístina o poco intervenida, la necesidad de estudios tendrá un carácter puramente científico. No obstante, al intervenir o afectar este lugar para fines productivos o de sobrevivencia, tales estudios se convierten en una necesidad social básica. Para asegurar la sustentabilidad y rentabilidad social que el país necesita, se requiere que el costo del proyecto considere tal necesidad. No es excesivo, entonces, considerar, como parte de la mitigación al impacto del proyecto, los recursos necesarios para realizar las investigaciones en las tres áreas básicas mencionadas.

Atendiendo lo anterior, es posible cambiar el paradigma del caudal “ecológico”, para lo cual se propone el concepto “régimen sustentable de caudales”.

7.3.1 RÉGIMEN SUSTENTABLE DE CAUDALES

Los resultados presentados en el Capítulo 6 y en el presente no permiten concluir acerca de influencia de la variabilidad hidrológica sobre la abundancia de las especies estudiadas. Sin embargo, son datos irrefutables que:

1. La variabilidad existe y es elevada: los caudales mínimos varían en torno a los 0.2 [m³/s] y se alcanzan máximos por sobre los 100 [m³/s], sólo en el período 2000 – 2007. La duración de las tormentas varía entre un día y semanas (de acuerdo a la resolución temporal disponible, aunque el período mínimo pueden ser horas).
2. Existe una gran diversidad de peces nativos dulceacuícolas, lo que señala al río Huequecura como un hotspot de biodiversidad de peces, dentro de las zonas estudiadas por el Centro de Ecología Aplicada (CEA, 200-b) en la cuenca del río Bio Bío. Esto sin considerar la presencia de otros organismos, los cuales pueden encontrarse en los mismos estudios.

Poff y Ward (1989) analizan la importancia de la variabilidad medioambiental como factor estructurante de las comunidades biológicas en los ecosistemas fluviales. Debido a que el caudal ejerce un control sobre muchos elementos estructurales en los cauces, esta variable representa una integración de las complejas condiciones medioambientales. La evidencia indica que tanto las perturbaciones e intermitencias de altos y bajos caudales juegan un rol esencial en la estructura de las comunidades acuáticas (Poff y Ward, 1989).

Por esta razón, el concepto de régimen sustentable de caudales no puede ignorar lo que ocurre posterior a la restitución de las aguas extraídas al río, en el caso particular de una central hidroeléctrica, donde éste ve su régimen de caudales alterado debido a

su operación. El tramo intermedio, entre la barrera y la restitución, representa un desafío mayor, si se da énfasis a la zona posterior a la restitución, pues el agua turbinada en las centrales de embalse de Chile solo siguen la orden de producción del Centro de Despacho Económico de Carga (CDEC) (McPhee, 2009), ignorando variables como época del año y el régimen hidrológico del río. Sin duda, a falta de más información, se pueden continuar utilizando metodologías de base hidrológica para estimar un cierto caudal ecológico, pero sin omitir la existencia de cierta variabilidad de caudales, aunque sea amortiguada respecto a lo que es habitual en el río analizado. En este sentido, el proyecto hidroeléctrico del río San Pedro (EULA, 2007a) representa un ejemplo de régimen sustentable de caudales, al igual que varias iniciativas de hidroelectricidad en desarrollo actualmente, donde las empresas solo poseen derechos no consuntivos sobre los río, lo cual les impide embalsar las aguas, pero no darles altura de caída mediante el uso de muros que atraviesen el cauce de los ríos.

No todo proyecto de embalse puede replicar la operación de la central ubicada en el río San Pedro, por lo cual, se propone a continuación una operación alternativa en un caso hipotético de embalse en el río Huequecura. Los resultados son preliminares, pero indican que una mayor inversión en investigación puede permitir aumentar los ingresos por generación sin recurrir a reglas de operación tan conservadoras como las del río San Pedro.

- Régimen sustentable de caudales posterior a la restitución

Se debe permitir replicar las condiciones naturales del sistema fluvial, en lo referente a la variabilidad temporal y de volumen. Respecto a las cantidades, la presente investigación demuestra, en forma preliminar, que a partir de cierto monto de caudal, todas las especies han alcanzado un grado de calidad de hábitat máximo.

Como caudal máximo se propone aquel en el cual la especie de mayor requerimiento o vulnerabilidad logra alcanzar un máximo índice de calidad, el cual puede ser reflejado mediante la WUA y HHS (algún índice global), más las correspondientes validaciones realizadas a través de los mapas de habitabilidad. Este caudal podrá ser modificado en

la medida que los estudios financiados por el proyecto entreguen nuevos antecedentes. En tal sentido, la validación requiere de un monitoreo constante durante un período de al menos 10 años posterior a la entrada en vigencia del proyecto (Hardy, 2009). Idealmente se requiere información de las mismas características en el período previo al embalsamiento, aunque esto es más difícil de obtener (Hardy, 2009).

En el caso del río Huequecura, en base a los resultados obtenidos en el Capítulo 6, la restricción es liberar al menos un caudal si es que el río, aguas arriba del embalse, trajese eso o más. No se descarta establecer un rango variable de este caudal dependiendo del año hidrológico que se enfrente en cada situación.

Esto significa que el embalse hipotético en el río Huequecura podrá aprovechar toda el agua por sobre este máximo, que fluctúa entre los 10 y los 15 [m³/s], para ser embalsada y, además, podrá liberar hasta dicho monto máximo en caso de generar electricidad durante el período de lluvias (abril – agosto), si es un año seco. Si las condiciones naturales lo permiten, se puede optar entre almacenar agua o generar más electricidad en ese momento. En este sentido es esencial generar un modelo hidrológico predictivo que permita tomar decisiones año a año, a través de un manejo adaptativo de los recursos embalsados.

Como caudal mínimo se debe permitir el monto definido por la especie más exigente, que en el caso de este estudio corresponde a los bagres *D. nahuelbutaensis*, *T. areolatus* y *T. chiltoni*. El monto mínimo es de 0.5 [m³/s], pero en caso de que las condiciones sean de mayor estrés, se puede liberar menos, igualando el caudal afluente al embalse. El objetivo es permitir el almacenamiento aún en condiciones de bajo caudal, aumentando ligeramente la tasa de descenso del flujo y manteniendo estable el caudal en 0.5 [m³/s], mientras el río llega naturalmente a este caudal. Si el caudal natural desciende bajo este límite, no se podrá almacenar nada.

Para acumular agua, el embalse puede alterar, bajo ciertas condiciones, la variabilidad natural introduciendo una nueva, similar en montos a la natural. Si se requiere almacenar agua en condiciones de ausencia de lluvias, se podrá hacer durante un

período definido por la especie menos tolerante a períodos de estrés. El aumento posterior deberá ser gradual y acorde a la variabilidad afluyente al embalse. La limitante relacionada con los derechos de agua existentes puede ser resuelta mediante el arriendo de derechos, por el período en que se desee almacenar el agua.

Aunque se pueden aprovechar las crecidas por sobre los 10 o 15 [m³/s] para almacenar, se debe permitir que dicho monto sea excedido cada cierto tiempo, si las condiciones naturales lo permiten, con un tope máximo de 40 [m³/s], si aún queda capacidad de almacenamiento ociosa. Se podrá liberar más de 40 [m³/s] si no se desea almacenar más agua, siempre que las condiciones naturales impongan esta condición.

Las restricciones de generación deben adecuarse a las necesidades de las especies. A menos que las condiciones naturales lo permitan, el monto máximo a ser liberado en el período de estiaje estará condicionado por las condiciones más exigentes de reproducción de las especies estudiadas. Se podrá permitir montos mayores solo en la medida que lo tolera la especie más sensible, a menos que las condiciones naturales permitan un valor mayor.

Por lo tanto, se requiere profundizar en los estudios de tolerancia al estrés por períodos prolongados, tanto de altos caudales como bajos. Para ello se propone estudiar la serie histórica de caudales e identificar los períodos de estrés y frecuencias asociadas a los caudales menores a 0.5 [m³/s] y superiores a 15 [m³/s]. La presencia de las especies en el río Huequecura es indicadora de que dichas condiciones son tolerables, mientras que los argumentos de Poff y Ward (1989) incluso justifican esto.

Además, se requiere ahondar en la ecología de las especies. Se necesita conocer los períodos de reproducción, desove, crianza, etc. así como sus zonas correspondientes de preferencia.

Es primordial, además, extender esta clase de estudios a los demás tipos geomorfológicos presentes en el río, ampliar las zonas y frecuencia de muestreos y mejorar el registro de variables meteorológicas y fluviométricas.

Finalmente, es esencial comprender de qué forma se verá alterado el equilibrio sedimentológico de la cuenca producto de una barrera hipotética en el cauce del río Huequecura, debido al muro del embalse, para buscar las medidas de mitigación necesarias para no alterar el hábitat acuático aguas abajo de éste. En este sentido, el proyecto de restauración del río Trinity (TRRP) y su programa de restauración de la dinámica aluvial (Gaeuman, 2007), es un ejemplo de la relevancia que este elemento tiene para los ecosistemas acuáticos en ríos.

Estas medidas permitirán que se pueda establecer una operación clara y específica para un embalse hipotético ubicado en el río Huequecura. Será flexible de acuerdo al año hidrológico en curso, pero única para el río en cuestión.

Para extender los resultados a otras cuencas, es necesario validar las necesidades de las especies a través de estudios biológicos, en conjunto con la modelación del hábitat. Es posible que la variabilidad genética de éstas no sea relevante y que las condiciones requeridas en una zona sean muy similares en otras cuencas cercanas.

7.4 COMENTARIOS

Una de las limitantes más importantes que existen hoy en día para estudiar la ecología de los ecosistemas fluviales es la relacionada con la ausencia de información biológica acabada sobre un número importante de especies nativas dulceacuícolas.

La información empleada para el análisis de los resultados corresponde a datos públicos cuyo acceso fue facilitado sin compromisos por el Centro de Ecología Aplicada (CEA), hecho que no responde a la norma.

Estos datos corresponden a la clase de estudios que Endesa financia para mantener un monitoreo de las especies dulceacuícolas, mientras que los estudios cuantitativos se basan principalmente en las curvas de preferencia generadas por el centro EULA para el proyecto hidroeléctrico Quilleco (2000).

Sin embargo, la autoridad continúa validando las metodologías de base hidrológica, pues está conciente que la información es insuficiente para recurrir a otras metodologías (Ormazábal, 2004). En este sentido, CASiMiR busca ser una alternativa, considerando que la mayor cantidad de conocimientos, en Chile, se encuentra en manos de los biólogos expertos en esta área, y no en la literatura. Sin embargo, los resultados demuestran que la necesidad de validarlos continúa existiendo, en igual medida que la requerida por PHABSIM y por cualquier otro modelo basado en el mismo concepto.

De acuerdo a los resultados, las abundancias de las especies son insuficientes, lo cual no se podrá corregir aumentando el esfuerzo de muestreo durante las campañas de terreno. Existe una baja densidad de varias especies, lo cual debe ser compensado, por ejemplo, aumentando la frecuencia de las campañas.

Otro aspecto se refiere a la relevancia de la conectividad para cada una de las especies existentes. De acuerdo a EULA (2007b), se ha encontrado evidencia directa de desplazamientos longitudinales a lo largo del río San Pedro para el *Diplomystes Camposensis* e indirecta para la *Percilia gillissi*, especies del mismo género de las estudiadas en el río Huequecura. Esta evidencia se obtuvo a través del uso de telemetría, tecnología que no ha sido utilizada en los estudios del CEA. No es posible, por ende, rechazar la posibilidad de que tal conectividad exista y sea importante. Por lo tanto, es necesario cuestionar la relevancia de un estudio basado en la modelación de la calidad de hábitat en un solo tipo geomorfológico del río Huequecura.

Los resultados presentados indican una forma de analizar la información, permitiendo evaluar la evolución de las poblaciones durante el proceso previo y posterior a la construcción de un embalse. Con suficientes estudios es posible detectar cambios en las tasas de mortalidad y nacimiento de las especies nativas a causa de las medidas de mitigación establecidas.

El caso del río San Pedro (EULA, 2007b) es un ejemplo de manejo sustentable de los recursos hídricos, pues evita la regulación del régimen hidrológico del río al actuar

como una central de pasada. Sin embargo, no todos los embalses podrán cumplir con una restricción de tal magnitud, en especial si poseen derechos de aprovechamiento que les permitan retener el agua un tiempo determinado.

La propuesta de un régimen sustentable de caudales busca ampliar la gama de posibilidades que pueden evaluar los proyectos de generación hidroeléctrica por medio de embalses. No obstante, se requiere invertir en estudios específicos que validen tal clase de operación y medidas de mitigación que resuelvan efectivamente las externalidades negativas que hoy asume la sociedad. Intervenir zonas prístinas sin estudios adecuados redundaría en una pérdida irrecuperable que, no obstante, puede ser prevenida. El concepto de “régimen sustentable de caudales” involucra comprender aquello que se desea o necesita cambiar, en la eventualidad de que se desee restaurar en el futuro, como sucede en el hemisferio norte hoy en día (Gaeuman, 2007).

Esta propuesta se basa en la protección de los recursos naturales y en la importancia de la variabilidad como factor estructurante de las comunidades acuáticas, pero sin olvidar la necesidad de independencia energética del país. Aquellos proyectos que no puedan ser atractivos con un modelo de operación tipo “San Pedro”, pueden serlo con un modelo tipo “Huequecura”. El objetivo es no alterar el régimen hidrológico o hacerlo de tal forma que sea indetectable para las especies durante el período de vida del proyecto.

Un caso interesante de analizar es la propuesta de un embalse de contrapunta o *afterbay*, que permita contrarrestar el efecto de una crecida demasiado pronunciada en los horarios punta de la demanda de electricidad en Chile. El estudio de Olivares & Lund (2008) demuestra que el uso de estas obras permite mitigar la crecida producida por una central hidroeléctrica de embalse, sin restringir la liberación de grandes volúmenes de agua en un corto período de tiempo. Sin embargo, las propuestas de estudios adicionales siguen siendo válidas, pues persiste el problema de la conectividad longitudinal de las especies acuáticas y la interrupción del flujo de sedimentos en la cuenca.

8. CONCLUSIONES

El presente capítulo presenta las principales conclusiones desprendidas de la investigación realizada. Para ello se ha dividido en 4 partes, tomando como base los comentarios más relevantes de los capítulos anteriores. Aquí no se encuentra un resumen de las conclusiones obtenidas en cada uno de los capítulos previos, sino las ideas principales que se gestaron producto de la investigación bibliográfica y el desarrollo del trabajo práctico.

Los elementos desarrollados en cada capítulo pueden ser encontrados en los respectivos comentarios críticos, especialmente aquellos elementos técnicos ligados directamente a las herramientas y fuentes de información empleadas.

Respecto a los objetivos fijados, se ha conseguido cabalmente el estudio del modelo, ampliando el campo multidisciplinario no sólo a las disciplinas involucradas en su aplicación técnica, sino también a su aplicación contextual. Los Capítulos 2 y 3 entregan estos antecedentes, en las áreas más relevantes para la aplicación y posterior análisis de CASiMiR. Esto permite caracterizar no solo la cuenca de aplicación, sino establecer un común denominador con otras cuencas pluviales no controladas del país. Los Capítulos 4, 5 y 6 se refieren exclusivamente a la modelación de la calidad de hábitat, desde las fuentes de información hasta los aspectos derivados del uso de los modelos matemáticos GR4J, HEC-RAS y CASiMiR. El Capítulo 7 profundiza en el uso de CASiMiR como herramienta de gestión, proponiendo formas de utilizar los resultados del modelo y la información biológica disponible y requerida.

Más allá de los objetivos específicos logrados en la caracterización de la cuenca y la aplicación de CASiMiR, los resultados permiten actualizar el diálogo sobre la gestión de recursos hídricos y mostrar cuál es la situación que existe hoy en Chile. A continuación se presentan las principales conclusiones respecto a la modelación, los resultados y el contexto general de aplicación de CASiMiR.

8.1 VISIÓN MULTIDISCIPLINARIA EN EL MANEJO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Uno de los ejes que motivan esta investigación se orienta a abordar la gestión de los recursos hídricos desde un enfoque multidisciplinario. Aunque no se explicita en los objetivos, la aplicación y análisis de CASiMiR para evaluar la calidad del hábitat de peces nativos busca, a través de la práctica y el estudio de su estructura y origen, introducir al lector en el contexto mundial de la investigación desarrollada durante las últimas dos décadas en torno al recurso agua.

Como todo campo de investigación, los nuevos desarrollos tecnológicos han permitido la entrada de nuevas visiones en lugares antes impensados. Lo que antes era una disciplina de carácter técnico, ligado casi totalmente al uso de herramientas matemáticas, hoy ha cambiado para siempre. Nunca más existirá un solo campo de acción para una problemática cualquiera. En el tema de los recursos hídricos existen economistas, abogados, ecólogos, geólogos, ingenieros, geógrafos, sociólogos, antropólogos, políticos y una larga lista de profesionales cuyas especializaciones se cruzan entre sí, eliminando la posibilidad de enmarcar el problema dentro de un solo sector.

Durante la revisión bibliográfica se buscó abordar una serie de aspectos que, desde afuera, pueden parecer inconexos. Desde modelos matemáticos de hábitat, modelos conceptuales de investigación ecológica, pasando por legislación, investigación biológica sobre especies nativas, modelación hidrológica e institucionalidad. De cada elemento se busca una sola cosa: definir el estado del arte correspondiente.

La misión básica de un ingeniero es entender los conceptos y desarrollar herramientas matemáticas que permitan modelar la naturaleza. Se puede profundizar en la gestión de proyectos, desde los aspectos técnicos hasta los administrativos. No obstante, un científico debe compatibilizar lo anterior con llevar un paso más adelante lo que existe, impulsando mejoras, nuevos enfoques, ampliando los conocimientos relacionados.

La investigación de otros trabajos y autores en el área de la modelación de hábitats acuáticos es la que definió los temas revisados. De cada uno se puede extraer un tema de investigación nuevo y poco explorado, pero como mosaico presentan los elementos que conllevan al manejo integral y adaptativo de los recursos hídricos. Cualquier ausencia de uno de estos elementos debilita y limita la posibilidad de hacer un uso responsable y sustentable del agua.

Respecto a Chile, los resultados de la investigación son concluyentes:

- i. En Chile existe un modelo de desarrollo neoliberal que exige cierta rigidez del sistema político-legal, tal que asegure jurídicamente los derechos de propiedad para dar confianza a los inversionistas. Esta falta de flexibilidad no permitirá una adaptación rápida y eficaz en un contexto de escasez de agua futura, por lo cual todo se resolverá por la fuerza de la crisis.
- ii. La falta o reserva de información, en general, acerca de la ecología de las especies afectadas en proyectos de inversión, de la disponibilidad de recursos hídricos y de los procesos geomorfológicos de las cuencas intervenidas le da poca credibilidad a los resultados de investigaciones en dichos campos. Esto, asociado a una cultura chilena de escasa innovación, impide que se invierta en mejorarlos.
- iii. No existe, hoy en día, un modelo de desarrollo sustentable basado únicamente en un actor que fija las directrices y las ejecuta. Los autores revisados concuerdan con esta conclusión. Es más, el modelo chileno de mercados del agua (como forma de gestión de los recursos hídricos) es visto hoy en día como algo que hay que evitar, más que seguir (Bauer, 2009). Es imprescindible generar plataformas de actores que se relacionen entre sí, vertical y transversalmente. La sociedad civil organizada puede gestar cambios que conlleven a un cambio de políticas en las autoridades gobernantes. Los científicos pueden educar a la sociedad, dar respuestas a necesidades de la comunidad. Es por esto que la labor de la ciencia debe estar completamente ligada a su contexto social.

Cómo concluye la OECD (2005), se debe fortalecer la educación y conciencia ambientales. Se necesita una estrategia de aprendizaje ambiental de largo plazo y un plan nacional de educación ambiental. Esto debe incluir la integración de los temas ambientales en los planes de estudios de los colegios y el desarrollo del conocimiento sobre el medio ambiente, tanto en las asociaciones de profesionales, como en los sistemas de gestión ambiental de las empresas públicas y privadas (e.g., ISO 14.001).

Ya sea por patrones sociológicos, razones ideológicas o de seguridad nacional, en Chile ha primado fuertemente una cultura de reserva de la información (Fredes, 2000). Su acceso libre, masivo y oportuno sería, en cambio, capaz de crear mejores estándares de calidad de vida, gobernabilidad e involucramiento social en el sistema democrático (Fredes, 2000).

Bajo este escenario es que se prueban metodologías y modelos extranjeros en Chile, donde el contexto no es el adecuado ni suficiente para que estas importaciones cumplan su objetivo. Se invierte en forma dispersa y esporádica, sin una línea de desarrollo que integre herramientas concretas de sólida base sobre las cuales manejar adecuadamente nuestros recursos.

8.2 MODELOS MATEMÁTICOS EN UN CONTEXTO DE ESCASEZ DE INFORMACIÓN

La ausencia de una estación fluviométrica en el río Huequecura representa la realidad de una amplia gama de cuencas a lo largo del país. Para enfrentar esta situación, ante la necesidad de estimar los recursos hídricos, se recurre frecuentemente al uso de modelos hidrológicos. Su selección queda sujeta a la información disponible y a la resolución, especial y temporal, requerida.

El modelo utilizado (GR4J) permite obtener la esorrentía a nivel diario y en un punto específico, señalado como la salida de la cuenca. El trabajo de Salvatierra (2008) permitió desarrollar una serie de índices geomorfológicos (IG) que permiten determinar

los parámetros de ajuste del modelo GR4J en cuencas pluviales no controladas de Chile central. Estos IG se estiman a través de ciertas relaciones basadas en una lista de parámetros geomorfológicos definidos por Salvatierra (2008). A partir de estos índices es posible obtener los parámetros del modelo GR4J para la cuenca no controlada, en este caso, el río Huequecura en Tío Lolo.

El trabajo de Salvatierra (2008) se basa en la búsqueda de relaciones entre la geomorfología de la cuenca y los parámetros del modelo. Este proceso es realizado a través de un método de minimización de ciertas funciones objetivo. El error es reducido al mínimo según una relación entre datos observados y modelados, sin embargo, existen diversas relaciones de esta clase, cada una con características particulares.

Salvatierra (2008) estima que sólo dos funciones (Módulo y Nash-Sutcliffe) son consistentes con las observaciones, sin embargo, cada una da énfasis a un aspecto diferente en el ajuste de las regresiones. De esta forma, mientras el Módulo tiene una buena estimación de los caudales más bajos, Nash-Sutcliffe permite realizar un buen ajuste de los montos medios mensuales, si lo que se busca es tener una buena estimación de los recursos hídricos totales.

En el presente estudio se busca modelar lo que sucede a nivel diario, con un mayor énfasis en caudales medios y bajos, pues son los de mayor frecuencia y relevancia para los peces. De esta forma se selecciona el criterio de Módulo.

Si los resultados de Salvatierra fuesen otros, el problema solo llegaría hasta este punto, sin embargo, como en toda aproximación, existe cierta incertidumbre. Salvatierra (2008) pudo establecer un límite de incertidumbre para cada uno de los parámetros de GR4J, dentro del cual la variación de los caudales modelados no es despreciable. En este caso la única solución es contrastar el modelo con mediciones en terreno.

Una situación similar ocurre con la caracterización del eje hidráulico del río, para una serie de caudales diferentes, necesaria para el modelo de calidad de hábitat. Además

de la topografía del río y el caudal, se requieren datos del eje hidráulico o nivel del espejo de agua, para distintos caudales. En general se recomienda que estas mediciones no sean menos de tres, midiendo al menos un caudal bajo y otro alto (Hardy, 2009). Otras alternativas están ligadas a la caracterización de la granulometría del río, permitiendo el uso de relaciones empíricas para determinar el coeficiente de rugosidad de Manning.

La variación de la rugosidad con el caudal puede ser abordado mediante el uso de coeficientes de variación, que ajustan la rugosidad en cada perfil para cada incremento del caudal. No obstante, para determinar adecuadamente estos coeficientes sigue siendo dato esencial la cota del espejo de agua para, al menos, dos caudales diferentes, aunque se recomiendan tres (Hardy, 2009).

La campaña de terreno realizada en marzo de 2007 entregó los datos para ajustar el modelo hidrológico, pues en base a ésta se puede estimar el caudal pasante en las otras dos campañas realizadas. Esta misma campaña permite obtener los antecedentes de caudal, rugosidad y altura de escurrimiento (topografía) empleados en el ajuste del modelo hidráulico.

El resultado obtenido de la unión de ambos modelos contiene una fuente de incertidumbre elevada, no sólo debido a la falta de campañas, sino a los sesgos instrumentales y de procedimiento que suceden en esta clase de mediciones. Cuantificar los errores en esta etapa de la modelación es, sin embargo, muy difícil debido a la falta de información con la cual contrastar los resultados. En este sentido, el error debe ser trasladado al modelo de calidad de hábitat e intentar ajustar los conjuntos y reglas difusas de tal modo que los datos de captura se ajusten a los resultados de CASiMiR.

En este punto, sin embargo, los datos de captura están incompletos. En varios casos se desconoce el día exacto de la campaña de terreno, lo cual restringe la evaluación de los resultados únicamente a nivel mensual. Surgen interrogantes que solo pueden ser examinadas desde la experiencia y la teoría, a falta de más información de terreno.

8.3 OBJETO Y MÉTODO: REPLICABILIDAD DEL ESTUDIO

Aunque no se puede decir que el modelo de calidad de hábitat responde certeramente a la abundancia disponible detectada, sí permite relacionar la variabilidad mensual de esta calidad con la biodiversidad detectada. Se puede esperar que la modelación de una mayor variedad de tipos geomorfológicos del río, en conjunto con una mayor frecuencia de muestreos, confirme esto, especialmente si se recurre a alguna clase de método de agrupación o clustering que relacione parámetros, áreas y especies.

Las artes de pesca u observación utilizadas deben ser evaluadas, pues cada una introducirá un sesgo que debe ser considerado al evaluar los resultados. En la presente investigación se cuenta con peces capturados en las orillas, debido al uso de pesca eléctrica. Existen antecedentes, entre otros, del uso de redes de arrastre, espineles y observación directa con el uso de cámaras y personas calificadas.

El período en que se realizan las colectas es otro aspecto importante. ¿Se desea estudiar la presencia a lo largo del año?, ¿la respuesta ante períodos de lluvias o sequía?, ¿las zonas de desove? Cada pregunta tendrá una metodología que se adapte mejor a sus requerimientos, cambiando el método de observación, el período y frecuencia de ésta. Si no se conoce mucho acerca de la ecología de la especie, entonces estudios exploratorios, como la presente investigación, son adecuados, pues son relativamente económicos y permiten individualizar los vacíos que se deben rellenar.

En este sentido, las capturas de *P. irwini* indican que el modelo puede responder o guiar hacia nuevas preguntas. Por ejemplo, el desfase de la presencia detectada en relación a la compatibilidad de hábitats de adultos y juveniles no es una respuesta esperada, pero puede ser explicada una vez que se analiza junto con los antecedentes biológicos y las preferencias. Es decir, lo que puede ser evidente, desde el punto de vista de la ecología, no es necesariamente bien entendido por los biólogos, a menos que se pueda tener un enfoque diferente sobre la misma materia, como el que ofrece CASiMiR a través de sus mapas de habitabilidad e índices de calidad.

Aunque no existen antecedentes sobre el período de reproducción de *P. irwini*, si se tiene sobre *Percilia gillissi*, especie que pondría sus huevos entre noviembre y enero, mientras que las larvas aparecerían entre enero y marzo (EULA, 2007b). Durante este período se observó, en el tramo de estudio, un descenso de la presencia de individuos adultos y un aumento de la presencia de juveniles. Sin embargo, no se tienen antecedentes de preguntas como ¿ocupan los juveniles los mismos nichos que huevos y larvas? o ¿se retiran los adultos de las zonas de desove una vez efectuado éste? El modelo no podrá responder preguntas de esta clase, pues no pretende dar respuestas ontológicas de las especies estudiadas.

Se puede hablar de un modelo de la calidad de hábitat, de un lenguaje matemático que describe las relaciones entre observaciones, sin que el conjunto de estas relaciones pueda ser considerado como un ente real denominado “hábitat”. Se recurre a un convencionalismo que debe ser confirmado en base a las observaciones, sin las cuales dicha etiqueta carece de utilidad. Los mapas de habitabilidad, por lo tanto, son considerados como entes abstractos que concentran las relaciones entre las observaciones, tanto del objeto observado como de su “existencia metodológica”, es decir, de la forma en que este objeto es observado.

Desde este punto de vista, es posible replicar el uso del modelo en otros tramos y ríos, pero su validez debe ser corroborada en base a las observaciones. Estas tienen la facultad única de darle sentido a la convención asumida respecto a los índices y mapas que entrega como respuesta el modelo.

Las observaciones necesarias son, en este caso, aquellas que permitan describir los ciclos de vida de los peces estudiados, las áreas que ocupan en cada etapa, etc. Sin embargo, esta información debe ser adquirida desde el enfoque metodológico a través del cual se busca describir las relaciones entre tales ciclos y áreas. Tal cosa no existe en la cantidad suficiente y adecuada, por lo cual se puede decir que la replicabilidad está limitada en cuanto a nuevas observaciones.

8.4 RÉGIMEN SUSTENTABLE DE CAUDALES

Es un momento coyuntural de la historia que exige la mayor capacidad y compromiso de la labor científica. Por una parte, se han explotado los recursos naturales a tal punto que hoy existen diversas iniciativas en todo el mundo para restaurar el daño ocasionado. Por otro lado, el conocimiento de la variabilidad en la naturaleza y la posibilidad de alterar ésta, por ejemplo, en términos de un cambio climático global, ha generado el impulso de estudiar cada vez más, y desde diferentes enfoques, formas sustentables y no contaminantes de aprovechar los recursos naturales.

En este sentido, CASiMiR representa una de tantas herramientas y enfoques que intentan guiar la toma de decisiones respecto a la forma en que se hace uso de los ríos. También permite evaluar las respuestas ante los intentos por reparar los daños infligidos a los ecosistemas. En términos generales, permite relacionar las causas con las consecuencias, entregando resultados concretos de los posibles escenarios o posibilidades que enfrenta el sistema ante diferentes intervenciones.

Es desde esta perspectiva que se emplean los resultados para elaborar una propuesta de caudal “ecológico”. En la forma que se construye, el término “régimen sustentable de caudales” surge del conjunto de acciones directas e indirectas que se ejecutan antes y durante la ejecución de un proyecto para reducir al mínimo el impacto de éste sobre los ecosistemas. En este caso se puede hablar de un “régimen sustentable de operación”. El objetivo es quitar el acento de la mera consecuencia y ponerlo también en las acciones necesarias para que el resultado sea el mejor posible.

Se habla de un manejo integral, en cuanto a las variables y disciplinas requeridas para esto, pero también adaptativo en relación a que no existen modelos infalibles ni datos definitivos en ningún área. Tanto se persigue el objetivo que poca atención se presta al proceso, elemento esencial si se considera que las restricciones no son conocidas por completo en un comienzo.

El caso del proyecto hidroeléctrico en el río San Pedro (EULA, 2007a) representa un ejemplo de operación en base a las reglas de la misma naturaleza, al igual que en el caso de las centrales de pasada. Será la variabilidad la que indique el caudal pasante y la capacidad de producción hidroeléctrica. Sin embargo, muchas centrales son construidas con el objetivo de cubrir necesidades de demanda en horas punta, por lo cual deben regular el río. ¿Pueden los ecosistemas resistir una regulación parcial de las aguas? ¿Hasta qué punto?

El modelo CASiMiR puede responder estas preguntas, permitiendo ubicarse en un punto intermedio entre la regulación total y la ausencia de ésta. Como requisito se necesitan inversiones en la investigación de ciencia básica y aplicada a esta área. Suponer que está todo dicho en la forma de generar hidroelectricidad limita la posibilidad de estudiar nuevas alternativas que se ajusten a requerimientos ambientales más estrictos.

Los resultados indican, en forma preliminar, que es posible permitir una regulación parcial. Pero también se requieren medidas de mitigación, por ejemplo, trasportando sedimentos gruesos aguas abajo del muro (Gaeuman, 2007), liberando crecidas importantes que movilicen el lecho, tal como ocurre naturalmente, a través de la translocación de algunas especies para suplir la falta de libre desplazamiento (Habit *et al.*, 2002), etc.

La forma y el grado de la regulación quedarán supeditados al avance en las investigaciones que se realicen en las áreas señaladas en el Capítulo 7:

- i. La geomorfología de los sistemas fluviales.
- ii. La ecología de las comunidades acuáticas en los ríos.
- iii. La hidrología de la cuenca intervenida.

La existencia de una zona prístina o poco intervenida, implica la necesidad de estudios desde un punto de vista preponderantemente científico. No obstante, la intervención para fines productivos, convierte tales estudios en una necesidad social básica. Para

asegurar la sustentabilidad y el beneficio social que el país necesita y persigue en el desarrollo de nuevos proyectos, se requiere que sus costos consideren tal necesidad. La propuesta de mitigación al impacto del proyecto, señala como aspecto esencial los recursos necesarios para realizar las investigaciones en las tres áreas básicas mencionadas. La propuesta hecha en este estudio es un medio para lograr el manejo integral, adaptativo y sustentable de los recursos hídricos del país.

REFERENCIAS

Abonyi, J.; Babuska, R.; Szeifert, F. (2001). "Fuzzy Modeling with Multivariate Membership Functions: Gray-Box Identification and Control Design". *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics – Part B: Cybernetics*, Vol. 31, No. 5, pp. 755-767.

Adriaenssens, V., Goethals, P.L.M. and De Pauw, N. (2006). "Fuzzy knowledge-based models for prediction of *Asellus* and *Gammarus* in watercourses in Flanders (Belgium)". *Ecological Modelling*, Vol. 195, No. 1-2, pp. 3-10.

Ahmadi-Nedushan, B.; St-Hilaire, A. ; Bérubé, M. ; Robichaud, É. ; Thiémonge, N. ; Bobée, B. (2006). "A Review of Statistical Method for the Evaluation of Aquatic Habitat Suitability for Instream Flow Assessment". *River Research and Applications*, Wiley InterScience, Vol. 22, No. 5, pp. 503-523.

Allan, C. (2008). "Can Adaptative Management Help Us Embrace the Murray-Darling Basin`s Wicked Problems?". En: **Pahl-Wostl, C.; Kabat, P.; Möltgen, J. (Eds)** "Adaptative and Integrated Water Management: Coping with Complexity and Uncertainty". Alemania. Springer-Verlag. pp. 61-73.

Arratia, G. (1983). "Preferencias de Hábitat de Peces Siluriformes de Aguas Continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y Trichomycteridae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Vol. 18, No. 4, pp. 217-237.

Arthington, A.; Rall, J.; Kennard, M.; Pusey, B. (2003). "Environmental Flow Requirements of Fish in Lesotho Rivers using the DRIFT Methodology". *River Research and Applications*, Vol. 19, No. 5-9, pp. 641-666.

Ayala, L. (1994). *Fundamentos de Hidráulica y Mecánica Fluvial*. En: Terceras Jornadas de Hidráulica Profesor Francisco Javier Domínguez. pp. 1-94.

Babuska, R. (1998). "Fuzzy Modelling for Control". Boston, Kluwer Academic Publishers. 257 pp.

Bauer, C. (2005). "In the Image of the Market: the Chilean Model of Water Resources Management". *International Journal of Water*, Vol. 3, No. 2, pp. 146-165.

Bauer, C. (1998). "Derecho y economía en la Constitución de 1980". *Perspectivas en Política, Economía y Gestión*, Vol. 2, No. 1, pp. 23-47.

Bauer, C. (1998b). "Slippery property rights: Multiple water uses and the neoliberal model in Chile, 1981-1995". *Natural Resources Journal* Vol. 38, No. 1, pp. 109-155.

Bezdek, J.; Keller, J.; Krisnapuram, R.; Pal, N. (1999). "Fuzzy Models and Algorithms for Pattern Recognition and Image Processing". Editorial Springer. 776 pp.

Borsányi, P.; Alfredsen, K.; Harby, A.; Ugendal, O.; Kraxner, C. (2004). "A Meso-scale Habitat Classification Method for Production Modelling of Atlantic Salmon in Norway". *Hydroécologie Appliquée*, Tomo 14, pp. 119.

Bratrich, C.; Truffer, B.; Jorde, K.; Markard, J.; Meier, W.; Peter, A.; Schneider, M.; Bernhard, W. (2004). "Green Hydropower: A New Assessment Procedure for River Management". *River Research and Applications* Vol. 20, No. 7, pp. 865-882.

Buffington, J. M.; Woodsmith, R. D.; Booth, D. B.; Montgomery, D. R. (2003). *Fluvial Processes in Puget Sound Rivers and the Pacific Northwest*. En: *Restoration of Puget Sound Rivers*. University of Washington Press. ISBN 0295982950. 505 pp.

Campos, H., J. F. Gavilán, F. Alay & V. Ruiz (1993). Comunidad íctica de la hoya hidrográfica del río Bío Bío. *En*: *Evaluación de la calidad del agua y ecología del sistema limnético y fluvial del río Bío Bío*. Monografía EULA 12:249-278

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2001). “Estudio de Migraciones de Peces en el Río Biobío, Central Ralco”. Estudio encargado por Endesa. Informe entregado por Manuel Contreras L.

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2002). “Estudio de Migraciones de Peces en el Río Bío Bío, Central Pangué”. Estudio encargado por Endesa. Informe entregado por Manuel Contreras L.

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2003). “Estudio de Migraciones de Peces en el Río Bío Bío, Central Pangué”. Estudio encargado por Endesa. Informe entregado por Manuel Contreras L.

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2004a). “Estudio de Migraciones de Peces en el Río Bío Bío, Central Pangué”. Estudio encargado por Endesa. Informe entregado por Manuel Contreras L.

Chile. Ministerio de Obras Públicas (1981). Código de Aguas. 13 de agosto de 1981.

Colwell, R. (1974). “ Predictability, Constancy, and Contingency of Periodic Phenomena”. *Ecology*, Vol. 55, No. 5, pp. 1148-1153.

Contreras, M. (1998). “Flujo de Carbono en el Ecosistema Río Clarillo: Autotrofia vs Heterotrofia”. Tesis en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al grado de Doctor en Ciencias, con mención en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.

Díaz, B.; Moniche, L.; Morillas, A. (2005). “Identificación de Sectores Clave Mediante Análisis de Conglomerados Difuso. El Caso de España”. En: I Jornadas de Análisis Input-Output, Oviedo, España. Grupo de Investigación en Análisis Input-Output y la Universidad de Oviedo.

Diez Hernández, J. M. (2005). "Análisis comparativo de los métodos actuales de simulación hidráulica en PHASIM-IFIM y su influencia en la evaluación del hábitat fluvial: propuesta de nuevos modelos hidráulicos 1D". ProQuest-Information and Learning España. ISBN: 0-496-97826-8. 428 pp.

Dirección General de Aguas (DGA) (1987). "Balance Hídrico de Chile". Ministerio de Obras Públicas, Chile.

Dirección General de Aguas (DGA) (1991). "Precipitaciones Máximas en 1, 2 y 3 Días". Ministerio de Obras Públicas, Chile.

Dirección General de Aguas (DGA) (2000). "Análisis de Criterios Hidroambientales en el Manejo de Recursos Hídricos: Monitoreo en una Cuenca Piloto para la Determinación de Caudales Mínimos Aconsejables". S.I.T. N° 89. Santiago, Chile.

Dyer, B. (2000). "Systematic Review and Biogeography of the Freshwater Fishes of Chile". Estudios Oceanológicos, Vol. 19, pp. 77-98.

Dyer, B. (2000b). "Revisión Sistemática de los Pejerreyes de Chile (Teleostei, Atheriniforme). Estudios Oceanológicos, Vol. 19, pp. 99-127.

Electrowatt Ingenieros Consultores (EIC) (1996). "Estudio de Impacto Ambiental Proyecto Central Hidroeléctrica Ralco". Santiago, Endesa. Volumen 4, Capítulo 6.

Emery, J.; Gurnell, A.; Clifford, N.; Petts, G.; Morrissey, I.; Soar, P. (2003). "Classifying the Hydraulic Performance of Riffle-Pool Bedforms for Habitat Assessment and River Rehabilitation Design". River Research and Applications, Vol. 19, pp. 533-549.

EULA (2005). "Estudio de Patrones de Desplazamiento y Uso del Hábitat Ripariano de Peces Nativos en el Río San Pedro" [en línea] <<http://www.eula.cl/contenido/valdivia/proyecto.pdf>> [consulta: 05 septiembre 2008]

Fredes, M. (2000). "El Derecho de Acceso a la Información". *Ambiente y Desarrollo*, Vol. XVI, No. 4, pp. 16-24.

Galvão, C. O. (1999). Introdução à teoria dos conjuntos difusos. En: Carlos de Oliveira Galvão; Mêuser Jorge Silva Valença. (Org.). *Sistemas inteligentes; aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais*. 1 ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 1, pp. 167-191.

García, A. (2006). "Aquatic Habitat Modeling of Chilean Native Fish in a Reach of the Biobío River". *Thesis presented in partial fulfillment for the Requirements for the Degree of Master of Science*, University of Idaho.

Ghomshei, M. & Meech, J. (1999). "Towards a Better Understanding of Fuzzy Sets Applied to Environmental Science". *Proceedings of the Second International Conference on Intelligent Processing and Manufacturing of Materials*, Vol. 1, pp. 519-526.

Habit, E. (2005). "Aspectos de la biología y hábitat de un pez endémico de Chile en peligro de extinción (*Diplomystes nahuelbutaensis* ARRATIA, 1987)". *Interciencia*, Vol. 30, No. 1, pp. 8-11.

Habit, E. & Belk, M. (2007). "Threatened fishes of the world: *Percilia irwini* Eigenmann, 1927 (Perciliidae)". *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 78, pp. 213-214.

Habit, E.; Belk, M.; Tuckfield, C.; Parra, O. (2006). "Response of the Fish Community to Human-induced Changes in the Biobío River in Chile". *Freshwater Biology*, Vol. 51, pp. 1-11.

Habit, E.; Dyer, B.; Vila, I. (2006). "Estado de Conocimiento de los Peces Dulceacuícolas de Chile". *En Gayana*, Vol. 70, No. 1, pp. 100-112.

Habit, E.; Parra, O.; Valdovinos, C. (2005). "Ictiofauna de un Sistema Fluvial Receptor de Aguas Servidas: Respuesta a una Nueva Planta de Tratamiento (Río Quilque, Chile Central)". *Gayana*, Vol. 69, No.1, pp. 94-103.

Habit, E.; Victoriano, P.; Campos, H. (2005). "Ecología Trófica y Aspectos Reproductivos de *Trichomycterus areolatus* (Pises, Trichomycteridae) en Ambientes Lóticos Artificiales". *Revista de Biología Tropical*, Vol. 53, No. 1-2, pp. 195-210.

Habit, E.; Victoriano, P.; Parra, O. (2002). "Translocación de Peces Nativos en la Cuenca del Río Laja (Región del Bío Bío, Chile)". *Gayana (Concepción)*, Vol. 66, No. 2, pp. 181-190.

Harby, A.; Alfredsen, K.T.; Fjeldstad, H.P.; Halleraker, J.H.; Arnekleiv, J.V.; Borsányi, P.; Flodmark, L.E.W.; Saltveit, S.J.; Johansen, S.W.; Vehanen, T.; Huusko, A.; Clarke, K.; Scruton, D.A (2001). "Ecological Impacts of Hydro Peaking in Rivers". En: hydropower in the new millennium: Proceedings of the 4th International Conference on Hydropower Development, Hydropower '01, Bergen, Norway, 20-22 June 2001, Taylor & Francis.

Hardy, T. (2009). "Master Course: Field Techniques, Hydraulic Modeling, and Habitat Assessments". Apuntes. Universidad de Concepción.

Hering, D.; Moog, O.; Sandin, L.; Verdonschot, P.F.M. (2004). "Overview and Application of the AQEM Assessment System". *Hydrobiologia*, Vol. 516, pp. 1-20.

Hirji, R. & Panella, T. (2003). "Envolving Policy Reforms and Experiences for Addressing Downstream Impacts in World Bank Water Resources Projects". *River Research and Applications*, Vol. 19, pp. 667-681.

Ibáñez, C. (2001). "El Impacto Ambiental de los Trasvases: El Caso del Ebro". En: El Plan Hidrológico Nacional a Debate. Colección Nueva Cultura del Agua. pp. 245-253.

Instituto Geográfico Militar (IGM) [200-]. Cartas electrónicas en formatos SIG escala 1:50.000 VIII Región.

Iza, A. & Stein, R. (Eds) (2009). *RULE – Reforming Water Governance*. Gland, Switzerland: IUCN.

Jager, H. & Smith, B. (2008). “Sustainable Reservoir Operation: Can We Generate Hydropower and Preserve Ecosystem Values?”. *River Research and Applications*, Vol. 24, pp. 340-352.

Jorde, K. (2006). *Aquatic Habitat Modeling: Lecture Notes CE 526*. University of Idaho. College of Engineering-Boise. Ecohydraulics Research Group.

Jorde, K. [s.a.] “River Restoration – Potencial, Constraints, and the Role of Ecohydraulics”. Ecohydraulics Research Group. University of Idaho – Boise.

Jorde, K. & Bratrich, C. (1998). “River Bed Morphology and Flow Regulations in Diverted Streams: Effects on Bottom Shear Stress Patterns and Hydraulic Habitat”. En: Bretschko G. & Helešić J. (Eds.), *Advances in River Bottom Ecology IV*, Backhuys Publishers, pp. 47-63.

Jorde, K.; Schneider, M.; Peter, A. and Zoellner, F. (2001). “Fuzzy Based Models for the Evaluation of Fish Habitat Quality and Instream Flow Assessment”. *Proceeding of the 2001 International Symposium on Environmental Hydraulics (ISEH)*.

Killingtveit A. & Lundteigen Fossdal M. (1994) “The River System Simulator - an integrated model system for water resources planning and operation” En: *Hydraulic Engineering Software V, Vol 1 Water Resources and Distribution*. W.R. BLAIN Wessex Institute of Technology United Kingdom & K.L. Katsifarakis, Aristotle University of Thessaloniki, Greece.

King, J. & Brown, C. (2006). "Environmental Flows: Striking the Balance between Development and Resource Protection". *Ecology and Society* Vol. 11, No. 2, Art. 26.

King, J.; Brown, C.; Sabet, H. (2003). "A Scenario-based Holistic Approach to Environmental Flow Assessment for Rivers". *River Research and Applications* Vol. 19, pp. 619-639.

Legleiter, C. & Goodchild, M. (2005). "Alternative representations of in-stream habitat: classification using remote sensing, hydraulic modeling, and fuzzy logic". *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 19, No. 1, pp. 29-50.

López, S. (2001) "Algoritmo de Agrupamiento Genético Borroso Basado en el Algoritmo de las c-medias Borroso". Tesis Doctoral. Ingeniería de Sistemas Telemáticos / E.T.S.I. Telecomunicación. Universidad Politécnica de Madrid.

Mac Nally, R. (2002). "Improving Inference in Ecological Research: Issues of Scope, Scale, and Model Validation". *Comments on Theoretical Biology* Vol. 7, pp. 237-256.

Mackinson, S. (1999). "Application of Heuristics and Fuzzy Logic to Natural Resource Modelling". *Proceedings of the Second International Conference on Intelligent Processing and Manufacturing of Materials. IPMM '99*, Vol. 1, pp. 491-497.

Martínez, F. & García de Jalón, D. (1999). "Desarrollo de Curvas de Preferencia de Microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por Buceo en el Río Jarama (Cuenca del Tajo)". *Limnética*, Vol. 17, pp. 71-83.

McPhee, J. (2009). Análisis de Vulnerabilidad del Sector Hidroeléctrico: Disponibilidad Futura de los Recursos Hídricos en Chile Frente a Escenarios de Cambio Climático. CEPAL, Santiago, Chile.

Meier, C. (2004). "Aspectos Hidrológicos e Hidráulicos de las Inundaciones por Crecidas en Ríos: El Caso del BioBio en Hualqui". En: Curso Intensivo Técnico en Geomorfología Fluvial y Modelación de Hábitat Acuáticos. Universidad de Concepción.

Meier, C. (1994). "Modificación de las Condiciones Ambientales Aguas Abajo de Represas y sus Impactos sobre Invertebrados Acuáticos". En: Terceras Jornadas de Hidráulica Profesor Francisco Javier Domínguez.

Meza, R.I. & Vargas, H.X. (2009). "Fuzzy logic-based expert system for native fish habitat assessment in a scarcity information context". Proc. of JS.1 at the Joint IAHS & IAH Convention, Hyderabad, India, September 2009. IAHS Publ. 328, 2009.

Montgomery, D. R. & Buffington, J. M. (1997). "Channel-reach Morphology in Mountain Drainage Basins". Geological Society of America Bulletin. Vol. 109, No. 5, pp. 596-611.

Montgomery, D. R. & Buffington, J. M. (1998). "Channel Processes, Classification and Response". En: River Ecology and Management, Springer. ISBN 0387952462. 705 pp.

Niño, Y. (2005). "Hidráulica Fluvial y Transporte de Sedimentos". Apuntes del curso Transporte Hidráulico de Sólidos. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

OECD (2005). "Evaluaciones del Desempeño Ambiental: Chile". Edición en español a cargo de Naciones Unidas, CEPAL. ISBN: 92-1-322694-2.

Ojeda, D. (2004). "Estudio del Ciclo de Vida y Parámetros Reproductivos del Puye (Galaxias maculatus Jenyns 1842), en Condiciones de Cultivo Experimental". Tesis para el Grado de Licenciado en Ciencias de la Acuicultura. Temuco, Chile. Escuela de Acuicultura, Universidad Católica de Temuco. 71 pp.

Olivares, M. & Lund, J. (2008). "Re-Regulation of Hourly Hydropower Operations". XXXI Congreso Interamericano AIDIS, Santiago, Chile.

Orlowski, C. (1999). "Methods to Create Membership Functions in Fuzzy-Rules in Knowledge-based Systems". *Proceedings of the Second International Conference on Intelligent Processing and Manufacturing of Materials. IPMM '99*, Vol. 1, pp. 195-200.

Pahl-Wostl, C. (2008). "Requirements for Adaptive Water Management". En: **Pahl-Wostl, C.; Kabat, P.; Möltgen, J. (Eds)** "Adaptive and Integrated Water Management: Coping with Complexity and Uncertainty". Alemania. Springer-Verlag. pp. 1-22.

Parra, O.; Valdovinos, C.; Habit, E. (2000). "Determinación del Caudal Mínimo Ecológico del Proyecto Hidroeléctrico Quilleco. Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción.

Parra, O.; Valdovinos, C.; Habit, E.; Figueroa, R. (2004). "Programa de Monitoreo de la Calidad del Agua del Sistema Río Biobío". Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción.

Perrin, C.; Michel, C.; Andréassian, V. (2003). "Improvement of a Parsimonius Model for Streamflow Simulation". *Journal of Hydrology*, Vol. 279, pp. 275-289.

Pickett, S. T. A.; Cadenasso, M. L.; Grove, J. M. (2005). "Biocomplexity in Coupled Natural-Human Systems: A Multidimensional Framework". *Ecosystems*, Vol. 8, pp. 225-232.

Poff, N. & Ward, J. V. (1989). "Implications of Streamflow Variability and Predictability for Lotic Community Structure: A Regional Analysis of Streamflow Patterns". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 46, pp. 1805-1818.

Puppe, F. (1993). "Systematic Introduction to Expert Systems: Knowledge Representations and Problem-Solving Methods". *Editorial Springer-Verlag Berlin Heidelberg*, Cap. 1, pp. 3-6.

Redman, C.; Morgan, J.; Kuby, L. (2004). "Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change". *Ecosystems*, Vol. 7, pp. 161-171.

Roger, K.H. (2006). "The Real River Management Challenge: Integrating Scientists, Stakeholders and Service Agencies". *River Research and Applications*, Wiley InterScience, Vol. 22, No. 2, pp. 269-280.

Rohde, K. (2005), "Nonequilibrium Ecology". Cambridge University Press. 223 pp.

Saito, L.; Johnson, B.; Bartholow, J.; Hanna, B. (2001). "Assessing Ecosystem Effects of Reservoir Operations Using Food Web-Energy Transfer and Water Quality Models". *Ecosystems*, Vol. 4, pp. 105-125.

Salazar, C.; Cuevas, T.; Cabrera, G.; Orphanópoulos, D.; Silva, A. (1994). *Ecología de Ríos*. En: Terceras Jornadas de Hidráulica Profesor Francisco Javier Domínguez.

Salvatierra, C. (2008). "Determinación de la Incertidumbre en la Aplicación del Modelo de Simulación Hidrológica GR4J, en Cuencas Pluviales No Controladas en Chile". Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Sancha, A.M. (2004). "CI51I Calidad de Aguas". Apuntes del curso Calidad del Agua. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Sato-Ilic, M. (1999). "Fuzzy Clustering Model Based on Changes in Vagueness". *Proceedings of the Second International Conference on Intelligent Processing and Manufacturing of Materials*, Vol. 1, pp. 207-212.

Schneider, M.; Jorde, K.; Kerle, F. (2004). "A Fuzzy Rule-Based Model for de Assessment of Fish Habitats in Running Waters". Submitted of Journal of Hydrology, in review.

Schneider, M.; Jorde, K.; Zöllner, F.; Kerle, F. and Eisner, A. (2002). "Use of Habitat Models for Decision Suport in Water Resources Management". *Proceeding of the 3rd International Confernceon Water Resources and Environment Research (ICWRER)*, Dresden 2002.

Schwartz, J. & Herricks, E. (2008). "Fish use of Ecohydraulic-based Mesohabitat Units in a Low-gradient Illinois Stream: Implications for Stream Restoration". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. 18, No. 6, pp. 852-866.

Setnes, M. & Babuska, R. (1999). "Fuzzy Relational Classifier Trained by Fuzzy Clustering". *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics – Part B: Cybernetics*, Vol. 29, No. 5, pp. 619-625.

Silva, A.; Salazar, C.; Cabrera, G. (1994). Consideraciones Conceptuales sobre Caudales Ecológicos. En: Terceras Jornadas de Hidráulica Profesor Francisco Javier Domínguez.

Sparre, P. & Venema, S.C. (1997). "Introducción a la Evaluación de Recursos Pesqueros Tropicales". Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. Nº 306.1 Rev. 2, 420 pp.

Tello, E. (1999). "La Formación Histórica de los Paisajes Agrarios Mediterráneos: Una Aproximación Coevolutiva". *Historia Agraria*, No. 19, pp. 195-212.

Tickner, D; Armitage, P.; Bickerton, M.; Hall, K. (2000). "Assessing Stream Quality Using Information on Messohabitat Distribution and Character". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. 10, pp. 179-196.

Universidad de Chile (1998). "Análisis de Criterios Hidroambientales en el Manejo de Recursos Hídricos: Diseño de Plan de Monitoreo para la determinación de Caudales Ecológicos". División de Recursos y Medio Ambiente Hídrico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Universidad de Concepción (UdeC) (2004). "Apuntes Curso Intensivo Técnico en Geomorfología Fluvial y Modelación de Hábitat Acuáticos". Universidad de Concepción.

U.S. Army Corps of Engineers (USACE) (2002). "HEC-RAS River Analysis System: Hydraulic Reference Manual, version 3.1". Institute for Water Resources, Hydrologic Engineering Center, California.

Valarde, J. (1996). "Pensamiento Difuso, pero No Confuso: de Aristóteles a Zadeh (y Vuelta)". *Psicothema*, Vol. 8, No. 2, pp. 435-446

Vargas, J. & Mellado, M. (1994). Modelos de Calidad de Agua Fluvial. En: Terceras Jornadas de Hidráulica Profesor Francisco Javier Domínguez.

Wheaton, J.M. (2004). "The Significance of Ecohydraulic and Geomorphic Uncertainties in River Restoration". Mini-thesis submitted in partial fulfillment for the transfer from Master of Philosophy (MPhil) to Doctor of Philosophy (PhD), University of Southampton.

World Water Assessment Programme (WWAP) (2003). Resumen de Primer Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. [en línea] <<http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556s.pdf>> [consulta: 20 enero 2009]

Yang, C. T. & Huang, C., (2001). "Applicability of Sediment Transport Formulas. *International Journal of Sediment Research*". Vol. 16, No. 3, pp. 335-353

Zadeh, L. (1965). "Fuzzy Sets". *Information and Control*, Vol. 8, pp. 338-353.

REFERENCIAS WEB

Bauer, C. (2009). "Entrevista a Carl Bauer: Hablar de nacionalización del agua es retórica de campaña". Diario El Mostrador, 23 de julio de 2009. [en línea] <<http://www.elmostrador.cl/index.php?/noticias/imprimir/hablar-de-nacionalizacion-del-agua-es-retorica-de-campana/>> [consulta: 06 octubre 2009].

Carvajal, L. & Roldán, E. (2007). "Calibración del Modelo Lluvia-Escorrentía Agregado GR4J Aplicación: Cuenca del Río Aburrá" [en línea] <http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532007000200007&lng=en&nrm=iso> [consulta: 07 octubre 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) [200-]. "Análisis del Programa de Monitoreo Ambiental Desarrollado por Pangue S.A. (1993-2000)" [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/MonitoreoPangue1993-2000.pdf> [consulta: 27 agosto 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) [200-b]. "Monitoreo de la Biota y Calidad de Agua en el río Bío-Bío, Tributarios y Embalse Pangue (1993-2003)" [en línea] < http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Pangue_1993-2003.pdf> [consulta: 27 agosto 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2000). "Monitoreo de la Calidad de Agua y Biota en el río Bío-Bío y Embalse Pangue" [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Febrero_2000.pdf> [consulta: 27 agosto 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2004b). "Monitoreo de la Calidad de Agua y Biota en el río Bío-Bío y Embalse Pangue" [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Febrero_2004.pdf> [consulta: 1 Diciembre 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2004c). “Monitoreo de la Calidad de Agua y Biota en el río Bío-bío y Embalse Pangue” [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Mayo_2004.pdf> [consulta: 1 Diciembre 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2004d). “Monitoreo de la Calidad de Agua y Biota en el río Bío-bío y Embalse Pangue” [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Agosto_2004.pdf> [consulta: 1 Diciembre 2008]

Centro de Ecología Aplicada (CEA) (2004e). “Monitoreo de la Calidad de Agua y Biota en el río Bío-bío y Embalse Pangue” [en línea] <http://www.endesa.cl/Endesa_Chile/monitoreo_biobio/Monitoreo_Noviembre_2004.pdf> [consulta: 1 Diciembre 2008]

CONAMA. “Especies: Clasificación según Estado de Conservación” [en línea] <http://www.conama.cl/clasificacionespecies/Anexo_tercer_proceso/> [consulta: 02 octubre 2008]

División de Desarrollo Sostenible de la Organización de Naciones Unidas (DDS) (2005). [en línea] <<http://www.un.org/spanish/esa/desa/aboutus/dsd.html>> [consulta: 20 enero 2009]

Espinoza, C.; Vargas, X.; Pardo, M. (1999). “Metodología Incremental para la Asignación de Caudales Mínimos Aconsejables, IFIM”. Sextas Jornadas del Comité Chileno para el Programa Hidrológico Internacional (CONAPHI). [en línea] <<http://www.unesco.org.uy/phi/libros/VIJornadas/B27.pdf>> [consulta: 05 septiembre 2008]

EULA (2007a). “Estudio de Impacto Ambiental Central Hidroeléctrica San Pedro”. [en línea] <<http://www.e-seia.cl/archivos/20071106.211445.pdf>> [consulta: 13 enero 2009]

EULA (2007b). “Estudio de Patrones de Desplazamiento y Uso del Hábitats Ribereños de la Fauna Nativa en el Río San Pedro (X región)” [en línea]

<<http://www.eula.cl/evelyn-habit/pdf/Resultados%20San%20Pedro.pdf>> [consulta: 13 enero 2008]

European Cooperation in Science and Technology (COST) (2008). [en línea] <http://www.cost.esf.org/domains_actions/essem/Actions/European_Aquatic_Habitat_Modelling> [consulta: 20 enero 2009]

Gabriels, W. (2007). Multimetric assessment of freshwater macroinvertebrate communities in Flanders, Belgium. PhD thesis. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium. [en línea] <https://archive.ugent.be/retrieve/4808/Gabriels2007_PhD-thesis.pdf> [consulta: 20 enero 2009]

Gaeuman, D. (2007). "Geomorphic Basis for Gravel Augmentation Design". Trinity River Restoration Program (TRRP) First Annual Science Symposium. [en línea] <http://www.trrp.net/documents/2007_science_symposium/5_Gaeuman.pps#487> [consulta: 13 enero 2009]

Galindo, J. [s.a.]. "Curso Introductorio de Conjuntos y Sistemas Difusos (Lógica Difusa y Aplicaciones)" [en línea] < <http://www.lcc.uma.es/~ppgg/FSS/>> [consulta: 23 septiembre 2008]

Habit, E. & Victoriano, P. (2004). "Peces de agua dulce de la Cordillera de la Costa" [en línea] <<http://www.eula.cl/evelyn-habit/pdf/Habit%20&%20Victoriano%202005%20Costa.pdf>> [consulta: 05 septiembre 2008]

Harby, A., Baptist, M., Dunbar, M. J. and Schmutz, S. (editors) (2004). "State-of-the-art in Data Sampling, Modelling Analysis and Applications of River Habitat Modelling". Cost Action 626, European Aquatic Modelling Network. " [en línea] <http://www.eamn.org/documents/COST%20626-State-of-the-art_new.pdf> [consulta: 19 enero 2009]

Kerle, F.; Zöllner, F.; Schneider, M.; Böhmer, J.; Kappus, B.; Baptist, M.J. (2002). "Modelling of Long-term Fish Habitat Changes in Restored Secondary Floodplain Channels of the River Rhine". Conference Proceedings of the fourth Ecohydraulics Symposium, 3-8 March 2002, Cape Town, South Africa. [en línea] <http://www.sjeweb.de/pdf/Kerle_etal2002_1.pdf> [consulta: 05 septiembre 2008]

Latorre, J. C. (2006). Subsecretario de Obras Públicas. Palabras en Seminario sobre Derechos de Agua. [en línea] <<http://aprchile.cl/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=181>> [consulta: 28 noviembre 2008]

Manual for AQEM European Stream Assessment Program, version 2.3 (2004). [en línea] <http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/downloads/aqem_assessment_software_manual_english_2_3.pdf> [consulta: 05 septiembre 2008]

Morillas, A. (2006). "Introducción al Análisis de Datos Difusos" [en línea] <<http://www.eumed.net/libros/2006b/amr/>> [consulta: 23 septiembre 2008]

Moraga, J. (2007). "El Agua: Derechos y Deberes". Revista Capital, No. 200. [en línea] <<http://www.capital.cl/reportajes-y-entrevistas/el-agua-derechos-y-deberes.html>> [consulta: 28 noviembre 2008]

Organización de Naciones Unidas (ONU) (1992). "Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo" [en línea] <<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/riodeclaration.htm>> [consulta: 20 enero 2009]

Organización de Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura (UNESCO) (2009). [en línea] <http://www.unesco.org/water/wwap/index_es.shtml> [consulta: 20 enero 2009]

Organización de Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura (UNESCO) (2009b). [en línea] <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/index_es.shtml> [consulta: 20 enero 2009]

Ormazábal, C. (2004). “Caudal Ecológico, Metodologías y Casos Aplicados: El Caso del Proyecto Ralco”. Seminario Ingendesa. [en línea] < [http://www.aic.cl/pdf/1015%20Caudal%20ecologico%20Ralco%20\(Cesar%20Hormazabal\).pdf](http://www.aic.cl/pdf/1015%20Caudal%20ecologico%20Ralco%20(Cesar%20Hormazabal).pdf)> [consulta: 08 enero 2009].

Palau, A. (1994). “Los Mal Llamados Caudales ‘Ecológicos’. Bases para una Propuesta de Cálculo”. Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, nº 28. [en línea] <http://hispagua.cedex.es/documentacion/revistas/op/28/op28_8.htm> [consulta: 08 enero 2009]

Universidad de Buenos Aires (UBA) (2004). “Limnología”. Guía de Trabajos Prácticos. [en línea] <http://biolo.bg.fcen.uba.ar/guia_tp.pdf> [consulta: 06 enero 2009].

Universidad de Chile (2005). “Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile”. [en línea] <<http://dspace.utalca.cl/retrieve/11060/informepais2006.pdf>> [consulta: 30 Julio 2009]

U.S. Geological Service (USGS). Topografía digital escala 30 [m] de VIII región. [en línea] <<http://seamless.usgs.gov>> [consulta: 11 octubre 2008]

Verdonschot, P.F.M. & Nijboer, R.C. (editores) (2002). “PAEQANN Deliverable 8: A Review of Model Designs” [en línea] <<http://www2.alterra.wur.nl/internet/webdocs/pdffiles/AlterraRapporten/AlterraRapport517.pdf>> [consulta: 05 septiembre 2008]

Victoriano, P.; Habit, E.; Torres, F.; Rodríguez-Ruiz, A. (2003). “Determinación de Patrones Intracuenca de la Variabilidad Genética en Peces Nativos de Chile Central Mediante Electroforesis de Isoenzimas” [en línea] <http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-97602003000300016&script=sci_arttext> [consulta: 06 enero 2009]

World Water Council (WWC) (2005). [en línea] < <http://www.worldwatercouncil.org/index.php?id=92&L=0%2520target%253D>> [consulta: 20 enero 2009]

Yañez, N. (2008). Taller Derechos de Agua Indígenas y de Usuarios Tradicionales los Paradigmas para una Reforma de la Legislación de Aguas en Chile. [en línea] <https://www.u-cursos.cl/derecho/2008/2/D121T0774/8/material_alumnos/objeto/24242> [consulta: 28 noviembre 2008]