



**“FACTORES DE DEGRADACIÓN
DE LAS POBLACIONES DE LOINA
(*Parachondrostoma arrigonis*)
Y EL ESTADO DE SU HÁBITAT ACTUAL EN
LA CUENCA DEL RÍO JÚCAR (2006-2008)”**

INFORME FINAL



COMUNIDAD EUROPEA
Fondo Europeo de
Desarrollo Regional



**CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL JÚCAR**



**UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA**

CAMPUS DE GANDIA



Inst. de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras -IGIC
Universidad Politécnica de Valencia
Enero de 2009

Coordinación: Francisco Martínez Capel

Equipo de Redacción y Trabajo de campo:

Rui M. Soares Costa

Rafael Muñoz Más

Juan Diego Alcaraz Hernández

Aina B. Hernández Mascarell

Jorge H. Patiño Rodríguez

Virginia Garófano Gómez

Francisco Martínez Capel

Han colaborado en trabajos de campo:

Mercedes Arenas Saez

Rafael Casas Sendra

Marta Bargay Juan

Beatriz Bernad Lázaro

Mario Pozuelo Expósito

Juan Pablo Lucio Puig

Matías Peredo Parada

Manuel Villanueva Villarroya

Agradecimientos

Expresamos nuestro agradecimiento a todos aquellos que han aportado sus datos de campo, como el Servicio de Biodiversidad de la Generalidad Valenciana, la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar, y la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. También a las personas en particular que han colaborado aportando ideas para el estudio, Juan Jiménez y Javier Ferrer, así como Fernando Alonso, Benigno Elvira, Diego García de Jalón, Roberto Coll y Pepe Reig.

Agradecemos a la Asociación para el Desarrollo Integral Mancha Júcar-Centro, Asociación para el Desarrollo Integral de la Manchuela Conquense (ADIMAN), Club Deportivo Elemental De Pescadores/As Barbos Del Júcar, y gestores del proyecto EFLUS, que nos hayan permitido utilizar e incorporar datos procedentes del estudio “Evaluación de las poblaciones de peces en el río Júcar bajo el embalse de Alarcón, en las comarcas de la Manchuela Conquense (Cuenca) y la Mancha Júcar-Centro (Albacete)” (informe técnico de la UPV-IGIC).

También agradecemos la ayuda de los que han facilitado el flujo de datos entre las personas implicadas en el trabajo, como José María Hernández (TECNOMA, S.A.), Domingo Baeza, Javier Gortázar, Carlos Alonso (Ecohidráulica S.L.) y Rosa M. Vega Montoya (asistencia técnica en la OPH), por haber colaborado en la redacción de ideas y en la recopilación de datos.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN.....	1
2	OBJETIVOS GENERALES DEL ESTUDIO.....	3
3	CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA ESPECIE.....	5
4	METODOLOGÍA.....	8
4.1	RECORRIDOS DE OBSERVACIÓN EN FREZA.....	8
4.2	ESTRUCTURA FÍSICA DEL HÁBITAT.....	9
4.2.1	Clasificación de unidades hidromorfológicas o mesohábitats.....	9
4.2.2	Caracterización de unidades hidromorfológicas o mesohábitats.....	11
4.2.3	Medidas relacionadas con la complejidad del hábitat para la biota acuática .	14
4.3	EVALUACIÓN DE ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN.....	16
4.3.1	Conteos subacuáticos.....	16
4.3.2	Pesca cualitativa.....	18
4.4	DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO.....	21
4.4.1	Macroinvertebrados.....	21
4.4.2	Perifiton.....	22
4.5	ESTUDIO DE IDONEIDAD DE MICROHÁBITATS.....	23
4.5.1	Selección del método de toma de datos.....	23
4.5.2	Procedimiento de muestreo del uso y disponibilidad de microhábitats.....	24
4.5.3	Metodología para la elaboración de curvas de idoneidad.....	27
4.6	TEMPERATURA.....	29
4.6.1	Metodología del modelo de temperatura en régimen natural.....	29
5	LOCALIZACIÓN DE LOS TRAMOS DE ESTUDIO.....	32
6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
6.1	RECORRIDOS DE OBSERVACIÓN DE FREZA.....	35
6.2	ESTRUCTURA FÍSICA DEL HÁBITAT.....	37
6.2.1	Río Cabriel. Representatividad de unidades hidromorfológicas.....	37
6.2.2	Río Cabriel. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat.....	42
6.2.3	Disponibilidad de mesohábitats lentos en relación al caudal (río Cabriel)	44
6.2.4	Río Magro. Representatividad de unidades hidromorfológicas.....	46
6.2.5	Río Magro. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat	47
6.2.6	Río Pequeño Mijares. Representatividad de unidades hidromorfológicas.....	49
6.2.7	Río Pequeño Mijares. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat.....	50
6.2.8	Río Mira. Representatividad de unidades hidromorfológicas.....	51

6.2.9	Río Mira. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat	52
6.2.10	Comparativa de unidades hidromorfológicas entre ríos	53
6.3	EVALUACIÓN DE ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN	55
6.3.1	Datos históricos de presencia de loina	55
6.3.2	Datos actuales de presencia de loina	56
6.3.3	Cotos de pesca intensiva	57
6.3.4	Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Cabriel	58
6.3.5	Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Magro	66
6.3.6	Comunidades piscícolas en el tramo de estudio del río Mira	68
6.3.7	Comunidades piscícolas en el tramo de estudio del río P. Mijares	68
6.3.8	Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Júcar	69
6.3.9	Estudio poblacional de loina. Crecimiento y Reclutamiento	70
6.3.10	Segregación espacial de loina y boga en el río Cabriel	77
6.3.11	Patrones de evolución temporal y espacial de las poblaciones de loina (ríos Cabriel y Magro)	83
6.3.12	Relación entre abundancia de loina y las características de los mesohábitats	85
6.4	DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO	90
6.5	ESTUDIO DE IDONEIDAD DEL HÁBITAT: ESCALA MICROHÁBITAT	99
6.5.1	Tramo alto, no regulado (aguas arriba de presa). Clase Juveniles-Adultos	100
6.5.2	Tramo alto, no regulado (aguas arriba de presa). Clase Alevines	104
6.5.3	Tramo bajo, regulado (aguas abajo de presa). Clase Juveniles-Adultos	107
6.5.4	Tramo bajo, regulado (aguas abajo de presa). Clase Alevines	111
6.5.5	Comparativa de curvas de idoneidad y definición de microhábitats idóneos	114
6.6	REGÍMEN DE CAUDALES Y TEMPERATURA	117
6.6.1	Afecciones relacionadas con el régimen de caudales y temperatura del agua en el río Cabriel	117
6.6.2	Modelo de temperatura. Comparación del régimen natural y regulado en C5	128
7	CONCLUSIONES	131
7.1	Río Cabriel. La presa de Contreras como obstáculo para la migración	131
7.2	Efectos de otros obstáculos en el río Cabriel	131
7.3	Efectos de otros obstáculos en el río Júcar	132
7.4	Río Cabriel. Evolución temporal de las poblaciones, aguas arriba (tramo no regulado) y aguas abajo del embalse de Contreras	133
7.5	Río Cabriel. Patrón de distribución espacial de las poblaciones de loina, aguas arriba (tramo no regulado) y aguas abajo de Contreras	134
7.6	Río magro. Densidad y distribución de loina	134

7.7	Río Cabriel. Relación entre abundancia y las características físicas de los mesohábitats. Definición de mesohábitats idóneos para la loina	135
7.8	Curvas de idoneidad de microhábitat y definición de microhábitats idóneos para la loina	136
7.9	Río Cabriel. Relación entre el régimen de caudales y la proporción de mesohábitats y microhábitats idóneos	137
7.10	Río Cabriel aguas abajo de Contreras (tramo regulado). Afecciones del régimen de caudales y temperatura.....	138
7.11	Segregación espacial de loina y boga en el alto Cabriel.....	140
7.12	Importancia de la boga como especie competidora.....	140
7.13	Reclutamiento y posibles factores limitantes	141
7.14	Las especies exóticas y su posible afección a las poblaciones de loina	142
7.15	Río Cabriel. Aguas arriba de Contreras (tramo no regulado). La producción de alimento como posible factor limitante	145
8	PROPUESTAS DE ACTUACIÓN	146
8.1	Actuaciones sobre la configuración del hábitat.....	147
8.2	Actuaciones sobre las comunidades piscícolas	147
8.3	Medidas de mitigación de las afecciones sobre el régimen de caudales y temperatura	148
8.4	Medidas específicas recomendadas para el río Cabriel.....	150
8.5	Medidas específicas recomendadas para el río Júcar	151
8.6	Medidas específicas recomendadas para el río Magro	152
8.7	Seguimiento científico.....	152
9	BIBLIOGRAFIA	155
10	DOCUMENTACIÓN FOTOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	159

Índice de anexos digitales

Anexo de datos de microhábitat (documento Word)
Anexo de curvas de uso y disponibilidad del microhábitat (documento Word)
Anexo del modelo de temperatura (documento Word)
Anexo de datos de mesohábitat, buceo y aforos de 2006 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de mesohábitat, buceo y aforos de 2007 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de mesohábitat, buceo y aforos de 2008 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de macroinvertebrados de 2006 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de macroinvertebrados de 2007 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de macroinvertebrados de 2008 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de pesca eléctrica de 2006 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de pesca eléctrica de 2007 (archivos Excel, carpeta)
Anexo de datos de pesca eléctrica de 2008 (archivos Excel, carpeta)

1 INTRODUCCIÓN

La fauna ictiológica de la Península Ibérica tiene una posición muy diferenciada dentro de la fauna europea debido al elevado carácter endémico que presenta, y con condiciones muy similares a las de otras penínsulas mediterráneas como la Itálica y la Balcánica. Las causas de este elevado número de endemismos están en su origen antiguo, Oligoceno Superior-Mioceno Inferior (Doadrio, 1990) y por el aislamiento de la Península respecto a las faunas europeas y africanas durante la mayor parte del Neógeno. Esto ha dado lugar a que los peces dulceacuícolas, con un escaso poder de dispersión, hayan evolucionado originando un gran número de especies, subespecies y poblaciones bien diferenciadas que son el reflejo de los fenómenos paleográficos que han afectado a la Península Ibérica (Doadrio *et al.*, 1991). Por tanto, la situación resultante es una fauna antigua, rica y diversa, que en su mayor parte permanece aislada desde hace unos cinco millones y medio de años, mientras que en el interior de la Península la formación de las actuales cuencas fluviales tuvo lugar aproximadamente hace dos millones de años, lo que permitió a estas especies aisladas colonizarlas.

En el resto de Europa, las glaciaciones provocaron un fenómeno de homogeneización en la ictiofauna; en la Península Ibérica, la menor extensión de las glaciaciones hizo que se conservaran los endemismos de origen antiguo, restringidos a determinadas cuencas hidrográficas. Estas poblaciones genéticamente diferenciadas son, por su reducida área de distribución, muy vulnerables a las alteraciones del hábitat, dando lugar a que algunas se encuentren en peligro de extinción o amenazadas.

Concretamente, en los ríos ibéricos, 25 de las 29 especies autóctonas de la familia Cyprinidae son endemismos ibéricos, así como las tres especies de Cobitidae, la especie de Cyprinodontidae y la especie de Valenciidae. De estos 30 endemismos, 10 especies viven exclusivamente en España (Doadrio, 2003). Desafortunadamente, los peces fluviales autóctonos de España se encuentran en una situación de grave declive. Su estado de conservación fue revisado (Doadrio, 2001) y se considera que 3 especies están en peligro crítico (CR), 10 en peligro (EN) y 23 son vulnerables (VU); mientras que sólo 9 especies no se encuentran amenazadas. Los principales factores de amenaza se deben directa o indirectamente a acciones antrópicas (Doadrio, 2003), como la construcción de presas y otros obstáculos, destrucción generalizada del hábitat fluvial, introducción de peces exóticos, contaminación de las aguas y sobrepesca. Aunque en menor medida, también ejercen amenaza otros factores no asociados tan directamente con actividades antrópicas. Entre éstos cabe citar la competencia interespecífica, la contaminación genética por hibridación y la depredación (Doadrio, 2003).

Dentro de la ictiofauna continental española, la loina (*Parachondrostoma arrigonis* Steindachner, 1866) parece haber sufrido un drástico descenso poblacional en los últimos años (Doadrio, 2003). En concreto, hace 20 años era una de las especies más abundantes en la cuenca del Júcar, y en cambio hoy, es una de las más amenazadas dentro de las especies continentales europeas. Por esta razón, varias administraciones acordaron financiar un estudio capaz de aportar la información biológica básica, documentar el estado de las poblaciones, y estimar los factores de degradación más relevantes, con el objetivo de poder realizar en el futuro una gestión efectiva para la recuperación de la especie.

El presente informe es el resultado final de tres años de investigación, desde distintas perspectivas. En él se han intentado plasmar, de manera concisa, los avances en el conocimiento biológico de la especie, el estado del hábitat y los factores que están afectando a su degradación en la cuenca del río Júcar.

2 OBJETIVOS GENERALES DEL ESTUDIO

El objetivo principal de este estudio ha sido conocer los posibles factores que están afectando a la degradación de las poblaciones de loina y el estado en el que se encuentra actualmente su hábitat dentro de los límites de cuenca del río Júcar.

Para abordar el objetivo principal, se plantearon los siguientes objetivos parciales:

- Conocer la distribución actual de la loina, coordinando la información obtenida por la Consellería de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge y nuestro equipo de trabajo hasta otoño de 2008.
- Estimar la abundancia de la especie y su estructura poblacional en cada uno de sus núcleos de distribución actual. Asimismo, determinar la presencia y abundancia de la boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) donde está presente.
- Estimar en qué medida la existencia de barreras físicas, así como las condiciones del hábitat físico y la regulación de caudales, pueden ser determinantes para la evolución poblacional de la especie en el tramo del río Cabriel comprendido entre la presa de Contreras y el embalse de Embarcaderos.
- Determinar qué variables del hábitat físico son más significativas para su abundancia, en los tramos en que la loina vive actualmente, mediante estudios del hábitat en estas zonas y también en otros tramos de la cuenca donde no se ha detectado recientemente.
- Conocer las preferencias de microhábitat de la loina, con el objetivo de hacer posible la aplicación de estudios del régimen ecológico de caudales con base científica.
- Proponer medidas correctoras y de gestión del agua dirigidas a la recuperación de esta especie.

Inicialmente fueron planteadas unas hipótesis de partida, sobre las causas de la degradación de las poblaciones de loina, éstas son:

- a) La abundancia de la especie es muy variable en el espacio.
- b) La presa de Contreras actúa como obstáculo que afecta negativamente a la migración reproductiva.
- c) La boga de río compite de forma efectiva con la loina, ocupando los mismos tipos de hábitats (mesohábitats y microhábitats) y consumiendo el mismo tipo de alimento, de forma que es capaz de excluirla en ciertos tramos.
- d) La distribución y abundancia está relacionada con las características del río a escala de mesohábitats.

- e) El régimen de caudales aguas bajo de Contreras produce un efecto negativo, respecto de su hipotética condición natural, debido a que produce una distribución de mesohábitats y microhábitat menos favorable para la especie. Los elevados caudales pueden producir un efecto relevante de arrastre de los huevos y alevines durante la primavera.
- f) La producción de alimento (macroinvertebrados acuáticos y perifiton) es un factor limitante de las poblaciones, y por lo tanto juega un papel significativo en la interpretación de su presencia, ausencia y abundancia.
- g) El régimen de temperatura del agua, aguas abajo de Contreras, produce un efecto negativo sobre la especie, respecto de su hipotética condición natural, mediante el alargamiento en la maduración de los huevos y el retraso en el crecimiento de alevines.

3 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA ESPECIE

La loina (*Parachondrostoma arrigonis*) es un pez de tamaño medio que se caracteriza por tener una boca ínfera subterminal, sin barbillones y con un labio inferior córneo; esta última característica le permite alimentarse de algas y pequeños invertebrados adheridos a las piedras del fondo realizando una especie de “raspado” sobre el sustrato. Se trata de un pez de costumbres gregarias y se reproduce en los tramos altos de los ríos entre los meses de marzo y mayo. Las diferencias respecto a otras especies de este género en la Comunidad Valenciana son poco aparentes, aunque la loina suele ser de menor tamaño que *Ch. miegii* y tiene menor número de escamas en la línea lateral.

Anatómicamente, las características de la loina son las siguientes:

- Longitud: no supera los 25 cm de longitud total
- Escamas en la línea lateral: 44-53
- Escamas en la línea transversal: 7-8(9)/1/4-5
- Radios aleta dorsal: 7(8)
- Radios aleta pectoral: (13)14-15(16)
- Radios aleta ventral: (7)8(9)
- Radios aleta anal: 8-10, moda 9
- Radio aleta caudal: I/(16)17/I
- Dientes faríngeos: 6-5 ó 5-5, moda 6-5
- Branquias: 16-23
- Boca ínfera, abertura bucal muy arqueada, labio inferior córneo fino
- La línea de la aleta dorsal es recta o ligeramente cóncava, mientras que la de la aleta anal es cóncava



Figura 3-1. Loina en el Retorno (río Cabriel). Autor: R.M. Soares Costa.

Se trata de un pez endémico de la Península Ibérica que, hace 20 años era una de las especies más abundantes en el Júcar y el Cabriel, estando en la actualidad en peligro en Castilla-La Mancha y conocida sólo en tres localidades en la provincia de Valencia.

En lo referente a la legislación autonómica, el Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas la clasifica como “En peligro de Extinción” (Decreto 32/2004, de 27 de febrero, por lo que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de fauna amenazada. DO: Generalitat Valenciana 4 marzo 2004, núm. 4705/2004). En el ámbito estatal está catalogada como “Vulnerable” debido a que su número se ha visto diezmado drásticamente en los últimos años (Orden 2734/2002, de 21 de Octubre por la que se incluye determinadas especies, subespecies y poblaciones en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, cambian de categoría y se excluyen otras incluidas en el mismo). Además, cabe destacar que la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) la incluye en el Anexo II y que la Unión Mundial para la Conservación (UICN) la considera globalmente amenazada dentro de la categoría “En peligro de Extinción”.

Hasta finales de la década de los setenta era posible incluso capturar ejemplares en el lago de La Albufera, sin embargo, prospecciones recientes llevadas a cabo por el Servicio de Biodiversidad (Generalitat Valenciana) para determinar el estado de conservación de la loina en la Comunidad Valenciana, han revelado resultados bastante negativos. Durante el año 2001 se muestrearon un total de 30 localidades de la cuenca del Júcar y solamente se localizó la especie en 3 sitios, todos en el río Cabriel. Además, del total de peces capturados (1.733), sólo 21 fueron loinas, lo cual da una idea de la baja densidad en que se encuentra esta especie en nuestra Comunidad (véase Tabla 3.1). Las poblaciones de esta especie en Castilla-La Mancha también parecen haber sufrido una rápida reducción en el último decenio.

A pesar de su conocida recesión, cabe destacar el desconocimiento que existe sobre las causas concretas que la provocan. En Castilla-La Mancha se ha atribuido su descenso a la competencia con la boga de río (*Pseudochondrostoma polylepis*), introducida desde la cuenca del Tajo. Sin embargo, esta especie no se ha localizado en la Comunidad Valenciana. Otra sospecha sobre las posibles causas está en la regulación de los ríos mediante embalses. La distorsión del régimen natural del Júcar y del Cabriel, y las bruscas oscilaciones de caudal en ciertos casos, pueden afectar directamente a la especie, bien reduciendo su fuente de alimento, perjudicando a sus puestas y al reclutamiento, o impidiendo sus desplazamientos reproductores. También es importante considerar que los estudios específicos sobre esta especie son muy escasos y se desconocen aspectos fundamentales de su distribución, biología, genética y ecología, imprescindibles para averiguar cuáles son las principales causas de su recesión.

Tabla 3-1. Citas históricas de loina en la cuenca del Júcar (Perea, Risueño y Doadrio, 2004).

Río	Localidad	Provincia	UTM	Año	Colectores
Laguna de Uña	Uña	Cuenca	30SWK8753	1981	Doadrio, I.
Júcar	Villalba de la Sierra	Cuenca	30SWK7754	1985	Doadrio, I.
Villalbilla	Villalba de la Sierra	Cuenca	30SWK7754	1984	
Júcar	Cuenca/Recreo Pera	Cuenca	30SWK7633	1966	Calderón
Júcar	Villar de Olalla	Cuenca	30SWK6326	1982	
Arroyo de las Tejas	El Catellar	Cuenca	30SWK6115	1984	
Mariana	Ventorro	Cuenca	30SWK9332	1984	
Júcar	El Picazo	Cuenca	30SKJ7679	1983	
Júcar	Tarazona de la Mancha	Albacete	30SWJ8030	1996	Ambrosio, L. ; Rosas, G.
Cabriel	Alcalá de la Vega	Cuenca	30SXX2632	1985	
Cabriel	Boniches	Cuenca	30SXX1425	1985	
Cabriel	Campillos / Paravientos	Cuenca	30SXX2327	1996	Gutiérrez, B.; Ambrosio, L.
Cabriel	Cardenete / Villar del Humo	Cuenca	30SXX1512	1985	
Cabriel	Cardenete	Cuenca	30SXX1601	1985	
Narboneta	Narboneta	Cuenca	30SXJ2899	1985	
Cabriel	Minglanilla	Cuenca	30SXJ2878	1996	Alonso, F.
Cabriel	Villatoya	Albacete	30SXJ4050	1987	
Rambla Caballero	Requena	Valencia	30SXJ5254	2001, 03, 04	Risueño, P.
Cabriel	Casas del Pino - Requena	Valencia	30SXJ3958	2002, 03, 04, 05	Risueño, P.
Cabriel	Vadocañas	Valencia	30SXJ2768	1996, 01	Risueño, P.
Cabriel	Casas del Pino	Valencia	30SXJ2874	1996	
Cabriel	La Terrera	Valencia	30SXJ3458	2001	Risueño, P.
Cabriel	Puente Tamayo - Venta del Moro	Valencia	30SXJ3359	2002, 03, 04, 05	Risueño, P.
Cabriel	Solana de Peloteros - Requena	Valencia	30SXJ5853	2003	Risueño, P.
Cabriel	Rincón de Taray - Requena	Valencia	30SXJ5653	2003, 05	Risueño, P.
Cabriel	Casas del Río, Jalance	Valencia	30SXJ64		
Júcar	Cofrentes	Valencia	30SXJ6641	1985	Sostoa, A.
Júcar	Jalance	Valencia	30SXJ6540		
Júcar	Cortes de Pallars	Valencia	30SXJ7846	1980	Doadrio, I.
Júcar	Dos Aguas	Valencia	30SXJ8849	1986	Jiménez, J.; Escobar, J.V.
Pequeño Mijares	Mijares	Valencia	30SXJ7661	1996	Gómez; Caruana
Escalona	Quesa	Valencia	30SXJ9432		
Vede	Alberique	Valencia	30SYJ1534		Gómez; Caruana
Sellent	Cárcer	Valencia	30SYJ1026	1983	
Sellent		Valencia	30SYJ0923	2005	Risueño, P.
Magro	Montroy	Valencia	30SYJ0457	2004	Risueño, P.
Magro		Valencia	30SYJ0058	2005	Risueño, P.
Magro		Valencia	30SYJ0256	2005	Risueño, P.
Magro		Valencia	30SYJ0357	2005	Risueño, P.

4 METODOLOGÍA

La metodología utilizada pretende dar respuesta a los objetivos planteados en este estudio. En primer lugar, se especifican los métodos empleados para conocer la distribución espacial de la loina y sus limitaciones debidas a la presencia de barreras físicas. Seguidamente se explican los métodos de estudio de las condiciones del hábitat físico en los ríos donde habita hoy día, en zonas donde existe la boga del río, y en zonas colindantes a la distribución actual. Estos trabajos se realizaron tanto a escala de mesohábitat (unidades hidromorfológicas), como de microhábitat (con aplicación directa a estudios del régimen ecológico de caudales). En tercer lugar, se explican las técnicas para evaluar la abundancia (densidades y biomásas) en puntos seleccionados dentro del área de distribución actual. Por último, se detallan los procedimientos seguidos para determinar si el alimento, en términos de perifiton y macroinvertebrados acuáticos, puede ser un factor limitante para las poblaciones de loina.

4.1 RECORRIDOS DE OBSERVACIÓN EN FREZA

El objetivo global de los recorridos de observación fue estimar en qué medida la existencia de barreras físicas puede ser determinante para la evolución de las poblaciones de loina. Se realizaron a pie o mediante buceo durante el invierno y la primavera en ramblas, bajo azudes y bajo la presa de Contreras.



Figura 4-1. Buceo bajo el azud de Casas del río en el río Cabriel (otoño de 2006).

Los objetivos concretos que se perseguían con los recorridos fueron los siguientes:

- Determinar aproximadamente el periodo de freza de la loina, tanto bajo Contreras como en otros ríos y observar si, en dicho período, existía una acumulación de peces bajo los obstáculos (naturales o artificiales), en las confluencias de ramblas o afluentes del río.
- Observar si los obstáculos perjudican de forma relevante o no a la migración reproductiva. Se ha formulado la hipótesis de que esta afección implicaría la acumulación de una parte significativa de la población bajo estos obstáculos, como se observa con frecuencia en otros ríos. Sin embargo, si la población es muy escasa y dispersa, no se llegarían a producir acumulaciones relevantes, y por tanto los obstáculos no serían considerados como el elemento clave para recuperar la población en un cierto río.

4.2 ESTRUCTURA FÍSICA DEL HÁBITAT

Esta metodología permite determinar qué variables del hábitat físico son más significativas para la abundancia de loina. Para caracterizar el hábitat acuático se recorrió aproximadamente 1 km representativo en cada uno de los tramos seleccionados, para estudiar la variabilidad espacial de los sistemas acuáticos en los ríos en los que, durante los últimos años, se han detectado loinas. El estudio se realizó tomando como base las unidades hidromorfológicas o mesohábitats, que son la unidad fundamental para estratificar el río y realizar un muestreo bien planificado a media y gran escala. En cada tramo se registró la secuencia de dichas unidades, así como sus principales características físicas e hidráulicas, y diversas variables relacionadas con la complejidad del hábitat y su idoneidad para la vida acuática, específicamente para macroinvertebrados y peces. Todas estas variables se explican con detalle en los siguientes apartados.

4.2.1 Clasificación de unidades hidromorfológicas o mesohábitats

El estudio del hábitat a esta escala se basó en una clasificación de unidades hidromorfológicas o mesohábitats, así como en la medición o estimación de los parámetros más importantes de cada uno. Este diseño de muestreo fue tomado del “*Basinwide Visual Estimation Technique*” (BVET), técnica diseñada por Hankin y Reeves, que fue posteriormente actualizada (Dolloff *et al.*, 1993) para estudiar extensivamente el hábitat y las poblaciones de una cuenca mediante su estratificación en tipos de mesohábitats. Sobre dicha estratificación se realizó un muestreo a escala amplia para estudiar las poblaciones piscícolas. El muestreo estratificado es una técnica que permite el estudio de grandes longitudes de cauces fluviales en un tiempo muy reducido y a la combinación de mediciones concretas con la estimación visual rápida de algunas variables del hábitat.

Es muy importante recalcar que el conjunto de datos que se recogieron fue específico para la época del año en que se hizo y el caudal circulante, pues el hábitat acuático cambia con el caudal.

Durante el trabajo de campo, un equipo recorrió a pie una longitud de cauce de 1 km de longitud (aproximadamente) clasificando las consecutivas unidades o mesohábitats encontrados en el cauce fluvial.

Los tipos de mesohábitats considerados son los que se definen a continuación (adaptado de Dolloff *et al.*, 1993):

- Poza (P): zonas de pendiente escasa, generalmente profundas (> 0.6 m), con velocidades del agua inferiores a la media del tramo. El sustrato puede ser muy variable, existiendo con frecuencia acumulaciones de sedimentos finos. En las zonas más profundas su sección transversal es típicamente asimétrica.

- Tabla (T): zonas de pendiente moderada a baja, generalmente poco profundas, con velocidades del agua media a baja y sin turbulencias apreciables. El sustrato está compuesto mayoritariamente por gravas, gravillas y arenas. La profundidad en ningún momento alcanza los 0.6 m, siendo aproximadamente regular en la dimensión transversal.

- Corriente (C): zonas con pendientes moderadas, poco profundas, con rizaduras superficiales, velocidades del agua media (> 0.4 m/s) y sustrato y granulometría media, con predominio de gravas y gravillas.

- Rápido (R): zonas con profundidades de agua menores que la media del tramo, mostrando abundantes turbulencias superficiales y donde la velocidad de las aguas es mayor que la media. El sustrato es más grueso que en otras unidades (generalmente cantos rodados o mayores), y es frecuente que algunos cantos o bolos sobresalgan del agua. Se forman a veces pequeños saltos, pues su pendiente es elevada, y predominan las aguas blancas, turbulentas, con flujo supercrítico; se suelen observar frecuentes resaltos hidráulicos. Generalmente se sitúan en tramos rectos, entre dos curvas del río.

- Run (Ru): zonas con pendientes moderadas, profundidad media, sin turbulencias superficiales y con velocidad. Podría definirse como una tabla pero con más velocidad en el agua, con una sección transversal similar a las tablas, con profundidades aproximadamente homogéneas en la sección transversal. Muy fácil de encontrar en ríos regulados.

En la clasificación hay que tener en cuenta además los siguientes condicionantes:

- Cada unidad siempre ha de ser más larga que su anchura media.
- La separación entre unidades suele darse en secciones de control hidráulico (paso de una tabla o poza a un hábitat de aguas rápidas) o bien por cambios bruscos de pendiente (paso de un hábitat de aguas rápidas a una tabla o poza).
- Si una unidad parece compuesta de dos tipos de hábitat, se considerará como el tipo que más extensión ocupe.
- También se registran los siguientes eventos:
 - ✓ Tramo o brazo (S): donde no está circulando agua. En estos tramos no se registraron todas las características morfológicas explicadas posteriormente. Sí se registraron otras indicaciones relativas a la presencia de madera en el cauce, así como los síntomas de erosión que puedan afectar al cauce en otras condiciones de caudal.
 - ✓ Cauce secundario (CS): cauce/s de importancia menor al principal, normalmente paralelo/s a él, por una bifurcación o por ser un río trenzado, donde los caudales que circulan son menores al del cauce principal. Cuando hay dos o más cauces paralelos, éstos se ordenan de mayor a menor caudal y se estima el porcentaje de caudal en cada uno. Cuando un cauce tiene menos del 10 % del caudal total estimado, no se considera suficientemente importante, y no se separan los mesohábitats que pudiera tener, sino que se considera como una sola unidad.

4.2.2 Caracterización de unidades hidromorfológicas o mesohábitats

4.2.2.1 Caracterización mediante variables de estimación visual

El estudio se realizó en todas y cada una de las unidades observadas y clasificadas. Las variables registradas mediante estimación visual fueron las siguientes:

• Representatividad de los distintos tipos de sustrato, según la clasificación de la *American Geophysical Union*, simplificada según se detalla a continuación. A cada tipo se le asignó un porcentaje en incrementos del 5 % (debiendo sumar el 100 %):

- Roca madre: Lecho formado por roca continua
- Grandes bloques: > 1.024 mm
- Bloques: 256 – 1.024 mm.
- Cantos rodados: 64 – 256 mm
- Gravas: 8 – 64 mm
- Gravillas: 2 – 8 mm
- Arenas: 62 μ m – 2 mm

- Limos: 4 - 62 μm
- Arcillas: < 4 μm

• Recubrimiento por finos. Se refiere al grado con el que los cantos, gravas y gravillas están recubiertos por partículas de tamaño igual o inferior al de los limos. Cuanto mayor sea el recubrimiento por finos, menor será tanto la disponibilidad de hábitat para los macroinvertebrados y alevines como la calidad de los frezaderos de especies reófilas, cuya puesta se realice en las gravas o gravillas. Se estimaron visualmente, considerando estos porcentajes:

- Cantos rodados o gravas de mayor tamaño completamente recubiertos por sedimentos finos: 100 % de recubrimiento.
- Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos y parcialmente recubiertos: 75 % de recubrimiento.
- Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos pero las zonas superiores limpias y sin depósitos: 50 % recubrimiento.
- Sustrato más grueso parcialmente rodeado de sedimentos finos y zonas superiores completamente limpias: 25 % recubrimiento.
- Sustrato más grueso claramente separado de los sedimentos más finos: 0 % de recubrimiento.



Figura 4-2. Cantos rodados y gravas parcialmente y completamente cubiertos por finos.

• Restos de madera dentro del cauce. Se registran sólo los que tienen al menos el 50 % de su longitud por debajo del nivel de cauce lleno. Se clasificaron como sigue:

- Restos grandes (RG), cualquier pieza con un diámetro y una longitud ambos mayores de 30 cm.
- Cepellón (CEP), al menos con un diámetro central mayor de 30 cm, pero con un tallo menor de 30 cm de longitud.
- Tronco con cepellón (TCEP), cuando además el tronco unido al cepellón tenía más de 30 cm de largo.

- Comentarios de carácter cualitativo sobre otras características del cauce o la cuenca, que pudieran influir en las poblaciones piscícolas, como afluentes, erosión de las orillas, deslizamientos de tierra, puntos de contaminación (como desagües o piscifactorías), azudes, puentes, centrales hidroeléctricas, los usos del suelo, etc.

4.2.2.2 Caracterización mediante variables de medida directa

Otro grupo de variables fueron registradas en cada unidad mediante su medición directa en campo. Estas se explican a continuación, incluyendo el método de medida.

- Longitud (m) estimada a lo largo del talweg (mediante caja de hilo continuo para medir).
- Profundidad máxima (mediante vara graduada en centímetros).
- Profundidad máxima en la sección de control hidráulica (caso de pozas y algunas tablas), mediante vara graduada en cm. Esta medida permite el cálculo posterior de la profundidad residual del mesohábitat. Asimismo sirve como indicador de la conexión entre hábitats o accesibilidad para los peces.
- Anchura de la lámina de agua (m), que se calcula como media de cuatro mediciones (mesohábitats más cortos de 100 m) realizadas en puntos que corresponden a 1/5, 2/5, 3/5 y 4/5 de su longitud, u ocho mediciones (mesohábitats más largos) que corresponden a 1/9, 2/9, 3/9, 4/9, 5/9, 6/9, 7/9 y 8/9 de la longitud total de la unidad, en los cuales se midieron secciones transversales. Las distancias se tomaron con cinta métrica graduada en cm.
- Profundidad del cauce (m), tomada como media de veinte puntos correspondientes a las medidas tomadas a 1/6, 2/6, 3/6, 4/6 y 5/6 de la longitud de cada transecto en que se midió la anchura de la lámina de agua. Se registró con vara graduada en cm.
- Anchura del cauce lleno (bankfull) del tramo, tomada como media de entre 5 y 10 mediciones, tomadas a lo largo de cada tramo de estudio. Medida con cinta métrica graduada en cm.
- Coordenadas UTM de al menos cuatro puntos por tramo, incluyendo inicio y fin, para posteriormente poder georreferenciar los hábitats de los tramos mediante un SIG. Fueron tomadas mediante un dispositivo GPS.
- Se aforó cada uno de los tramos, realizando un transecto de profundidades y velocidades, en una zona con buena calidad de aforo. Esto permitió calcular el caudal que corría en el día de trabajo, y que se asocia a las condiciones registradas en los mesohábitats. La profundidad se midió con vara graduada en cm, las distancias con cinta métrica y la velocidad media con molinete electromagnético marca Valeport® (precisión 0.001 m/s).



Figura 4-3. Trabajos de hidrometría en los ríos Magro y Cabriel.

4.2.3 Medidas relacionadas con la complejidad del hábitat para la biota acuática

Además de las variables explicadas anteriormente, se consideraron otros elementos potencialmente relevantes para las poblaciones piscícolas, aunque también se relacionan con las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. Nos referimos concretamente a la presencia de todos aquellos elementos (naturales o artificiales) o bien características físicas o hidráulicas del cauce, que pueden suponer una protección contra cambios bruscos de caudal (corriente), la insolación, o bien refugio ante la proximidad de un peligro. Estas variables se relacionan con la complejidad de los mesohábitats, al igual que otras variables citadas anteriormente.

Las variables consideradas en este ámbito son las siguientes.

- *Cornisas de orilla*: Se trata de la existencia de cuevas y cornisas sumergidas o aéreas (a menos de 10 cm del agua). Se estimó en porcentaje de longitud (de cada orilla) respecto al total del tramo en que fueron observadas dichas características.
- *Áreas de remanso*: Se trata de las superficies de remanso creadas por irregularidades de las orillas del río, que pueden ser debidas tanto a una vegetación acuática (sumergida o emergente) como a rocas. Fueron estimadas en m² totales, dentro de cada mesohábitat.
- *Áreas de Backwaters*: Áreas situadas fuera del canal principal y fuera de la corriente, donde la corriente es nula o tiene dirección contraria a la corriente principal del río. Éstas fueron estimadas en m² totales, en cada mesohábitat.
- *Áreas de Pocketwaters*: Superficie de agua lenta o quieta, intercalada en zonas de corrientes, generalmente detrás de bolos y grandes bolos, y en los que suele haber una típica erosión local aguas abajo de un obstáculo como consecuencia de la turbulencia del flujo. Así, se observa una especie de oquedad o “bolsa” en el lecho, con mayor profundidad que la zona circundante. Estimadas en m² totales, de todas las áreas presentes en cada mesohábitat.



Figura 4-4. Ejemplos de *backwaters* y *pocketwaters* en el Cabriel bajo.

- *Sombreado*: se define como el porcentaje de superficie de la lámina de agua que queda sombreada, tanto por vegetación como por el terreno u objetos artificiales, a las 12 del mediodía en verano. Su estimación se realizó por apreciación visual (individualmente en cada unidad hidromorfológica), como el porcentaje medio de la sección transversal donde la vegetación que cuelga sobre el cauce (excluyendo troncos en pie o apeados) proyecta su sombra al mediodía.

- *Representatividad de la vegetación acuática*: Vegetación acuática flotante o sumergida, con el sistema radical fijo en el lecho, cuya densidad se estima suficiente para servir de refugio o sombra. Estimada en m² totales, en cada mesohábitat.

- *Número de grandes bolos y bolos*: Materiales de tamaño superior a 25 cm de diámetro, dispuestos en el lecho y en contacto con las aguas.



Figura 4-5. Vegetación acuática macrofítica y lecho con gran número de bolos.

Para hacer más fácil la comparación e interpretación de estas variables, salvo las variables de porcentaje, el resto se calcularon en m² de superficie (o número de piedras) respecto a 100 m lineales de río.

4.3 EVALUACIÓN DE ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN

Los métodos que a continuación son descritos han permitido conocer la distribución actual de loina además de estimar la abundancia de la especie y su estructura poblacional.

4.3.1 Conteos subacuáticos

Para poder llevar a cabo los conteos subacuáticos es recomendable tener una visibilidad de, al menos, 1 m. Esta característica únicamente se daba en los ríos Cabriel y Pequeño Mijares.

El muestreo lo realizaron dos personas y requirió de un previo adiestramiento (identificación de las especies, estimas de longitud, etc.). Los buceadores emplearon un equipo ligero de buceo completo que constó de traje de neopreno, que en caso de ser húmedo fue de al menos 7 mm, gafas, tubo de buceo, pizarra subacuática y lápiz (para la toma de datos).



Figura 4-6. Conteo subacuático en tramo de alta visibilidad (Cabriel bajo embalse de Contreras).

El procedimiento consiste en que dos observadores recorren el mesohábitat hacia aguas arriba, cada uno por una mitad del cauce, con un movimiento en zig-zag, intentando no molestar a los peces. En el conteo de grandes hábitats, como es el caso del Cabriel bajo Contreras, se intentaron recorrer todos los distintos microhábitats y/o zonas del hábitat; para ello se hicieron recorridos en zig-zag. Para no menospreciar las orillas se recorrió a su vez tramos completos de estas. El objetivo es que el muestreador recorra aproximadamente

la misma longitud en zonas someras que en zonas profundas. Previo al conteo se observa la zona y se planifican los movimientos, para no molestar en una zona antes de haber contado en ella.

Cuando el muestreador visualiza un pez o grupo de peces, anota (en una pizarra acuática) la especie, la clase de talla (en este caso alevín o juvenil/adulto) y las observaciones que estime oportunas. En cuanto a la etapa de desarrollo del pez, se clasifican según clases de longitud, en alevines (peces con escamas traslúcidas de pequeña longitud, hasta 5 cm aproximadamente) y en juveniles/adultos (peces mayores). Se cuenta en positivo a aquellos individuos que se dejan atrás y se descuentan a los que vienen por detrás y pasan delante del muestreador. Estas sumas/restas, suelen hacerse mentalmente o se van anotando y tachando palitos en la pizarra acuática. Después del conteo de cada mesohábitat, se sale del río con cautela (de rodillas o en cuclillas) para no molestar a los peces del siguiente hábitat del conteo. Una vez fuera del agua, las anotaciones tomadas en la pizarra acuática se transcriben a los estadillos convenientemente diseñados. En ellos se incluye el tiempo empleado y el número de pasadas.

En este estudio se realizaron tres pasadas de conteo en cada mesohábitat, y tramo del Cabriel. Se contabilizaron, por mesohábitat, el tipo de especie, el número de individuos por clase de talla y el tiempo empleado en bucear cada mesohábitat.

Posteriormente los datos se transcribieron en estadillos convenientemente diseñados, donde además aparecen de manera clara los datos relativos a la estación de muestreo (área, fecha, muestreadores, etc.). Estos datos son la base para el cálculo posterior de los índices de abundancia, representados en la forma de Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE – nº ind. /m de río). Para estimar la población de loina en cada mesohábitat se aplicó la fórmula de Robson & Whitlock, 1964:

$$N_i = X_{(m)} + [X_{(m)} - X_{(m-1)}]$$

donde $X_{(m)}$ y $X_{(m-1)}$ representan la pasada donde se contaron más peces y la segunda pasada donde se contaron más peces, respectivamente, en la unidad i . El límite inferior de confianza es igual a $X_{(m)}$ Para un límite superior de confianza de 95% en i , se usó la fórmula:

$$X_{(m)} + (1-\alpha)(X_{(m)} - X_{(m-1)})/\alpha$$

Los grupos de peces que se consideraron en el muestreo son:

- *Salmo trutta*: trucha común adulta y trucha común alevín o juvenil (TRA y TRJ)

- *Barbus guiraonis*: Barbo alevín o pintón y barbo juvenil o adulto (BBP y BBA)
- *Squalius pyrenaicus*: Cacho alevín y cacho juvenil o adulto (CAL y CAA)
- *Parachondrostoma arrigonis*: loina alevín y loina juvenil o adulta (LOL y LOA)
- *Pseudochondrostoma polylepis*: Boga alevín y boga juvenil o adulta (BOL y BOA)
- *Salaria fluviatilis*: Blenio (BLE)
- *Anguilla anguilla*: Anguila (ANG)
- Alevines de ciprínidos no distinguidos (ALE)
- Especies exóticas (EXO): *Gobio gobio* (gobio), *Esox lucius* (lucio), *Alburnus alburnus* (alburno), *Oncorhynchus mykiss* (trucha arco iris), etc.

4.3.2 Pesca cualitativa

El objetivo del estudio cualitativo fue describir la distribución de las especies ícticas del río; por ello, las estaciones de muestreo en los cursos fluviales fueron abiertas, sin cierres con redes y tuvieron, cuando fue posible, una longitud de 100 m, realizándose una única pasada de pesca eléctrica.



Figura 4-7. Equipo de pesca eléctrica y personal llevándola a cabo en el río Cabriel.

El equipo necesario consistió en un generador de corriente alterna de 220 V de 1.000 W de potencia máxima, conectado a un transformador-rectificador, para rectificar la corriente alterna del generador a corriente continua. El rectificador utilizado nos permitió seleccionar distintos voltajes según cada tramo de río, de modo que no se sobrepasó una intensidad eléctrica de 3 A, con el fin de evitar riesgos innecesarios a los operarios y a los ejemplares capturados. Como cátodo se empleó una rejilla de acero inoxidable de 80 x 50 cm. Como ánodo se empleó un aro de aluminio de 30 cm de diámetro, provisto de mangos intercambiables de diferentes longitudes, recubiertos de material aislante, a través de los

cuales se realizó la conexión a la bobina auxiliar de cable, de 100 m de longitud, que estaba conectada directamente a la fuente de corriente continua.

El equipo muestreador estaba compuesto como mínimo de 4 personas, adecuadamente equipadas con vadeadores y guantes aislantes, portando una de ellas el ánodo y encargándose otras dos de la recogida de los peces con sacaderas o salabres. La persona restante se encargaba de misiones auxiliares varias, tales como encender y apagar el generador, dispensar cable y evitar los enganches, efectuar el recambio de las sacaderas cuando era necesario, ocupándose además del cuidado de los peces capturados. Los peces que se encontraban en las sacaderas mientras duraba la captura, se descargaron frecuentemente en los depósitos de mantenimiento para que no fuesen sometidos a un shock prolongado. Los peces se mantuvieron vivos en una nevera de 30 litros para que estuviesen suficientemente oxigenados con aguas frescas y limpias. En algunos casos se utilizó anestésico para calmar a los peces y reducir su estrés.

La Asociación para el Desarrollo Integral Mancha Júcar-Centro, Asociación para el Desarrollo Integral de la Manchuela Conquense (ADIMAN), Club Deportivo Elemental de Pescadores/As Barbos del Júcar, y gestores del proyecto EFLUS, nos han permitido utilizar datos procedentes del estudio “Evaluación de las poblaciones de peces en el río Júcar bajo el embalse de Alarcón, en las comarcas de la Manchuela Conquense (Cuenca) y la Mancha Júcar-Centro (Albacete)” (informe técnico de la UPV-IGIC). Igualmente se han incorporado datos de pesca recogidos por el Servicio de biodiversidad de la Generalitat Valenciana, en la provincia de Valencia.

La pesca eléctrica se realizó vadeando el río, con el generador fijo en una orilla. Una vez finalizada la pasada se procedió a la toma de datos de cada individuo. En nuestro caso, de cada ejemplar capturado se midió su longitud furcal (hasta la horquilladura), empleándose para ello un ictiómetro con precisión de 1 mm. Una vez finalizada la toma de datos correspondiente a cada pasada, se comprobó la completa recuperación de todos los peces para ser soltados de nuevo, cuidadosamente, a las aguas de origen.



Figura 4-8. Loina en el ictiómetro, capturada por pesca eléctrica. Autora: Pilar Risueño.

Los datos se transcribieron en estadillos convenientemente diseñados. Los resultados aparecen en capturas por unidad de esfuerzo (nº de individuos por metro de río).

4.4 DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO

Ya que una de las hipótesis describe al alimento como un posible factor limitante para la distribución y abundancia de la especie en la cuenca del Júcar, fue necesario hacer un estudio de la disponibilidad de alimento.

4.4.1 Macroinvertebrados

El muestreo de macroinvertebrados se realizó siguiendo la Norma Internacional ISO 8265:1988 sobre calidad de agua. El principio básico es la recogida cuantitativa de macroinvertebrados bénticos en aguas poco profundas por recolección aislando una porción del lecho de un cuerpo de agua.

Para este muestreo de macroinvertebrados se empleó el muestreador cilíndrico o cilindro de Neil. Consiste en un cilindro de acero inoxidable abierto en las extremidades. En uno de los lados del cilindro hay una abertura oval cerca del borde inferior para permitir que el agua entre en el cilindro. Dicha abertura está provista de un tamiz de mallas groseras de acero inoxidable para reducir la entrada de organismos a la deriva. En el otro lado de esta abertura hay un segundo orificio provisto de una pequeña ventanilla de salida, en la cual se conecta una red de nylon de recogida en forma de tubo, que termina en un bote que puede desenroscarse. El tamaño de la boca del cilindro es de 0.05 m².



Figura 4-9. Toma de muestras de macroinvertebrados en el río Mira utilizando el cilindro de Neil y ejemplo de dos macroinvertebrados registrados en el estudio del orden Plecoptera (familia Perlidae) y orden Ephemeroptera (familia Baetidae) respectivamente. Autor: Jorge H. Patiño.

El cilindro se coloca sobre el lecho de la zona de recogida, colocando el tamiz de entrada del agua frente a la corriente. Se aprieta el cilindro sobre el sustrato mediante un movimiento aleatorio de rotación. El muestreador comienza a remover el sustrato que queda dentro del cilindro; examina las piedras gruesas y retira los animales que quedan agarrados, para que entren a la malla y al bote de recogida; remueve la gravilla y el sustrato

fino agitando con la mano el sustrato, hasta una profundidad aproximada de 50 mm. La operación se repite para asegurar que todos los organismos han pasado por el tubo de malla hasta el bote en su extremo final.

La muestra es recogida en un bote hermético, resistente y de boca ancha, fijada con formol al 5% y etiquetada con la siguiente información: nombre del río, tramo de estudio, número y tipo de mesohábitat y fecha.

Fueron tomadas cuatro muestras en cada uno de los tramos de estudio; se seleccionaron cuatro de los mesohábitats de cada tramo, dos rápidos y dos lentos, correspondiendo a los 2 de mayor y menor abundancia de loina de cada tramo, al menos en las zonas en que el conteo aportó esta información.

Una vez en el laboratorio, se separan todos los individuos de cada una de las muestras ayudados por la lupa binocular, y se clasifican taxonómicamente (hasta nivel de género o especie, según el caso). Posteriormente, se introducen en una estufa a 65° C durante 24 horas para que la muestra se seque, sin pérdida de materia orgánica. Las muestras secas se pesan para conocer el peso seco, que se expresa en g/m^2 en cada tipo de mesohábitat.

4.4.2 Perifiton

El muestreo se realiza seleccionando un área fija circular 20 cm de diámetro (área 314 cm^2). En esta área se rascan y cepillan las algas de la superficie del sustrato, se aclara la muestra y se introduce dentro de un recipiente hermético, resistente y de boca ancha. La muestra se fija con formol al 5%. El bote de cada una de las muestras se etiqueta con la siguiente información: nombre del río, tramo de estudio, número y tipo de mesohábitat y fecha.

Fueron tomadas cuatro muestras en cada uno de los tramos de estudio; se seleccionaron cuatro de los mesohábitats de cada tramo, dos rápidos y dos lentos, correspondiendo a los 2 de mayor y menor abundancia de loina de cada tramo, al menos en las zonas en que el conteo aportó esta información.

Una vez transportadas las muestras al laboratorio, cada una de ellas se filtra, se seca en una estufa a 65° C durante 24 horas y se pesa. Posteriormente se incinera (525° C, 30 minutos) en un horno y se vuelve a pesar. La diferencia de ambos pesos es el peso seco de la materia orgánica de la muestra. Y es de este modo como se obtiene la biomasa de perifiton, que queda expresada en g/m^2 en cada tipo de mesohábitat.

4.5 ESTUDIO DE IDONEIDAD DE MICROHÁBITATS

El objetivo principal en este caso es la obtención de curvas de idoneidad de microhábitat para la loina haciendo posible la aplicación de estudios del régimen ecológico de caudales con base científica. La selección de los tramos de muestreo se ha hecho basándose en los siguientes criterios:

- La visibilidad subacuática debe ser suficiente para que el observador pueda ver el lecho del río cuando está flotando en la superficie, y preferiblemente debe superar 1 m, para poder observar los peces desde esta distancia mínima.
- Que exista una cierta abundancia de la especie objeto de estudio, ya que se asume que el número de observaciones es proporcional a la abundancia de peces, en todos los tipos de hábitat examinados (Moyle y Baltz, 1985; Cunjak y Power, 1986; Morantz *et al.*, 1987).
- La heterogeneidad de las condiciones del tramo, necesaria para poder realizar observaciones en distintos tipos de microhábitats; se refiere a cualquiera de las variables estudiadas por separado, si bien se han buscado tramos en que todo el conjunto de variables tuviesen un rango lo más amplio posible.
- Se han seleccionado tramos donde no hubiese molestias ni interferencias humanas, y cuyo cauce no tuviera signos de haber sido rectificado por el hombre. No sería adecuado estudiar unos individuos que estuviesen confinados en un tramo degradado, o una zona de baja calidad del hábitat (Tyus, 1992).
- Las condiciones sanitarias del agua deben ser adecuadas, para evitar riesgos para la salud de las personas que realizan el trabajo.

Con éstos criterios previos de selección, se visitaron los ríos para encontrar los tramos más adecuados, algunos de los cuales ya se conocían por estudios previos. También se realizó una selección previa en gabinete, considerando estos criterios a una escala amplia.

4.5.1 Selección del método de toma de datos

La toma de datos del uso del microhábitat se llevó a cabo por muestreos subacuáticos de observación directa bajo el agua (buceo o “snorkelling”). Dicho método ha sido empleado desde los años sesenta, pero tuvo un uso más frecuente a partir de los años ochenta, debido a su utilidad para observar a los peces en su medio natural, bajo una considerable variedad de condiciones. Esta técnica permite estimar el punto donde se encuentra el pez dentro de la columna de agua (punto focal), observar a los peces en zonas del río de difícil visibilidad (rabiones, zonas con espuma, cornisas sumergidas, vegetación acuática, etc.) y aporta una mayor fidelidad a la hora de conocer el comportamiento del pez.

Diversos autores han comprobado que, comparando el buceo con la pesca eléctrica, la primera tenía menos limitaciones en cuanto a los hábitats que se pueden estudiar, y aportaba un mayor número de observaciones con calidad por unidad de esfuerzo. Además, la pesca eléctrica permite localizar los peces a una escala más grosera (aproximadamente 10 m²), debido a que los peces son atraídos por la corriente, y se separan de los puntos de microhábitat escogidos. La observación directa bajo el agua tiene como inconveniente que suele subestimar el número de peces pequeños, sobre todo en lugares de fuerte pendiente y aguas someras. Aún así, no hay referencias científicas que hablen de un error sistemático debido al espanto del pez, ya que el buceador se mueve despacio y cuidadosamente, en ocasiones incluso se puede tocar al pez antes de que este se asuste. Valorando las ventajas y desventajas expuestas, se escogió la técnica de buceo con tubo.

4.5.2 Procedimiento de muestreo del uso y disponibilidad de microhábitats

En la elección de los microhábitats, se trató de obtener iguales áreas de estudio para microhábitats rápidos (corriente y rápido) y lentos (poza y tabla), basándose en el método de igual esfuerzo (Johnson, 1980). Se intentó que los microhábitats fueran siempre contiguos en cada tramo, ya que el pez debe tener igual acceso a los distintos tipos de microhábitats, para un correcto estudio de selección. Sin embargo esto no siempre era posible, por lo que se muestrearon varios subtramos en cada río, pero todos ellos eran cercanos y tenían garantizada la conectividad de hábitats. En cada tramo, se escogieron mesohábitats (o partes de ellos) de aguas rápidas y lentas, someras y profundas, para intentar obtener una representatividad similar (en área) de los distintos tipos de microhábitats. Esta manera de proceder, buscando igual representatividad es la base del método de igual esfuerzo (Johnson 1980).

En un estadillo al efecto se anotaron las superficies muestreadas de los distintos mesohábitats o partes de ellos, así como las condiciones meteorológicas y temperatura del agua que también influyen en la actividad del pez. Para realizar un esfuerzo similar en cada tipo de hábitat, antes del muestreo es necesario medir la anchura del cauce, para determinar la longitud necesaria de cada tipo, y así obtener áreas similares.

El método que suele aplicarse en ríos de pequeño tamaño (a no ser que las densidades de peces sean muy altas) es el del muestreo por piezas de agua completas (mesohábitats completos o partes de ellos, de orilla a orilla, observando toda su área), lo que se puede llamar muestreo en bloques (“blocks”). La persona que bucea se dirige corriente arriba comenzando por el punto inferior del tramo, observando a cierta distancia la situación de los individuos, ya sean aislados o en grupo, procurando no molestarles. Si se observa que el pez está siendo perturbado en su comportamiento, lo cual se aprende gracias a la

experiencia, no debe realizarse el registro. Durante el muestreo, el buceador lleva un conjunto de “marcadores de posición” preparados para colocarlos donde se encuentra el pez o grupo observado. Cada marcador está realizado de una pequeña pieza de acero numerada y con un lazo rojo atado, para que pueda verse fácilmente (véase figura 4.10). Antes de colocar el marcador bajo el punto en que está el pez (o el centro de un bando), el buceador apunta (en una tablilla subacuática) los datos *in situ* derivados de la observación: número de registro (número del marcador), especie, etapa de desarrollo, altura focal (estimada en porcentaje de profundidad) y número de individuos. El número del marcador permite relacionar estos datos con los que se toman posteriormente por medición directa en cada punto.



Figura 4-10. Marcador de posición y tablilla subacuática.

En cuanto a la etapa de desarrollo del pez, se clasifican según clases de longitud, cada 10 cm, longitud que se estima bajo el agua por comparación con una varilla que lleva el buceador, y que le ayuda para colocar los marcadores sin molestar a los peces.

Cuando el buceo del subtramo ha terminado, dos personas vuelven para medir sobre los puntos donde están los marcadores numerados. Se miden entonces las variables esenciales del microhábitat, el calado o profundidad (m) con una vara graduada en cm, la velocidad media de la columna de agua (mediante molinete electromagnético, precisión 0.001 m/s), la velocidad focal (velocidad medida a la altura de la columna donde se estima que estaba el pez), la distancia a la orilla y también hasta los marcadores más cercanos (con cinta métrica), y el tipo de sustrato dominante en un radio de 15 cm alrededor del marcador (misma clasificación del resto del estudio).

Para conocer las condiciones del conjunto de microhábitats disponibles, se realizan muestreos a través de transectos, en las mismas áreas antes buceadas. Con este muestreo se pretende representar la heterogeneidad del tramo de estudio, recogiendo un número mínimo de 200 datos, para que la caracterización sea buena y que posteriormente, si fuese

necesario, poder aplicar el test de transferibilidad de Thomas y Bovee (1993) a los datos obtenidos. Para ello, previamente se calcula el área total de buceo. El número de transectos y de puntos del muestreo es calculado partiendo del área total buceada, muy variable según las condiciones del río. Para ello, el primer paso es dividir el área por el tamaño medio de la celda figurada o zona que desea representarse con cada medida (que en este caso fue aproximadamente 2 m²), para obtener el número de mediciones. A continuación, según se trate de un microhábitat rápido o lento, dividimos el número de celdas por el número de puntos transversales de medida (7 si es rápido o 10 si es hábitat lento, pues estos últimos suelen ser mucho más anchos) para obtener el número de transectos que hemos de realizar.

Para proceder a medir, los transectos se sitúan aproximadamente equidistantes en el tramo (la distancia es la longitud total dividida por el número de transectos más 1, excluyendo así los extremos del tramo). Así, en cada transecto se mide la anchura y se divide por 8 si es rápido o por 11 si es lento, para obtener la equidistancia de medidas en el transecto. Naturalmente se excluyen los dos extremos, pues son las orillas de profundidad nula. Cada punto de medida del transecto consta de cuatro variables, profundidad, velocidad media, tipo de sustrato dominante y de refugio existente. Los marcadores no se retiran del río hasta el final del trabajo, ya que si un marcador está cerca de una medida del transecto, se pone una nota como “celda ocupada”, y el resto son “no ocupadas”. De esta manera cada medida queda asociada a la presencia o ausencia de la especie.

Existen otros métodos para el muestreo de microhábitat. Uno de ellos es mediante transectos de buceo aleatorios (en diagonal a las orillas) de longitud variable. De este modo es posible recorrer grandes longitudes del cauce sin tener que concentrar todas las mediciones en pocos mesohábitats. Esta se aplica cuando la densidad de individuos es muy baja, cuando las poblaciones se encuentran muy dispersas, o el río es de dimensiones muy grandes para hacer muestreo de piezas completas de agua. Los datos obtenidos en 2006 y 2007 fueron muy escasos, así que fue conveniente adoptarla. Al igual que en la metodología anterior, es necesario que exista un esfuerzo similar en distintos tipos de hábitats, para aplicar el método de igual esfuerzo, que corrige parcialmente el efecto de la disponibilidad de microhábitat durante el muestreo.

En este caso el buceador decide una ruta aleatoria en zig-zag a lo largo del mesohábitat a muestrear. Posteriormente se realiza el buceo aguas arriba para observar los peces y perturbarlos lo menos posible. Al observar un pez se toma nota de las características de estudio así como de otras variables biológicas y se coloca un marcador. Este permitirá identificar a qué observación corresponden las mediciones realizadas posteriormente. El área de esfuerzo en este caso es el doble de la visibilidad subacuática estimada (ancho del

transecto) por la longitud del transecto. Posteriormente los operarios tomarán medida de la velocidad y profundidad del mismo modo que se realizaba en el método anterior.

La siguiente figura muestra ambos tipos de muestreo de uso del microhábitat realizados.

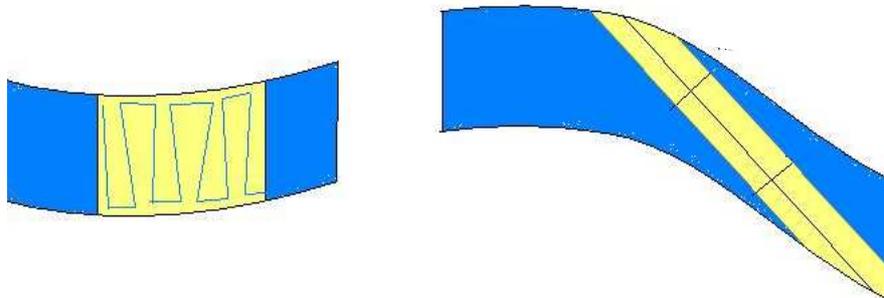


Figura 4-11. Representación genérica de los recorridos generales de buceo para el estudio del microhábitat. Método de Blocks (izquierda) y transectos aleatorios (derecha).

4.5.3 Metodología para la elaboración de curvas de idoneidad

El primer paso consiste en especificar para qué tipo de actividad se ha realizado la curva de idoneidad. En el presente estudio se realizan para peces que están *manteniendo la posición o alimentándose*. Dichas actividades se consideran las más críticas para la supervivencia de esta especie, ya que ocupan un alto porcentaje de su tiempo y están íntimamente relacionadas con las condiciones del flujo. Se excluyen por tanto, los peces que se encuentran escondidos o en reposo.

Los datos se analizan por medio de las distribuciones de frecuencias relativas de uso para cada variable (p.ej. véase Bovee *et al.*, 1998). Es decir, se calcula el número de registros que corresponden a cada uno de los intervalos en que se divide la variable continua, los cuales se han tomado igual que los de disponibilidad de microhábitat. Se comienza con intervalos de 5 en 5 cm (ó cm/s) para las variables continuas y según los tipos establecidos para sustrato y refugio. Posteriormente se aplica un suavizado mediante el programa HABPREF (I. Jowett), con un coeficiente de suavizado variable, con el objeto de evitar huecos debidos a falta de datos y evitar sucesivas subidas y bajadas de las curvas sin sentido ecológico. Para el caso de las variables sustrato y refugio, no suelen someterse a ningún suavizado, pues se trata de variables categóricas.

Finalmente, el propio programa permite su transformación en las llamadas “curvas de probabilidad de uso” o “curvas de uso”, de categoría II (Bovee, 1986), obtenidas por el método de igual esfuerzo, que son las mismas curvas pero normalizadas entre 0 y 1. Estas curvas se han comparado con las obtenidas a partir de los datos de disponibilidad de microhábitats. No se calculan las llamadas “*curvas de preferencia*” pues la experiencia en la elaboración de curvas para PHABSIM desde los años 80, observando los múltiples problemas que origina el uso del ratio uso/disponibilidad, llevó a los expertos a desaconsejar tanto este nombre como el uso de dicho ratio, aconsejándose el método de igual esfuerzo (Bovee ed., 1996; Bovee *et al.*, 1998; Payne y Allen, 2009).

El estudio del uso del microhábitat posee dos métodos básicos de análisis. El primero considera los registros. Cada registro es una medición en un punto del cauce, para una especie en una etapa de desarrollo, que puede corresponder a uno o a varios peces agrupados en un bando; este es el modo más correcto de considerar los datos ante la duda del efecto del agrupamiento en bandos. En segundo lugar, está el tomar los datos de individuos, considerando cada pez de forma completamente independiente, aunque se agrupe en bandos de gran número de peces.

En el presente estudio se aplica un enfoque intermedio, para evitar la sobre-valoración por datos de bandos, se pondera el número de peces de la siguiente forma. Para mediciones correspondientes a un número de 1 a 5 individuos (no propiamente bandos) se ha considerado cada dato como independiente, por tanto el tamaño muestral es igual al número de individuos. Para registros de 5 o más individuos se ha asignado un tamaño muestral de 5 datos. Esto permite no aumentar la influencia de estos datos ya que no se puede asegurar que los individuos allí presentes no lo estén por el efecto de protección que ejercen el resto de individuos en el bando. El gregarismo es un factor importante en el comportamiento, ya que se ha constatado (sobre todo para ciprínidos) una búsqueda de otros individuos para formar bandos (Gorman, 1988; Baras y Cherry, 1990; Baras, 1993, 1997), y así cada bando podría estudiarse como una sola entidad, donde es probable que algunos individuos marquen la pauta de selección de microhábitats.

4.6 TEMPERATURA

La temperatura del agua, aguas abajo de Contreras, puede producir un efecto negativo sobre la especie, mediante el alargamiento en la maduración de los huevos y el retraso en el crecimiento de alevines. Por este motivo fue importante iniciar una monitorización de la temperatura, tanto en aguas del Cabriel bajo el embalse como aguas arriba. Se utilizaron registradores de temperatura de la marca Vemco, los cuales realizaban una toma de datos cada hora a lo largo de todo el año. De esta forma se pueden comparar el régimen de temperaturas aguas arriba y aguas abajo de la presa de Contreras y ver si éste puede estar afectando a la reproducción y maduración de la loina.

Para la comparación sencilla, sin modelación, del régimen natural aguas arriba y el alterado, se realizaron los siguientes análisis de datos:

- Análisis de la serie de caudales. Este análisis permite conocer las épocas de grandes avenidas. Estas producen normalmente bajadas significativas en la temperatura. Estas bajadas bruscas de la temperatura pueden alterar el ciclo vital de la especie.
- Análisis de las series de temperatura para todos los tramos de estudio. Este permite conocer el grado de alteración que sufren los tramos bajo la presa. Tanto a nivel estacional como a nivel anual.
- Análisis de la tasa de variación de la temperatura. Se analizará la tasa de variación diaria así como la magnitud del descenso de temperatura. Este descenso brusco puede alterar el correcto desarrollo de las puestas, así como alterar la maduración y el desove por parte de los adultos.

Además, se realizaron otros análisis mediante la modelación del régimen natural de temperatura bajo la presa, como se explica a continuación.

4.6.1 Metodología del modelo de temperatura en régimen natural

Basado en los datos mencionados, se elaboró un modelo de temperatura del agua en régimen natural, para estimar las temperaturas bajo la presa en caso de que ésta no existiese. Las diferencias entre el régimen de temperaturas natural (modelado) y el actual se utilizaron para realizar cálculos y formular hipótesis sobre las posibles afecciones del régimen de temperatura sobre la eclosión de los huevos.

La generación del modelo de temperatura se realizó mediante la utilización del programa RHYHABSIM. Para la consecución de éste es necesario seguir los siguientes pasos:

1. Modelo hidráulico. Para la generación de un modelo de temperatura es necesario un modelo hidráulico para el programa RHYHABSIM. El modelo se genera realizando una hidrometría por transectos, con varios caudales. Se miden los valores de distancia a la orilla, velocidad y profundidad de cada punto. Es necesario que la longitud del modelo sea significativa, de este modo se recoge la variabilidad en el comportamiento del flujo y en caso de simulación del hábitat las diferentes variaciones en éste.

2. Recogida de datos de entrada del modelo. Para la generación del modelo se utilizan los siguientes datos:

- Temperatura de agua. Es necesario conocerla en distintos puntos a lo largo del recorrido del río, para calibrar el modelo. La calibración se realizó con datos medidos en puntos aguas arriba de la presa, entre 2006 y 2008.
- Datos meteorológicos. Los datos meteorológicos necesarios para la generación del modelo incluyen temperatura del aire, máxima y media, horas de sol, radiación incidente, velocidad del viento y humedad. El modelo incluye otros factores que se generan a partir de los anteriores como temperatura del lecho, etc. Es necesario que la estación meteorológica sea lo más cercana posible a la zona de estudio para facilitar el calibrado del modelo. Como el tiempo necesario para completar el recorrido del flujo es de varios días, es necesario realizar un tratamiento a los datos para conocer los valores medios aplicables en el modelo.
- Datos topográficos y geográficos. Es necesario conocer la topografía del tramo y la topografía general de la zona, las características generales del arbolado y las coordenadas geográficas del tramo inicial.

3. Introducción de los datos en el modelo y obtención de valores de temperatura. La introducción de los datos se hace de forma diaria. Con el modelo se obtiene la temperatura en función de la distancia al tramo de entrada. Es necesario tomar nota de las temperaturas a la distancia correspondiente para su posterior comparación con otro/s punto/s de medición aguas abajo.

4. Calibrado del modelo. Para el calibrado se modifican los parámetros de topografía y el sombreado del cauce, hasta obtener diferencias entre temperaturas modeladas y reales inferiores a 0.5C°. Para la validación biológica del modelo en el punto inferior, se calculaban los días necesarios para la maduración de los huevos según datos medidos, y se comparaba con los días según el modelo. Si la diferencia era inferior a 0.5 días, el modelo se considera válido. El número de grados acumulados para la eclosión estaba en el intervalo de 85-100 (datos aportados por al GVA).

5. Cálculo de la influencia de la presa. Para el cálculo de la influencia de la presa, se calculaba el número de días necesarios para la maduración de los huevos, según el modelo de régimen natural extrapolado al punto aguas abajo de la presa. Posteriormente se procedió igualmente con los datos de temperatura bajo presa, y se compararon. La diferencia en días se utilizó para discutir la influencia de la presa sobre la eclosión de los huevos. En cuanto al retraso producido por las aguas frías sobre la maduración de las hembras, no se disponía de este dato, por lo cual no se pudo incorporar al análisis.

5 LOCALIZACIÓN DE LOS TRAMOS DE ESTUDIO

La mayor parte de este estudio se ha desarrollado en el río Cabriel (provincias de Cuenca, Albacete y Valencia) y en el río Magro (provincia de Valencia), con el objetivo de conocer el estado de las poblaciones auto-sostenibles actuales y los posibles factores de degradación en ellas.

También se plantearon otros puntos en diferentes ríos, como en el Júcar (provincias de Albacete, Cuenca y Valencia), Mira y Villora (afluentes del Cabriel, provincia de Cuenca) y Pequeño Mijares (afluente del Magro, provincia de Valencia), para conocer más sobre su distribución en toda la cuenca del Júcar (figura 5.1).

También fueron llevados a cabo recorridos de observación de freza en el arroyo Consolación y en la rambla Caballero, si bien en éstos no se consiguieron observaciones.

A continuación se muestran todos los tramos escogidos con los diferentes estudios y metodologías aplicadas en cada uno de ellos, así como un mapa de localización.

Tabla 5-1. Tabla resumen de los tramos de estudio y metodologías aplicadas en cada uno durante los tres años de estudio (X-2006; Y- 2007; Z- 2008).

Río	Tramo	Toponimia	Coordenadas		Mesohábitat (1Km)	Cuento subacuático	Microhábitat	Pesca eléctrica	Alimento	Recorridos freza
			X	Y						
Alto Cabriel	C1	Boniches	618520,460	4426256,407	XYZ	XYZ	YZ		XYZ	Z
	C2	El Cañizar	612732,285	4422421,607	XYZ	XZ			XYZ	Z
	C3	Villar del Humo	613549,030	4409944,209	XYZ	XYZ		XY	XX	
	C4	Villora	616876,058	4402562,264	XYZ	XY		XY	XX	
Bajo Cabriel	C5	Hoces Cabriel	628604,489	4376437,832	XYZ	XYZ			XYZ	XYZ
	C6	El Retorno	635881,054	4359535,779	XYZ	XYZ	YZ		XYZ	XYZ
	C7	Pelichán	655019,103	4353737,562	XYZ	XYZ	X		XYZ	XYZ
	C8	Casas del Río	658962,946	4352185,426	XYZ	XYZ	X		XYZ	XYZ
Magro	M1	Hortunas	668470,977	4361731,170	XY			XYZ	XX	XX
	M2	Lombai	707857,829	4356236,141	XY			XYZ	XX	XX
Pequeño Mijares	PM1	P. Mijares	676137,659	4361203,985	XY	XYZ		XYZ	XY	XY
Mira	MV1	Mira-V			XY			XYZ	XY	XY
Villora	V1	Pte Villora	622441,130	4401177,490				XYZ		
Júcar	J1	Villar de Olalla	563869,122	4426236,967				XYZ		
	J2	Motilleja	601894,603	4335888,224				XZ		
	J3	Jalance	666689,425	4341138,009				XYZ		
	J4	Dos Aguas	690752,667	4348702,891				X		
	J5	Pte Valdeganga	614638,310	4333577,730				YZ		
	J6	Pte Beamud	598444,490	4453545,550				YZ		
	J7	Villalba	577797,280	4454456,570				YZ		
	J8	Alarcón	578850,000	4377879,000	Z			Z		
	J9	Los Nuevos	577504,000	4357294,000	Z			Z		
	J10	Picazo	578755,000	4367828,000	Z			Z		
	J11	El Batanejo	578628,000	4359889,000	Z			Z		
	J12	Fuensanta	582426,000	4343749,000	Z			Z		
	J13	La Losa	577362,000	4359257,000	Z			Z		
Arroyo Consolación	AC1	Consolación	626538,241	4366764,164				YZ		XYZ
Rambla Caballero	RC1	Caballero	652217,693	4354955,834				XYZ		XYZ

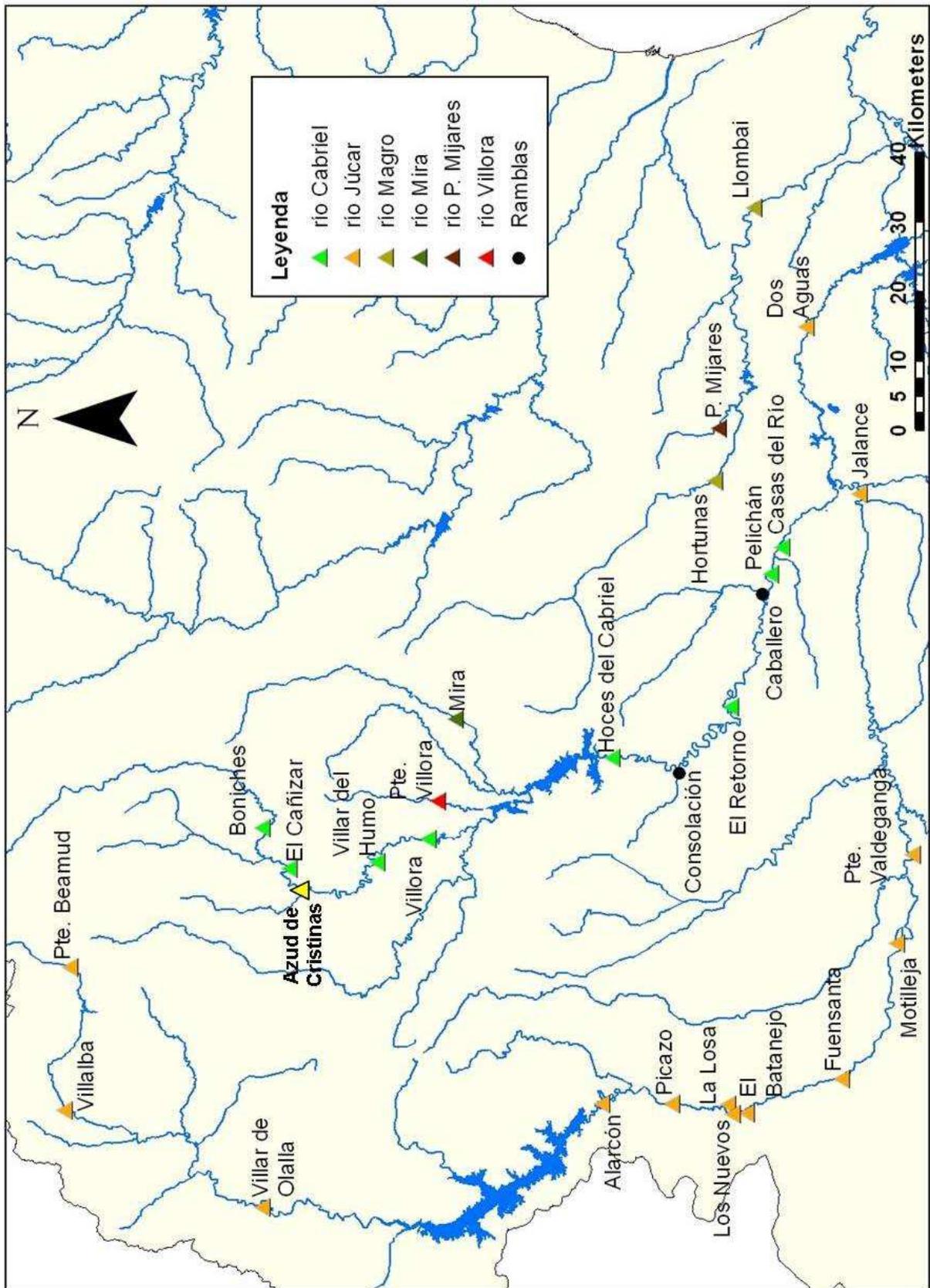


Figura 5-1. Mapa de localización de todos los puntos de muestreo.

Las principales limitaciones que han condicionado el trabajo en estos tres años han sido la turbidez de las aguas, la profundidad media y máxima y el caudal circulante en cada momento. La turbidez del agua afectó en gran medida al buceo. Como puede verse en la tabla 5.1, arriba de la presa de Contreras, en el Cabriel, sólo se han conseguido bucear todos los tramos en 2006. En 2007 y 2008, las lluvias intensas no permitieron terminar el buceo en C2 (2007) y en C4 (2008). En los dos tramos del río Magro y en el C3 se aplicó la pesca cualitativa para contrastar con los datos obtenidos por el método de buceo.

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se muestra el calendario de muestreo de los tres años de muestreo. Se puede observar que el muestreo fue distinto entre los tres años. En 2007 y 2008, en el muestreo de buceo surgieron complicaciones debido a las lluvias de primavera y finales de verano. Mientras en 2006 el grueso del muestreo se concentró de marzo a junio, el 2007 fue distinto. Los muestreos empezaron en febrero y continuaron hasta noviembre, siendo que septiembre y octubre los muestreos fallaron (agua turbia por las lluvias intensas en estos dos meses). En 2008 el muestreo empezó en enero, con el estudio de los mesohábitats de los tramos del Cabriel bajo Contreras, y continuaron hasta noviembre. Igual que 2007, en 2008, las intensas lluvias no permitieron el muestreo en mayo y octubre.



Figura 6-1. Calendario del muestreo. A verde los muestreos realizados y a rojo los intentos de muestrear.

6.1 RECORRIDOS DE OBSERVACIÓN DE FREZA

Los resultados de los recorridos para observar la freza no dieron una información significativa en ninguno de los años de muestreo. Apenas se pudo observar una importante concentración de loinas bajo la presa del Retorno en 2008. Sin embargo no observamos ningún movimiento relevante de migración de los bandos de loina.

Tanto en 2006 como en 2007, en las Ramblas Caballero y Consolación no se ha observado subida de peces a frezar. En diciembre de 2006, en éstas Ramblas, solo se encontraron alevines de alburnos (*Alburnus alburnus*) y de cachos (*Squalius pyrenaicus*), mientras que en el azud de Casas del Río, se observaron individuos adultos de loina, aunque no estuviesen subiendo a frezar. En 2007 y 2008, en este mismo azud, no se observaron loinas. Esto se puede justificar ya que el azud parece ser franqueable por los orificios inferiores.

Bajo la presa Mirasol sólo se avistaron especies exóticas como el lucio (*Esox lucius*), mientras que la rambla Campiñana estaba seca.

A principios de abril de 2008 se observó en el tramo C6 (El Retorno), mientras se realizaba el muestreo de buceo, lo que parecía un cortejo de loina: 4 loinas seguían a otra que parecía ser una hembra, esta estaba bastante hinchada de lo que se deducía que podría ser por los huevos. A mitad del mismo mes, se buceó bajo la presa de la central del Retorno y se observó una gran aglomeración de loinas adultas e hinchadas. Estaban en aguas muy tranquilas y con mucho refugio. Arriba de la presa también se observaron loinas aunque en mucha menor cantidad.

Con estos datos se formulan dos hipótesis. Una, que las loinas al subir para frezar, encuentran ahí un sitio con las condiciones ideales para ello. La otra es que la presa de la central del Retorno actúe como barrera infranqueable o casi infranqueable y así, las loinas se queden retenidas aguas abajo la presa. Conviene mencionar que se observaron abundantes truchas arco iris de talla mayor de 40cm, lo que supone un relevante riesgo de depredación para alevines y adultos de loina.

Aguas arriba de Contreras, más concretamente, en el azud de Cristina, se buceó en marzo de 2008 y solamente se observó la presencia de barbos. Cabe referir el hecho de que el agua estaba bastante fría. En un segundo intento, en abril, no pudimos bucear pues el río iba con caudal alto y el agua estaba muy turbia.

6.2 ESTRUCTURA FÍSICA DEL HÁBITAT

6.2.1 Río Cabriel. Representatividad de unidades hidromorfológicas

En este río se han analizado ocho tramos, que se repitieron cada año de muestreo. La longitud total de los 8 tramos suma aproximadamente 9km, y su ubicación geográfica se muestra en la Figura 5-1. del apartado 5 (Localización de los puntos de estudio). En los tres años, se empezó por muestrear los tramos del Cabriel bajo Contreras, por una cuestión de tiempo (por la suelta de agua en mayo), y posteriormente los de aguas arriba y los situados en otros ríos. A continuación se presentan los resultados de los tres años de muestreo en el río Cabriel, separados en dos puntos, aguas arriba del embalse de Contreras (Cabriel Alto) y aguas abajo del embalse (Cabriel Bajo).

- Cabriel Alto (Comunidad de Castilla La Mancha): aguas arriba del embalse de Contreras fueron marcados cuatro tramos, dos arriba del azud de Cristinas y dos abajo para, de este modo, poder contrastar dos de las hipótesis planteadas inicialmente: las “barreras físicas” como limitación a su dispersión y desarrollo natural así como la posibilidad de que la boga (presente aguas abajo de dicho azud) sea una especie competidora capaz de excluir a la loina. Los cuatro tramos de estudio fueron:

- Boniches (C1): Aguas arriba de la confluencia del Cabriel con el Mayor, en el término municipal Boniches.
- El Cañizar (C2): Aguas abajo de la confluencia con el Mayor y arriba del azud de Cristinas, en la finca del mismo nombre.
- Villar del Humo (C3): Aguas abajo del azud de Cristinas, en el término municipal Villar del Humo.
- Villora (C4): En el área recreativa del término municipal Villora.

El muestreo del mesohábitat en el Cabriel Alto fue hecho en abril y mayo en 2006, febrero en 2007 y junio y julio en 2008.

Comparando las gráficas de la Figura 6-2 se aprecia un aumento de la representatividad en términos de longitudes de corrientes de 2006 para 2008 en los tramos altos del río Cabriel. Los mesohábitats lentos (tablas y pozas) que en 2006 representaban más de la mitad de la longitud absoluta medida, en 2007 y 2008, redujeron su representatividad más de la mitad (siendo incluso menor que la longitud medida). Sin embargo, en los mesohábitats *rápidos* (corrientes, rápidos y runs) se observa un incremento de su representatividad de longitud medida a lo largo de los años de muestreo, especialmente en las corrientes como se ha referido anteriormente. Las pozas dominan los mesohábitats *lentos* y las corrientes los

mesohábitats *rápidos*. Mientras que en 2006 predominaban claramente los mesohábitats lentos, en 2007 están más equilibrados y, en 2008 predominan los mesohábitats rápidos. Estos cambios se pueden deber a que cada muestreo se realizó con distintos caudales. Al contrario que en 2006, en 2007 se encontraron runs en los tramos Villar del Humo y Villora, y en 2008 en los tramos Boniches y El Cañizar. Nótese que el caudal no es igual en los tramos de un año al otro ya que los muestreos no coincidieron en las mismas fechas. Esto puede explicar el cambio en las proporciones de longitud descritas.

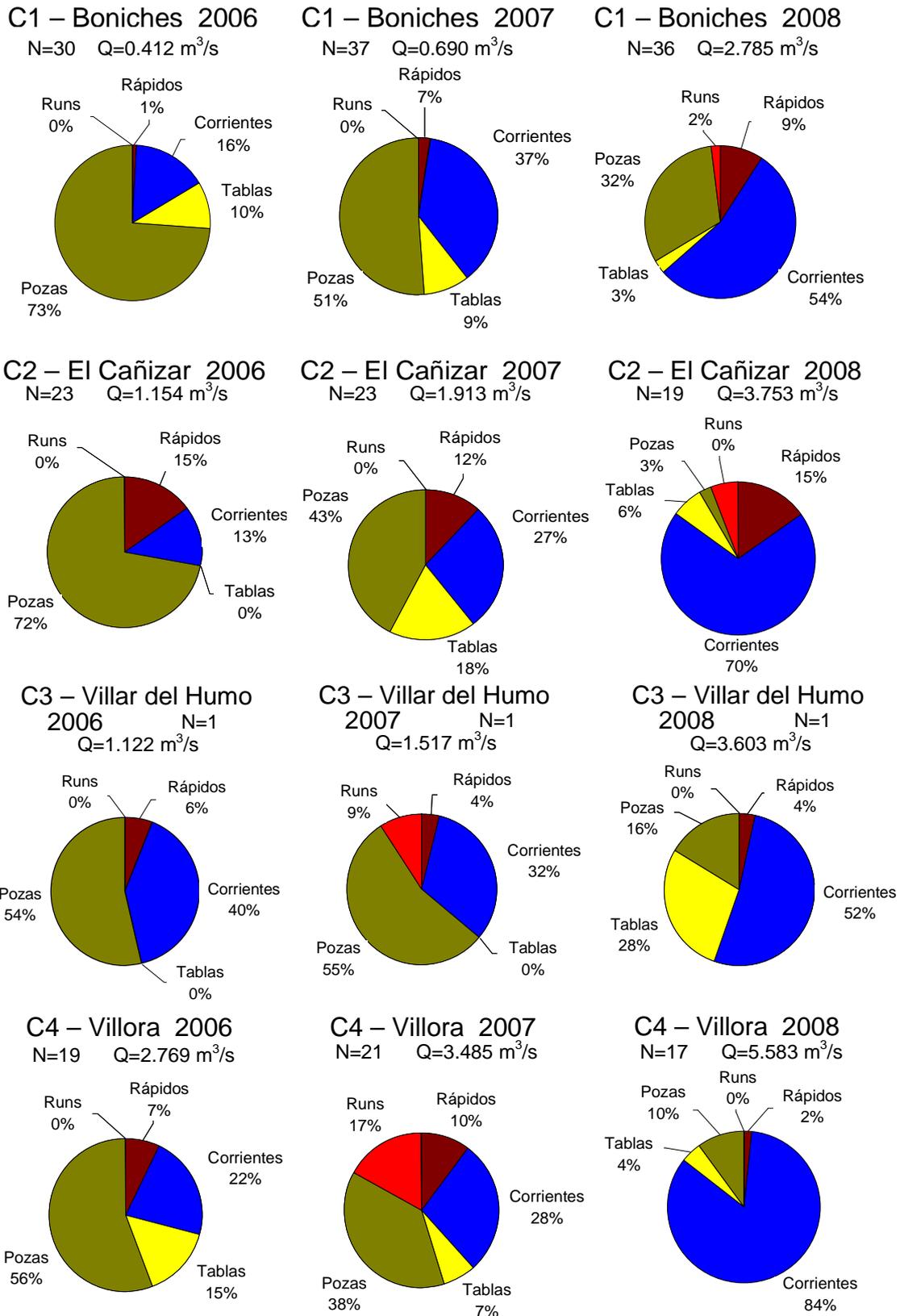


Figura 6-2. Porcentaje de longitudes absolutas de mesohábitats en los tramos arriba de la presa de Contreras en el río Cabriel. El N es la cantidad de mesohábitats descritos en el tramo y el Q el caudal que corría en el día de muestreo.

• Cabriel Bajo (Comunidad Valenciana y Castilla La Mancha): aguas abajo de Contreras fueron seleccionados cuatro puntos, distribuidos hasta Cofrentes y separados por ramblas que van a desembocar al Cabriel:

- Hoces del Cabriel (C5): Justo bajo Contreras, en las Hoces del Cabriel.
- El Retorno (C6): Aguas abajo de la entrada de la Rambla Consolación, en el lugar de dicho nombre.
- Pelichán (C7): Aguas abajo de la entrada de la Rambla Caballero o Albosa, en el lugar de dicho nombre.
- Casas del Río (C8): Aguas abajo de la entrada de la Rambla Campiñana.

El estudio de los mesohábitats en el Cabriel bajo Contreras fue en marzo en 2006, febrero en 2007 y finalmente entre enero y febrero de 2008.

En la Figura 6-3 se observa que los mesohábitats *lentos*, en los tramos Hoces Cabriel y El Retorno, son los más representativos, con longitudes absolutas superiores al 70% del total de longitudes de estos dos tramos. En los tramos Pelichán y Casas del Río se observa lo contrario: los mesohábitats rápidos (corrientes, rápidos y runs) son los más representativos, con más de 65% de la longitud absoluta de los tramos, siendo las corrientes el mesohábitat con porcentajes de longitud absoluta más elevadas. Sin embargo, en 2006, en el tramo Pelichán hay una predominancia de la longitud de los tramos lentos (64%). El cambio en las proporciones de longitud puede ser explicado por los diferentes caudales medidos año tras año.

Por el interés especial que general el tramo C5 es necesario hacer especial mención de las proporciones de mesohábitats que presenta. El tramo C5 es aquel que con mayor intensidad recibe la acción de la presa de Contreras lo que puede alteras su relación de mesohábitats así como ciertas características de estos.

El tramo C5 posee la proporción más alta de mesohábitats lentos. Este porcentaje es muy similar al que posee el tramo C6 El Retorno. De esta circunstancia se deduce que la proporción de mesohábitat no es el factor limitante para la presencia de loina porque como se verá a continuación el tramo C6 es el que posee las mayores concentraciones de individuos.

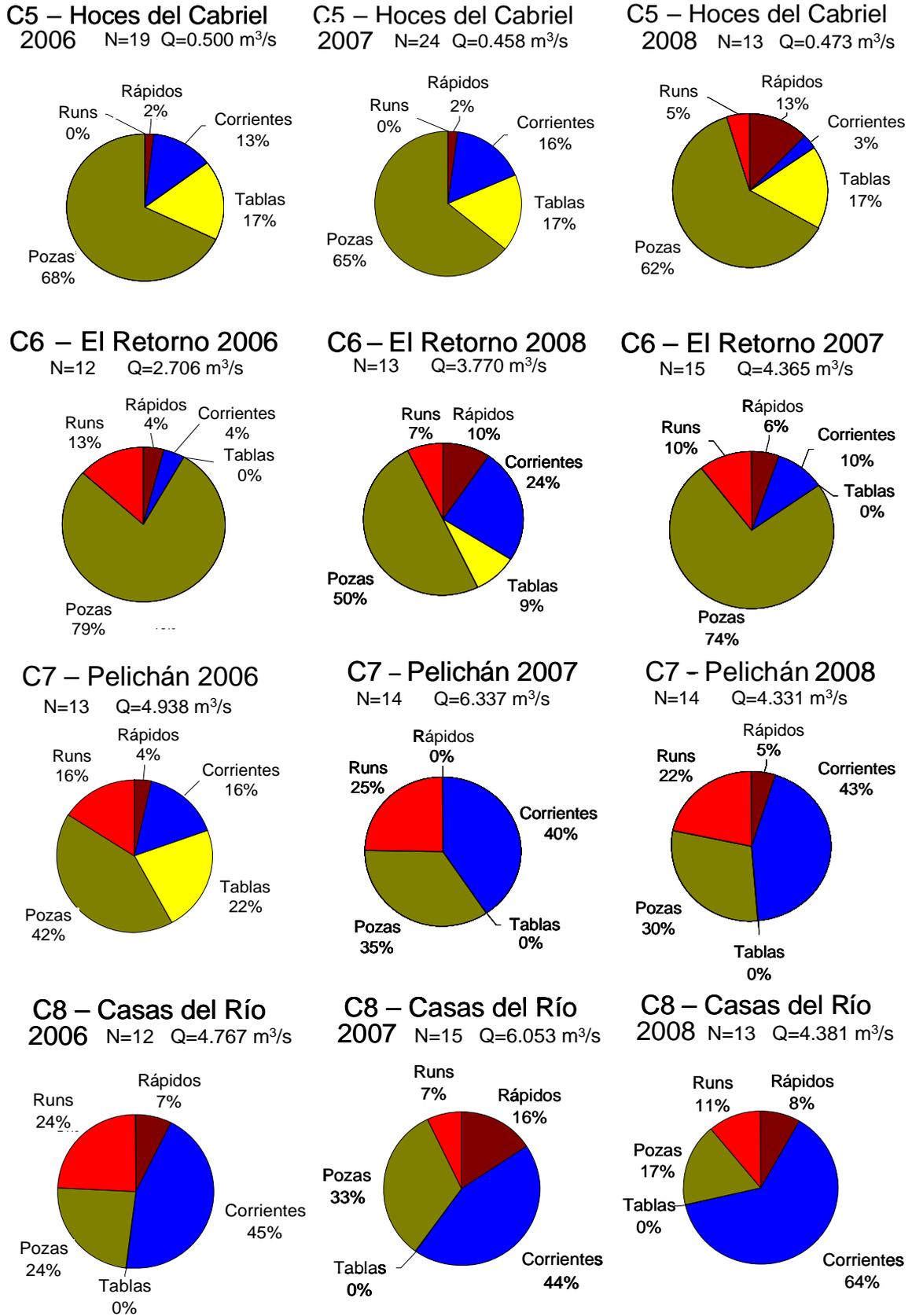


Figura 6-3. Porcentaje de longitudes de mesohábitats en los tramos aguas abajo de la presa de Contreras en el río Cabriel. El N es la cantidad de mesohábitats descritos en el tramo y el Q el caudal que corría en el día de muestreo.

6.2.2 Río Cabriel. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat

A continuación se presenta un resumen de los datos y resultados del conjunto de mediciones realizadas. Este resumen se presenta tanto para los tramos altos (arriba de Contreras), como para los tramos bajos (bajo de Contreras). Por una cuestión de presentación hemos resumido los datos a su promedio por tipo de mesohábitat tanto arriba como bajo Contreras y sólo las variables que son más significativas.

Tabla 6-1. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato del los cinco tipos de hábitats presentes en el río Cabriel arriba y debajo de la presa de Contreras en el año 2006.

Cabriel Arriba Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	22,0	31,0	68,7	69,9	0,0
Anchura (m)	7,3	7,1	5,6	8,7	0,0
Prof. Media (m)	0,4	0,6	0,6	1,0	0,0
Remanso Roca (m2)	0,9	2,2	0,0	2,2	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,3	2,3	5,2	9,3	0,0
CR (%)	13,3	15,1	3,3	15,2	0,0
GR (%)	13,8	16,5	9,2	16,1	0,0
L (%)	0,7	3,8	1,7	8,9	0,0
V (%)	17,8	17,3	7,5	16,5	0,0
Recubrimiento finos (%)	10,0	18,7	11,7	33,4	0,0
Cabriel Abajo Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	34,8	54,3	216,1	104,7	0,0
Anchura (m)	13,5	15,0	17,7	14,8	0,0
Prof. Media (m)	0,5	0,5	0,7	1,0	0,0
Remanso Roca (m2)	2,3	4,5	25,5	6,5	0,0
Remanso Veg. (m2)	3,0	10,8	262,0	36,9	0,0
CR (%)	34,2	37,9	27,5	23,9	0,0
GR (%)	5,8	19,1	12,5	16,9	0,0
L (%)	5,0	6,5	7,5	10,0	0,0
V (%)	0,8	7,6	32,5	14,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	48,3	50,3	52,5	59,8	0,0

Tabla 6-2. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato de los cinco tipos de hábitats presentes en el río Cabriel arriba y debajo de la presa de Contreras en el año 2007.

Cabriel Arriba Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	20,7	31,1	82,1	60,0	90,7
Anchura (m)	8,6	7,8	8,4	8,5	9,5
Prof. Media (m)	0,4	0,6	0,9	1,1	0,8
Remanso Roca (m2)	2,7	1,1	0,1	0,9	0,0
Remanso Veg. (m2)	3,4	10,7	14,4	20,6	61,3
CR (%)	20,6	17,6	16,7	14,7	16,7
GR (%)	21,0	24,1	20,0	22,1	28,3
L (%)	13,1	16,8	29,0	21,7	15,0
V (%)	14,4	16,3	21,3	15,8	11,7
Recubrimiento finos (%)	28,4	33,3	54,0	44,9	35,0

Cabriel Abajo Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	38,5	49,7	201,0	76,1	91,4
Anchura (m)	15,2	16,1	16,0	15,2	16,4
Prof. Media (m)	0,5	0,5	0,4	1,0	1,0
Remanso Roca (m2)	15,3	9,6	0,0	23,2	1,5
Remanso Veg. (m2)	0,8	7,3	79,0	58,6	25,2
CR (%)	30,7	30,6	30,0	22,9	30,0
GR (%)	14,0	17,1	0,0	18,7	22,0
L (%)	17,1	20,4	20,0	24,3	21,0
V (%)	7,0	20,0	20,0	17,5	15,0
Recubrimiento finos (%)	46,4	53,8	70,0	66,8	55,0

Tabla 6-3. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato de los cinco tipos de hábitats presentes en el río Cabriel arriba y debajo de la presa de Contreras en el año 2008.

Cabriel Arriba Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	30,2	57,4	89,0	40,5	44,6
Anchura (m)	10,7	9,4	11,8	9,2	10,2
Prof. Media (m)	0,6	1,2	1,8	1,7	1,2
Remanso Roca (m2)	0,0	9,4	0,0	6,6	0,0
Remanso Veg. (m2)	16,3	43,1	0,0	9,5	0,0
CR (%)	11,4	22,3	12,5	13,8	0,0
GR (%)	20,8	44,2	28,0	28,2	35,0
L (%)	10,0	9,6	12,0	15,6	5,0
V (%)	63,6	40,8	7,0	14,1	5,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	3,9	12,0	13,1	7,5

Cabriel Abajo Contreras	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	55,5	76,8	145,0	87,1	97,6
Anchura (m)	16,2	15,9	14,8	15,3	15,3
Prof. Media (m)	0,5	0,9	1,7	1,5	1,3
Remanso Roca (m2)	7,0	9,9	0,0	5,7	1,0
Remanso Veg. (m2)	5,1	6,7	0,0	18,3	29,4
CR (%)	31,7	22,1	12,5	13,3	5,0
GR (%)	20,0	15,3	10,0	19,3	29,0
L (%)	27,5	21,9	32,5	30,0	11,3
V (%)	48,3	54,4	70,0	49,4	57,5
Recubrimiento finos (%)	28,6	42,6	52,5	42,0	40,0

En general se da una tendencia lógica, ya que las anchuras medias de los mesohábitats de los tramos del Cabriel bajo son más grandes que las de los tramos del Cabriel alto. Se observa que los mesohábitats *lentos* (pozas y tablas) son los que tienen la profundidad media más elevada, con excepción del año 2007 que, aguas abajo Contreras, los *runs* tiene un valor medio superior al de las tablas.

A lo largo de los tres años de muestreo se puede observar que el sustrato no es regular. Sin embargo, se nota una vegetación acuática bien asentada sobre el lecho del cauce en todos los tipos de mesohábitats, lo que puede ser importante tanto como refugio como lugar donde encontrar alimento (invertebrados y perifiton).

Observando el recubrimiento por finos, a grandes rasgos se observa una tendencia: aguas arriba de Contreras, el río suele presentar menos sedimentación que aguas abajo. Esto ocurre los tres años de muestreo. A pesar de que bajo Contreras el agua suele ser cristalina y con poca carga en suspensión (pues casi todo el sedimento fino es retenido por la presa), cuando hay tormentas sí parece haber una aportación de finos, además de formarse concreciones de carbonato cálcico.

Si nos fijamos en la superficie de remansos, observamos que, en general, para los tres años, la mayor aportación en superficie se debe a la presencia de vegetación (especies emergentes en zonas someras), respecto a la irregularidad en el contorno de orillas. Esas superficies de remanso pueden tener un papel importante en la población de loina, ya que pueden servir de refugio o de lugar de descanso cuando migran hacia aguas arriba.

6.2.3 Disponibilidad de mesohábitats lentos en relación al caudal (río Cabriel)

Considerando los resultados de mesohábitat realizados con distintos caudales, se observa una tendencia clara: a mayores caudales, la proporción de hábitats *rápidos* (corrientes, rápidos, runs) aumenta respecto a la de hábitats *lentos* (pozas y tablas). Este resultado es lógico y los datos reflejan bien los cambios hidráulicos (como también vemos en la figura). La importancia de los mesohábitats lentos para la loina ha sido recogida en el apartado 6.3.12, *Relación entre abundancia de loina y las características de los mesohábitats*.

En este trabajo se había planteado la hipótesis de que el régimen de caudales, bajo el embalse de Contreras, afecta de modo importante a la disponibilidad de los hábitats idóneos para la loina, y por tanto también afecta a los microhábitats disponibles. La comparativa directa de datos de campo de mesohábitats se ha realizado con muestreos de finales de invierno aguas abajo de presa (C5 a C8) con caudales bajos, respecto a los tramos altos en primavera (C1 a C4) con caudales altos, por lo que estos resultados no son directamente comparables. Por ello es necesario estimar el grado de variación de los mesohábitats con el caudal. El objetivo de esta comparación es muy sencillo, estimar como se reduce el porcentaje de mesohábitats lentos (óptimos para loina) cuando se producen caudales altos en verano, respecto al porcentaje que debería haber con un régimen aproximadamente natural bajo la presa.

Los datos obtenidos y una línea de tendencia lineal (el resto aportaban un r^2 menor), se pueden ver en la figura. Se observan diferencias morfológicas claras entre tramos altos y bajos, es decir que la evolución de los mesohábitats con el caudal es distinta en cada zona. Como es lógico, hay una mayor proporción de mesohábitats lentos en los tramos bajos (para un mismo caudal), debido a la evolución morfológica natural de los ríos hacia aguas abajo (que pierden pendiente al aumentar el caudal medio).

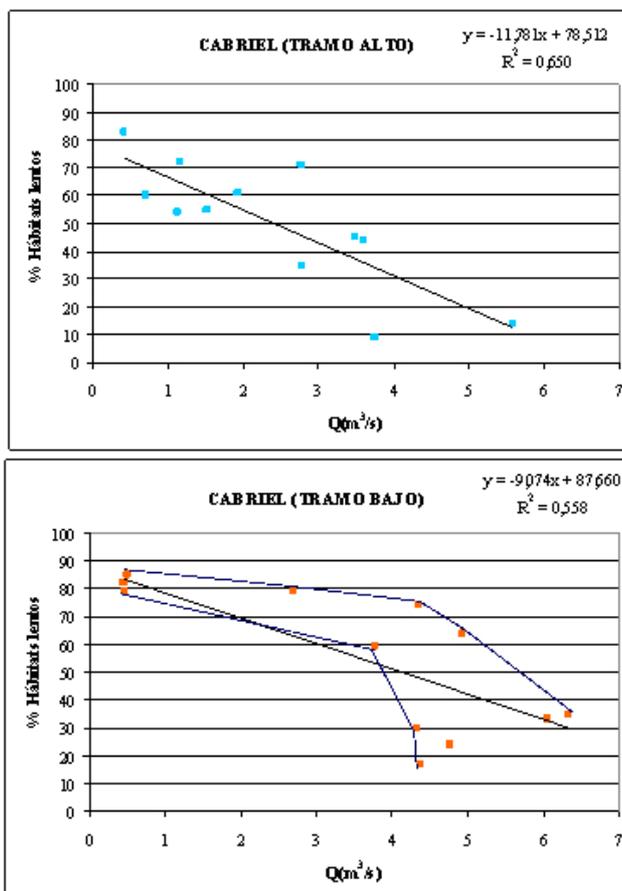


Figura 6-4. Análisis de la tendencia de la proporción de mesohábitats lentos (tablas + pozas) con el caudal, en tramos altos (C1 a C4) y tramos bajos (C5 a C8) del río Cabriel. En ambos casos se muestra una tendencia lineal, aunque en tramos bajos se ha añadido una envolvente de los datos.

Al realizar una envolvente de los puntos obtenidos en tramos bajos (C5 a C8), se observa que la tendencia global decreciente es más fuerte a partir de caudales superiores a $4 \text{ m}^3/\text{s}$. Se puede establecer un intervalo entre 4 y $5 \text{ m}^3/\text{s}$ en que comienza este fuerte descenso, y a partir de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ los porcentajes de mesohábitats lentos se sitúan en todo caso cerca del 30%.

6.2.4 Río Magro. Representatividad de unidades hidromorfológicas.

Se plantearon dos puntos de muestreo en este río, los cuales fueron iguales en los tres años de muestreo, aguas arriba y aguas abajo del Embalse de Forata:

- Hortunas (M1): Aguas arriba del Embalse, en el término municipal de Requena.
- Llombai (M2): Aguas abajo del Embalse, en el término municipal de Llombai.

En 2006, los tramos fueron muestreados en marzo (Hortunas) y mayo (Llombai). En 2007 los muestreamos ambos en mayo y en 2008 en julio.

Los resultados muestran que hay una proporción muy equilibrada de longitud absolutas de mesohábitats *lentos* frente a los *rápidos* en el tramo Hortunas en 2007 y 2008. Sin embargo, en 2006, existe un dominio de los mesohábitats lentos (69%), formados estos únicamente por pozas. En el tramo Llombai, en 2006 y 2008 también hay una proporción equilibrada de los dos tipos de hábitats. En 2007, en este tramo, existe una dominancia clarísima (aprox. 75%) de longitud absolutas de mesohábitats *rápidos* (Figura 6-5). Importante referir que el tramo Llombai se termina justo aguas arriba de una poza producida por un azud de riego. En dicha zona nos consta que se han pescado loinas hace pocos años (por pesca eléctrica) pero también que hubo una gran mortalidad de ellas en un periodo en que la gestión del azud no fue la más correcta.

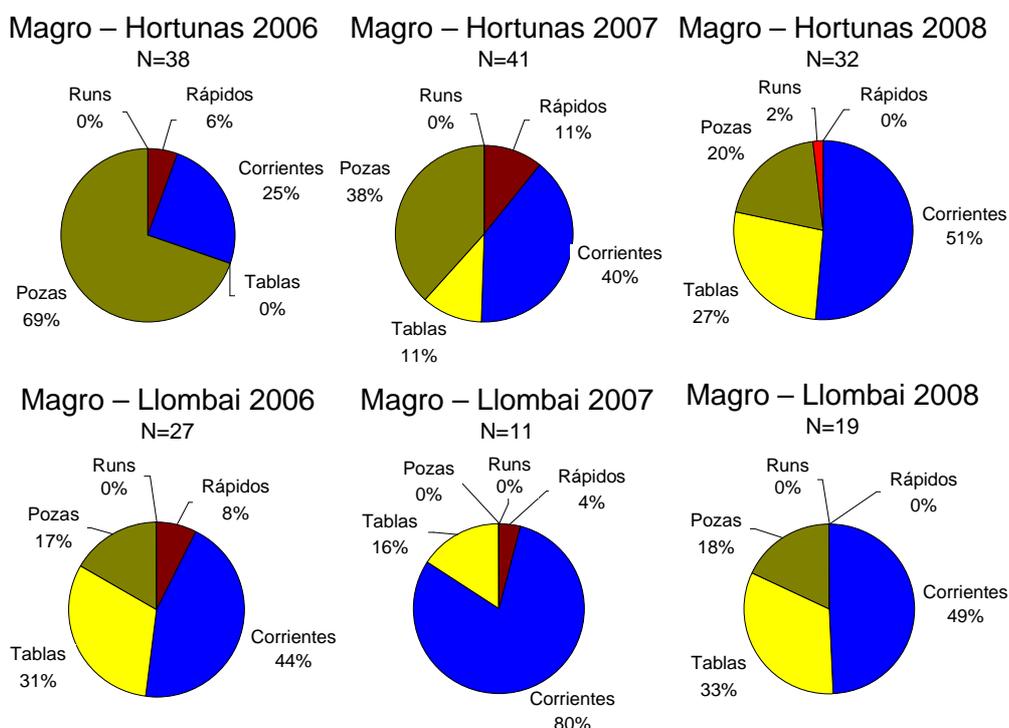


Figura 6-5. Porcentaje de longitudes de mesohábitats en los tramos del río Magro en los tres años de muestreo.

6.2.5 Río Magro. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat

A continuación se presentan tres tablas de valores medios de las variables de dimensiones de los mesohábitats, del sustrato y de la complejidad del hábitat del río Magro.

Las Tabla 6-4, Tabla 6-5 y Tabla 6-6 muestran una gran variabilidad de los dos tramos entre los tres años de muestreo. En 2006 y 2007, en ambos tramos, los hábitats más largos son los de tipo lento (tablas y pozas). En 2008, el tipo de hábitat más largo es las corrientes (45m) en Hortunas y, en Llombai, las tablas y corrientes comparten este título (31.5m). Los hábitats más profundos son las pozas y tablas.

Dos de los tipos de sustrato más abundantes en 2006 y 2007 son los cantos rodados (CR) y la grava (GR). En 2008, el limo (L) domina en casi todos los tipos de hábitats de los dos tramos. Observando el recubrimiento por finos, a grandes rasgos se observa una tendencia, que, en Hortunas, el río suele presentar más sedimentación que Llombai. Esto ocurre los tres años de muestreo.

Si nos fijamos en la superficie de remansos, observamos que, en general para los tres años, la mayor aportación en superficie se debe a la presencia de vegetación (especies emergentes en zonas someras), respecto a la irregularidad en el contorno de orillas. Esas superficies de remanso pueden tener un papel importante en la población de loina, ya que pueden servir de refugio o de local de descanso cuando migran hacia aguas arriba.

Tabla 6-4. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato del los cinco tipos de hábitats presentes en el río Magro en Hortunas y Llombai en el año 2006.

Magro Hortunas	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	15,1	19,3	0,0	33,3	0,0
Anchura (m)	2,6	3,0	0,0	4,7	0,0
Prof. Media (m)	0,2	0,3	0,0	0,5	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,3	0,0	6,5	0,0
Remanso Veg. (m2)	4,5	4,2	0,0	5,9	0,0
CR (%)	33,8	25,0	0,0	20,9	0,0
GR (%)	22,5	21,1	0,0	22,2	0,0
L (%)	8,8	22,5	0,0	25,4	0,0
V (%)	23,8	14,3	0,0	18,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	40,0	62,9	0,0	74,1	0,0
Magro Llombai	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	13,2	18,3	54,7	58,0	0,0
Anchura (m)	6,9	7,8	7,4	15,4	0,0
Prof. Media (m)	0,3	0,4	0,3	0,5	0,0
Remanso Roca (m2)	0,1	0,6	0,0	16,5	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,6	5,3	22,5	4,2	0,0
CR (%)	22,5	23,2	16,3	10,0	0,0
GR (%)	21,3	23,5	32,5	12,5	0,0
L (%)	3,8	2,4	3,8	17,5	0,0
V (%)	11,3	13,5	6,3	5,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	5,0	12,1	6,3	55,0	0,0

Tabla 6-5. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato de los cinco tipos de hábitats presentes en el río Magro en Hortunas y Llombai en el año 2007.

Magro Hortunas	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	11,7	22,7	55,3	28,7	0,0
Anchura (m)	2,8	3,9	4,6	5,5	0,0
Prof. Media (m)	0,3	0,3	0,5	0,6	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Remanso Veg. (m2)	3,5	8,6	34,8	26,7	0,0
CR (%)	26,7	20,0	30,0	14,6	0,0
GR (%)	23,3	24,4	30,0	19,6	0,0
L (%)	5,6	12,6	10,0	26,2	0,0
V (%)	14,4	17,4	15,0	17,7	0,0
Recubrimiento finos (%)	16,1	33,2	45,0	70,8	0,0

Magro Llombai	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	23,4	50,8	90,0	0,0	0,0
Anchura (m)	8,4	13,1	22,5	0,0	0,0
Prof. Media (m)	0,4	0,5	0,8	0,0	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Remanso Veg. (m2)	4,8	82,0	327,0	0,0	0,0
CR (%)	5,0	8,9	15,0	0,0	0,0
GR (%)	40,0	28,9	35,0	0,0	0,0
L (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
V (%)	5,0	23,3	5,0	0,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	17,2	25,0	0,0	0,0

Tabla 6-6. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato de los cinco tipos de hábitats presentes en el río Magro en Hortunas y Llombai en el año 2008.

Magro Hortunas	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	0,0	45,0	31,6	20,7	21,4
Anchura (m)	0,0	4,2	5,3	6,0	4,4
Prof. Media (m)	0,0	0,4	0,5	0,8	0,5
Remanso Roca (m2)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	161,3	29,6	52,9	85,6
CR (%)	0,0	20,0	15,0	30,0	0,0
GR (%)	0,0	65,0	35,0	30,0	70,0
L (%)	0,0	45,6	88,1	79,5	10,0
V (%)	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	50,0	77,2	86,5	50,0

Magro Llombai	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	0,0	31,5	31,5	26,2	0,0
Anchura (m)	0,0	6,9	16,3	13,5	0,0
Prof. Media (m)	0,0	0,4	0,5	0,6	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	23,5	0,0	0,0	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	352,9	383,4	302,0	0,0
CR (%)	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0
GR (%)	0,0	44,2	40,0	32,5	0,0
L (%)	0,0	60,0	10,0	26,7	0,0
V (%)	0,0	0,0	70,0	10,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	7,2	65,8	73,8	0,0

6.2.6 Río Pequeño Mijares. Representatividad de unidades hidromorfológicas

El tramo seleccionado (PM1) se encuentra en el puente que cruza la carretera CV-429 cercano a la localidad de Mijares (Comunidad Valenciana). El hecho que la vegetación cubría buena parte del cauce dificultó el muestreo e hizo imposible establecer otro tramo para los conteos de peces por buceo o pesca eléctrica.

En 2006 y 2007 este tramo fue muestreado en mayo y en 2008 en junio. En los tres años predominan las longitudes absolutas de los mesohábitats *lentos* (pozas) con cerca de 60% del total del tramo (Figura 6-6). Mientras en 2006 solo estaban representados tres tipos de unidades hidromorfológicas, pozas, corrientes y rápidos, en 2007 y 2008 surge un nuevo mesohábitat, la tabla.

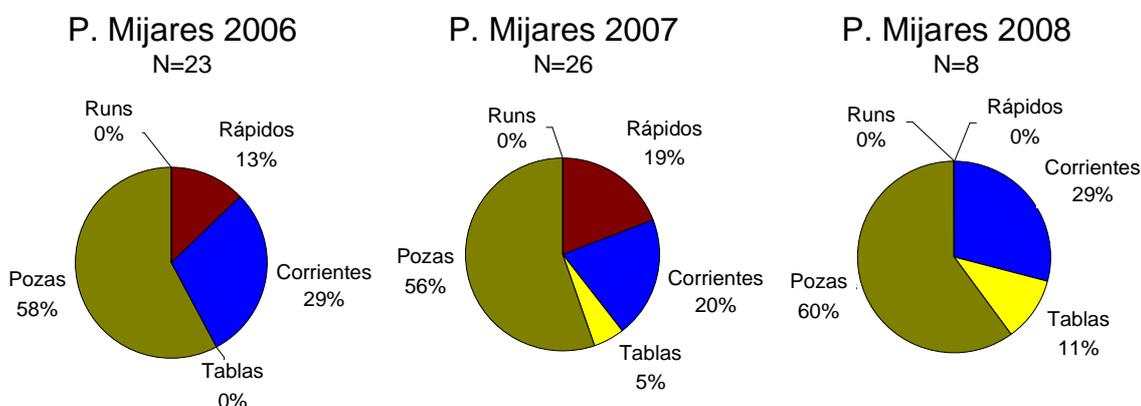


Figura 6-6. Porcentaje de longitudes de mesohábitats en los tramos del río Pequeño Mijares en los tres años de muestreo.

6.2.7 Río Pequeño Mijares. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat

La Tabla 6-7 presenta los valores medios de las variables de dimensiones de los mesohábitats, del sustrato y de la complejidad del hábitat del río Pequeño Mijares.

Se ha observado que las *pozas* tienen longitudes, anchuras y profundidades considerablemente más elevadas respecto a los mesohábitats *rápidos* (corrientes y rápidos). Al igual que 2006 y 2007, en 2008, no se han encontrado runs.

En el sustrato, puede apreciarse como el mayor porcentaje de limos se encuentra en las pozas, como cabe esperar, y el porcentaje de grava y gravilla en las pozas es muy baja en comparación con las tablas, corrientes y rápidos. Predomina el sustrato de tamaño medio y la vegetación está bien establecida en todos los mesohábitats del tramo.

Se observa como la media de recubrimientos de finos es relativamente bajo, estando ambos años muy cercano, entre el 15-20 %. Sin embargo, las pozas presentan valores medios muy elevados, por encima de los 70%.

Si nos fijamos en la superficie de remansos observamos como las superficies de remanso producidas por roca y vegetación suelen ser nulas, aunque en algunos hábitats la vegetación de orilla tiene una cierta representatividad en 2007.

Tabla 6-7. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato de los cinco tipos de hábitats presentes en el río Pequeño Mijares en los años 2006, 2007 y 2008.

P. Mijares 2006	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	8,5	11,8	0,0	33,2	0,0
Anchura (m)	1,0	1,5	0,0	4,9	0,0
Prof. Media (m)	0,1	0,2	0,0	0,8	0,0
Remanso Roca (m2)	0,3	0,2	0,0	0,4	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	0,2	0,0	1,2	0,0
CR (%)	19,0	24,4	0,0	10,0	0,0
GR (%)	15,0	13,5	0,0	10,0	0,0
L (%)	5,0	5,0	0,0	15,8	0,0
V (%)	19,2	13,5	0,0	15,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	14,2	13,0	0,0	85,0	0,0
P. Mijares 2007	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	7,4	10,5	22,0	28,5	0,0
Anchura (m)	2,0	1,8	1,7	4,5	0,0
Prof. Media (m)	0,2	0,3	0,3	0,8	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,3	1,5	2,9	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,3	0,6	0,3	8,1	0,0
CR (%)	18,3	16,9	20,0	10,0	0,0
GR (%)	18,3	21,9	30,0	10,0	0,0
L (%)	8,8	7,1	0,0	21,3	0,0
V (%)	22,9	23,8	15,0	25,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	11,4	15,0	10,0	71,3	0,0
P. Mijares 2008	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	0,0	9,0	13,3	24,5	0,0
Anchura (m)	0,0	3,4	5,0	4,8	0,0
Prof. Media (m)	0,0	0,7	0,3	0,9	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CR (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
GR (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
L (%)	0,0	10,0	80,0	63,3	0,0
V (%)	0,0	90,0	10,0	0,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	6,3	55,0	96,7	0,0

6.2.8 Río Mira. Representatividad de unidades hidromorfológicas

El tramo seleccionado está ubicado en la localidad de Mira, provincia de Cuenca (MV1). En 2006 y 2007 el tramo se muestreó en mayo. En 2008, por razones meteorológicas y logísticas, se hizo solo en noviembre. En la Figura 6-7 se observa como la proporción de longitudes absolutas de mesohábitats *rápidos* (corrientes y rápidos) es más grande que las de los *lentos* (pozas y tablas). A lo largo de los tres años esta representatividad se incrementa (del 52% en 2006 al 74% en 2008), siendo el mesohábitat corrientes el más representativo. En ninguno de los años de muestreo se encontraron runs.

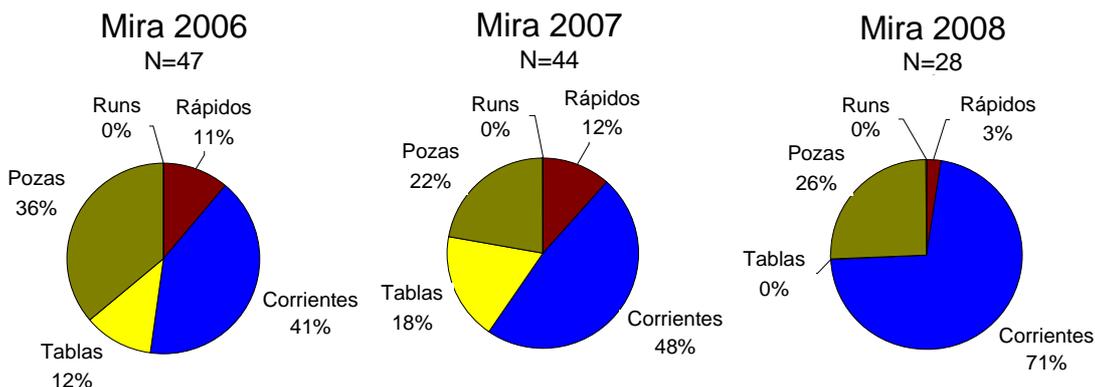


Figura 6-7. Porcentaje de longitudes de mesohábitats en los tramos del río Mira en los tres años de muestreo.

6.2.9 Río Mira. Caracterización de unidades hidromorfológicas y complejidad del hábitat

La Tabla 6-8 presenta los valores medios de las variables de dimensiones de los mesohábitats, del sustrato y de la complejidad del hábitat del río Mira.

Respeto a las dimensiones de los hábitats, el año 2008 es diferente del 2006 y 2007. En general, pasa lo mismo en 2006 y 2007, los mesohábitats *lentos* (pozas y tablas) tienen las mayores longitudes, anchuras y profundidades en respecto a los mesohábitats *rápidos* (corriente y rápido). En 2008, pasa al revés, los mesohábitats *rápidos* son los más largos y anchos. Los mesohábitats *lentos* son los más profundos.

En el tramo seleccionado el porcentaje de sedimentos finos es mayor en las pozas y tablas que en los rápidos y corrientes, como es lógico. Los sustratos medios, grava, cubren la mayor parte del cauce; la vegetación aparece también, aunque con una representatividad muy baja.

Se observa como la mediana de recubrimientos de finos es relativamente elevada en 2006 y 2007, a no existir en 2008.

En los dos primeros años de muestreo, las superficies de remanso producidas por roca y vegetación son muy bajas en casi todos los casos, e incluso en los hábitats donde más hay es casi inapreciable.

Tabla 6-8. Valores medios de variables de dimensión, complejidad y sustrato del los cinco tipos de hábitats presentes en el río Mira en los años 2006, 2007 y 2008.

Mira 2006	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	14,1	21,7	39,3	21,5	0,0
Anchura (m)	3,0	3,4	3,6	3,7	0,0
Prof. Media (m)	0,2	0,3	0,5	0,5	0,0
Remanso Roca (m2)	0,8	0,4	0,1	1,1	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	0,4	0,2	0,2	0,0
CR (%)	21,6	16,5	20,0	11,7	0,0
GR (%)	30,4	28,7	28,3	21,2	0,0
L (%)	9,3	15,3	16,7	19,0	0,0
V (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	18,8	38,9	53,3	52,6	0,0
Mira 2007	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	13,8	22,3	28,4	20,9	0,0
Anchura (m)	3,3	3,6	3,5	4,1	0,0
Prof. Media (m)	0,3	0,5	0,7	0,7	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	0,2	0,1	0,3	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	0,3	0,2	0,8	0,0
CR (%)	7,5	4,5	8,3	5,0	0,0
GR (%)	31,3	30,3	24,2	25,5	0,0
L (%)	7,5	10,3	10,8	11,5	0,0
V (%)	9,4	6,3	3,3	5,5	0,0
Recubrimiento finos (%)	25,0	37,3	35,0	49,0	0,0
Mira 2008	Rápidos	Corrientes	Tablas	Pozas	Runs
Longitud (m)	25,3	42,2	0,0	25,8	0,0
Anchura (m)	3,5	3,7	0,0	4,0	0,0
Prof. Media (m)	0,2	0,3	0,0	0,5	0,0
Remanso Roca (m2)	0,0	7,8	0,0	9,3	0,0
Remanso Veg. (m2)	0,0	8,9	0,0	0,0	0,0
CR (%)	5,0	20,0	0,0	41,7	0,0
GR (%)	60,0	38,0	0,0	30,8	0,0
L (%)	0,0	10,0	0,0	32,5	0,0
V (%)	15,0	11,7	0,0	10,0	0,0
Recubrimiento finos (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

6.2.10 Comparativa de unidades hidromorfológicas entre ríos.

A continuación se presenta la Tabla 6-9 que contiene las proporciones de longitud de los mesohábitats de los tramos del Cabriel (C1, C2, C3 y C4), Magro (Hortunas y Llombai), P. Mijares y Mira. En general, la variabilidad interanual de los hábitats con el caudal hace que no se vean diferencias importantes en cuanto a las proporciones de rápidos y corrientes, es decir, que a priori los 4 tramos fuera del Cabriel cuentan con una proporción de mesohábitats rápidos similar a los 4 tramos del alto Cabriel (los de mayores poblaciones). En cuanto a los mesohábitats lentos se ven diferencias apreciables, en cuanto a que el alto Cabriel cuenta con una proporción mayor de pozas, y menor de tablas, respecto de los otros 4 tramos estudiados. Los trabajos de campo indicaron que las dimensiones entre estos ríos se asemejan, aunque el río Magro se suele secar en ciertos tramos, cosa que no pasa en el Cabriel.

Tabla 6-9. Comparativa entre las proporciones de longitud de los diferentes tipos de mesohábitats entre los tramos del río Cabriel arriba Contreras (C1, 2, 3 y 4), del río Magro (M1- Hortunas; M2- Llobbai), del río P. Mijares y del río Mira.

Rápidos	C1	C2	C3	C4	Magro1	Magro2	P,Mijares	Mira
2006	1,0	15,0	6,2	7,4	22,3	9,2	15,9	14,6
2007	2,6	11,9	3,8	10,4	9,9	14,3	10,8	16,2
2008	9,1	15,4	3,6	1,6	0,0	0,0	0,0	27,1
Corrientes								
2006	15,5	13,2	40,1	21,7	28,5	12,7	22,1	22,5
2007	37,0	27,5	32,4	27,9	19,2	30,9	15,4	26,1
2008	54,6	69,7	51,6	84,0	37,9	35,3	19,3	45,2
Pozas								
2006	74,0	71,8	53,7	55,9	49,2	40,2	62,1	22,3
2007	51,1	42,5	54,6	37,9	24,2	0,0	41,7	24,5
2008	31,6	2,6	16,4	10,1	17,4	29,4	52,5	27,7
Tablas								
2006	9,5	0,0	0,0	15,1	0,0	37,9	0,0	40,7
2007	9,3	18,1	0,0	7,0	46,7	54,8	32,2	33,3
2008	2,7	6,5	28,3	4,2	26,6	35,3	28,3	0,0
Runs								
2006	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2007	0,0	0,0	9,2	16,8	0,0	0,0	0,0	0,0
2008	2,0	5,8	0,0	0,0	18,0	0,0	0,0	0,0

6.3 EVALUACIÓN DE ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN

Los conteos por buceo solo se han podido realizar en el río Cabriel. En los demás ríos el agua estaba muy turbia para bucear. Se presentan figuras con la localización de loina, de cotos intensivos de pesca y de datos históricos de presencia de loina. También se presenta la proporción de individuos de especies autóctonas para los diferentes ríos muestreados. Esta proporción es uno de los indicadores del estado ecológico que se especifican en la Instrucción de Planificación Hidrológica, publicado recientemente (ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, publicada en BOE núm. 229, el lunes 22 de septiembre de 2008).

6.3.1 Datos históricos de presencia de loina

Como ya fue dicho en el apartado Introducción, la loina parece haber sufrido un drástico descenso poblacional en los últimos años (Doadrio, 2003). La Figura 6-8 refleja este hecho. Históricamente, los datos indican que la loina se distribuía por casi todo el río Júcar. Los muestreos de Perea, 2004 muestra una grande regresión, encontrándose loina solamente en el río Cabriel (en apenas dos áreas).

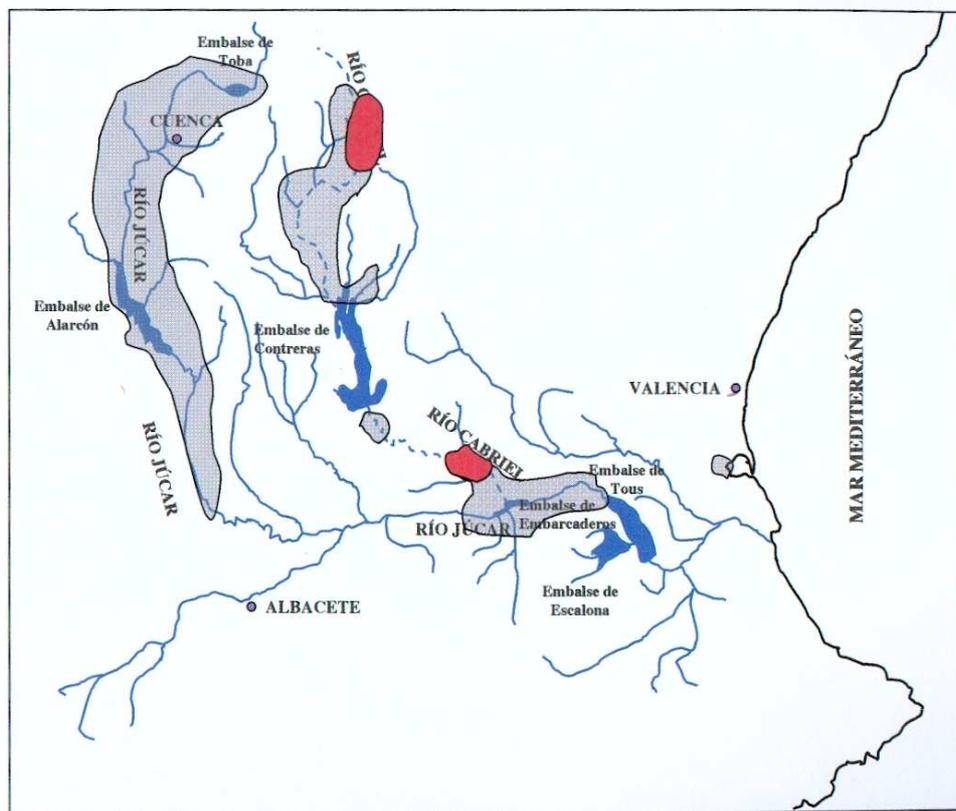


Figura 6-8. Mapa de la distribución de loina en la cuenca del Júcar. A gris están las áreas de distribución histórica de la especie y a rojo la distribución según Perea (adaptado de Perea, 2004).

6.3.2 Datos actuales de presencia de loina

Para conocer mejor la abundancia y distribución actual de loina, se muestrearon por pesca eléctrica y por buceo la Cuenca del Júcar. Los muestreos de pesca eléctrica fueron:

- Río Cabriel: Con el objetivo de conocer las proporciones de boga del río y de loina se pescó en el puente de la carretera que va de Cardenete a Villar del Humo (tramo C3)
- Río Magro: pedanía de Hortunas y en Llombai.
- Río Villora: en el puente del término municipal de Villora.
- Río Júcar: en el puente de la carretera que va a Beamud (Cuenca), en el municipio de Villalba (Cuenca), cercano al municipio de Villar de Olalla (Cuenca), en Alarcón (Cuenca), abajo de la central del Picazo (Cuenca), abajo de la central de La Losa (Casasimarro, Cuenca), abajo del embalse de Los Nuevos (Casasimarro, Cuenca), abajo de la central del Batanejo (Villalgordo del Júcar, Albacete), abajo la presa de la Manchega en Quitapellejos (Tarazona, Albacete), abajo la presa de la Marmota (Tarazona, Albacete), en Pinares del Júcar (Tarazona, Albacete), en el puente de la carretera que va a Valdeganga (Albacete), aguas abajo del embalse del Molinar en Jalance (Valencia) y en el puente de la CV-580 que va a Dos Aguas (Valencia).
- Rambla Caballero o Albosa: Previo a su llegada al Cabriel.
- Rambla Consolación: Previo a su llegada al Cabriel.
- Río Mira: En la localidad conquense de Mira.

En la figura 6.9 se expone la distribución de loina obtenida en los tres años de muestreo. Apenas se detectaron loinas en 7 de los 8 tramos del río Cabriel (no se detectaron en el tramo Hoces del Cabriel – C5) y en Montroy/Llombai en el río Magro (apenas en los muestreos de pesca eléctrica de la Consellería).

Como se ha mencionado en metodología, están representados los puntos de muestreo de buceo, pesca eléctrica de nuestro equipo y del Servicio de Biodiversidad de la Generalitat Valenciana (personal de la piscifactoría del Palmar). Además, la Asociación para el Desarrollo Integral Mancha Júcar-Centro, Asociación para el Desarrollo Integral de la Manchuela Conquense (ADIMAN), Club Deportivo Elemental de Pescadores/As Barbos del Júcar, y gestores del proyecto EFLUS, nos han permitido utilizar datos procedentes del estudio “Evaluación de las poblaciones de peces en el río Júcar bajo el embalse de Alarcón, en las comarcas de la Manchuela Conquense (Cuenca) y la Mancha Júcar-Centro (Albacete)” (informe técnico de la UPV-IGIC).

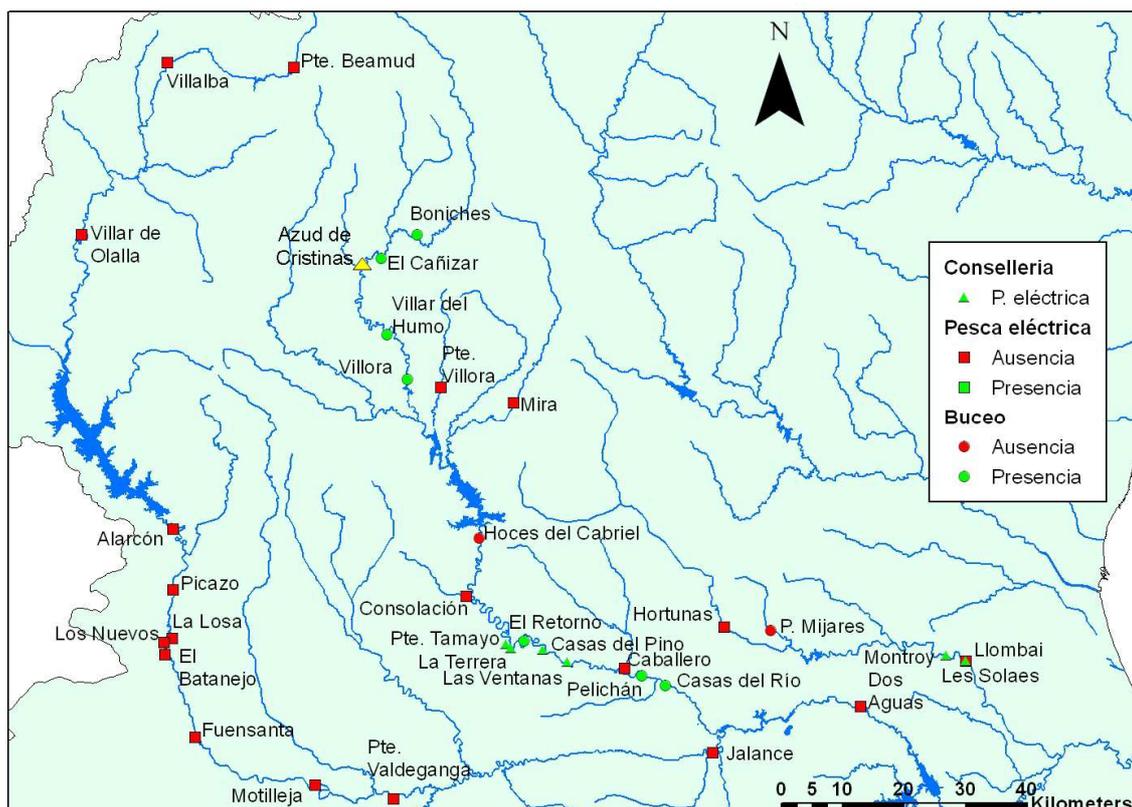


Figura 6-9. Mapa de presencia/ausencia de loina por puntos de muestreo, considerando cualquier presencia detectada en el intervalo 2006 – 2008. Los puntos rojos indican ausencia y los verdes presencia. Están representados los muestreos de la Universidad Politécnica de Valencia (cuadrados- Pesca eléctrica y círculos- buceo) y los de pesca eléctrica de la Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge (triángulos).

6.3.3 Cotos de pesca intensiva

La Figura 6-10 presenta los cotos de pesca intensiva de trucha. Es importante el hecho que casi todos los cotos están en los tramos de muestreo o cerca. Las sueltas de trucha arco-iris para la pesca deportiva pueden ser perjudiciales al desarrollo de la población de loina. Como depredador la trucha arco-iris tiene la capacidad de influir negativamente en la población de loina, habiéndose detectado ejemplares muy grandes que se han adaptado a las condiciones del río.

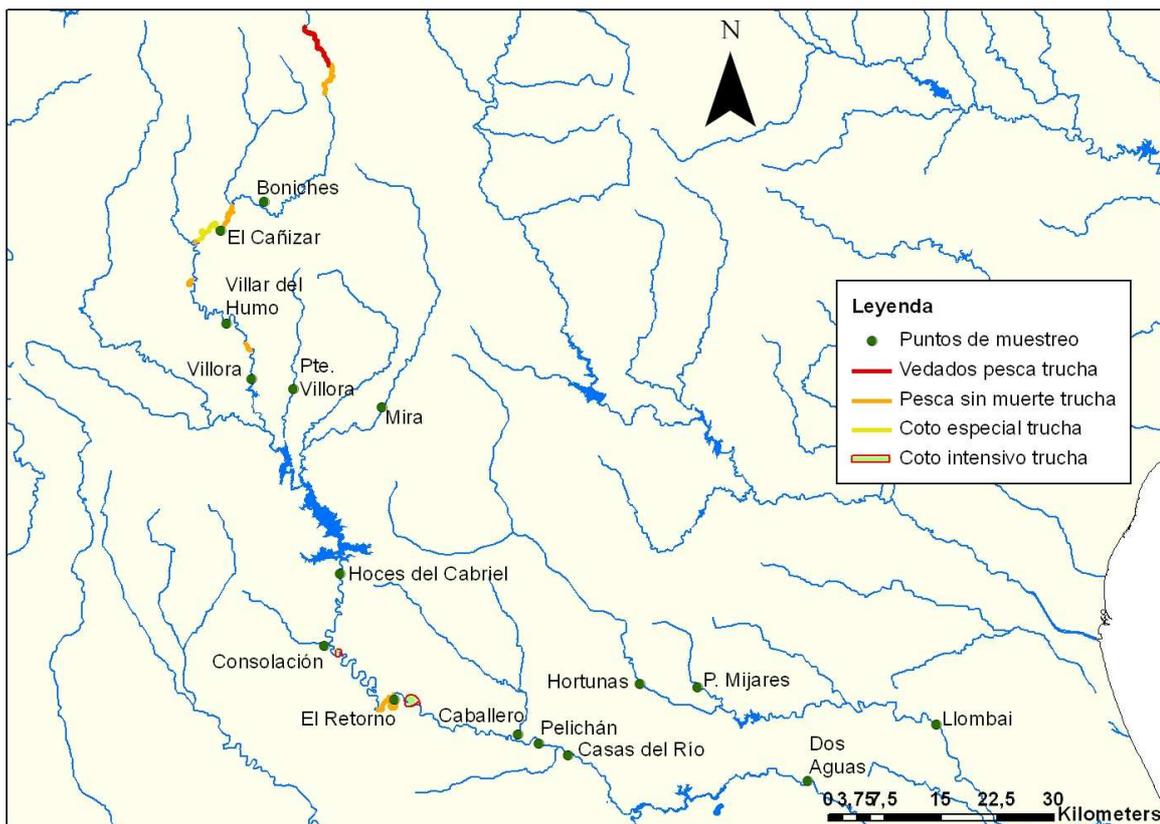


Figura 6-10. Cotos de pesca intensiva de trucha arco-iris en el río Cabriel.

6.3.4 Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Cabriel

Las siguientes figuras presentan las proporciones de los tres años juntos de las especies de peces encontradas en el río Cabriel en cada tramo estudiado. No existe ninguna especie que sea dominante en todos los tramos, si no que, en cada tramo, hay una o más especies que dominan. Las únicas dos especies que están presentes en todos los tramos son el cacho (*Squalius pyrenaicus*) y el gobio (*Gobio gobio*), siendo en el tramo El retorno y Hoces del Cabriel donde más se encontraron. La loina está presente en todos los tramos con excepción del Hoces del Cabriel, con más expresión en Boniches (22,4%). Sin embargo la boga solo encontramos en Villar del Humo y Villora. Esto puede deberse al hecho que el azud de Cristinas sea un obstáculo infranqueable entre los tramos C1/C2 y C3/C4. Este punto será objeto de discusión en el apartado Conclusiones. A continuación se presenta un listado de las especies observadas separándolas en especies exóticas y nativas.

Tabla 6-10. Listado de especies exóticas y nativas en la cuenca del Júcar, observadas en los muestreos de buceo y pesca eléctrica en los tres años de estudio.

Exóticas	Nativas
Gobio	Trucha común
Lucio	Barbo
Alburno	Cacho
Gambusia	Loina
Boga	Anguila
Trucha arco iris	Blenio

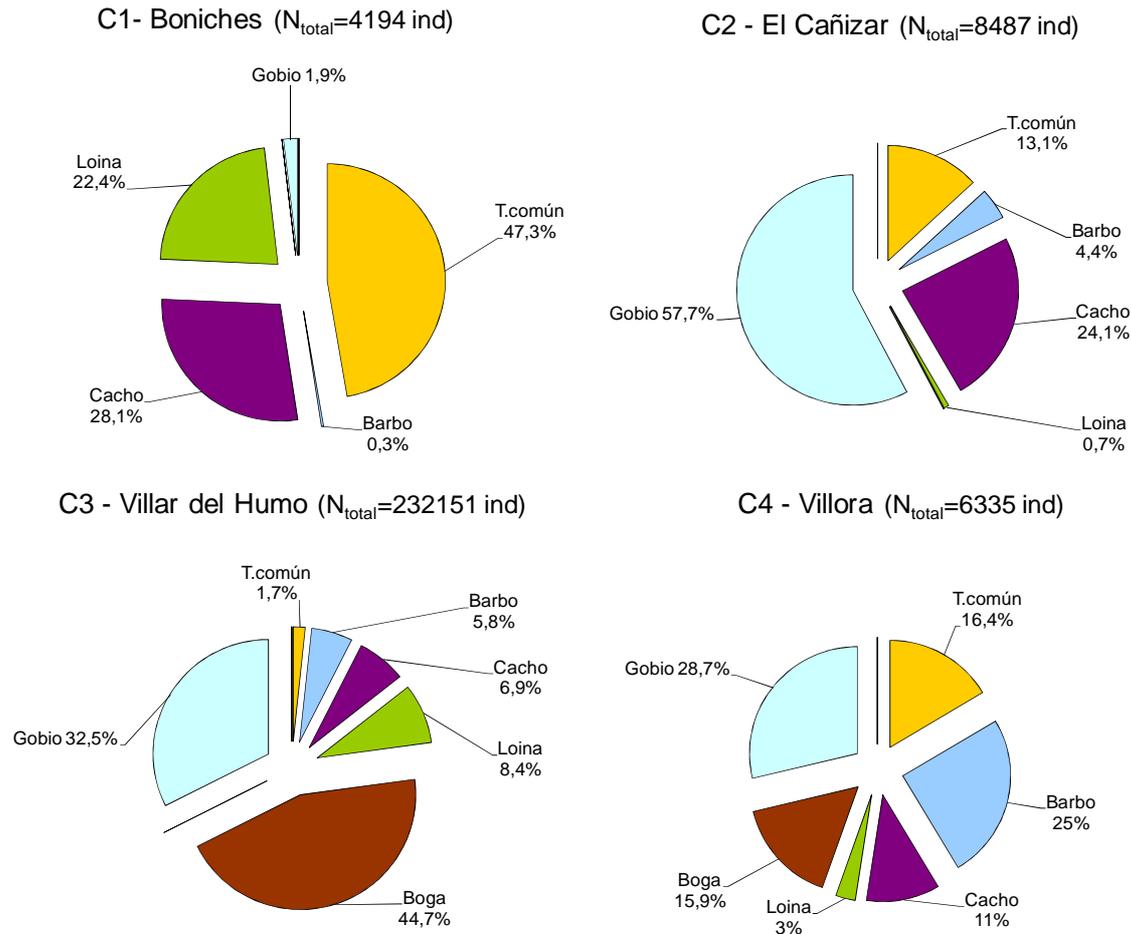


Figura 6-11. Representatividad de especies (en número de individuos) registrada por buceo en los tramos de arriba Contreras del río Cabriel (C1, C2, C3 y C4) en los tres años de muestreo.

El tramo que presenta una mayor proporción de individuos especies nativas es Boniches con 98% del número total de peces contados, seguido del El Retorno (96%). En los restantes tramos la proporción de individuos de especies nativas es siempre inferior a la proporción de individuos de especies exóticas/invasoras, siendo incluso muy baja en los tramos Hoces del Cabriel y Pelichán (11% y 12% respectivamente). En los tramos El Cañizar, Villar del Humo, Villora y Casas del Río la proporción de nativas es de 42%, 23%, 42% y 30% respectivamente.

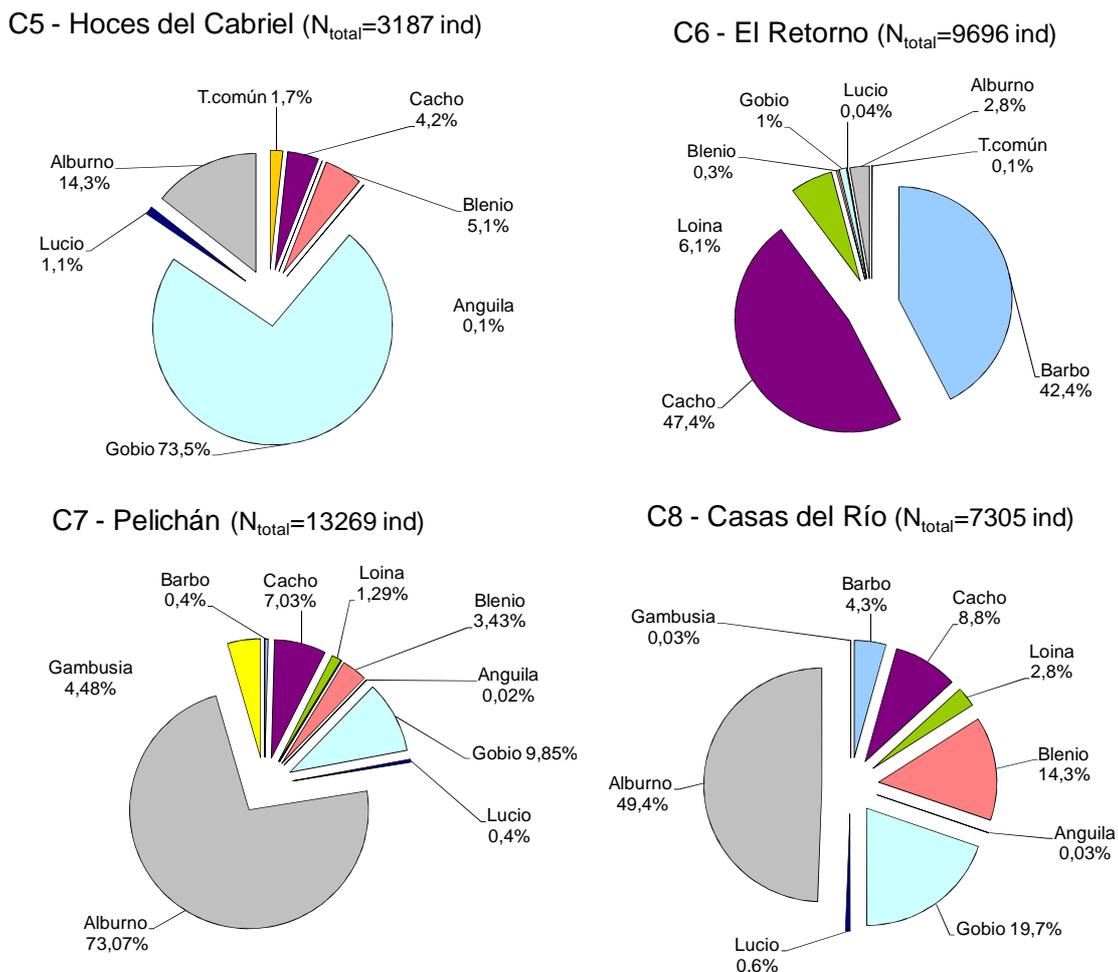


Figura 6-12. Representatividad de especies (en número de individuos) registrada por buceo en los tramos de abajo Contreras del río Cabriel (C5, C6, C7 y C8) en los tres años de muestreo.

A continuación se presentan las figuras de abundancias de las diferentes especies observadas en los tres años de muestreo. Parece haber una relación temporal y espacial negativa entre la abundancia de alburno y la de loina, aunque los análisis estadísticos no lo indican así. En los tramos C7 (El Pelichán) y C8 (Casas del Río) hay un aumento del número estimado de alburno y un descenso de la loina del 2006 al 2008. Sin embargo, no se encontró correlación negativa significativa entre estas dos especies (Tabla 6-11). Incluso, en 2007, se observa una correlación significativa positiva entre alburnos y loinas. De todas las especies observadas, se encontraron correlaciones significativas positivas y consistentes en los tres años de muestreo solamente entre la loina y el barbo y cacho, ambas especies nativas. En los tres años de muestreo, en el tramo C5 (hoces de Cabriel) se observaron densidades muy bajas de todas las especies de peces.

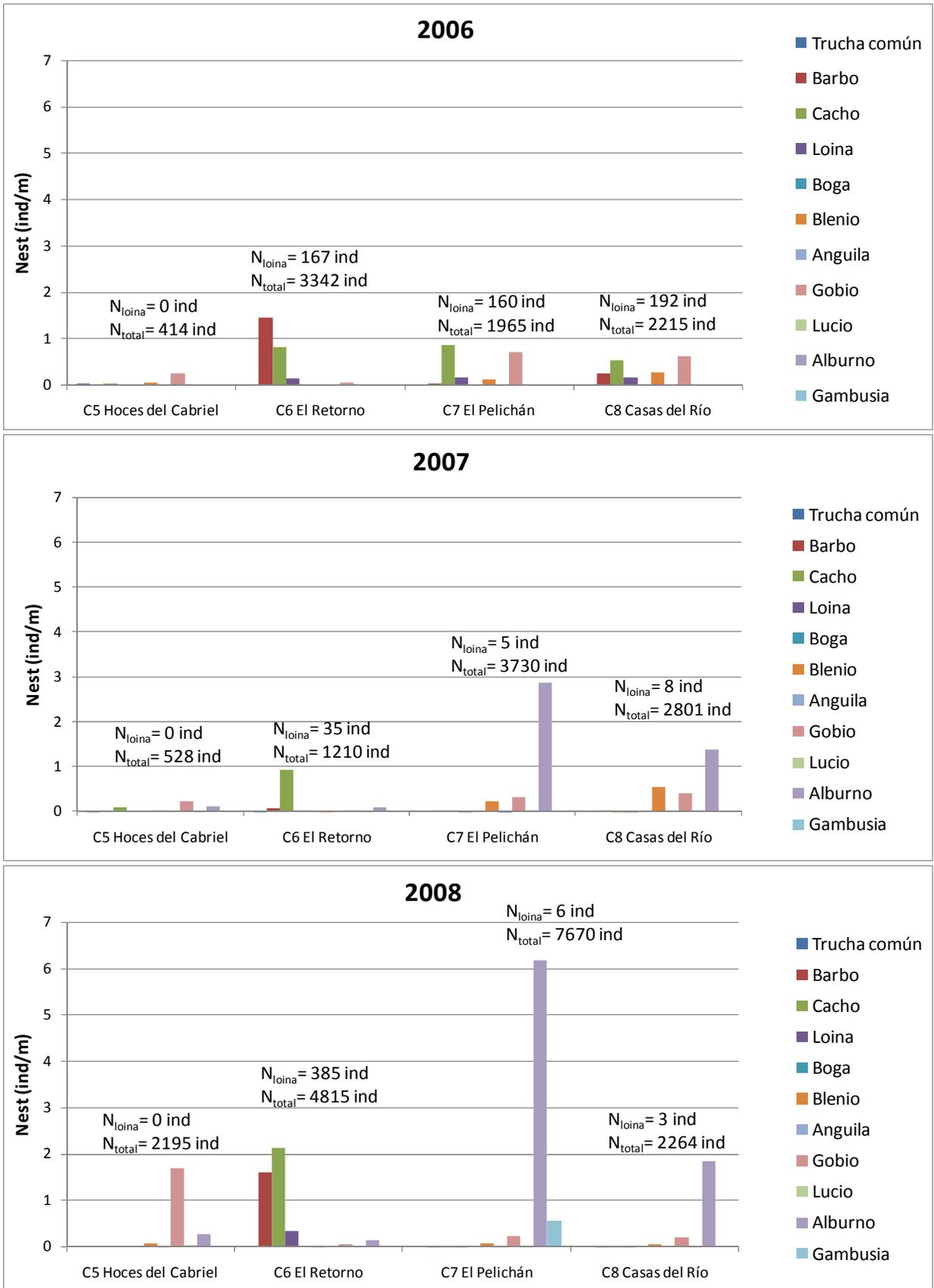


Figura 6-13. Representatividad de especies (en número estimado de individuos por metro de río) registrada por buceo en los tramos debajo de Contreras en el río Cabriel (C5, C6, C7 y C8) en los tres años de muestreo. Están indicados los N de loina y total para cada tramo y en cada año.

Tabla 6-11. Coeficiente de correlación de Spearman entre el número estimado de peces de las diferentes especies observadas en los tres años de muestreo. En 2006 están representadas las correlaciones significativas para un total de 56 mesohábitats (conjunto de los 4 tramos bajos) y un N_{total} de 7686 peces; en 2007, 68 mesohábitats y N_{total} de 8269 individuos, y en 2008 un total de 53 mesohábitats y N_{total} de 16944 individuos. Están marcadas las correlaciones significativas negativas (rosa) y positivas (gris). *La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

			Loina		
			2006	2007	2008
Rho de Spearman	Trucha	Coeficiente de correlación	-0,296*	0.000	-0.199
		N	56	68	53
	Barbo	Coeficiente de correlación	0,603**	0,279*	0,750**
		N	56	68	53
	Cacho	Coeficiente de correlación	0,768**	0,370**	0,782**
		N	56	68	53
	Blenio	Coeficiente de correlación	0.157	-0.106	-0,384**
		N	56	68	53
	Anguila	Coeficiente de correlación	0.056	-0.051	-0.122
		N	56	68	53
Gobio	Coeficiente de correlación	0,303*	0.018	-,503**	
	N	56	68	53	
Lucio	Coeficiente de correlación	0.205	0.129	-0.062	
	N	56	68	53	
Alburno	Coeficiente de correlación	0.135	0,292*	-0.090	
	N	56	68	53	
Gambusia	Coeficiente de correlación		-0.089	-0.026	
	N		68	53	

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

A continuación se detalla en la figura 6.14 la proporción de especies nativas e invasoras (o exóticas), ya que el porcentaje de nativas (autóctonas) es uno de los indicadores del estado ecológico como arriba indicado. Importante destacar que, para todo el río Cabriel, existe solo un 40% de individuos de especies nativas y un 60% de especies invasoras respecto al total de individuos contados. Este valor último se debe especialmente a la alta representatividad del alburno (*Alburnus alburnus*), gobio (*Gobio gobio*) y boga (*Pseudochondrostoma polylepis*). Puesto que el porcentaje de especies nativas es un indicativo del estado ecológico de la red trófica y el ecosistema acuático, desde el punto de vista de las comunidades piscícolas los datos pueden indicar que el estado ecológico puede no ser aceptable, aunque estos datos no constituyen una estimación oficial de su situación a efectos de normativa legal.

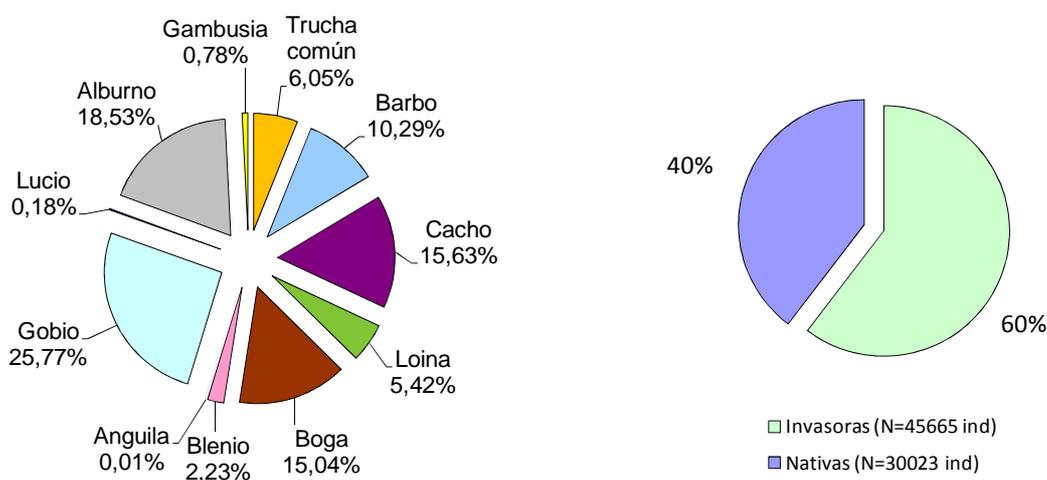


Figura 6-14. Representatividad de especies (en número de individuos, N= 75688) registrada en el conjunto de los 8 tramos de muestreo por buceo realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Cabriel. A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies autóctonas.

La presencia de especies exóticas puede ser un factor importante en la determinación del estado de las poblaciones de loina. Las especies exóticas pueden mermar estas poblaciones de dos formas claramente diferenciadas. Pueden, por un lado, competir por el hábitat o bien puede depredar a los individuos de loina. Los conteos realizados por buceo así como los realizados mediante pesca eléctrica han proporcionado los siguientes resultados. De ellos se deduce que la competencia con las especies foráneas es de una magnitud muy diferente dependiendo del tramo estudiado.

Para los tramos altos C1, C2, C3, C4, se aprecian dos grupos claramente separados. Por un lado se encuentran las poblaciones aguas arriba del azud de Cristinas dónde no se aprecia

la presencia de boga y por el otro dónde sí se encuentran individuos de esta especie. Las proporciones que se derivan son las siguientes:

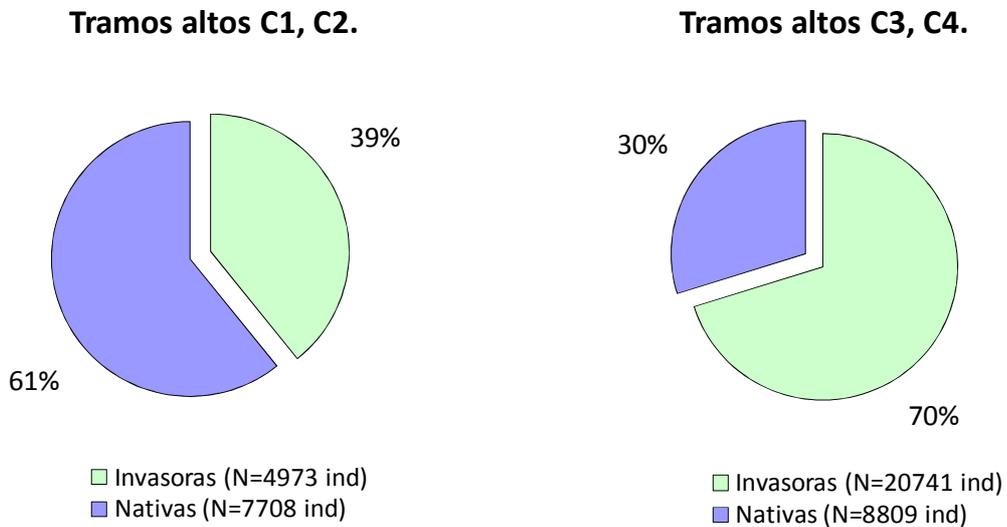


Figura 6-15. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos altos del Cabriel.

Como se observa en la figura anterior las proporciones de nativas y exóticas se encuentran invertidas. De esto se deduce la vital importancia que puede tener el azud de Cristinas como barrera para impedir la propagación de la boga en los tramos de cabecera del Cabriel.

A continuación se presentan los tramos bajos C5, C6, C7, C8. A diferencia del caso anterior no se desglosa en dos tramos diferentes sino en tres. Las características de régimen de caudales y temperaturas producidas por la actividad de la presa de Contreras confieren al tramo C5 (Hoces del Cabriel) unas condiciones muy distintas, que hacen que la ictiofauna presente sea diferente a la de otros tramos.



Figura 6-16. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos bajos del Cabriel.

Como se observa en la figura anterior, en C5 las especies difieren considerablemente de las encontradas aguas abajo en C6. Esto es con toda probabilidad debido a las bajas temperaturas que se derivan de los desembalses de la presa. En este tramo la mayoría de especies encontradas son habituales en regímenes de temperatura más fríos propios de centro-Europa, como pueda ser el lucio y el gobio; también abundan las truchas, características de aguas frías, que no existían en este tramo de río (originalmente tramo ciprinícola) antes de construirse la presa. Es de destacar que en los conteos por buceo se apreció la presencia de una enorme cantidad de alevines, tanto de lucio como de gobio, lo que demuestra la idoneidad de las condiciones de este tramo para dichas especies.

En el tramo C6 (El Retorno) se observó el mayor número de loinas de los tramos bajos. Este tramo a su vez presenta un bajo número de especies exóticas pudiendo considerarse como un “hot spot” para esta especie en los tramos aguas abajo de la presa de Contreras. El azud de El Retorno, a diferencia del de Cristinas, parece no conformar una barrera infranqueable ni separa dos poblaciones claramente diferenciadas.

Como se observa en la figura anterior, en los tramos aguas abajo de la presa de El Retorno (C7 El Pelichán y C8 Casas del Río) se observa una fuerte presencia de especies exóticas.

Con este análisis, podría plantearse la hipótesis de que a grandes rasgos la presencia y abundancia de loina tuviese una relación inversa con la presencia de especies exóticas. Sin embargo, no se encontró correlación negativa significativa y consistente a lo largo de los tres años entre la loina y las especies exóticas. En los tramos de estudio se han observado fenómenos de competencia como la ejercida por la boga. Los casos de predación son más difíciles de observar pero, es lógico pensar que, la abundancia de individuos de lucio o los cotos intensivos de trucha (*Oncorhynchus mykiss*) pueden producir fenómeno intensos de depredación.

6.3.5 Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Magro

La figura 6.16 muestra como, en los tramos muestreados del río Magro, el porcentaje de especies nativas (77%) es claramente superior al de las especies invasoras (23%), debido, en gran causa, al elevado porcentaje de barbos (*Barbus sp.*)(66.7%).

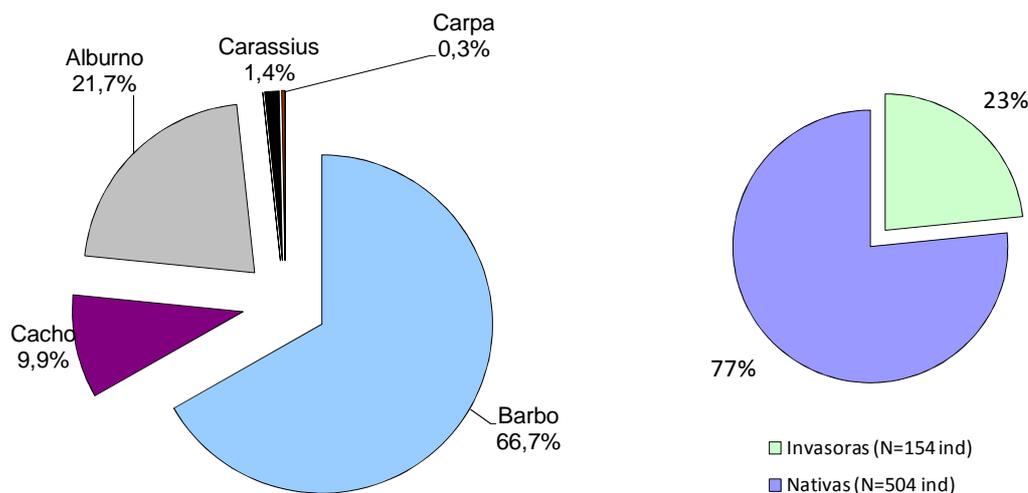


Figura 6-17. Representatividad de especies (en número de individuos, N= 658) registrada, en los dos tramos de muestreo, por pesca eléctrica realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Magro. A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies autóctonas.

La siguiente figura muestra los porcentajes referidos en los dos tramos por separado. Se nota que, en Hortunas, el porcentaje de nativas es bastante más elevado que en Llombai. Este valor es, esencialmente, provocado por la elevada densidad de barbos. Teniendo eso en cuenta, el estado ecológico del área de estudio podría considerarse como bueno, desde el punto de vista de la comunidad piscícola, si bien estos datos no constituyen una estimación oficial de su situación a efectos de normativa legal.

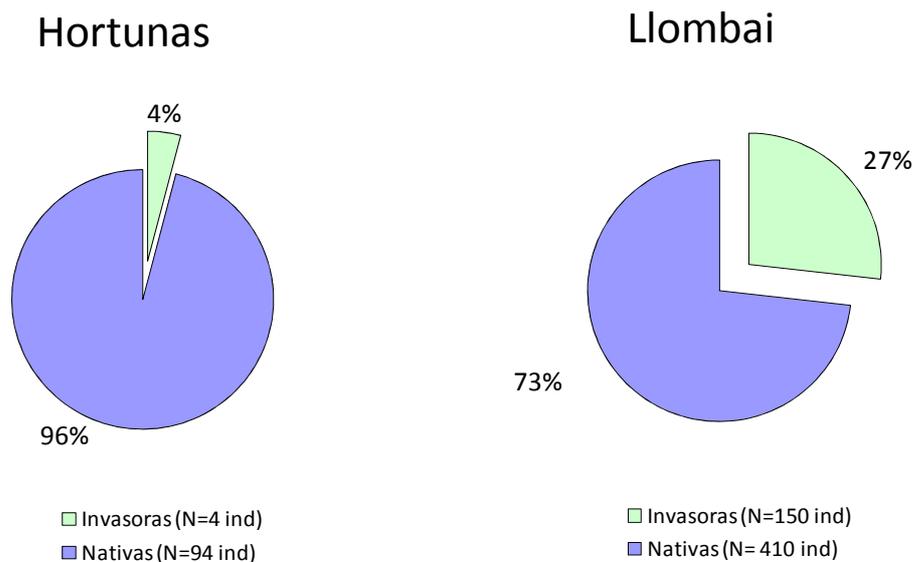


Figura 6-18. Porcentaje de especies autóctonas e invasoras registradas en los dos tramos de muestreo (Hortunas y Llombai), por pesca eléctrica realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Magro.

En Llombai existe otro azud de tamaño considerable. Para comparar las comunidades piscícolas arriba y abajo del azud hemos realizados pesca eléctrica en tramos de arriba y abajo. Arriba del azud, en el conjunto de puntos encontramos un 83% de especies nativas frente a 17% de invasoras. Aguas abajo del azud el panorama cambia drásticamente. Hay un 96% de especies invasoras frente a 4% de nativas. Pese a esa diferencia abrumadora, pensamos que una intervención en el azud (paso de peces) traería beneficios a la población de loina (facilidades para la migración).

6.3.6 Comunidades piscícolas en el tramo de estudio del río Mira

En la figura 6.18 se puede ver que el número de individuos de especies invasoras está representado en totalidad por los gobios (21%). Las especies nativas dominan con un 79% del total de individuos, siendo representados por un 73% de la trucha común (*Salmo trutta*) y un 6% de los barbos. Se puede considerar que, en este tramo del río Mira, el estado ecológico de la comunidad piscícola es bueno.

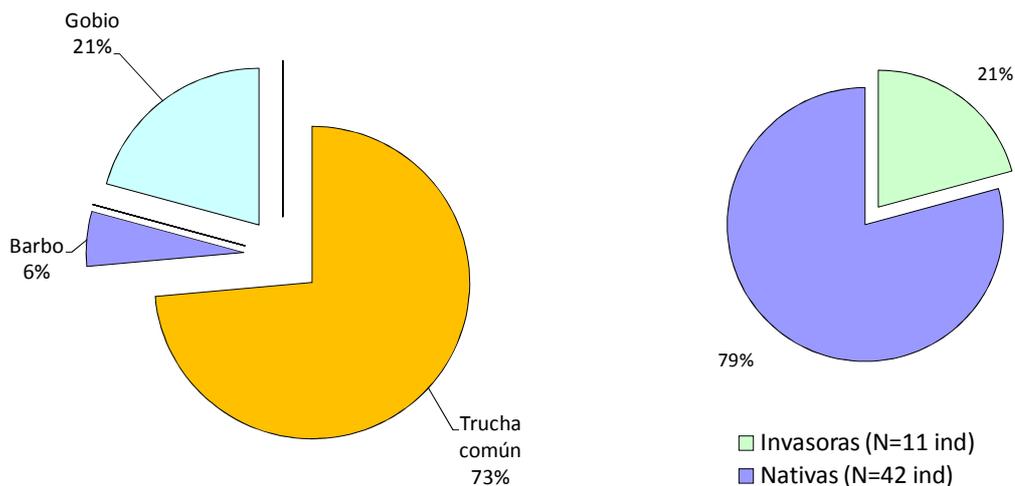


Figura 6-19. Representatividad de especies (en número de individuos, N= 53) registrada, en el tramo de muestreo, por pesca eléctrica realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Mira. A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies autóctonas.

6.3.7 Comunidades piscícolas en el tramo de estudio del río P. Mijares

En el tramo de estudio del P. Mijares no se encontraron especies invasoras en ninguno de los años de muestreo. Se encontraron tres especies, los barbos, los cachos y las anguilas (*Anguilla anguilla*) (figura 6.19). Este indicador demuestra que el estado ecológico, desde el punto de vista de la comunidad piscícola, es excelente, si bien estos datos no constituyen una estimación oficial de su situación a efectos de normativa legal. Sin embargo, el hecho que los muestreos se basan en un área de estudio muy limitada, donde solo fue posible bucear en pocos metros y donde no fue posible hacer pesca eléctrica por la densa vegetación e inaccesibilidad del tramo, no nos permite decir que estos datos sean representativos de todo el río Mira.

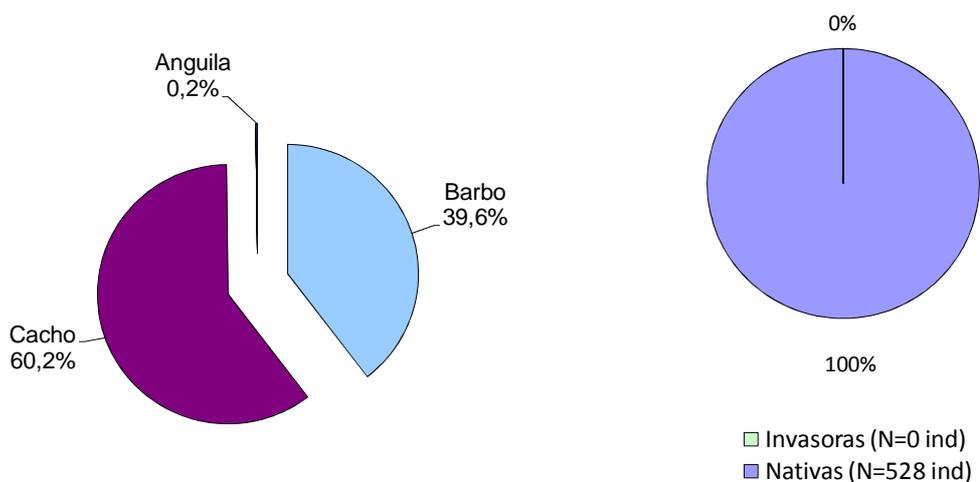


Figura 6-20. Representatividad de especies (en número de individuos, N= 528) registrada, en el tramo de muestreo, por buceo realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Mira. A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies autóctonas.

6.3.8 Comunidades piscícolas en los tramos de estudio del río Júcar

En la figura 6.20 es importante destacar como el indicador anteriormente mencionado es solo del 20%, es decir que la proporción de especies autóctonas en el conjunto del tramo es muy baja, por lo que el estado ecológico del área de estudio podría considerarse como malo o muy malo, desde el punto de vista de la comunidad piscícola.

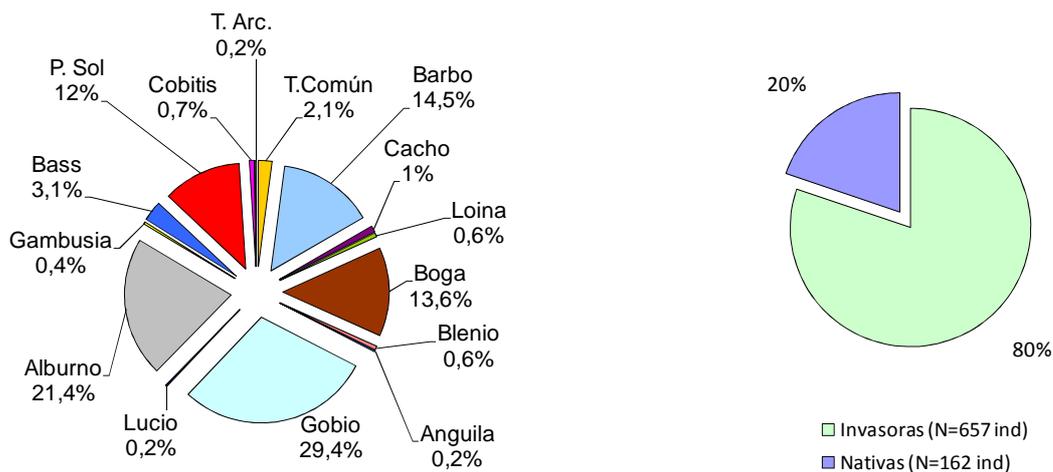


Figura 6-21. Representatividad de especies (en número de individuos, N= 819) registrada en el conjunto de todos los puntos de muestreo por pesca eléctrica realizados en 2006, 2007 y 2008, entre Beamud (Cuenca) y el término municipal de Jalance (Comunidad Valenciana). A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies autóctonas.

6.3.9 Estudio poblacional de loina. Crecimiento y Reclutamiento.

Debido a los muestreos llevados a cabo por el Servicio de Biodiversidad de la Generalitat Valenciana, y en menor medida por la UPV y por la empresa Ecohidráulica (estudio para la Junta de Comunidades de Castilla – La Mancha), para la detección de nuevas poblaciones de loina y su seguimiento, se han realizado muestreos con pesca eléctrica, registrando las longitudes de las loinas capturadas.

Como es sabido, dibujando la frecuencia de distribución de las longitudes en histogramas se puede establecer la edad, gracias a la campana de Gauss que se forma alrededor de cada cohorte de la población. Con la asignación de edad de cada individuo capturado se puede estudiar la estructura poblacional. No obstante, para poder aplicar estos métodos sería conveniente validar la edad de cada individuo con la lectura de sus otolitos o de sus escamas.

En este estudio, las escamas no se cogieron por no estar contemplados en los objetivos iniciales del proyecto, en los que no se contaba con el estudio de crecimiento de la loina, por la escasez y mal estructuración de sus poblaciones. Sin embargo, de los muestreos realizados con pesca eléctrica, se han obtenido unas longitudes furcales medias orientativas, observado a lo largo de estos años en distintos tramos del río Cabriel, aproximándonos al crecimiento longitudinal en los primeros 27 meses de vida de la loina.

Inicialmente, para poder determinar este crecimiento se ha supuesto la fecha media de nacimiento de la especie el 1 de Mayo. Después se han creado los histogramas de frecuencia a lo largo de las diferentes campañas de muestreo en tres tramos del río Cabriel. El primero en Villar del Humo (aguas arriba de la presa de Contreras) y el segundo en los puntos Puente Tamayo y Casas del Río (ambos aguas abajo de la presa). En estos histogramas se han señalado las primeras cohortes de edades observadas (entre 0+ y 1+) y por último, según la época en el que se realizó el muestreo, se ha establecido el mes de vida de cada individuo. Con los datos obtenidos llevados a una gráfica se puede observar el crecimiento de la especie en los primeros meses de vida y por último se compararan los crecimientos de los distintos tramos.

Las figuras siguientes reflejan los resultados obtenidos en las distintas estaciones de muestreo.

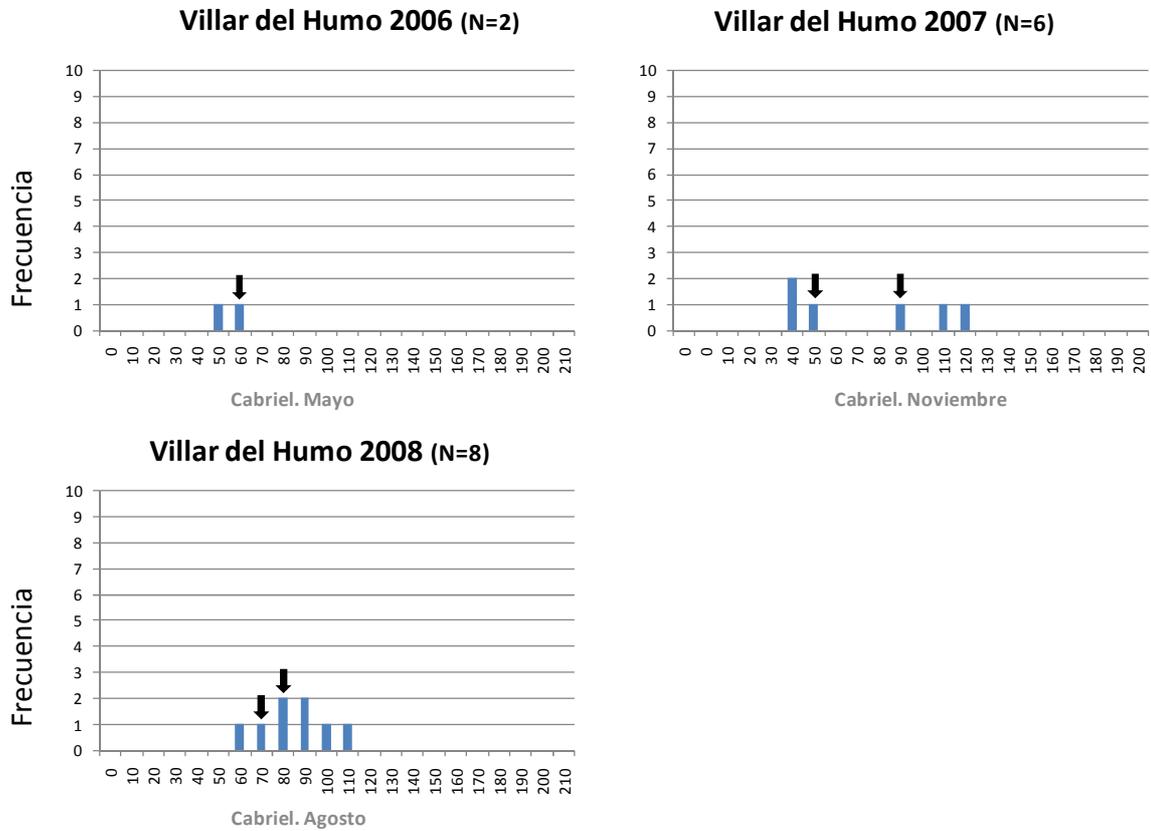


Figura 6-22. Frecuencias de longitud de las loinas capturas por pesca eléctrica en tramo C3 (Villar del Humo) del río Cabriel ($N_{total}=16$).

En el año 2006 se realizó el muestreo en mayo, por lo que las loinas capturadas pertenecen a la clase de edad 1+, es decir, se capturaron a los 12 meses de su nacimiento. El muestreo del año 2007 se realizó en el mes de noviembre por lo que las loinas capturadas pueden tener 6 meses en el primer grupo y 18 meses en el segundo. Por último en el año 2008 se observan dos grupos iniciales correspondiente a los meses 15 y 27. A continuación se representa la gráfica de dispersión obtenida.

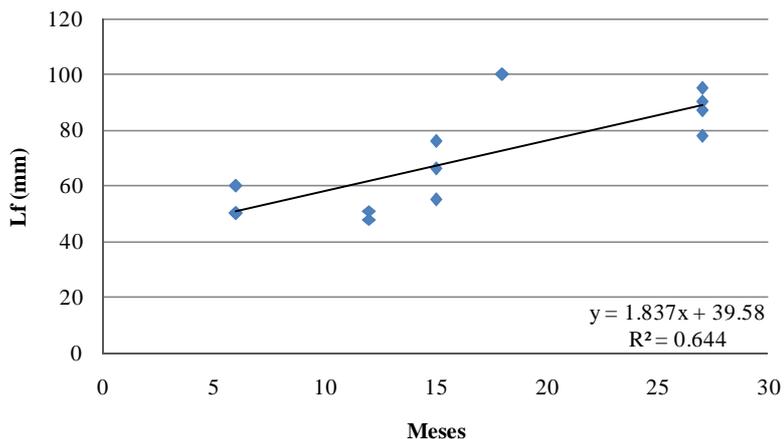


Figura 6-23. Regresión lineal del crecimiento de la loina en Villar del Humo (Cabriel alto), estimada hasta la edad 30 meses ($N_{\text{total}}=16$).

En la figura 6.23 (página siguiente) se observa en el año 2002 un único grupo que debe de tener 4 meses de vida, por el mes en el que se muestreó. En el año 2003 se volvió a muestrear en el tramo por lo que los dos primeros grupos obtenidos en el histograma deben de pertenecer a los meses 11 y 23 de vida respectivamente. Ese mismo año se realizó una segunda campaña en el mes de octubre, detectándose dos grupos correspondientes a 5 y 17 meses de vida. En Julio del 2004 se obtuvo un grupo claro de 14 meses de edad. En el año 2005 no se diferencian grupos claros en los primeros meses de edad por lo que no se han utilizado estos datos para el análisis. En el año 2006 se observa una moda a los 11 meses. En las campañas de los años 2007 y 2008 se observan dos únicas modas correspondiendo a 10 y 22 meses respectivamente. La siguiente figura ilustra estos resultados.

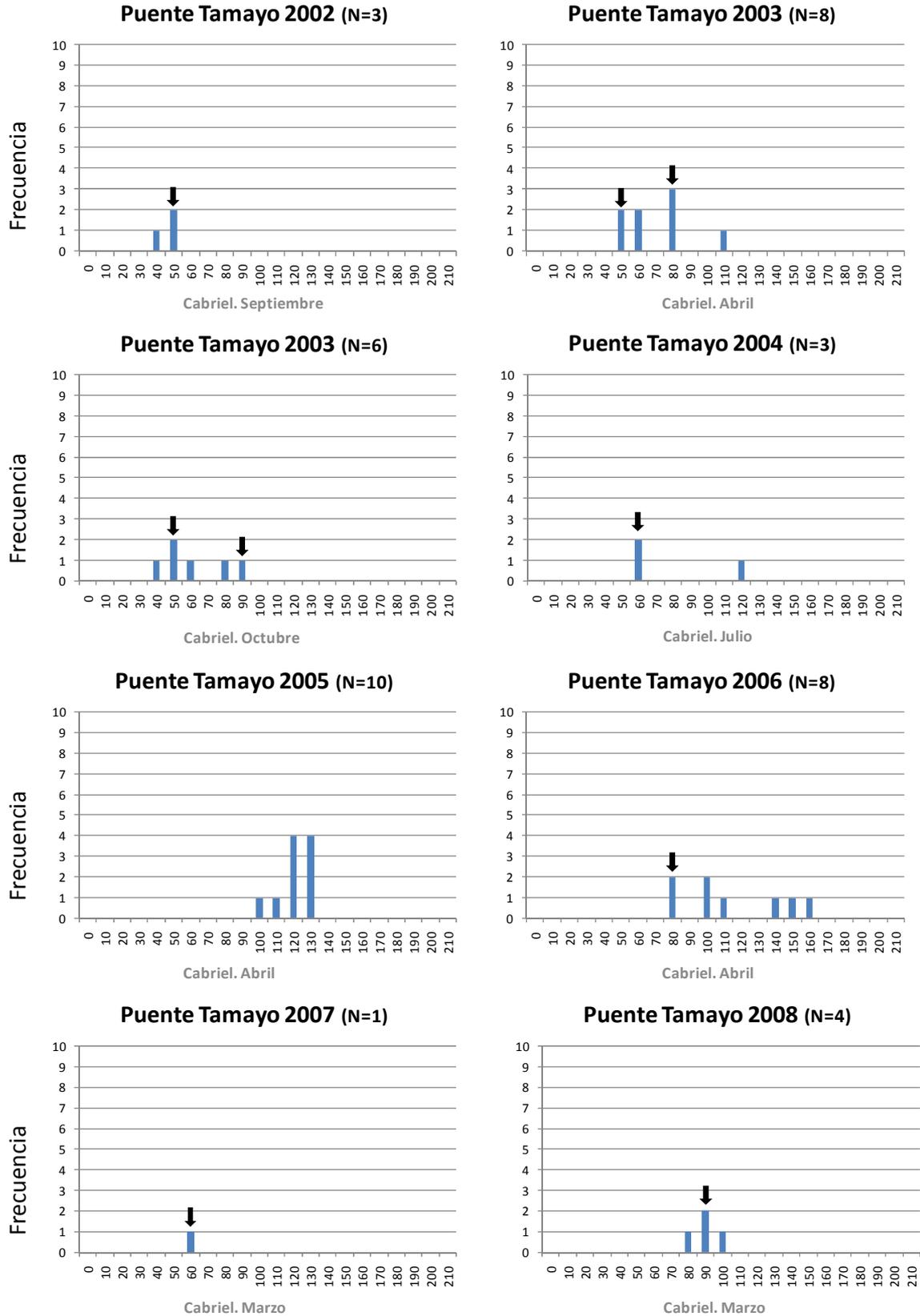


Figura 6-24. Frecuencias de longitud de las loinas capturas por pesca eléctrica en el punto Puente Tamayo (Cabriel bajo, $N_{\text{total}}=43$). Este punto está cerca del tramo C6 (El Retorno).

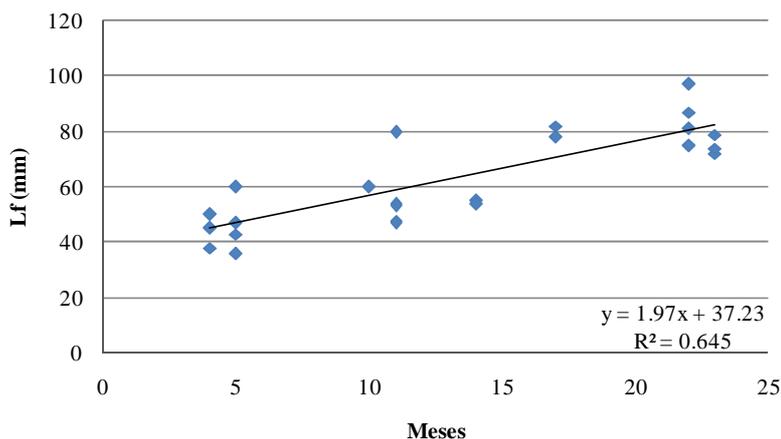


Figura 6-25. Regresión lineal del crecimiento de la loina en el Puente Tamayo, hasta la edad 25 meses ($N_{total}=43$).

En la siguiente página pueden verse las figuras de los resultados obtenidos en el punto de pesca Casas del Pino (río Cabriel bajo Contreras, cerca de C8- Casas del Río).

El primer muestreo de este tramo se realizó en abril de año 2003. El histograma obtenido no permite diferenciar muy bien las clases de edad pero se han establecido las dos primeras en 11 y 23 meses. Una segunda campaña realizada en octubre, se establecieron dos grupos de 5 y 17 meses. En los años 2004 y 2005 disminuyeron las capturas de loinas, no obstante, permitieron establecer dos grupos en el 2004 (de 2 y 14 meses) y uno en el 2005 (de 22 meses). En el 2006 aumentan las capturas y el primer grupo reflejado en el histograma tiene 21 meses de vida. En el 2007 se observan dos grupos de 10 y 22 meses de edad. Por último en el 2008 se detecta una cohorte también de 22 meses. La gráfica de dispersión obtenida se representa a continuación.

En cuanto al crecimiento, con los datos actuales podemos decir que las diferencias de crecimiento entre las poblaciones de loina del río Cabriel de arriba (Villar del Humo) y abajo de Contreras (Puente Tamayo y Casas del Pino) no son relevantes. En estado natural, sería de esperar un mayor crecimiento en el tramo bajo, junto con una mayor temperatura media y mayor productividad de las aguas; por lo tanto, podemos deducir que el crecimiento de la loina está reducido respecto a su situación natural debido a la regulación de caudales por la presa. Sin embargo, no se dispone de un modelo de crecimiento para poder estimar la reducción del crecimiento actual respecto al régimen natural en distintos puntos del Cabriel.

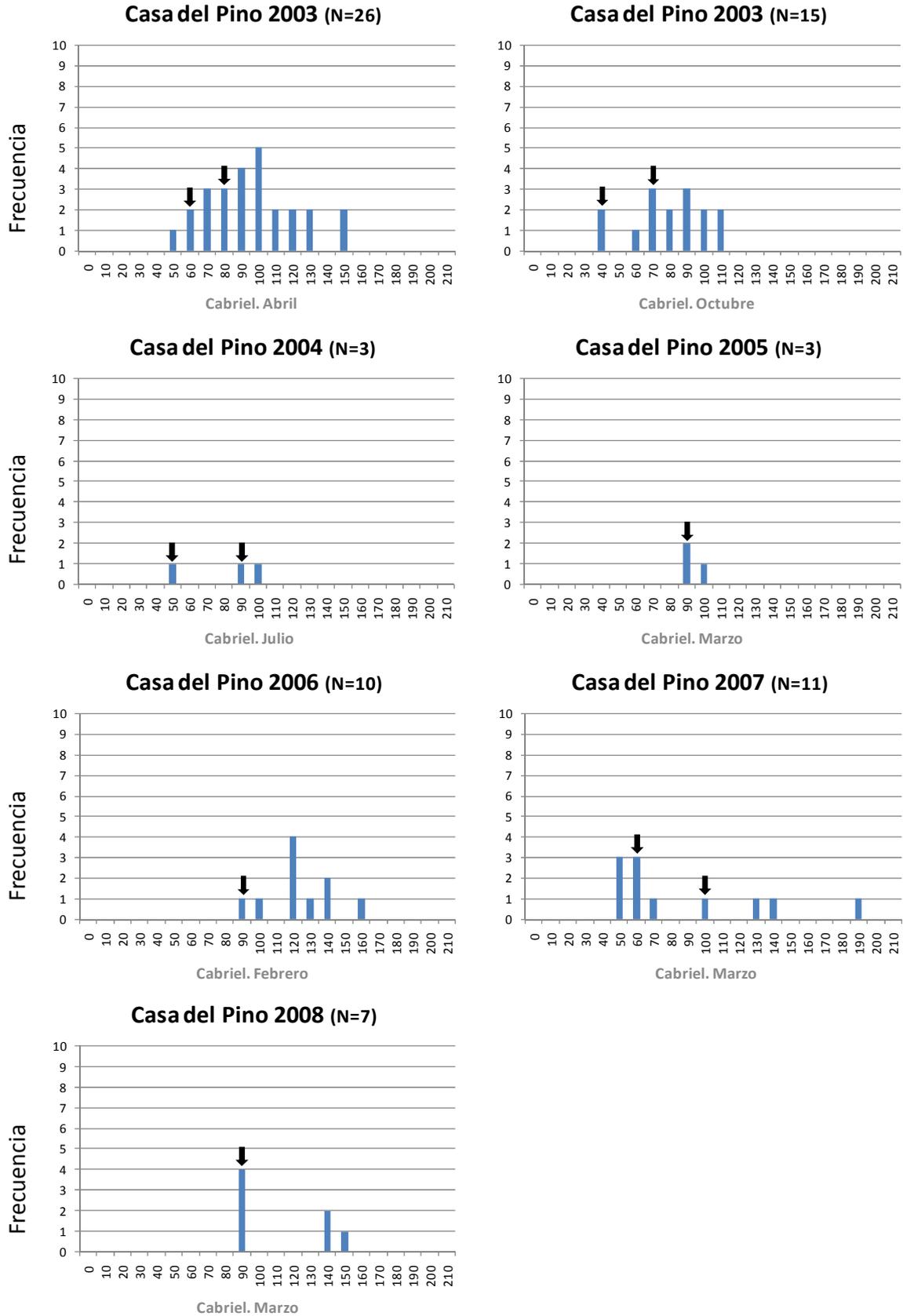


Figura 6-26. Frecuencias de longitud de las loinas capturas por pesca eléctrica en el punto Casas del Pino (Cabriel bajo, $N_{total}=75$). Este punto está cerca del tramo C8 (Casas del Río).

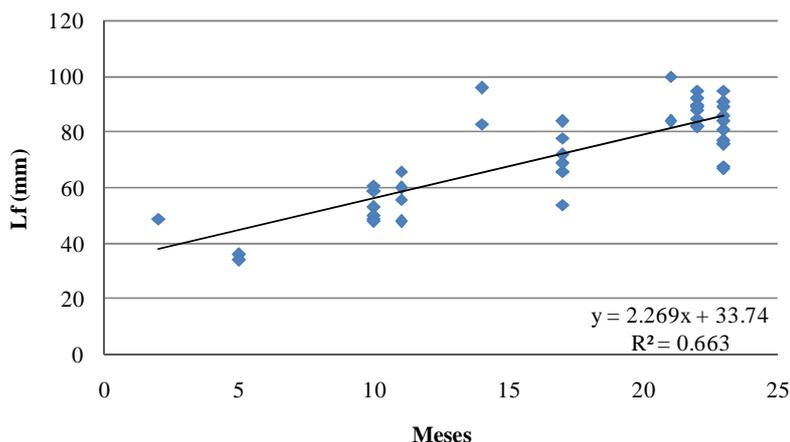


Figura 6-27. Curva de crecimiento de la loina en el punto Casas del Pino ($N_{\text{total}}=75$). Es presentada una curva hasta la edad 25 meses.

Según la FAO (2009) el ingreso de nuevos peces, que en la población explotable se manifiesta a través del reclutamiento, es uno de los principales factores que intervienen en la dinámica de las poblaciones de peces, llegando a convertirse en la causa de las mayores fluctuaciones experimentadas en muchas de las poblaciones de peces de los cuales se tienen registros en la actualidad. El nivel de la población puede aumentar rápidamente con un buen reclutamiento o puede reducirse si el reclutamiento no alcanza a cubrir las pérdidas producidas por la mortalidad y normalmente, estas fluctuaciones ocurren como una respuesta más o menos inmediata a las condiciones imperantes durante o inmediatamente después del desove.

La siguiente figura muestra la proporción de loina adulta y de alevín en aguas del Cabriel, arriba Contreras y aguas abajo de Contreras. La diferencia entre los tramos altos y los tramos bajos es evidente. Arriba, el número de alevines es superior al número de adultos y abajo el revés. Analizando los tramos y por separado, se verificó que en C5 no habían loinas (adultas ni alevines) en ningún año, en C7 y C8 el número de alevines baja drásticamente de 2006 a 2007 y se mantiene bajo en 2008, y en C6 se observó un pequeño aumento en el número de alevines (proporcionalmente bajo en relación al tamaño de la población).

Todo esto indica que el reclutamiento arriba de Contreras es más efectivo que abajo, y que la situación de la población de loina, en los tramos de aguas abajo Contreras, es muy delicada, pues su futuro está comprometido.

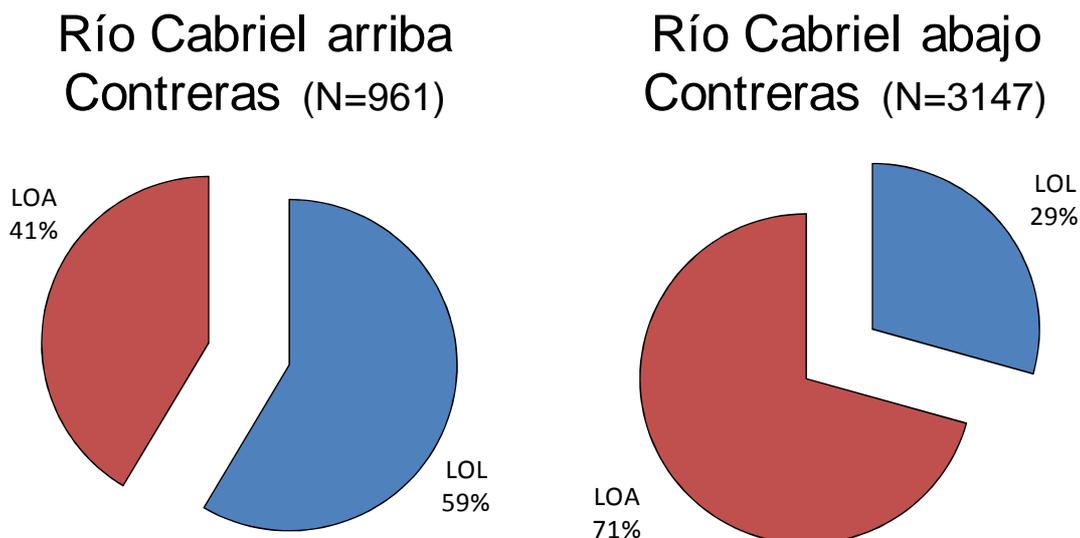


Figura 6-28. Proporción de loina adulta (LOA) y alevín (LOL) de los cuatro tramos del río Cabriel arriba Contreras y de los cuatro tramos abajo Contreras.

6.3.10 Segregación espacial de loina y boga en el río Cabriel

Se ha realizado una tabla comparativa de los resultados del número estimado de loinas por metro de río (Nest) más detallados, contemplando únicamente los resultados de loina y de boga, en los 8 tramos de estudio del río Cabriel y en los tres años de muestreo (Tabla 6-13, Tabla 6-14 y Tabla 6-15). La tabla de datos de boga de río solo muestra datos en los tramos C3 y C4, donde estaba presente la especie.

En resumen, las tendencias de 3 años muestran lo siguiente, según las zonas de trabajo:

- Aguas arriba azud de Cristinas (tramos C1 y C2, Cuenca):
 - Se detecta aumento progresivo de loina en C1, tanto alevines como adultos. Aunque en 2007 no se buceó en C2, del 2006 a 2008 en dicho tramo se detectó una reducción de loina adulta y un aumento de loina alevín.
 - No se encontró boga en C1 ni en C2.
- Aguas abajo azud de Cristinas (tramos C3 y C4, Cuenca):
 - La comparativa en estos tramos es menos fiable por cambio de época (primavera/otoño), y debido a la limitación de los datos de pesca eléctrica, ya que la proporción de boga-loina varía en cada muestreo realizado.

- Aplicando, al muestreo de buceo de 2008, la proporción de boga-loina en los muestreos de pesca eléctrica de 2007, se obtiene la Tabla 6-12 el Nest de loina aumenta respecto al valor real obtenido por buceo.

Tabla 6-12. Número de individuos estimados de 2008 con la proporción de pesca eléctrica de 2007 y respectivas capturas por unidades de esfuerzo (Nest = nº ind./metro de río) de boga adulta (BOA) alevín (BOL) y loina adulta (LOA) y alevín (LOL).

	Nº ind BOA 2008	Nº ind BOL 2008	Nº ind LOA 2008	Nº ind LOL 2008
C3	2896	1068	1560	575
C4	27	80	15	43
	Nest BOA	Nest BOL	Nest LOA	Nest LOL
C3	2,75	1,01	1,48	0,55
C4	0,03	0,08	0,01	0,04

- La relación entre abundancias de boga y loina se ha estimado únicamente con datos de adultos (más fiable) con datos de pesca eléctrica y buceo. Los datos de pesca de 2006 resultaron poco fiables por el bajo tamaño muestral (10 bogas, 1 loina), en 2007 se obtuvo una muestra mejor aunque pequeña (11 bogas, 7 loinas), y con una proporción boga/loina muy consistente por las dos técnicas.
 - Se observa oscilación generalizada de población, aunque en 2008, con los datos reales de buceo, se registra un descenso muy grande de la población en estos 2 tramos. La situación no cambia aplicando la proporción de pesca eléctrica, la oscilación ocurre. Sin embargo, en 2008, la loina sufre un fuerte aumento.
 - Los datos de 2008 indican una abrumadora superioridad de boga sobre loina, tanto en C3 como C4, por lo que sería recomendable realizar control de la boga (extracción por pesca deportiva o eléctrica sin devolución), para prevenir que se consolide una tendencia descendente de loina, o que se pudiera llegar a una exclusión de la loina por competitividad.
- Aguas abajo de Contreras
 - En los dos primeros años se observa una fuerte reducción (C6, C7, y C8), consistente entre tallas (alevines y juvenil-adulto), épocas de muestreo (primavera u otoño) y espacialmente (en los 3 tramos). En 2008 en C6 se detecta un fortísimo aumento, también consistente entre tallas (alevines y juvenil-adulto). Esto puede deberse al efecto de migración para la freza, como se ha comentado en el apartado dedicado a obstáculos (zona de El Retorno); así pues consideramos que en 2008 ha sido el único año en que las loinas se han muestreado exactamente durante la freza,

en el Retorno, ya que las fechas de muestreo están condicionadas por las sueltas del embalse.

- Resultado nulo bajo embalse (C5) consistente los 3 años. Hasta el momento, la hipótesis más probable es la distorsión en régimen de temperatura del agua. Se detectan otras especies, trucha, gobio y blenio (que soportan aguas más frías en general que los ciprínidos) y cacho, por lo que el arrastre de alevines -aunque probable- no parece ser lo más relevante.

- Comparativa aguas arriba y bajo presa

- Dejando aparte el efecto de los movimientos migratorios, se ha detectado un descenso generalizado, principalmente en los tramos bajo la presa. La representatividad de loina en la comunidad piscícola, por tanto, se está reduciendo en general, según los datos.

Tabla 6-13. Número estimado de loina por metro de río (Nest = nº ind./metro de río) y número de individuos estimados (máximo de 3 pasadas) de loina adulta, en el río Cabriel (8 tramos) en 2006 y 2007, incluyendo las fechas de muestreo por tramo y una comparativa de fechas (época) y de abundancias. * Muestreo realizado en otoño debido a la turbidez del agua en primavera. ** Proporción boga/loina y números estimados por pesca eléctrica y buceo.

Tabla Adulto	Fechas 1ª Campaña	Nest LOINA ADULTO 2006	Nº IND. 2006	Fechas 2ª Campaña	Nest LOINA ADULTO 2007	Nº IND. 2007	Época	Aumento ó Reducción	Fechas 3ª Campaña	Nest LOINA ADULTO 2008	Nº IND. 2008	Época	Aumento ó Reducción
C1 (Boniches)	18/05/2006 - 22/05/2006	0,061	61	30/05/2007 - 04/06/2007	0,107	108	Coincide	Aumenta (aprox x2)	22/07/2008 - 28/07/2008	0,244	262	Distinta (2 meses)	Fotísimo aumento
C2 (El Cañizar)	10/10/2006 - 12/10/2006	0,015*	19*	-	-	-	-	Muestreo no posible	08/09/2008 - 17/09/2008	0,011	13	Aprox. 1 mês (2006)	Reducción
C3 (Villar del Humo)	09/05/2006 - 11/05/2006	0,216**	224**	05/11/2007 - 15/11/2007	0,357*	346*	Complet. Distinta (6 meses)	Reducción	17/09/2008 - 29/09/2008	0,125	131	Distinta 2 meses (2007) Complet. Distinta 4 meses (2006)	Fortísima reducción
C4 (Villora)	12/05/2006 - 16/05/2006	0,104**	109**	15/05/2007 - 14/06/2007	0,029	32	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	17/11/2008 - 19/11/2008	0,000	0	Complet. Distinta (6 meses)	Fortísima reducción
C5 (Hoces del Gabriel)	07/04/2006 - 11/04/2006	0,000	0	07/03/2007	0,000	0	Aprox. 1 mes	Result. NULO	22/04/2008 - 24/04/2008	0,000	0	Aproximada (2007)	Result. NULO
C6 (El Retorno)	04/04/2006 - 06/04/2006	0,089	123	15/03/2007 - 22/03/2007	0,028	30	Aproximada	Fortísima reducción	04/04/2008 - 08/04/2008	0,231	262	Aproximada (2006) y Aprox. 1 mês (2007)	Fotísimo aumento
C7 (Pelichán)	27/03/2006 - 29/03/2006	0,105	111	03/07/2007 - 05/07/2007	0,004	4	Complet. Distinta (4 meses)	Fortísima reducción	27/03/2008 - 14-15/04/2008	0,004	4	Aproximada (2006) y Complet. Distinta (3 meses) (2007)	Se mantuvo
C8 (Casas del Río)	30/03/2006 - 03/04/2006	0,109	135	19/04/2007 - 25/04/2007	0,007	8	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	10/03/2008 - 13/03/2008	0,002	2	Aproximada (2006) y Aprox. 1 mês (2007)	reducción

Tabla 6-14. Número estimado de loina por metro de río (Nest = nº ind./metro de río) y número de individuos estimados (máximo de 3 pasadas) de loina alevín, en el río Cabriel (8 tramos) en 2006 y 2007, incluyendo las fechas de muestreo por tramo y una comparativa de fechas (época) y de abundancias. * Muestreo realizado en otoño debido a la turbidez del agua en primavera. ** Proporción boga/loina y números estimados por pesca eléctrica y buceo.

Tabla Alevín	Fechas 1ª Campaña	Nest LOINA ALEVÍN 2006	Nº IND. 2006	Fechas 2ª Campaña	Nest LOINA ALEVÍN 2007	Nº IND. 2007	Época	Aumento ó Reducción	Fechas 3ª Campaña	Nest LOINA ALEVÍN 2008	Nº IND. 2008	Época	Aumento ó Reducción
C1 (Boniches)	18/05/2006 - 22/05/2006	0,065	66	30/05/2007 - 04/06/2007	0,087	88	Coincide	Aumenta (aprox x2)	22/07/2008 - 28/07/2008	0,332	356	Distinta (2 meses)	Fotísimo aumento
C2 (El Cañizar)	10/10/2006 - 12/10/2006	0,006*	8*	-	-	-	-	Muestreo no posible	08/09/2008 - 17/09/2008	0,015	18	Aprox. 1 mês (2006)	Aumento
C3 (Villar del Humo)	09/05/2006 - 11/05/2006	0,164**	170**	05/11/2007 - 15/11/2007	1,034*	1002*	Complet. Distinta (6 meses)	Aumenta (aprox x2)	17/09/2008 - 29/09/2008	0,084	88	Distinta 2 meses (2007) Complet. Distinta 4 meses (2006)	Fortísima reducción
C4 (Villora)	12/05/2006 - 16/05/2006	0,038**	40**	15/05/2007 - 14/06/2007	0,006**	6**	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	17/11/2008 - 19/11/2008	0,000	0	Complet. Distinta (6 meses)	Fortísima reducción
C5 (Hoces del Cabriel)	07/04/2006 - 11/04/2006	0,000	0	07/03/2007	0,000	0	Aprox. 1 mes	Result. NULO	22/04/2008 - 24/04/2008	0,000	0	Aproximada (2007)	Result. NULO
C6 (El Retorno)	04/04/2006 - 06/04/2006	0,033	45	15/03/2007 - 22/03/2007	0,005	5	Aproximada	Fortísima reducción	04/04/2008 - 08/04/2008	0,108	123	Aproximada (2006) y Aprox. 1 mês (2007)	Fotísimo aumento (2007, x3 en 2006)
C7 (Pelichán)	27/03/2006 - 29/03/2006	0,046	49	03/07/2007 - 05/07/2007	0,000	0	Complet. Distinta (4 meses)	Fortísima reducción	27/03/2008 - 14-15/04/2008	0,002	2	Aproximada (2006) y Complet. Distinta (3 meses) (2007)	Se mantuvo
C8 (Casas del Río)	30/03/2006 - 03/04/2006	0,046	57	19/04/2007 - 25/04/2007	0,000	0	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	10/03/2008 - 13/03/2008	0,001	1	Aproximada (2006) y Aprox. 1 mês (2007)	Se mantuvo

Tabla 6-15 Número estimado de loina por metro de río (Nest = n° ind./metro de río) y número de individuos estimados (máximo de 3 pasadas) de boga de río alevín y adulta, en el río Cabriel (8 tramos) en 2006 y 2007, incluyendo las fechas de muestreo por tramo y una comparativa de fechas y de abundancias. * Muestreo realizado en otoño debido a la turbidez del agua en primavera. ** Proporción boga/loina y números estimados por pesca eléctrica y buceo.

Tabla Alevín	Fechas 1ª Campaña	Nest BOGA ALEVÍN 2006	Nº IND. 2006	Fechas 2ª Campaña	Nest BOGA ALEVÍN 2007	Nº IND. 2007	Época	Aumento ó Reducción	Fechas 3ª Campaña	Nest BOGA ALEVÍN 2008	Nº IND. 2008	Época	Aumento ó Reducción
C3 (Villar del Humo)	09/05/2006 - 11/05/2006	0,843**	874**	05/11/2007 - 15/11/2007	1,917*	1858*	Complet. Distinta (6 meses)	Fortísimo Aumento (aprox x3)	17/09/2008 - 29/09/2008	1,478*	1555*	Distinta 2 meses (2007) Complet. Distinta 4 meses (2006)	Ligera reducción
C4 (Villora)	12/05/2006 - 16/05/2006	0,196**	205**	15/05/2007 - 14/06/2007	0,014**	15**	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	17/11/2008 - 19/11/2008	0,119*	123*	Complet. Distinta (6 meses)	Aumento
Tabla Adulto	Fechas 1ª Campaña	CPUE BOGA ADULTO 2006	Nº IND. 2006	Fechas 2ª Campaña	CPUE BOGA ADULTO 2007	Nº IND. 2007	Época	Aumento ó Reducción	Fechas 3ª Campaña	CPUE BOGA ADULTO 2008	Nº IND. 2008	Época	Aumento ó Reducción
C3 (Villar del Humo)	09/05/2006 - 11/05/2006	1,086**	1126**	05/11/2007 - 15/11/2007	0,663*	642*	Complet. Distinta (6 meses)	Reducción	17/09/2008 - 29/09/2008	4,110*	4325*	Distinta 2 meses (2007) Complet. Distinta 4 meses (2006)	Fotísimo aumento
C4 (Villora)	12/05/2006 - 16/05/2006	0,54**	565**	15/05/2007 - 14/06/2007	0,052	57	Aprox. 1 mes	Fortísima reducción	17/11/2008 - 19/11/2008	0,041*	42*	Complet. Distinta (6 meses)	Reducción

6.3.11 Patrones de evolución temporal y espacial de las poblaciones de loina (ríos Cabriel y Magro)

Los conteos del río Cabriel han mostrado oscilaciones fuertes de la población, que pueden estar relacionadas con sus movimientos migratorios. Para amortiguar estas diferencias, hemos sumado resultados de tramos cercanos o conectados entre sí, separando las zonas aguas arriba del azud de Cristinas, aguas abajo de este, y en dos partes aguas abajo de Contreras (zona alta y baja). Así, los resultados se han resumido en la tabla siguiente.

Tabla 6-16. Suma del Nest (nº ind. estimados/metro de río) por pares de tramos. Los tramos altos se han agrupado por la presencia del azud de Cristinas. Los tramos bajos se han agrupado por pares, zona alta y zona baja, para amortiguar el efecto de los movimientos migratorios.

Nest Loina (ind/m)	2006	2007	2008
C1+C2	0.15	0.19	0.60
C3+C4	0.52	1.43	0.21
<i>Tramo Alto</i>	<i>0.67</i>	<i>1.62</i>	<i>0.81</i>
C5+C6	0.12	0.03	0.34
C7+C8	0.31	0.01	0.01
<i>Tramo Bajo</i>	<i>0.43</i>	<i>0.04</i>	<i>0.35</i>

En primer lugar, considerando los valores totales en tramo alto y bajo, los resultados indican claramente que, a lo largo de todo el periodo de estudio, las densidades de loina son significativamente más altas en el tramo aguas arriba de Contreras, respecto al tramo regulado aguas abajo de la presa.

También se observa que solo hay una tendencia temporal aparente en dos zonas. En el tramo más alto en que no hay boga, tramos C1 y C2 de Cuenca, parece haber un aumento progresivo, que podría deberse a una recuperación de la especie tras temporadas de fuerte sequía.

En la zona más baja del Cabriel, tramos C7 y C8, se observó un descenso brusco, mientras que en C5 y C6 hubo un fuerte ascenso en 2008; este hecho podría deberse a que los muestreos se realizan en una época muy sensible, en que tienen lugar los movimientos migratorios. Así, en 2006 se detectaron gran número de loinas en Casas del Río, y muy pocas en el resto del río. En 2008 se detectaron muchas en El Retorno, las cuales aparentemente estaban listas para frezar (por su comportamiento y el tamaño de su barriga), mientras que apenas se contaron loinas en otros puntos. En 2007 no ocurrió esto en ninguno de los tramos bajo Contreras. En resumen, los muestreos pueden haber detectado los mismos núcleos poblacionales que se movilizan en primavera, pero no puede

descartarse que las oscilaciones mostradas respondan a una inestabilidad poblacional importante. La oscilación del número de loinas en los tramos bajos del río Cabriel también se refleja en los datos de pesca eléctrica de la Generalitat Valenciana representados en la siguiente Tabla.

Tabla 6-17. Número de loinas capturadas en los muestreos de la Generalitat Valenciana en el río Cabriel desde 2002 hasta 2008.

Nº Loinas	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Cabriel	3	60	16	74	18	25	36

Así pues, se han formulado las siguientes hipótesis, de acuerdo con los resultados obtenidos:

1. La población de loina, aguas arriba de Contreras, sufre oscilaciones importantes, que pueden relacionarse principalmente con las condiciones de caudal y con su competencia con la boga del Tajo.
2. La población de loina, aguas abajo de Contreras, puede sufrir oscilaciones temporales importantes, y se concentra en grandes núcleos en época de freza, siendo escasa o ausente fuera de dichos núcleos. Por ello es muy sensible a cualquier alteración del medio, ya sea vertidos, construcción de obstáculos, etc., que potencialmente, en un momento concreto, podrían dañar a una proporción muy importante de la población actual bajo el embalse.

Tabla 6-18. Número de loinas capturadas en los muestreos de la Generalitat Valenciana en el río Magro desde 2004 hasta 2008.

Nº Loinas	2004	2005	2006	2007	2008
Magro	9	57	0	13	22

Los muestreos de pesca eléctrica realizados por la UPV, aguas arriba y debajo de la presa en el río Magro, no detectaron ninguna loina, mientras que los muestreos realizados por el Servicio de Biodiversidad de la GVA (aguas abajo) si detectaron un bajo número de ellas, muy variable en el tiempo (entre 0 y 57 en distintos años) y en general decreciente.

Se deduce que el número total de loinas en este río es muy bajo, en relación al río Cabriel, y se encuentran muy concentradas; lo más probable es que se muevan en grades bandos, por lo cual los resultados oscilan mucho. Esto nos indica que la situación actual de la población es muy delicada, por lo que una alteración del hábitat o la extracción excesiva de caudales podría llegar a extinguir la población en este río.

Respecto a las causas de esta situación, los factores más decisivos pueden ser la calidad físico-química de las aguas del río Magro y la gestión de caudales en dicho río, pues se sabe que a veces la gestión del agua para riego no ha sido adecuada. En cuanto al hábitat, los datos indican que la proporción de mesohábitats idóneos (tablas y pozas) es muy variable aguas abajo de la presa, oscilando los 3 años entre el 16 y el 51 %, lo que también puede contribuir de modo importante al deterioro progresivo de la población.

Respecto al patrón espacial de las poblaciones, se partía de la hipótesis de que habiendo una población muy escasa, su distribución sería muy irregular en el espacio, a lo largo de los tramos de estudio. La distribución de resultados a lo largo de cada tramo indica que es así, ya que en los sucesivos mesohábitats de cada tramo se pasaba de valores nulos a valores muy elevados, según se explica en el apartado dedicado a las relaciones entre loina y mesohábitats.

Subiendo a la escala de cuenca, se observa un patrón diferente, ya que en el tramo alto la distribución espacial es irregular en cuanto a abundancia, pero está presente en todos los tramos muestreados. En el tramo bajo la irregularidad espacial es mayor, ya que en el tramo inmediato bajo la presa (hoces del Cabriel) la especie ha estado ausente en todos los muestreos.

6.3.12 Relación entre abundancia de loina y las características de los mesohábitats

Las figuras 6.28 y 6.29 muestran los gráficos de cajas y bigotes (medianas y rango intercuartil) del número estimado de loinas (ind/m) en hábitats *lentos* y *rápidos* de los tramos del río Cabriel de arriba y de abajo de Contreras respectivamente. En todos los tramos, hemos encontrado más loina en mesohábitats *lentos* que *rápidos*. Parece, así, haber una relación intrínseca entre la loina (presencia y abundancia) y los hábitats lentos.

Esto apoya, a una escala de mayor detalle, la hipótesis de que la distribución de loina es muy irregular en el espacio, y que tanto la proporción de mesohábitats como el microhábitat pueden ser un factor fundamental en su distribución, y pueden ser una pieza clave en el diseño de mejoras de hábitat para la especie.

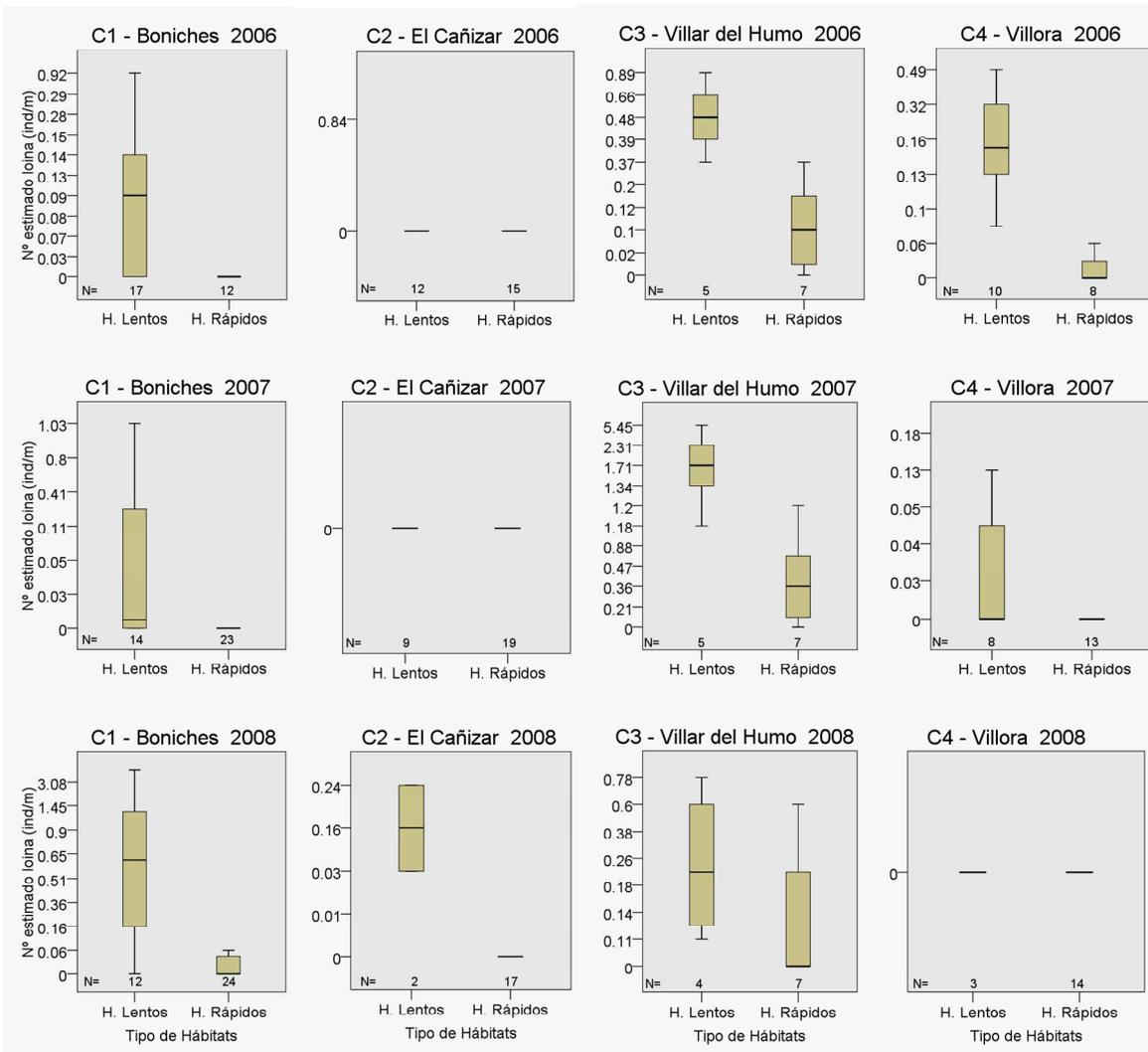


Figura 6-29. Comparación entre los valores estimados de loinas (ind/m) en hábitats lentos y rápidos del los tramos agua arriba la presa de Contreras, río Cabriel. La “caja” abarca el rango intercuartil (entre percentiles 25% y 75%), y los “bigotes” abarcan hasta 1.5 veces el rango intercuartil hacia los lados de la caja. La escala del número estimado de loinas es diferente para cada tramo y año.

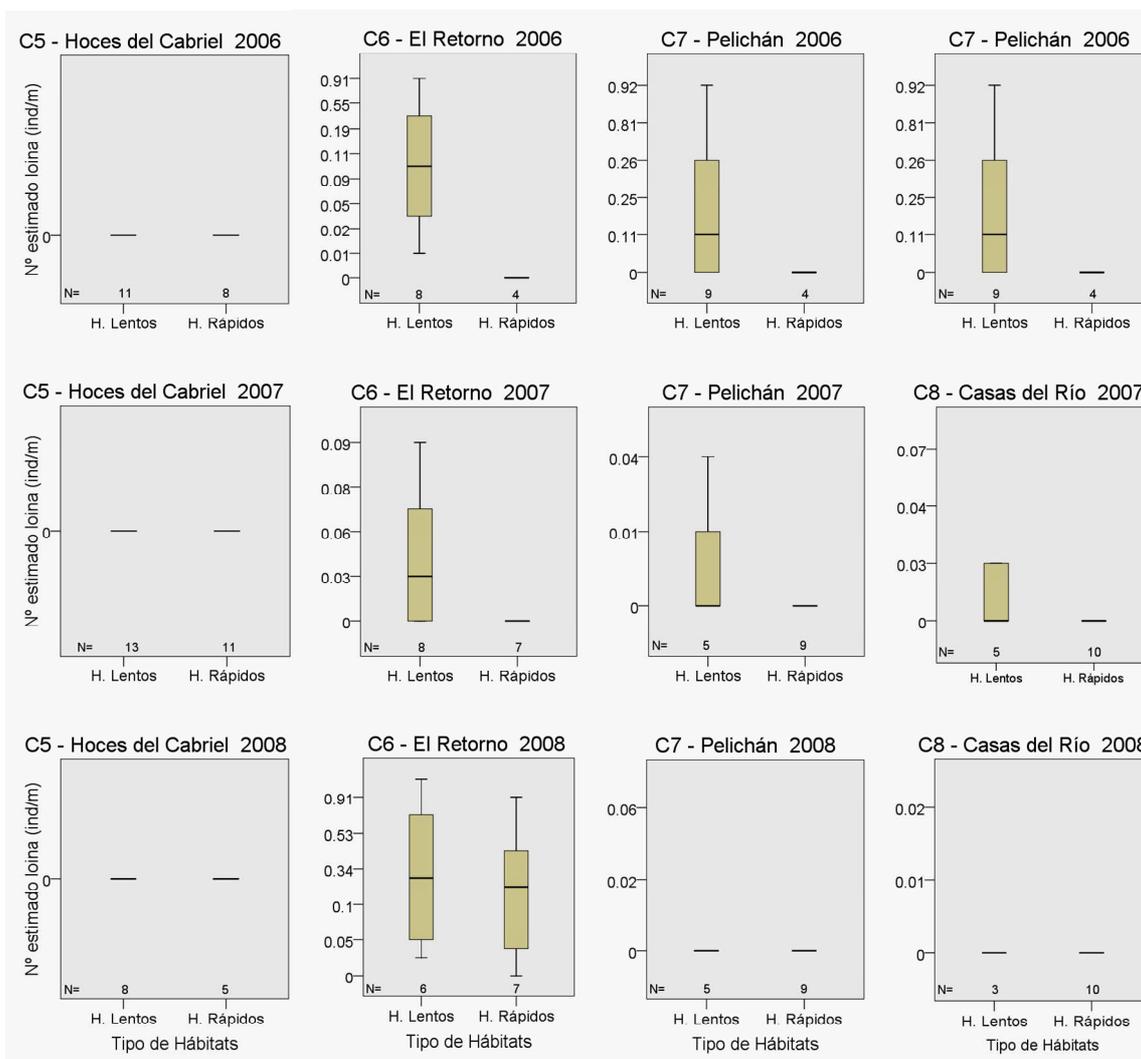


Figura 6-30. Comparación entre los valores estimados de loinas (ind/m) en hábitats lentos y rápidos del los tramos agua arriba debajo de la presa de Contreras, río Cabriel. La “caja” abarca el rango intercuartil (entre percentiles 25% y 75%), y los “bigotes” abarcan hasta 1.5 veces el rango intercuartil hacia los lados de la caja. La escala del número estimado de loinas es diferente para cada tramo y año.

A continuación se muestran los análisis de las relaciones entre variables de los mesohábitats lentos y la abundancia de loina. En las tablas se muestran los coeficientes de correlación de Spearman de las diferentes variables de mesohábitats medidas y la densidad estimada de loinas, agrupándose en tramos altos y bajos del río Cabriel, durante los tres años de estudio. Hemos encontrado correlaciones positivas con la densidad de loina, en el conjunto de los tres años y a los niveles de significación del 95 y 99%, para la longitud, la profundidad media, el recubrimiento por finos y la superficie de remansos por vegetación, en los tramos altos del Cabriel. En los tramos bajos, solo encontramos correlaciones positivas con la longitud y la profundidad media. Así pues, podemos decir que estos análisis nos han mostrado cuales son las variables más significativas, a escala de mesohábitat, para la abundancia de loina.

Tabla 6-19. Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables de mesohábitat y la densidad de loina en los *tramos altos* del Cabriel. Las variables son L (longitud, m), Am (anchura media, m), Pm (profundidad media, m), porcentaje de diferentes sustratos (CR- canto rodado; GR-grava y L- limo), Rf (% de recubrimiento por finos), áreas en m² de PW y BW (pocketwaters y backwaters, respectivamente), área de Rr y Rv (remanso por roca y remanso por vegetación) y densidad estimada de loina (ind/m). *La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Cabriel alto 2006		Loina	Cabriel alto 2007		Loina	Cabriel alto 2008		Loina
L	r	0,626**	L	r	0,452**	L	r	0,094
Am	r	0,215*	Am	r	0,088	Am	r	-0,120
Pm	r	0,608**	Pm	r	0,397**	Pm	r	0,502**
CR	r	0,054	CR	r	0,048	CR	r	-0,006
GR	r	0,263*	GR	r	-0,029	GR	r	0,087
L	r	-0,094	L	r	0,149	L	r	0,379**
Rf	r	-0,281**	Rf	r	0,427**	Rf	r	0,458**
PW	r	-0,324**	PW	r	-0,182	PW	r	-0,204
BW	r	0,191	BW	r	-0,032	BW	r	-0,207
Rr	r	-0,134	Rr	r	-0,145	Rr	r	0,102
Rv	r	0,315**	Rv	r	0,370**	Rv	r	0,008
Loina	r	1,000	Loin	r	1,000	Loin	r	1,000

Tabla 6-20. Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables de mesohábitat y la densidad de loina en los *tramos bajos* del Cabriel. Las variables son L (longitud, m), Am (anchura media, m), Pm (profundidad media, m), porcentaje de diferentes sustratos (CR- canto rodado; GR-grava y L- limo), Rf (% de recubrimiento por finos), áreas en m² de PW y BW (pocketwaters y backwaters, respectivamente), área de Rr y Rv (remanso por roca y remanso por vegetación) y densidad estimada de loina (ind/m). *La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Cabriel bajo 2006		Loina	Cabriel bajo 2007		Loina	Cabriel bajo 2008		Loina
L	r	0,382**	L	r	0,303*	L	r	0,264
Am	r	0,073	Am	r	-0,120	Am	r	-0,230
Pm	r	0,670**	Pm	r	0,519**	Pm	r	0,363**
CR	r	-0,01	CR	r	-0,261*	CR	r	-0,270
GR	r	0,268*	GR	r	-0,080	GR	r	0,010
L	r	0,102	L	r	0,200	L	r	0,494**
Rf	r	-0,250	Rf	r	0,216	Rf	r	0,632**
PW	r	-0,220	PW	r	0,186	PW	r	0,005
BW	r	-0,130	BW	r	0,108	BW	r	0,019
Rr	r	-0,312*	Rr	r	0,112	Rr	r	0,005
Rv	r	0,322*	Rv	r	0,155	Rv	r	0,160
Loina	r	1,000	Loin	r	1,000	Loin	r	1,000

Una vez señaladas las variables más importantes, esta información ha sido utilizada para ver en mayor detalle las características asociadas a los valores altos de loinas (número por metro de río, Nest). En primer lugar, ya que estas variables se relacionan con la densidad de forma positiva, hemos dibujado los puntos obtenidos para visualizar la dispersión de los

datos, incluyendo un ajuste polinomial a los puntos. Como puede verse en las siguientes figuras, los ajustes no fueron buenos, a pesar de probar varias líneas de tendencia, por lo que se optó por un análisis no paramétrico sencillo de los resultados.

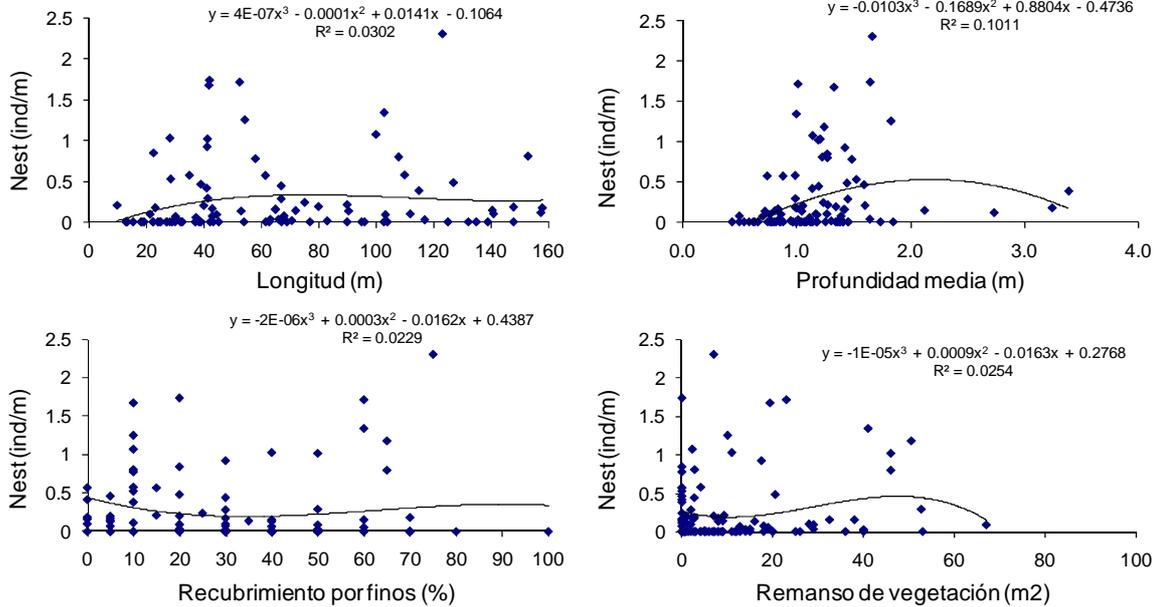


Figura 6-31. Relación entre las variables de mesohábitats lentos que presentan una correlación positiva (Spearman) con el número estimado de loina (Nest), en los tramos altos del río Cabriel.

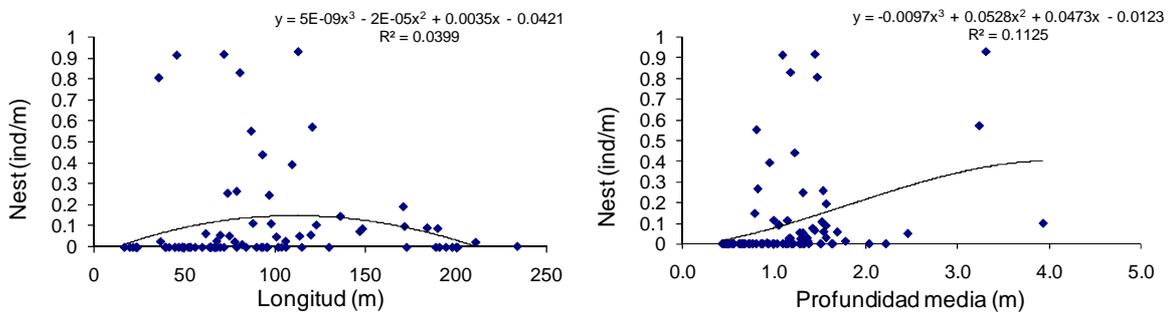


Figura 6-32. Relación entre las variables de mesohábitats lentos que presentan una correlación positiva (Spearman) con el número estimado de loina (Nest), en los tramos bajos del río Cabriel.

A partir de los mismos datos, separando tramos altos y bajos, para cada variable significativa, se estimó su rango asociado al percentil 90% o superior de las abundancias de loina. En los tramos altos del río Cabriel, las mayores densidades de loina se enmarcan en los mesohábitats con longitudes entre 28 y 123 metros, con profundidad media entre 1,0 y 1,8 metros. El recubrimiento por finos abarca un rango muy amplio (10-75%) al igual que el área de remanso por vegetación acuática o emergente (entre 0 y 50,5 m²). Como puede verse en la figura, la relación entre estas dos últimas variables y la abundancia está mucho menos clara que para las otras dos. En los tramos bajos del río Cabriel, los rangos obtenidos fueron de 36 a 121 metros de longitud, y de 1 a 3 metros de profundidad media.

6.4 DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO

En los ambientes lóticos la fracción de macroinvertebrados bentónicos, en su mayoría insectos, representa una biomasa importante que constituye un recurso alimentario fuertemente explotado por los peces. El estudio de los macroinvertebrados es muy interesante tanto por su importancia trófica como para entender el estado ecológico del río.

Las siguientes figuras muestran la relación entre la biomasa de macroinvertebrados (peso seco) y la densidad de loinas en los ocho tramos del río Cabriel, separando resultados en mesohábitats rápidos y lentos respectivamente (en cada tramo se trata de la suma de resultados de los 3 años). Numerosos estudios han demostrado que los mesohábitats lentos poseen una cantidad de materia orgánica mayor que los mesohábitats rápidos, lo que favorece en los primeros un incremento en la riqueza y diversidad de macroinvertebrados mayor en los segundos. Los análisis confirmaron mayores valores de biomasa de macroinvertebrados en los mesohábitats lentos respecto a los rápidos.

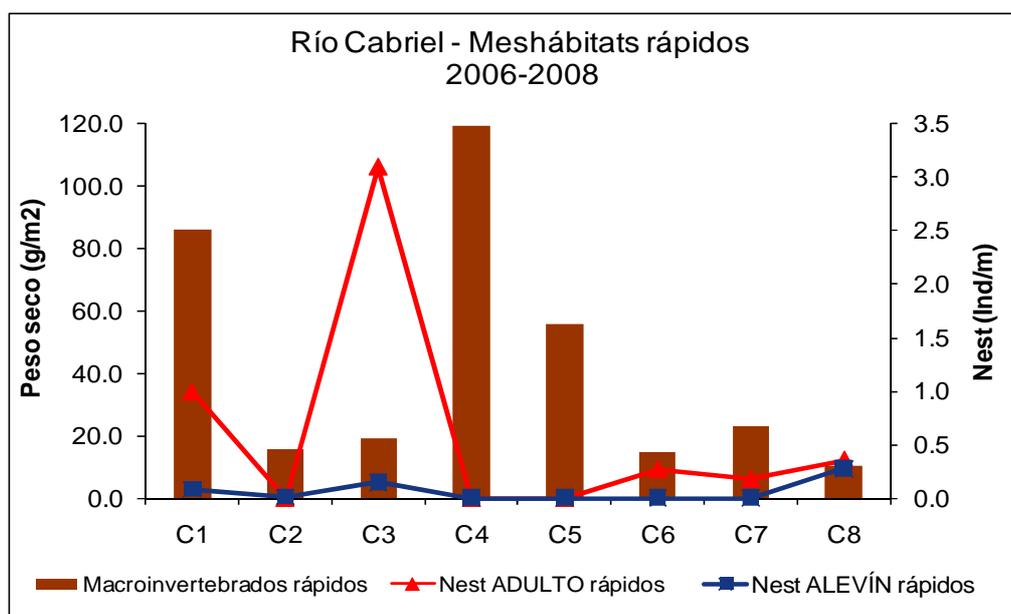


Figura 6-33. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats rápidos de los tramos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

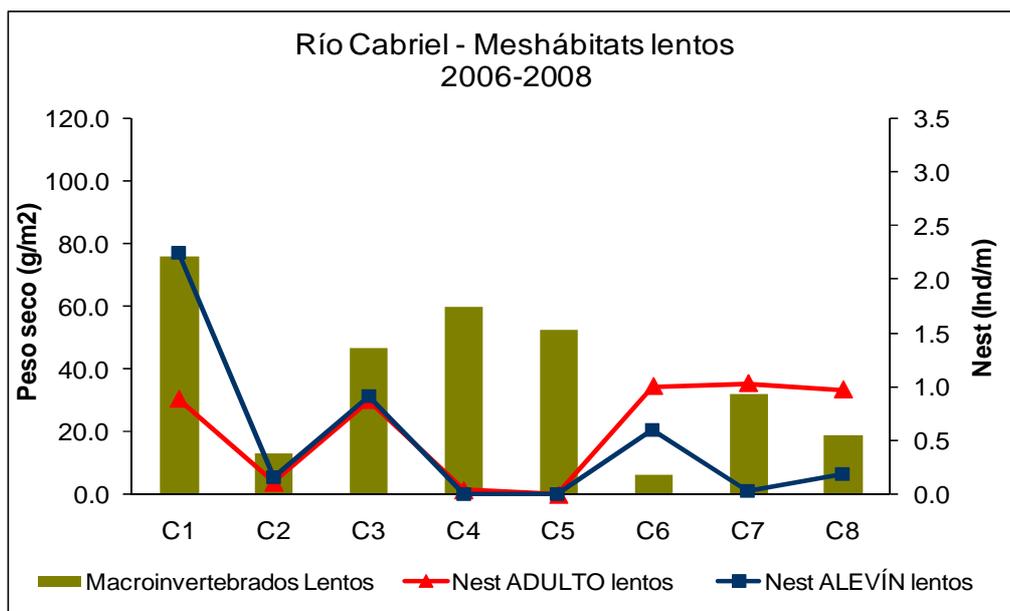


Figura 6-34. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m^2 y densidad de loina (n° ind/metro de río) en mesohábitats lentos de los tramos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

Considerando su relación con la loina, y tomando juntos todos los tramos (de C1 a C8), no se encontró en mesohábitats lentos una correlación entre la biomasa de macroinvertebrados y la densidad de loina (estadios alevín y adulto juntos). En cambio se observó a nivel global una correlación negativa entre la biomasa (peso seco) y la abundancia de loina juvenil-adulta ($r = -0,310$; $p < 0,05$) en los mesohábitats rápidos. La siguiente tabla muestra los coeficientes de Spearman correspondientes a esta correlación global. Por lo tanto con estos datos, a esta escala, no se encuentra ninguna relación, pero consideramos que deben analizarse los datos con mayor detalle.

Tabla 6-21. Correlación de Spearman (RHO) entre la biomasa de macroinvertebrados (PS en gramos) y la densidad de loina (juvenil-adulta LOA y alevín LOL) de los mesohábitats rápidos de los ocho tramos del río Cabriel, y de los mesohábitats lentos. *correlación significativa al nivel 0,05 (bilateral).

		LOA	LOL
Mesoh. Rápidos	r	-0,310(*)	-0,138
	Sig.	0,021	0,316
	N	55	55
Mesoh. Lentos	r	-0,088	0,046
	Sig.	0,536	0,747
	N	52	52

Las estructuras transversales, como azudes y embalses, suponen un obstáculo para el flujo de agua y nutrientes, alterando la estructura física de los hábitats acuáticos y los procesos ecológicos que de forma natural tienen lugar en los ríos. Para comprobar la posible

influencia de la presa de Contreras, resulta más útil analizar resultados separando aguas arriba y aguas abajo del embalse. En las siguientes figuras se representa la biomasa de macroinvertebrados y la densidad de loina (juvenil-adulta y alevín) para los tramos altos (arriba de la presa de Contreras) del río Cabriel.

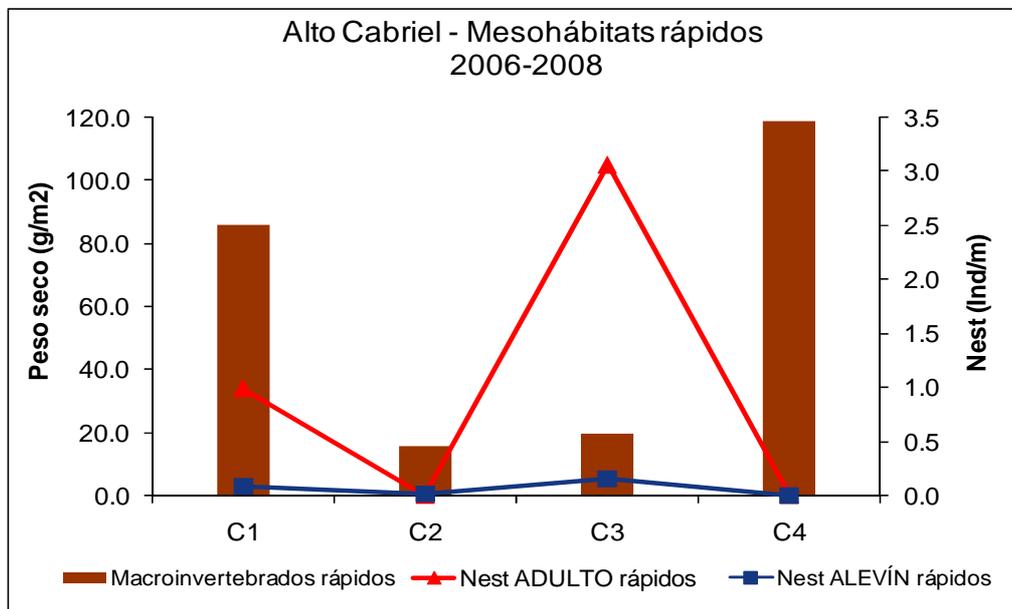


Figura 6-35. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats rápidos de los tramos altos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

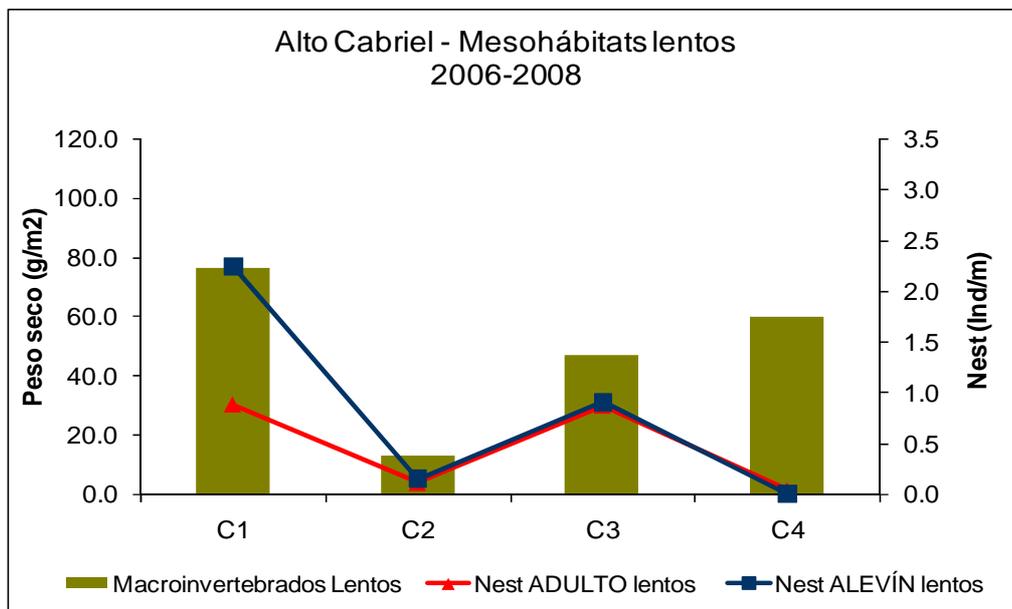


Figura 6-36. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats lentos de los tramos altos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

Los resultados de tramos altos indican una tendencia inversamente proporcional entre la biomasa de macroinvertebrados y loina juvenil-adulta en los mesohábitats rápidos; los coeficientes de correlación se especifican en la siguiente tabla. Podemos formular la hipótesis de que esto es debido a que los macroinvertebrados son un componente esencial de la dieta de la loina juvenil-adulta, por lo que la biomasa de macroinvertebrados sería menor al aumentar el número de individuos de loina juvenil-adulta. Por otro lado, para los mesohábitats lentos en tramos altos, no se encontraron correlaciones significativas, como puede verse también en tabla.

Tabla 6-22. Correlación de Spearman (RHO) entre la biomasa de macroinvertebrados y la densidad de loina (juvenil-adulta LOA y alevín LOL) de los mesohábitats rápidos de los tramos altos del río Cabriel (C1, C2, C3 y C4), y en mesohábitats lentos de los mismos tramos. *correlación significativa al nivel 0,05 (bilateral).

		LOA	LOL
Mesoh. Rápidos	r	-0,418(*)	-0,190
	Sig.	0,038	0,363
	N	25	25
Mesoh. Lentos	r	0,036	-0,034
	Sig.	0,874	0,881
	N	22	22

De igual forma se procedió para los tramos bajos (bajo la presa de Contreras) en el río Cabriel. Las siguientes figuras muestran el mismo tipo de resultados que anteriormente, para C5, C6, C7 y C8. En este caso, aunque aparentemente podría haber una tendencia inversa entre la biomasa de macroinvertebrados y la densidad de loina, no existe ninguna correlación de Spearman significativa, ni en los mesohábitats rápidos ni en los lentos, como se observa en la tabla detallada que se muestra aquí.

Tabla 6-23. Correlación de Spearman (RHO) entre la biomasa de macroinvertebrados y la densidad de loina (juvenil-adulta LOA y alevín LOL) de los mesohábitats rápidos de los tramos bajos del río Cabriel (C5, C6, C7 y C8), y también en mesohábitats lentos. * correlación significativa al nivel 0,05 (bilateral).

		LOA	LOL
Mesoh. Rápidos	r	-0,324	-0,232
	Sig.	0,081	0,218
	N	30	30
Mesoh. Lentos	r	-0,340	-0,259
	Sig.	0,066	0,167
	N	30	30

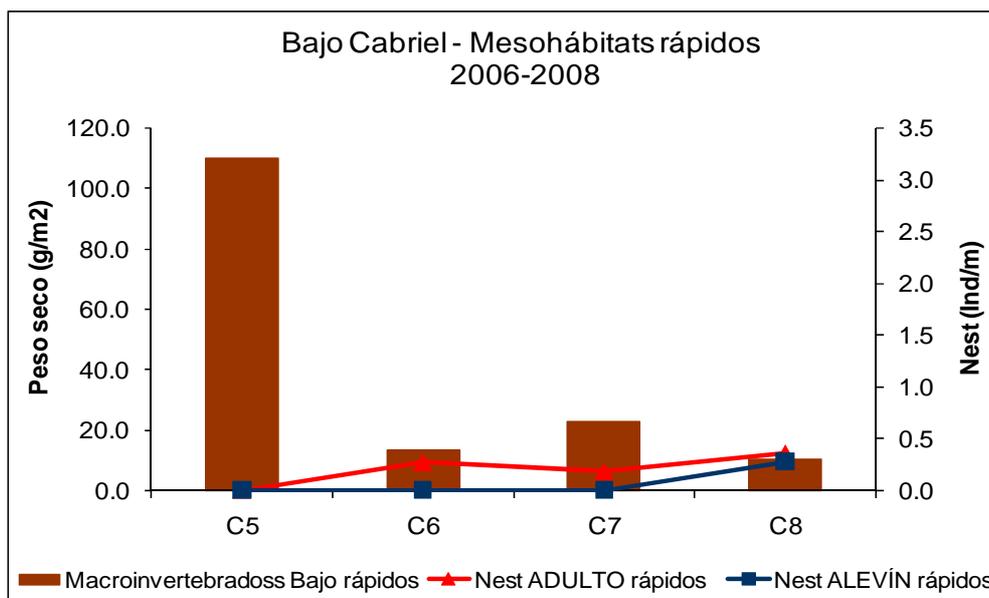


Figura 6-37. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats rápidos de los tramos bajos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

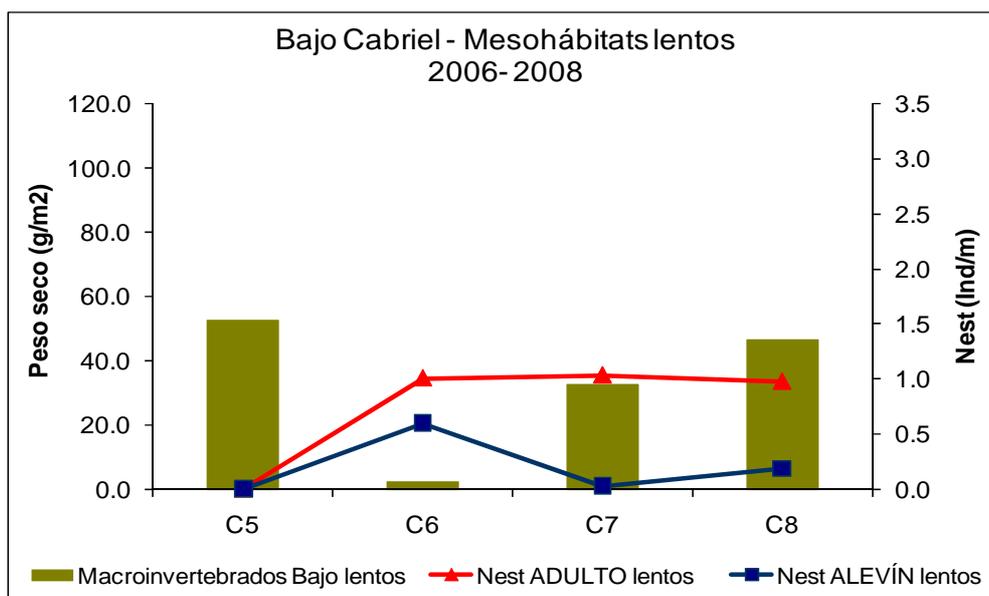


Figura 6-38. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats lentos de los tramos bajos del río Cabriel. El peso seco está representado por las columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) por líneas continuas (adultos y alevines).

Según Cooper *et al.* (1990), el papel que juega la depredación en la red trófica de los ríos puede presentar resultados contradictorios. En realidad, los factores físicos y químicos actúan como los principales agentes controladores de la tasa de renovación de los macroinvertebrados, y así controlan la variabilidad de las muestras. Por lo tanto, podemos suponer que la perturbación en la dinámica natural de factores físicos y químicos

producidos por el embalse y los fenómenos de predador-presa pueden enmascarse y dificultan la interpretación de los resultados.

Para establecer o evaluar el estado ecológico, según la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) es esencial valorar el estado en el que se encuentran ciertos elementos biológicos, entre ellos, la diversidad y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados. Ésta posee varios grupos que aportan mayor información que otros sobre el estado en el que se encuentran los ecosistemas acuáticos, ya que son más sensibles a las condiciones del hábitat y a la alteración de las condiciones ambientales que imperan en ellos. Estos taxones (órdenes) son los denominados EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) y son, mayoritariamente, poco tolerantes a la contaminación. Varios autores han recomendado el uso de estos taxones por ser muy buenos indicadores de calidad en sistemas acuáticos de montaña, entre ellos Marques *et al.* (2001) y Álvarez *et al.* (2006). Ambos relacionan los grupos EPT con los medios mejor conservados.

Por esta razón, se ha considerado oportuno repetir los análisis previos, para el conjunto de tramos, pero separando únicamente la biomasa de estos taxones. La posible relación de estos taxones con la loina podría indicar, por un aparte, una relación como alimento sustancial en su dieta, y por otro lado su mayor abundancia en un tramo indica también un mejor estado ecológico del río.

A continuación, se muestran las dos figuras respecto a la biomasa de los grupos EPT de macroinvertebrados y la densidad de loinas (juvenil-adulta y alevines) en mesohábitats rápidos y lentos. En mesohábitats rápidos, se ve como las dos variables no presentan, gráficamente, una correlación clara. Sin embargo, en los mesohábitats lentos, los resultados son diferentes, pues si se observa una relación significativa entre la biomasa de EPT y la densidad de loina (juvenil-adulta y alevines), lo cual ha sido confirmado por los coeficientes de correlación. Dichos coeficientes se detallan más adelante en forma de tabla.

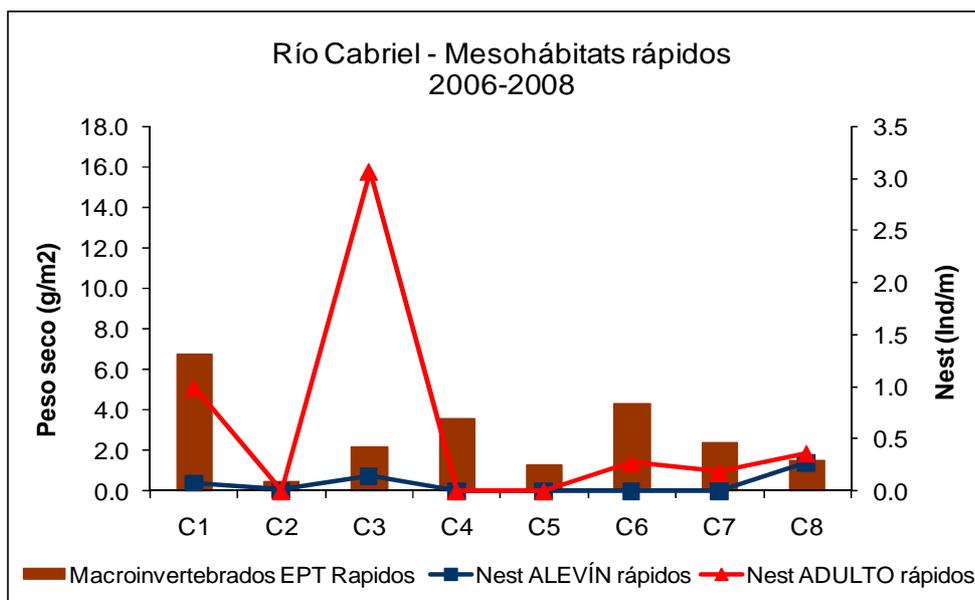


Figura 6-39. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados de los grupos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats rápidos de los 8 tramos del río Cabriel. El peso seco está en columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) con líneas continuas (adultos y alevines).

También, en formato de tabla, se han detallado los coeficientes de correlación obtenidos, siendo relevante la observación de una correlación positiva significativa entre la biomasa de los taxones EPT y la densidad de loinas, tanto en etapa juvenil-adulta como alevines, en los mesohábitats lentos, a lo largo de los ocho tramos del Cabriel. Al igual que se observó con las cantidades totales de macroinvertebrados, al principio de este apartado, la biomasa de taxones EPT es mucho mayor en los tramos altos del Cabriel, respecto a los bajos.

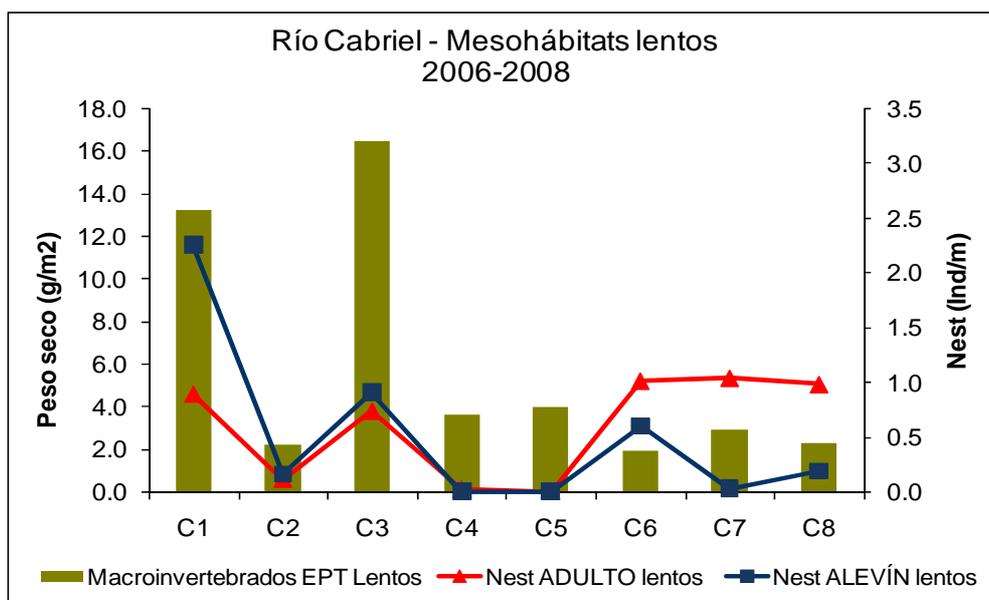


Figura 6-40. Relación entre el peso seco de macroinvertebrados de los grupos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) por m² y densidad de loina (nº ind/metro de río) en mesohábitats lentos de los 8 tramos del río Cabriel. El peso seco está en columnas y la densidad (número estimado de peces por metro de río) con líneas continuas (adultos y alevines).

Tabla 6-24. Correlación de Spearman (RHO) entre la biomasa de macroinvertebrados del grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) y la densidad de loina (juvenil-adulta LOA y alevín LOL) de los mesohábitats *rápidos* de los ocho tramos del río Cabriel, y en mesohábitats lentos. *correlación significativa al nivel 0,05 (bilateral). **correlación significativa al nivel 0,01 (bilateral).

		LOA	LOL
Mesoh.	r	-0,340	-0,259
Rápidos	Sig.	0,066	0,167
	N	30	30
Mesoh.	r	0,295(*)	0,410(**)
Lentos	Sig.	0,027	0,002
	N	56	56

Finalmente se ha realizado un análisis global comparando la biomasa en distintos tramos del río Cabriel. Como se puede ver en la siguiente tabla, existe una diferencia muy clara entre la biomasa de macroinvertebrados de los tramos del Cabriel aguas arriba de Contreras (natural) y los tramos aguas abajo de Contreras (regulado). El peso seco total de macroinvertebrados de los cuatro tramos altos es muy superior, aproximadamente el doble, respecto al peso total de los tramos bajos, en los dos tipos de mesohábitat (altos rápidos/lentos= 239,59/103,34 g/m²; bajos rápidos/lentos=195,84/110,38 g/m²).

Tabla 6-25. Comparación entre la suma de las biomásas de macroinvertebrados (g/m²) de cada tramo en los mesohábitats rápidos/lentos y las respectivas densidades (Nest – número estimados de loinas por metro de río).

	M. rápidos	Nest rápidos	M. lentos	Nest lentos
C1	85,77	1,07	76,18	3,14
C2	15,57	0,01	13,08	0,27
C3	19,23	3,21	46,79	1,79
C4	119,02	0,00	59,78	0,04
Total	239,59	4,30	195,84	5,24
C5	55,39	0,00	52,70	0,00
C6	14,85	0,27	6,39	1,61
C7	22,81	0,18	32,40	1,07
C8	10,29	0,64	18,89	1,16
Total	103,34	1,09	110,38	3,83

Una de las hipótesis formuladas en este estudio era que el alimento podría actuar como factor limitante de las poblaciones de loina en los tramos bajos del Cabriel. En este caso, la densidad poblacional estaría relacionada directamente con la biomasa de macroinvertebrados. Esta hipótesis ha sido rechazada con el conjunto de datos, pero sin embargo existe una correlación significativa entre las biomásas de los taxones EPT y las densidades de loina en los mesohábitats lentos. Por tanto, aunque no se puede conocer su

grado de importancia en la situación de las poblaciones, puesto que estos taxones se supone que no son el único alimento de la especie, es posible que su escasez (respecto al tramo alto) esté limitando a la población bajo el embalse. Un estudio más detallado de la alimentación de la loina permitiría avanzar en este aspecto, pero requeriría la captura de ejemplares en su medio natural.

Otra de las hipótesis formuladas ha sido que la producción de alimento es relativamente baja y podría suponer un factor limitante por el cual no se encuentra loina en el tramo bajo la presa, C5. Dicho tramo, Hoces del Cabriel, presenta valores de biomasa que no son inferiores a los restantes tramos, por el contrario la cantidad total de macroinvertebrados es claramente mayor en conjunto. Esta relación no es tan clara para los taxones EPT, pues C5 contiene más biomasa en los lentos (donde abunda más la loina), respecto a C6, C7 y C8, pero tiene menos biomasa que ellos en los rápidos. Por lo tanto, podemos rechazar dicha hipótesis, afirmando que con una altísima probabilidad, el alimento no es el factor limitante que hace que la loina no esté presente en las Hoces del Cabriel.

Por lo que respecta al perifiton, la metodología aplicada resultó no ser la más correcta para la obtención de los datos requeridos. Las muestras recogidas resultaron ser de análisis difícil y demoroso que requerían equipamiento específico. Los datos obtenidos resultaron ser incongruentes, por lo que decidimos no incluirlos en este informe.

6.5 ESTUDIO DE IDONEIDAD DEL HÁBITAT: ESCALA MICROHÁBITAT

Para resumir los resultados, en primer lugar debemos enmarcar las condiciones de microhábitats muestreadas, el rango disponible de las variables más definitorias del microhábitat, profundidad y velocidad. En la siguiente tabla se observa que las profundidades máximas, en cada año y tramo de estudio, han sido bastante elevadas, sobrepasando notablemente a los valores que los peces suelen escoger. Esto se ha demostrado más adelante con las curvas de uso del microhábitat obtenidas. La profundidad máxima registrada en los tramos fue de 2.3 m, que consideramos muy adecuada para los objetivos propuestos. Igualmente, para la velocidad media, el rango de condiciones de muestreo sobrepasa notablemente las velocidades a las que se colocan estos peces, y en casi todos los tramos y años se sobrepasó 1 m/s de velocidad máxima disponible, con un rango entre 0.809 y 1.40 m/s.

Tabla 6-26. Profundidad y velocidad media máximas disponibles en los tramos de muestreo de microhábitat, para cada año y separando tramos aguas abajo y arriba de presa.

Tramo	Año	Veloc. max (m/s)	Prof. max (m)
T alto	2006		
T alto	2007	1.118	2
T alto	2008	1.156	2.32
T bajo	2006	1.397	1.66
T bajo	2007	1.223	1.52
T bajo	2008	0.809	2.1

En cuanto a las áreas muestreadas, se escogieron para ajustarse lo más posible al método de igual esfuerzo. En la siguiente tabla se resumen los resultados; como puede verse los microhábitats incluyeron zonas rápidas someras (corrientes y rápidos) y profundas (runs), zonas lentas someras (tablas y parte de pozas) y profundas (pozas). Evaluando los hábitats lentos y rápidos, el balance global fue de 1699.1 y 1399.6 m² respectivamente, lo que supone un 18 % menos de áreas rápidas, hecho que fue debido a la dificultad y limitaciones de tiempo (en escasos periodos sin turbidez) para muestrear en los runs, donde en ningún caso se encontraron loinas, por lo cual es natural que se consumiera más tiempo en las zonas lentas, donde hubo muchos datos que demandaron más tiempo de muestreo.

Tabla 6-27. Áreas de muestreo de microhábitats (m²), en distintos tipos de hábitats del río Cabriel.

		Pozas	Tablas	Runs	Corrientes	Rápidos
T alto	2006					
T alto	2007	200.0			200.0	
T alto	2008	207.9	278.1	70.2	217.6	103.9
T bajo	2006	436.5			446.0	
T bajo	2007	200.0				200.0
T bajo	2008	346.3	30.3	161.9		
Total		1390.7	308.4	232.1	863.6	303.9

6.5.1 Tramo alto, no regulado (aguas arriba de presa). Clase Juveniles-Adultos.

El número total de datos fue de 15 en el muestreo de 2007 y 108 en 2008, ambos en el mismo tramo de Boniches (C1), cercano y aguas abajo de dicho pueblo. Los histogramas para cada tramo de estudio y año se han incluido en un anexo, para limitar la extensión del informe; en este apartado se observan las curvas finales con los retoques necesarios según el equipo de trabajo, para que sean útiles en la simulación del hábitat físico.

Comentando los resultados, debemos comenzar por contrastar las distribuciones de datos de uso y disponibilidad, en cada tramo de muestreo, que pueden observarse en anexos. La disponibilidad observada en el tramo C1 en 2008 presentaba una amplia variabilidad, con una frecuencia máxima en profundidades de 1-1.25 m. El uso del microhábitat mostraba el mismo máximo pero la distribución es diferente, evitando los peces las aguas más someras. El muestreo realizado en 2007 indicaba una mayor disponibilidad de zonas someras, pero que tampoco eran utilizadas por los peces. En ambos casos la máxima frecuencia de datos se observó entre 0.75 y 1 m de profundidad, pero las distribuciones de uso y disponibilidad son claramente distintas, al igual que en la zona estudiada en 2008. En este caso los peces evitaban las zonas con profundidad menor de 50 cm. Cabe recordar que el número de individuos muestreado fue claramente inferior respecto a 2008.

La curva global para juvenil-adulto, en tramo alto, puede verse en la siguiente figura. Ésta refleja aproximadamente la misma tendencia comentada antes, el conjunto de profundidades más escogidas por los peces están cercanas a 1 m de profundidad, mientras que ocurre lo contrario en aguas someras.

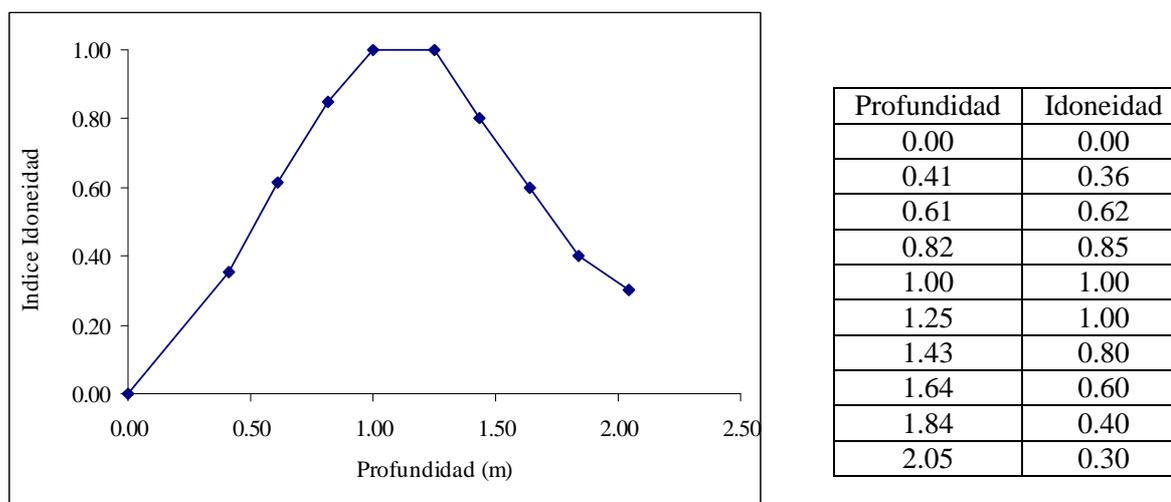


Figura 6-41. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para profundidad, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 40 mediciones, ponderadas como 123 peces (sin efecto de bandos).

En el caso de la velocidad, la loina mostró una clara tendencia a ocupar microhábitats con velocidades muy bajas, contrastando claramente con la disponibilidad del medio, que era relativamente amplia, como se detalló al principio de este apartado. Estas diferencias se observaron tanto en 2008 como en 2007.

Las curvas generales, agrupando datos, muestran bien esta tendencia. A pesar de encontrar una disponibilidad amplia y variada de velocidades, la loina se sitúa en cualquier caso sobre velocidades bajas, especialmente entre 0 y 0.15 m/s. Estos intervalos no reflejan los datos correspondientes al cero, 0.0, condiciones en las cuales normalmente estos peces no obtendrían comida y no tendrían unas condiciones idóneas de vida a medio o largo plazo. En cualquier caso la idoneidad a velocidad nula es bastante baja para cualquiera de sus etapas de desarrollo. La curva global para juvenil-adulto, en tramo alto, puede verse en la siguiente figura.

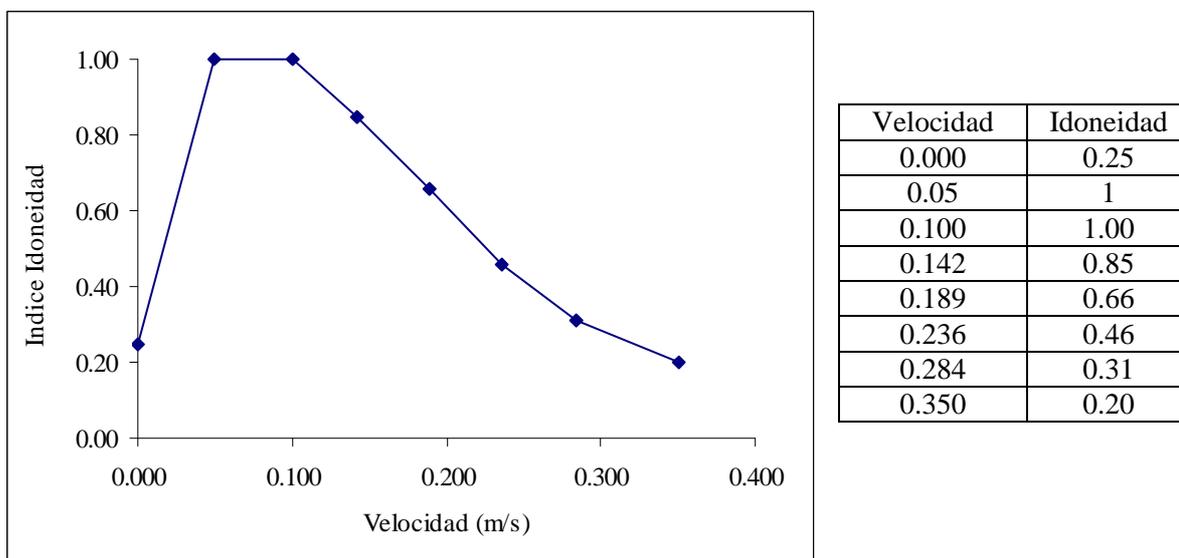


Figura 6-42. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para velocidad media de la columna de agua, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 40 mediciones, ponderadas como 123 peces (sin efecto de bandos).

Los datos de uso obtenidos en 2008, para la variable sustrato, muestran una clara ocupación de zonas con vegetación y el limo. La disponibilidad de vegetación era muy alta pero no tanto para el limo, observándose claras diferencias en ambas distribuciones de datos. En 2007 se observa básicamente que la loina se situaba sobre sustratos de vegetación y limo, a diferencia del año anterior donde se observaron individuos sobre otros tipos. Aunque existía una cierta disponibilidad de diversos sustratos (aunque en menor medida que los otros), estos resultados nos hacen pensar que el sustrato refleja una correlación de hábitats, es decir que el sustrato podría no tener un peso importante en la selección del pez, sino que estos sustratos se obtienen por su correlación con las zonas de

velocidades bajas y abundante refugio. En varios estudios sobre ciprínidos, se ha obtenido que este factor es menos importante que velocidad y profundidad en la selección del microhábitat, o que la selección del sustrato se debía a su correlación con la profundidad y la velocidad, en ríos de Cataluña (Grossman & De Sostoa 1994) y en la cuenca del Tajo (Martínez Capel, 2000; Martínez Capel *et al.*, 2009).

Mientras que la velocidad media se puede relacionar directamente con sus capacidades fisiológicas (capacidad natatoria) y su tamaño, y esta variable interacciona con el calado (de forma distinta según estemos en remansos o no), el sustrato puede relacionarse más directamente con su forma de alimentación. Esta especie, en estado adulto, podemos suponer que se alimenta de forma similar a la boga del tajo, de forma que puede comer perifiton depositado sobre las ramas y vegetación sumergida, y también sobre las piedras (cantos, bloques, roca madre), por lo cual consideramos que la abundancia de sustratos finos no son necesariamente los más beneficiosos para la especie, de forma que su selección podría variar mucho en otros ríos según las circunstancias hidráulicas.

La curva general mostraba también las mayores frecuencias para vegetación y limo, aunque también se encontraron individuos en los demás tipos de sustrato presentes, repartidos de una forma similar a su frecuencia de disponibilidad. Consideramos que para la aplicación de estas funciones de idoneidad en otros tramos y ríos, en estudios del régimen ecológico de caudales, no sería adecuado asignar una baja idoneidad a los demás tipos, ya que esto supondría, por ejemplo, asignar en cualquier caso una idoneidad conjunta muy baja a cualquier microhábitat con cantos rodados, que suelen tener una alta idoneidad para otros ciprínidos (incluyendo del género *Chondrostoma*), y donde este pez puede encontrar abundante perifiton, según el caso. La idoneidad final propuesta para los tipos de sustrato aparece en la siguiente figura.

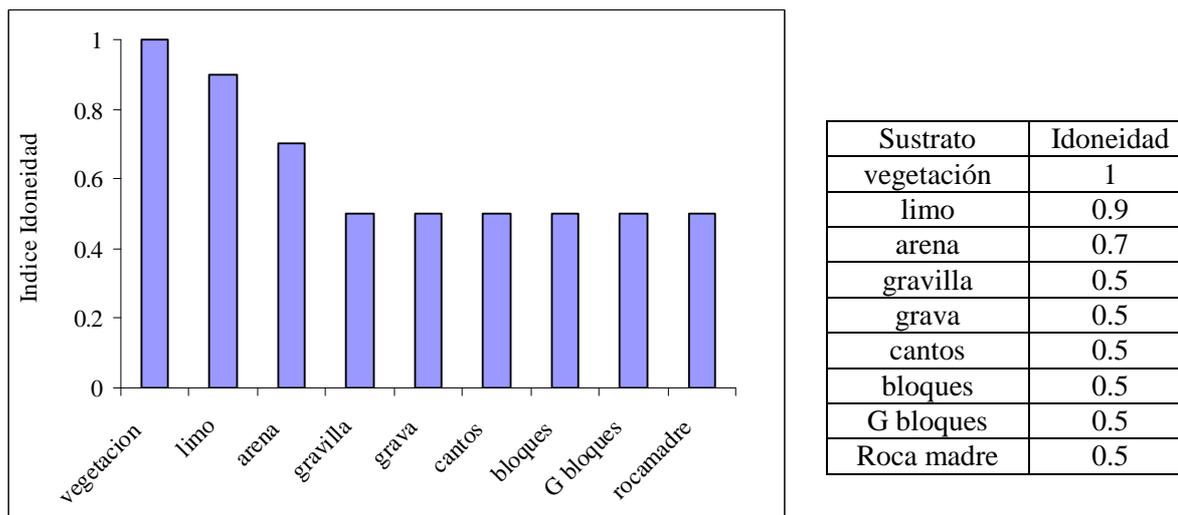


Figura 6-43. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para sustrato, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 40 mediciones, ponderadas como 123 peces (sin efecto de bandos).

Los datos obtenidos en 2008 mostraron un uso mayoritario del refugio formado por vegetación y, en segundo lugar, por madera. En los datos obtenidos en 2007, los peces escogieron más zonas donde había varios tipos de refugio combinados. En ambos casos no se apreciaron individuos en zonas carentes de refugio, y las diferencias entre los datos de uso y la disponibilidad son muy apreciables.

La curva general de uso reflejaba los máximos valores para el refugio formado por vegetación, madera y combinación de los otros tipos. Para realizar la propuesta final, se tuvo en cuenta que existía una limitada disponibilidad de ciertos elementos como cornisas y bloques, que en otros ríos han mostrado tener un gran valor como refugio de ciprínidos. Basándonos en la experiencia de campo y en otros estudios realizados en las cuencas del Tajo y del Júcar, por este mismo equipo, se han propuesto los valores de idoneidad que se ven en la siguiente figura.

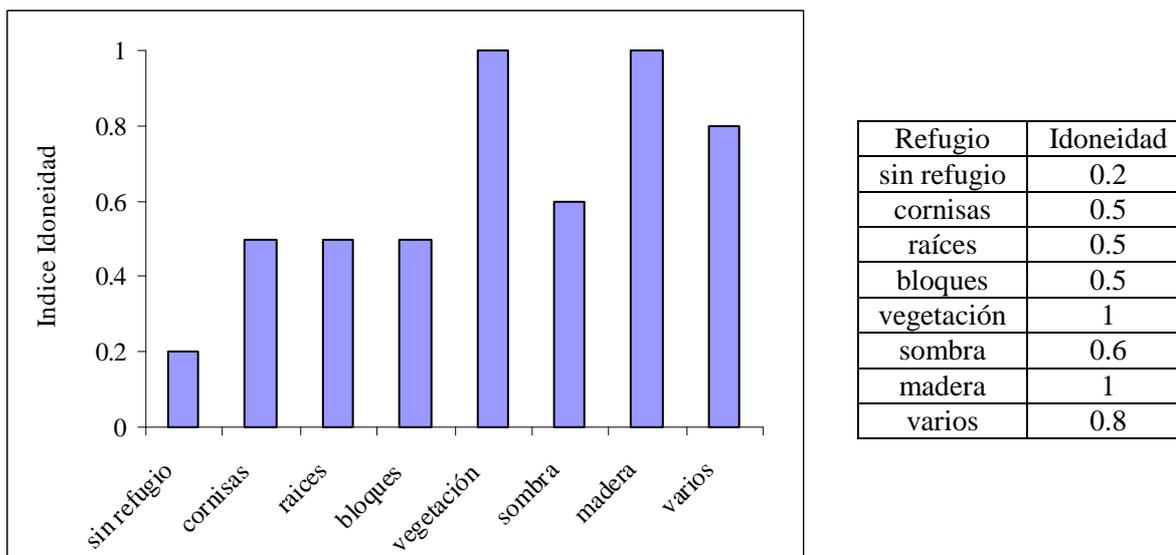
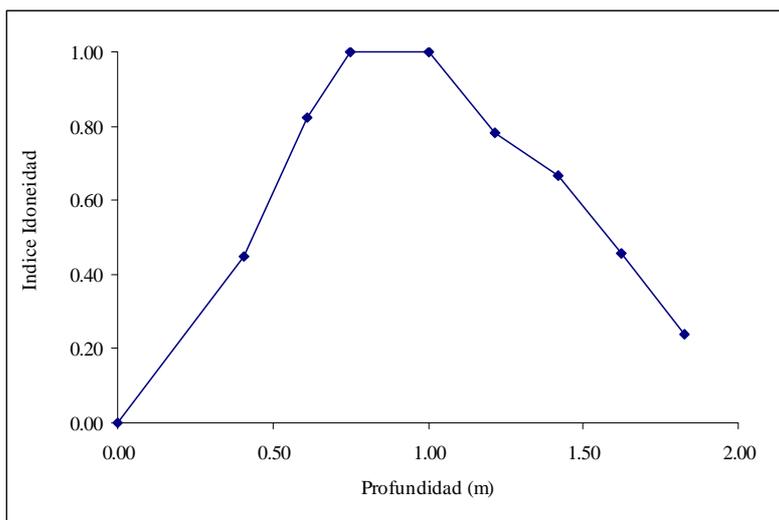


Figura 6-44. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para refugio, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 40 mediciones, ponderadas como 123 peces (sin efecto de bandos).

6.5.2 Tramo alto, no regulado (aguas arriba de presa). Clase Alevines.

El muestreo realizado en 2008 muestra dos modas en los histogramas de uso para la variable profundidad. La diferencia entre ambas es pequeña, 25 cm, por lo que probablemente se trata de un hueco por falta de datos. Una segunda idea es que podría tratarse de grupos con distinto comportamiento, por ejemplo grupos de alevines sin adultos, y grupos de alevines que forman bandos con adultos. En general los resultados de dicho año presentan un rango bastante amplio, con abundantes datos entre 0.5 y 1.5 m. Los datos de 2007 presentan también esta peculiaridad, pero se trata de dos grupos con escaso número de datos. En las gráficas de ambos años la diferencia entre uso y disponibilidad es muy marcada; la disponibilidad de aguas someras y profundas es muy amplia, pero los alevines abundan más en zonas relativamente más someras respecto a la media disponible.

La curva general de uso de profundidad refleja esta misma tendencia, pues está condicionada sobre todo por los datos de 2008. Consideramos que el hueco se debe a la dificultad de reflejar con exactitud las condiciones ecológicas de la especie, tanto por el propio método como por la escasez de la especie, aunque estos huecos suelen observarse en numerosos estudios de microhábitat. Es por ello que se necesita un procesado y suavizado de curvas. La curva global de disponibilidad también es notablemente distinta, y refleja condiciones mucho más amplias, respecto a la de uso. El uso se encuentra ligeramente desplazado hacia aguas más someras, y está centrado en el intervalo de 0.75-1 m, como puede observarse en la curva de idoneidad de microhábitat de la siguiente figura.

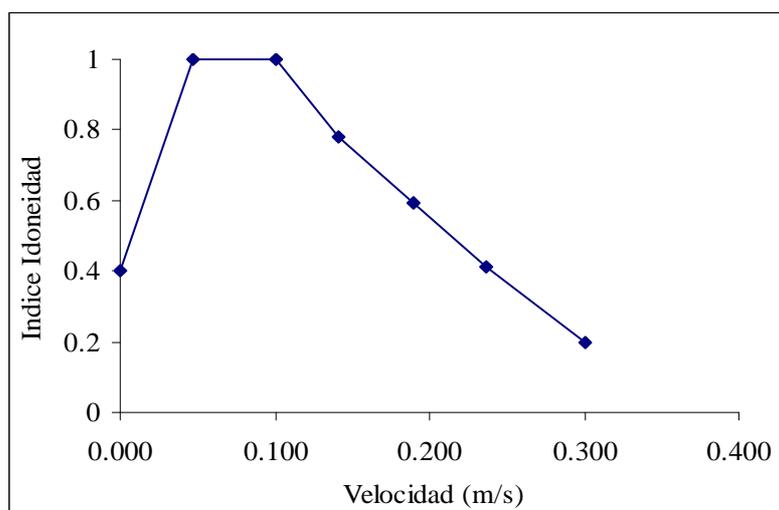


Profundidad	Idoneidad
0.00	0.00
0.41	0.45
0.61	0.83
0.75	1.00
1.00	1.00
1.22	0.78
1.42	0.67
1.62	0.46
1.82	0.24

Figura 6-45. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para profundidad, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 44 mediciones, ponderadas como 189 peces (sin efecto de bandos).

Los datos de velocidad para los alevines, en 2008, muestran una clara selección hacia las aguas tranquilas con velocidades entre 0 y 0.15 m/s, de forma similar a los adultos. La disponibilidad, como se dijo anteriormente para estos tramos, abarca un amplio espectro de velocidades, con una distribución muy distinta a la del uso por los peces. En 2007 la tendencia fue similar, siendo lo más frecuente la velocidad inferior a 0.3 m/s.

La curva general de uso muestra esta tendencia, con gran frecuencia de uso entre 0 y 30 cm/s, y con las mismas matizaciones realizadas anteriormente sobre la velocidad nula. A continuación se presenta la curva final propuesta para la simulación del hábitat.



Velocidad	Idoneidad
0	0.4
0.05	1.00
0.10	1.00
0.14	0.78
0.19	0.60
0.24	0.41
0.30	0.20

Figura 6-46. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para velocidad, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 44 mediciones, ponderadas como 189 peces (sin efecto de bandos).

Los sustratos más utilizados por los alevines de loina en 2008 fueron el limo y la vegetación, al igual que los adultos, y en este orden. Estos resultaron ser los sustratos más abundantes (disponibilidad), pero en orden inverso. También se encontraron alevines en otros microhábitats con distintos sustratos, pero en mucho menor número. En 2007, el número de datos fue muy inferior, estando casi todos referidos a vegetación y limo, sin una clara preponderancia de ninguno de uno sobre otro. En 2007 el sustrato que se encontró con mayor frecuencia fue la roca madre, pero no se observó ningún individuo haciendo uso de dichas zonas.

La curva general ha mostrado estos resultados, pero también la repartición de datos entre varios tipos de sustratos no muy representados. Las observaciones realizadas anteriormente sobre sustratos son igualmente válidas en este caso, habiéndose retocado las curvas según la experiencia de este y otros estudios similares. Los valores de idoneidad se muestran en la siguiente figura.

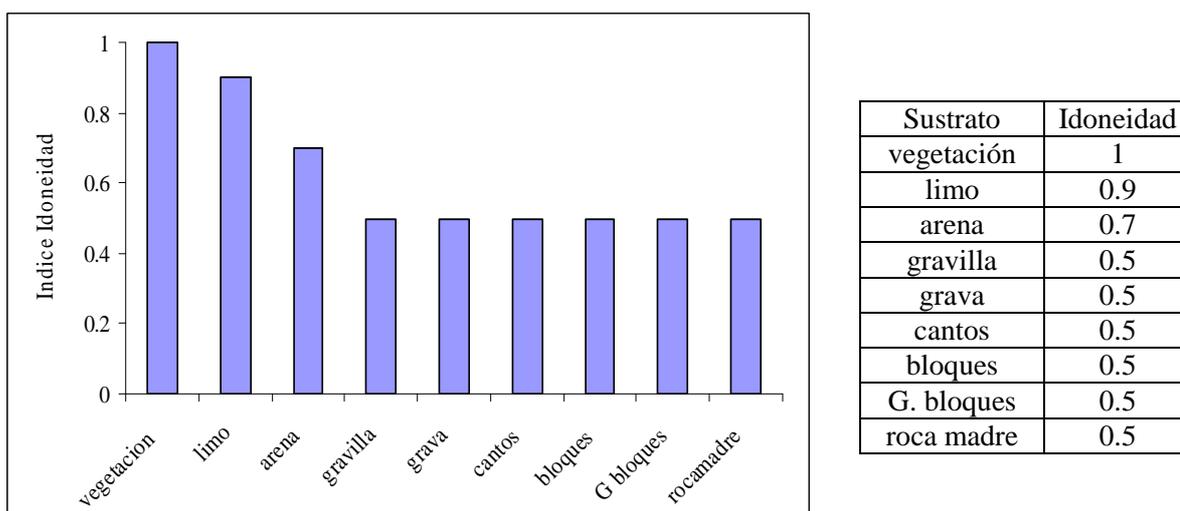


Figura 6-47. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para sustrato, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 44 mediciones, ponderadas como 189 peces (sin efecto de bandos).

Los datos de refugio obtenidos para los alevines de loina difieren bastante de los adultos. En 2008, se situaron mayoritariamente sobre zonas carentes de refugio, lo que no se corresponde al comportamiento de los adultos (se han revisado estadillos y datos para su comprobación). A continuación el refugio más utilizado fue el constituido por vegetación seguido de madera. Los valores de frecuencia de la disponibilidad son muy similares a los de uso, por lo que el uso de los peces podría estar reflejando únicamente la presencia de estos elementos, sin haber selección alguna. En 2007, tanto el uso como la disponibilidad son distintas, con abundancia de datos sin refugio y con sombra; de nuevo la disponibilidad fue similar al uso observado.

Los datos generales indican una mayor abundancia de peces en zonas sin refugio, seguido de la vegetación. Podemos aplicar las mismas observaciones indicadas para adultos, y no se considera adecuado aportar funciones de idoneidad de microhábitat en que la ausencia de refugio tenga valor máximo y el resto un valor muy bajo, pues no tendría sentido ecológico, y probablemente no serían funciones válidas en otros tramos o ríos. Las funciones finales propuestas son relativamente parecidas a las de los adultos, como se ve a continuación.

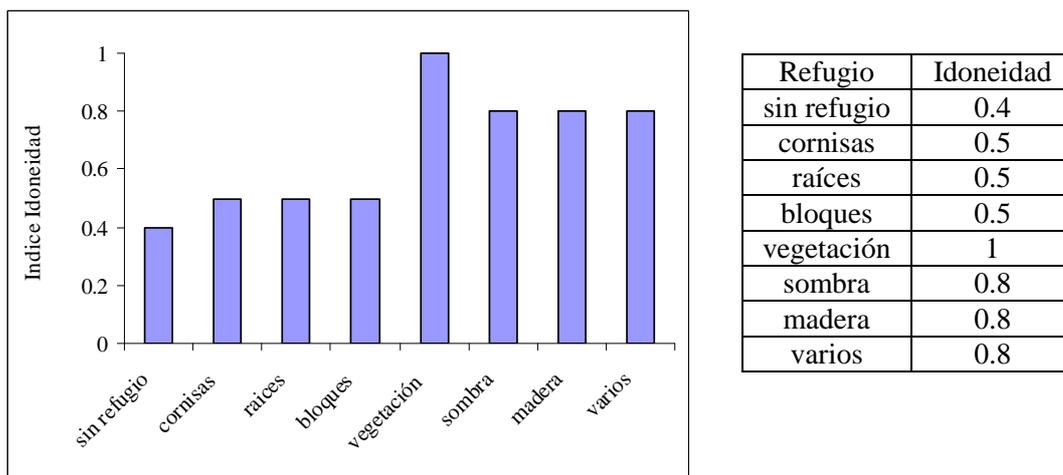


Figura 6-48. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para refugio, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos del Cabriel, sobre un número de 44 mediciones, ponderadas como 189 peces (sin efecto de bandos).

6.5.3 Tramo bajo, regulado (aguas abajo de presa). Clase Juveniles-Adultos.

En el tramo bajo los muestreos se desarrollaron en un número mayor de segmentos, contando además con mesohábitats de tipo run, que no aparecen aguas arriba de la presa. Los datos de 2008 mostraban una clara dispersión de los valores de profundidad utilizados por los adultos de loina, con un número significativo en profundidades comprendidas entre 0.5 m y 1.75 m. La curva de disponibilidad era claramente distinta, con forma de campana centrada en el intervalo de 1-1.5 m. En 2007 había una clara inversión entre el uso y la disponibilidad de dicha variable, pues se encontraron el mayor número de loinas en profundidades medias (0.75-1.25 m), mientras que las zonas más someras tenían una representatividad mucho mayor en dicho tramo. En 2006, casi la totalidad de individuos estaban en el intervalo entre 0.75 m y 1 m, ligeramente desplazado a la derecha respecto a la disponibilidad existente.

La globalidad de estos tramos indicó que la loina adulta evita las zonas de aguas más someras, y no aparece en aguas con profundidades menores a 0.25 m. El máximo se encuentra desplazado ligeramente hacia zonas más profundas, respecto a las más

disponibles. Tampoco ocupa los valores máximos de profundidad, sino que se encontraban localizadas en microhábitat muy concretos, bien definidos.

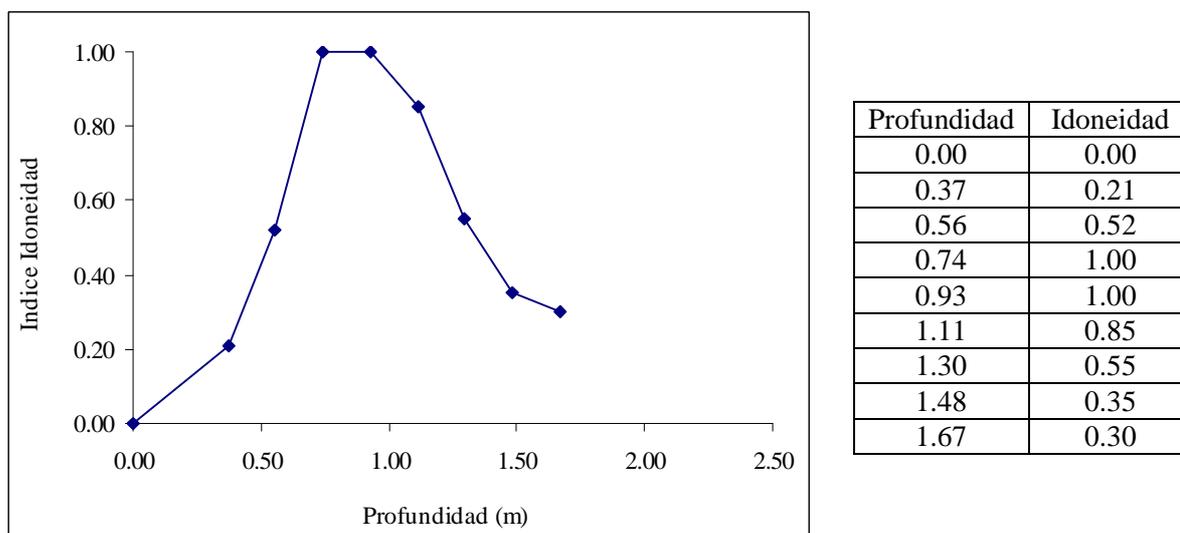


Figura 6-49. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para profundidad, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel (bajo presa), sobre un número de 43 mediciones, ponderadas como 103 peces (sin efecto de bandos).

Para la variable velocidad, en 2008 los resultados indicaban una clara predilección por los valores de velocidad entre 0 y 0.15 m/s, como en casos anteriores, aguas arriba de la presa. Prácticamente es igual en todos los casos, no detectándose loinas en velocidades mayores de 0.5 m/s aproximadamente. Los datos disponibilidad, en todos los tramos mostraban un reparto equitativo de distintos microhábitats, lentos y rápidos (hasta velocidades mayores de 1 m/s), con un claro contraste entre las distribuciones de datos de uso y disponibilidad.

Para generar las curvas de idoneidad de microhábitat se han seguido los criterios explicados anteriormente, a partir del histograma suavizado del conjunto de datos. Dicha curva se muestra a continuación.

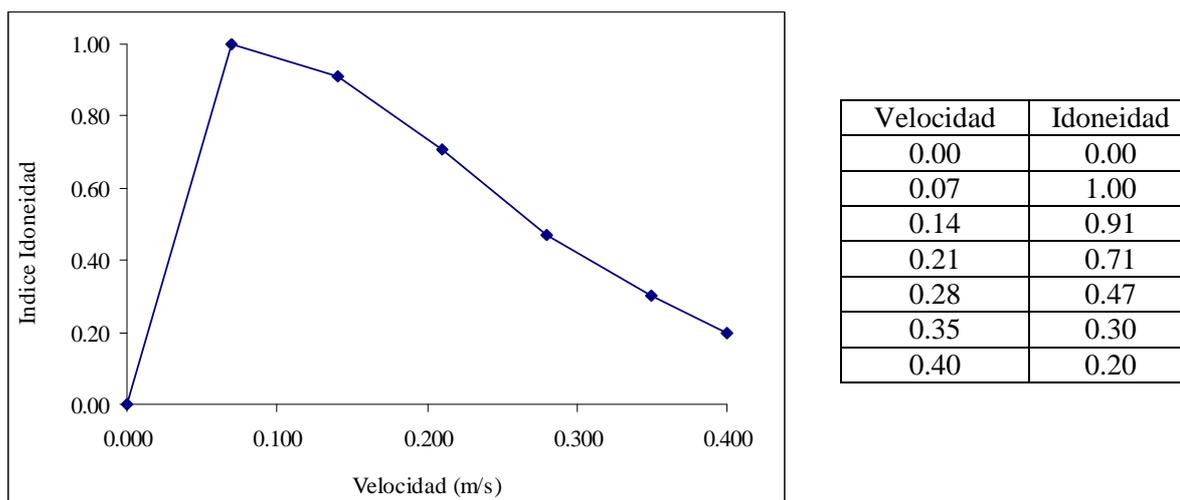


Figura 6-50. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para velocidad, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel (bajo presa), sobre un número de 43 mediciones, ponderadas como 103 peces (sin efecto de bandos).

Los resultados de sustrato indicaron en 2008 un uso mayoritario de los sustratos más disponibles en el medio, de forma aproximadamente proporcional, salvo en el caso de la grava y gravilla; en este año el mayor número de individuos estaba sobre sustratos limosos. En la campaña de 2007, se encontró una mayor variedad de sustratos disponibles, y los peces se encontraron exclusivamente sobre sustrato de limo. En 2006, la disponibilidad de sustrato fue mucho más amplia, más repartida entre casi todos los tipos excepto los más gruesos; el uso se concentró en solo dos tipos de sustrato, el limo y los cantos rodados.

Globalmente los resultados de juvenil-adulto en tramos bajos han estado bastante repartidos entre los distintos sustratos, aunque la dominancia, como en casos anteriores, sigue siendo para el limo. La vegetación resulta mucho más escasa en los tramos bajos respecto a los altos, aunque consideramos que su idoneidad para los peces es elevada, como se ha visto aguas arriba. El resto de clases también aparecen seleccionadas, variando según el tramo; así pues el perfil del histograma de uso fue muy similar al de los tramos altos, y se han suavizado también los valores para que tenga un mayor sentido ecológico y sean útiles para la simulación del hábitat. En este caso los valores de idoneidad de vegetación y limo se han adaptado a los datos observados, como puede verse en la siguiente figura.

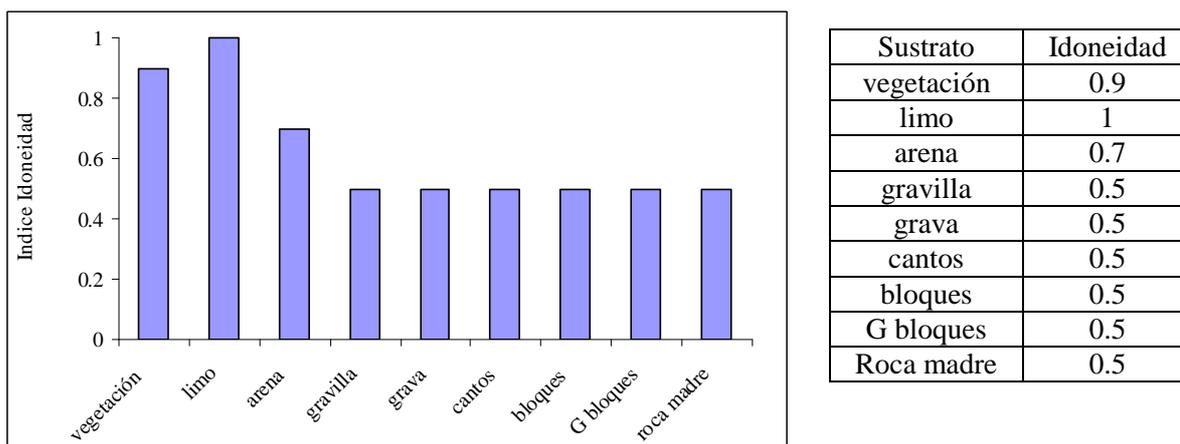


Figura 6-51. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para sustrato, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel (bajo presa), sobre un número de 43 mediciones, ponderadas como 103 peces (sin efecto de bandos).

En general el tramo bajo se distingue del alto por la menor abundancia de refugios y vegetación. Sin embargo, este es importante para la loina, pues en 2008 solo se observaron individuos de loina en zonas con presencia de refugio. Este estuvo formado por vegetación acuática, y en un menor número por combinaciones de varios tipos de refugio. En 2007, la disponibilidad de refugio fue mucho menor, y los peces también se localizaron solo en zonas con refugio, aunque no había vegetación disponible. En 2006, había una mayor diversidad de elementos disponibles, y una cierta proporción utilizó también zonas sin refugio cercano.

Los resultados globales han indicado un uso dominante de la vegetación, aunque el resto también son utilizados en proporción variable cuando estaban disponibles. La combinación de varios tipos de refugio también parece ser valiosa para la especie. De los resultados se deduce que la loina busca activamente el refugio, especialmente vegetación. La idoneidad final se ha asignado considerando también los resultados del tramo alto, pues consideramos que los del tramo bajo pueden estar sesgados por la falta de varios tipos de refugio, por ejemplo la vegetación; el histograma resultante es muy parecido pero retocado, pues tiene un mayor valor la presencia de bloques.

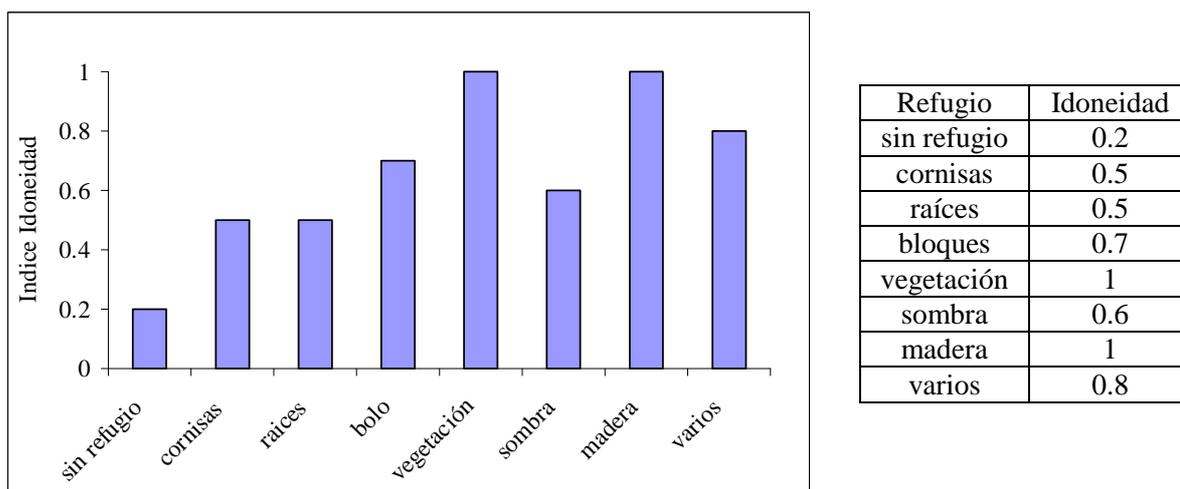


Figura 6-52. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II $\frac{1}{2}$, por igual esfuerzo) para refugio, de juvenil-adulto de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel, sobre un número de 43 mediciones, ponderadas como 103 peces (sin efecto de bandos).

6.5.4 Tramo bajo, regulado (aguas abajo de presa). Clase Alevines.

En este caso solo se pudo contar con un muestreo, realizado en el tramo de El Retorno en 2008. Se obtuvieron solo 5 mediciones (ponderadas como 13 datos), con un rango de profundidades comprendidas entre 0.75 m y 1.5 m. Los datos de uso contrastan claramente con los de disponibilidad, con una distribución amplia en campana y un rango mucho más ancho. Al igual que los alevines de tramos altos, aparecen dos picos de frecuencia claramente diferenciados. La diferencia entre ambas es pequeña, 25 cm, por lo que probablemente se trata de un hueco por falta de datos. En este caso no parece que pueda relacionarse con la presencia de cardúmenes de adultos porque el número de individuos muestreado es muy bajo (N=13), y no se trata de bandos.

Para elaborar una curva global, debido a la carencia de un buen número de datos, hemos procedido a comparar esta curva con la del tramo alto, y da un resultado muy parecido, aunque algo desplazado hacia profundidades mayores, lo que resulta razonable por las características físicas, con un cauce más ancho y profundo. Por esta razón, ya que la curva obtenida parece muy razonable y encaja con el resto de datos de alevines, se ha aceptado la curva obtenida, que se presenta comparada a continuación.

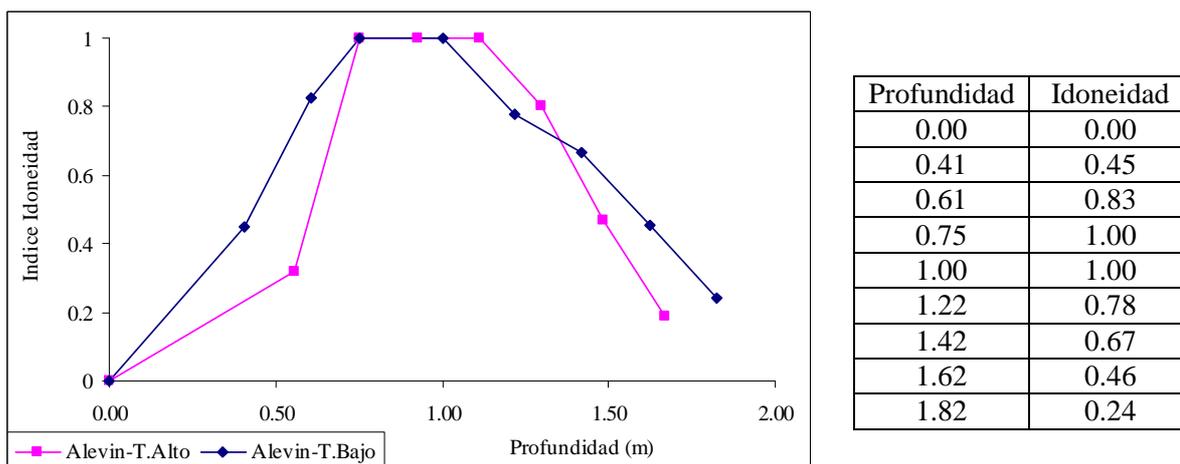


Figura 6-53. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para profundidad, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel (bajo presa), sobre un número de 5 mediciones, ponderadas como 13 peces (sin efecto de bandos).

En cuanto a los resultados de velocidad, presentan una problemática similar. A pesar de tener una disponibilidad adecuada, el bajo número de datos no tiene fiabilidad, por lo cual se han comparado con los resultados de alevines del tramo alto. En tramos bajos los alevines se sitúan en microhábitats más lentos, con velocidades por debajo de 0.15 m/s, mientras que aguas arriba se encontraban en zonas de hasta 20 cm/s. Consideramos que estas diferencias pueden deberse únicamente al escaso número de datos, pero al comparar las curvas suavizadas el resultado es prácticamente el mismo, por lo que la curva obtenida se ha considerado adecuada. Esta comparativa y la curva propuesta puede verse en la siguiente figura.

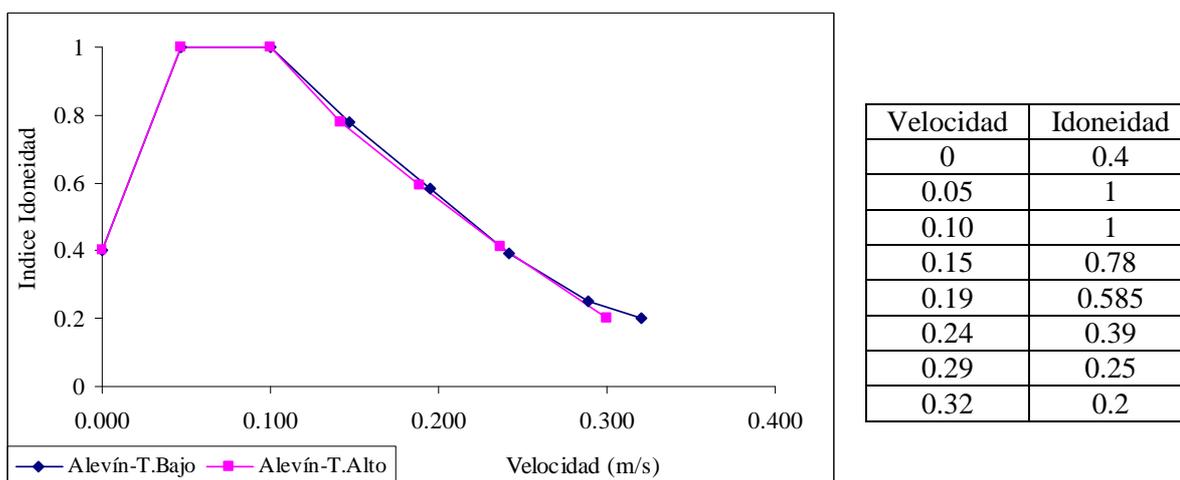
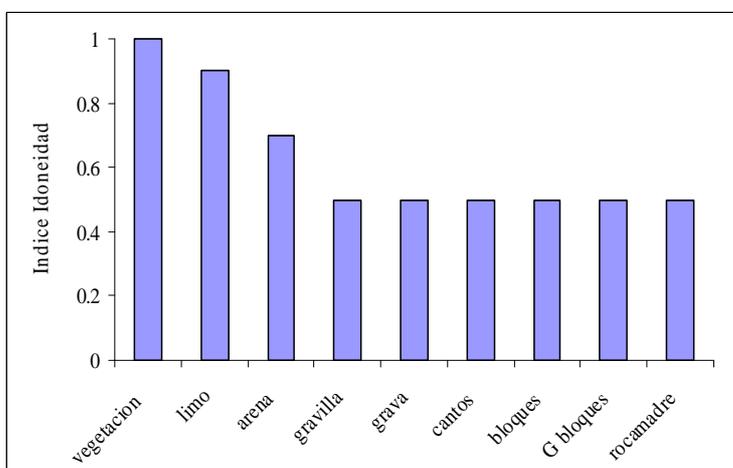


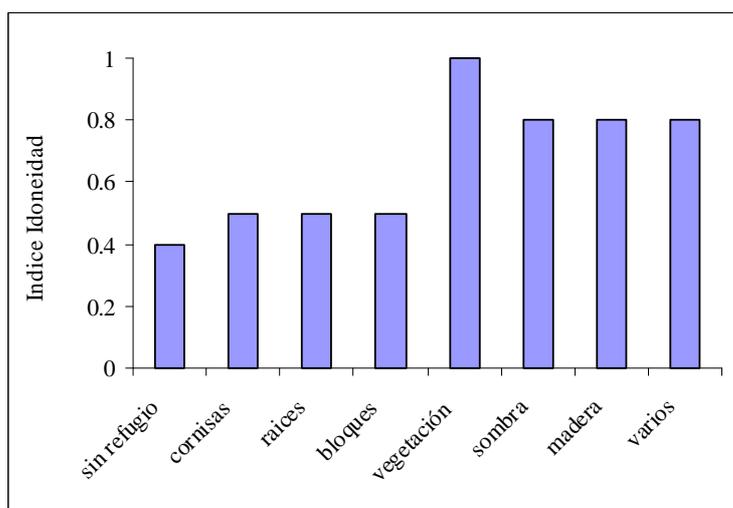
Figura 6-54. Curva de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para velocidad, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos bajos del Cabriel (bajo presa), sobre un número de 5 mediciones, ponderadas como 13 peces (sin efecto de bandos).

Para la variable sustrato, el escaso número de datos en tramos bajos corresponde a sustratos limosos y a roca madre, que se relaciona en parte con los sustratos disponibles dominantes, aunque había presencia de sustratos variados, abundando también la grava y la arena. Los datos se asemejan bastante a los del tramo alto, donde también los diversos tipos de sustratos estaban disponibles; debido al deficiente número de datos se ha adoptado la idoneidad asignada en tramos altos, que resulta válida en estos tramos bajos. Dicha curva se muestra de nuevo a continuación. Para la variable refugio, ocurre lo mismo que con sustrato; solo se encontraron alevines en zonas sin refugio, lo que ha llamado la atención como ocurrió en el tramo alto. Debido al deficiente número de datos se ha adoptado la idoneidad asignada en tramos altos, puesto que dichos datos parecen estar menos sesgados. Dicha curva se muestra también a continuación.



Sustrato	Idoneidad
vegetación	1
limo	0.9
arena	0.7
gravilla	0.5
grava	0.5
cantos	0.5
bloques	0.5
G. bloques	0.5
Roca madre	0.5

Figura 6-55. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para sustrato, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos y tramos bajos del Cabriel.



Refugio	Idoneidad
sin refugio	0.4
cornisas	0.5
raíces	0.5
bloques	0.5
vegetación	1
sombra	0.8
madera	0.8
varios	0.8

Figura 6-56. Valores de idoneidad de microhábitat (categoría II ½, por igual esfuerzo) para refugio, de alevines de *Parachondrostoma arrigonis*, aplicable a los tramos altos y tramos bajos del Cabriel.

6.5.5 Comparativa de curvas de idoneidad y definición de microhábitats idóneos

A partir de los datos expuestos hasta el momento, se ha realizado una comparativa de los resultados obtenidos aguas arriba (tramo no regulado) y aguas abajo de la presa de Contreras. Los resultados a simple vista indican que hay una gran semejanza entre ambos, tanto para juveniles-adultos como alevines. Las gráficas se muestran comparadas en las siguientes dos figuras. Dado que para alevines en tramo bajo se adoptaron los resultados del tramo alto para sustrato y refugio, no ha sido necesaria la comparación.

Los resultados del estudio de microhábitat permiten obtener dos conclusiones relevantes para este estudio:

1- Se han obtenido resultados de idoneidad de microhábitat para los estudios de simulación del hábitat físico, con sentido ecológico, en tramos altos (no regulados) y bajos del río Cabriel. Para los estudios del régimen ecológico de caudales lo más recomendable es utilizar, según la zona de estudio, los obtenidos en uno de estos tramos, alto (ríos no regulados, menor orden) o bajo (regulados, mayor orden y tamaño del cauce).

2- A efectos de diseñar obras de mejora del hábitat fluvial, se pueden definir unos rangos óptimos amplios para la especie: tanto juveniles y adultos como alevines, suelen escoger microhábitats con profundidad media (0.60-1.15 m) y velocidad baja (0.05-0.15 m/s), donde haya elementos de refugio, especialmente vegetación de macrófitos acuáticos o emergentes.

Esta comparativa se ha presentado en las siguientes dos figuras, a modo de resumen.

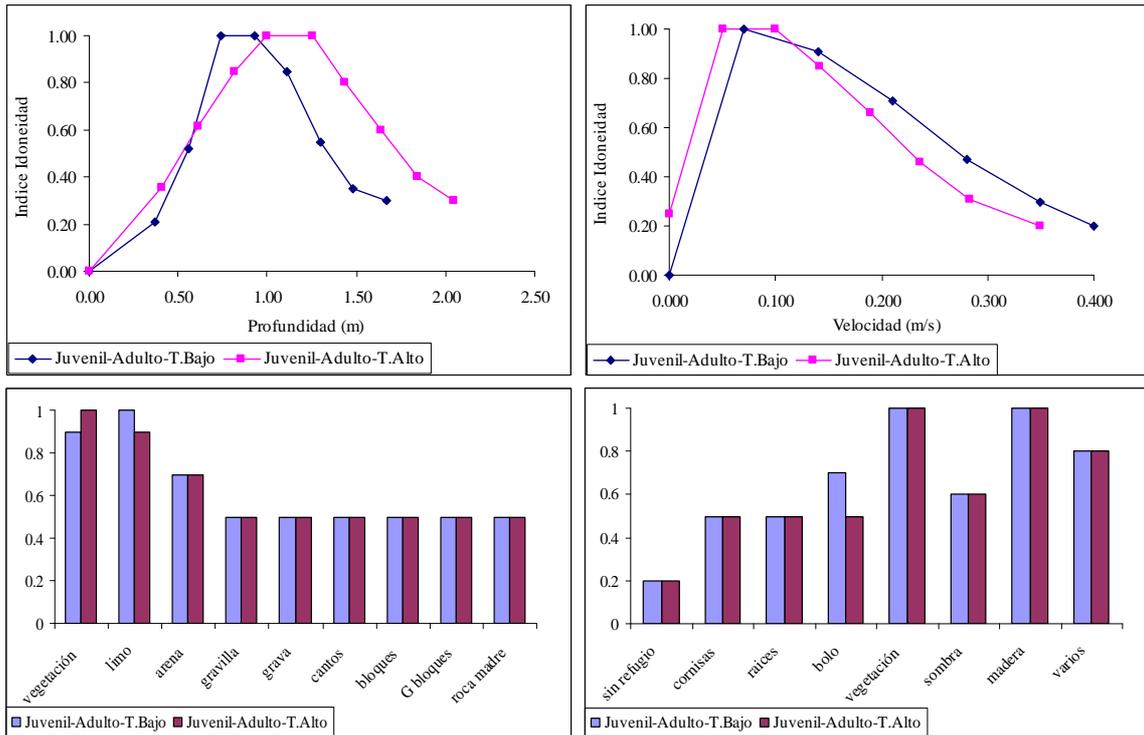


Figura 6-57. Curvas de Idoneidad de microhábitat propuestas para la simulación del hábitat físico, restauración de ríos y estudios del régimen ecológico de caudales, en tramos altos y bajos del río Cabriel, para juvenil-adulto de loina.

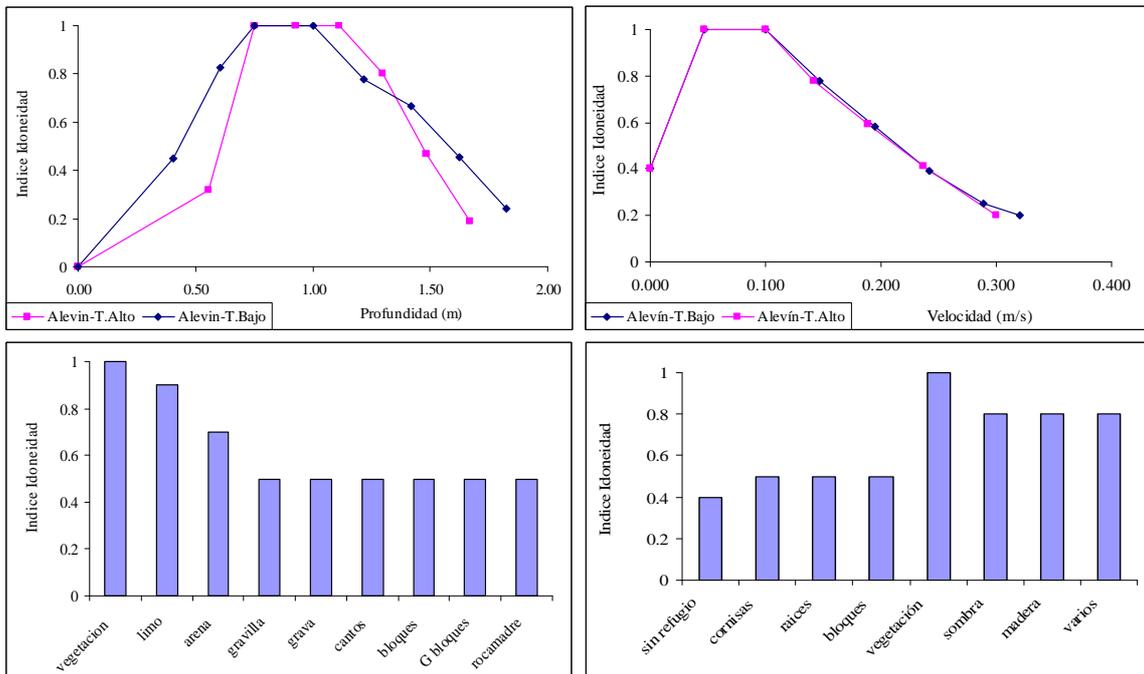


Figura 6-58. Curvas de Idoneidad de microhábitat propuestas para la simulación del hábitat físico, restauración de ríos y estudios del régimen ecológico de caudales, en tramos altos y bajos del río Cabriel, para alevín de loina.

De estas curvas, se desprende la posibilidad de trabajar también con unas curvas unificadas, aunque en principio lo más recomendable es trabajar en cada tramo con una de las curvas propuestas. Las diferencias en cuanto a refugio son apreciables, pero las

diferencias en velocidad, profundidad y sustrato para alevines son pequeñas, y para juvenil-adulto no son muy relevantes, por lo que las curvas globales unificadas, para estas dos últimas variables, serían las incluidas en la siguiente figura.

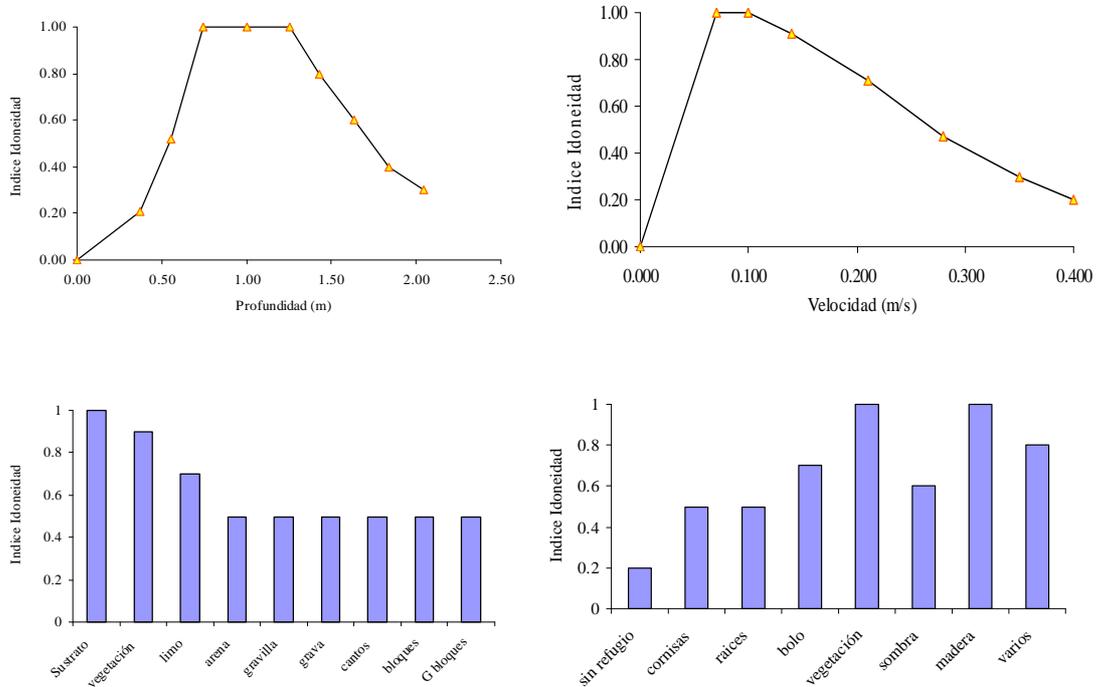


Figura 6-59. Curvas de Idoneidad de microhábitat conjuntas (tramos bajos y altos del río Cabriel), para juvenil-adulto de loina.

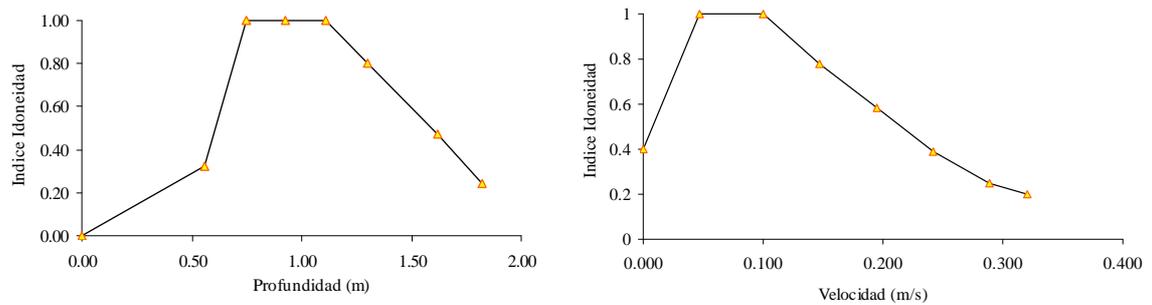


Figura 6-60. Curvas de Idoneidad de microhábitat conjuntas (tramos bajos y altos del río Cabriel), para alevín de loina. Los histogramas de sustrato y refugio serían los indicados en la figura 6.58.

6.6 REGÍMEN DE CAUDALES Y TEMPERATURA

6.6.1 Afecciones relacionadas con el régimen de caudales y temperatura del agua en el río Cabriel.

La primera figura muestra las variaciones del caudal medio mensual en el río Cabriel, desde 1995 hasta 2006, en la estación de aforo de Pajaroncillo. Esta estación se encuentra aguas abajo del tramo C2 (El Cañizar). Las grandes avenidas que se observan están producidas por fenómenos de precipitación, concentrada en el período comprendido entre invierno y primavera. Estos fenómenos bajan de intensidad en el período verano-otoño. La época con caudales más bajos es siempre la veraniega, y se extiende, en todos los años considerados, hasta la mitad del otoño.

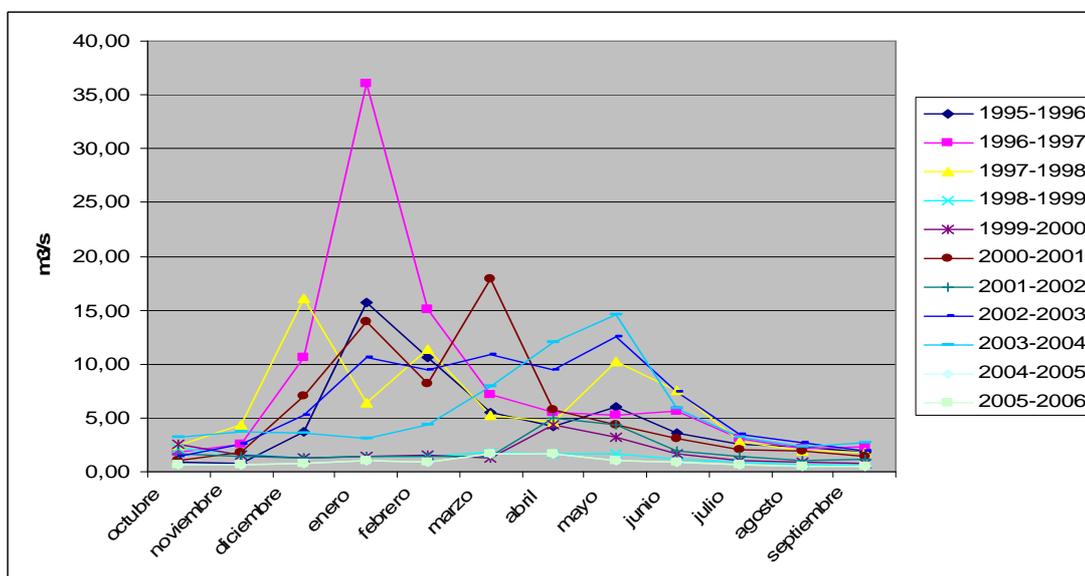


Figura 6-61. Serie temporal de caudales (m^3/s) del río Cabriel, en el intervalo 1995-2006, en la estación de aforo de Pajaroncillo (C2 - el Cañizar).

La siguiente figura muestra las medias mensuales de caudal de salida del embalse de Contreras en el río Cabriel, para el mismo período que la figura anterior. La magnitud de los caudales desembalsados muestra variaciones altas dependiendo del año considerado. A diferencia del régimen natural, los caudales más altos aparecen principalmente en el período comprendido entre finales de primavera y principios de verano y son causa de las sueltas de agua para satisfacer las necesidades hídricas de ciertos cultivos en la provincia de Valencia. Según Mann (1997), en ríos regulados, el incremento de caudal por las sueltas de agua tiene efectos potencialmente negativos en la supervivencia y distribución de los alevines de peces. Las sueltas en este período pueden crear problemas en la movilidad de los alevines por las fuertes velocidades que se producen en el desembalse.

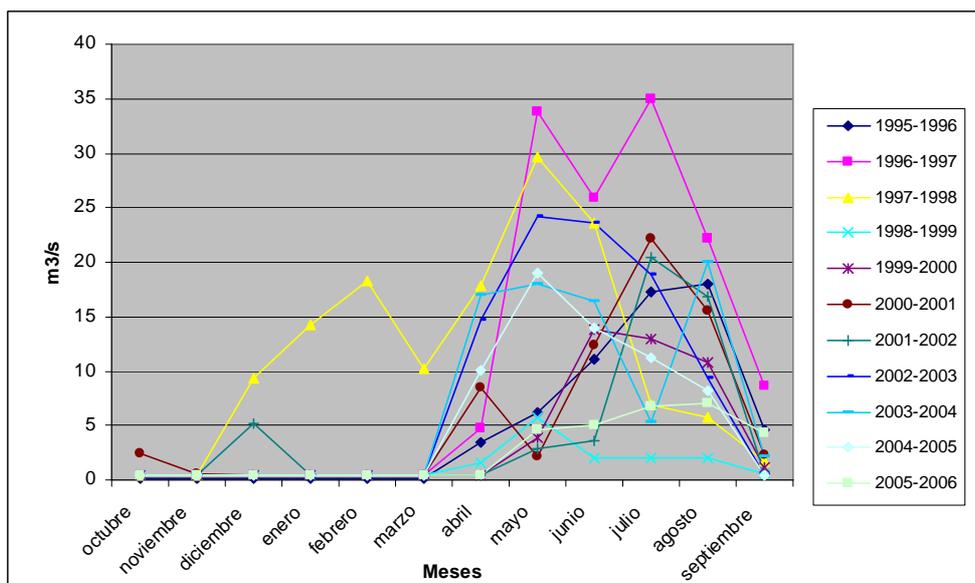


Figura 6-62. Serie temporal de caudales (m³/s) de salida del Embalse de Contreras en el río Cabriel, en el intervalo 1995-2006.

En la siguiente figura se superpone el régimen natural de caudales obtenidos por restitución mediante balance de embalse y el régimen de caudales circulante para la serie hidrológica de los últimos 20 años (1985-2005). Es posible apreciar diferencias en la estacionalidad del hidrograma, como también en la magnitud de las puntas. En el régimen natural, los caudales punta se producen en los meses de invierno, en cambio en el régimen regulado, éstos sufren un desfase produciéndose en los meses de verano. Con la regulación se pierde la estacionalidad o patrón natural del régimen natural, y se observa también que los caudales invernales son muy bajos en comparación con el régimen natural medio.

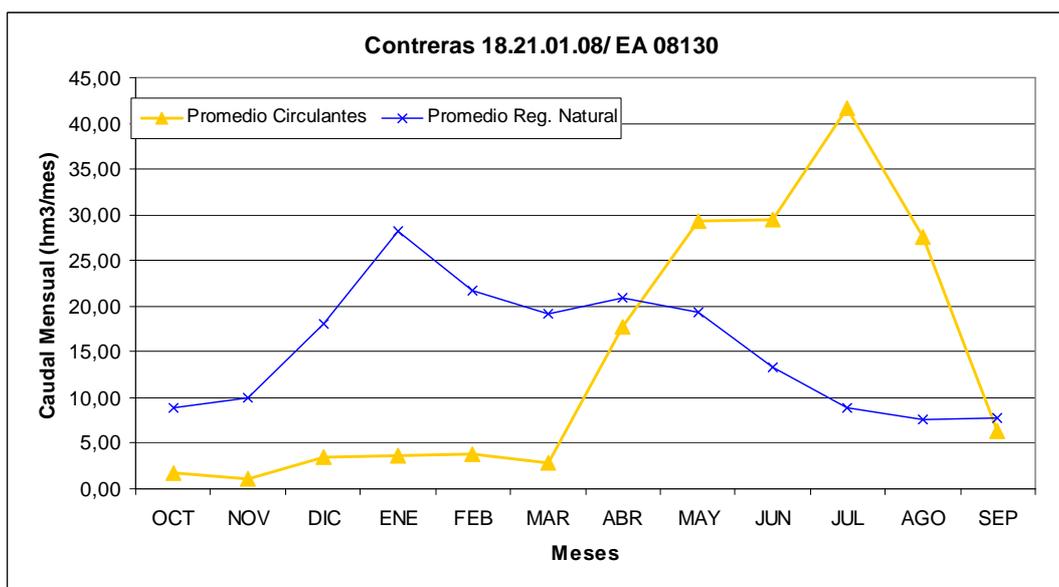


Figura 6-63. Comparación del efecto regulador del embalse de Contreras sobre el régimen hidrológico del río Cabriel.

Para el análisis de las temperaturas, así como del grado de alteración térmica que provoca la presa, se dispone de los datos especificados en la siguiente tabla, que fueron obtenidos por los registradores automáticos colocados por el equipo de la Universidad (medias horarias).

Tabla 6-28. Periodos de datos de temperatura disponibles.

	Datos temperatura disponibles
C1	19/05/2006 - 12/11/2007
C2	18/05/2006 - 16/06/2008
C3	22/02/2007 - 15/11/2007
C4	17/05/2006 - 12/11/2007
C5	11/04/2006 - 12/06/2008
C6	17/02/2006 - 17/01/2007 / 14/02/2007 - 12/06/2008
C7	
C8	13/04/2006 - 10/10/2007

La siguiente gráfica muestra el régimen de temperaturas para el tramo C4 arriba de Contreras y los tramos C5 y C6 bajo dicha presa. El período comprendido está entre 2006 y 2008, años durante los cuales se realizó el presente estudio. Esta gráfica muestra la serie de temperaturas medias quincenales para los tres tramos mencionados y se nota una alteración clara del régimen general de temperaturas. Se observa la inversión de temperaturas que se produce entre C4 y C5 durante largos periodos de tiempo, es decir, que en C5 se observó un régimen de temperatura que no es acorde con el calentamiento del agua hacia aguas abajo, sino al contrario; la zona de río en que esto ocurre (representada por estas mediciones) no se ha determinado. Esta inversión térmica se produce durante cerca de 100 días en 2006 y más de 200 en 2007. Desgraciadamente no se dispone de datos suficientes para 2008. Es de destacar que esta inversión se produce de forma más acusada en el periodo Abril-Mayo, esta es la época habitual en la que se produce la puesta de los ciprínidos, pudiendo representar una traba para la correcta reproducción de los ciprínidos en la zona de afección, que abarca desde el entorno de C5 hasta un punto aún no determinado hacia aguas abajo. Igualmente es esperable en dicha zona una alteración de la incubación y el crecimiento y maduración de los peces, adaptados a aguas más cálidas.

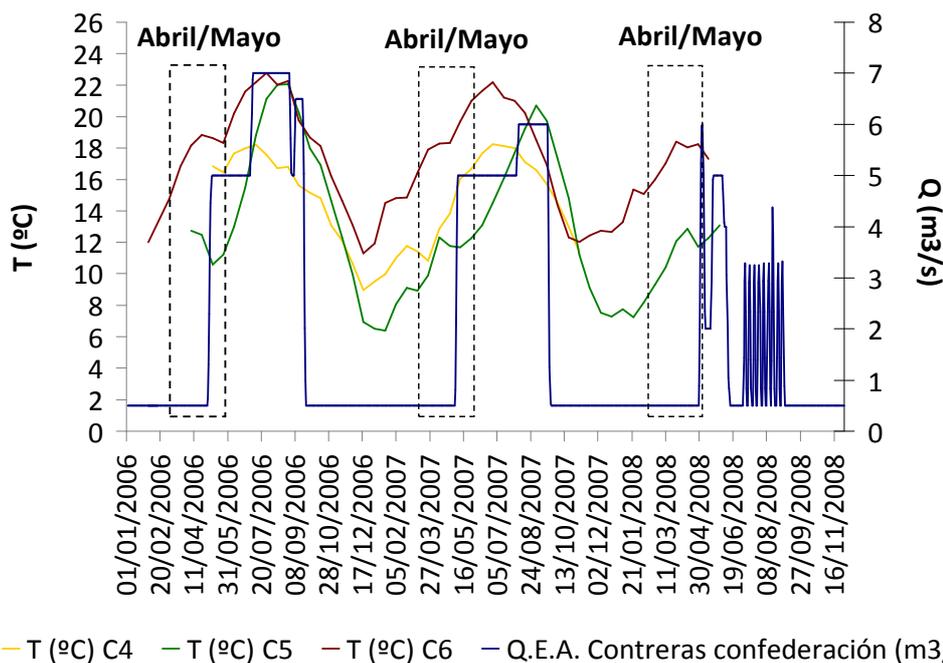


Figura 6-64. Serie temporal de temperaturas medias quincenales, tomadas con los loggers, en los tramos del río Cabriel arriba (C4) del embalse de Contreras y aguas abajo (C5 y C6).

Para comparar los datos en la época de freza de la loina, se ha generado la siguiente tabla, que indica como las temperaturas medias quincenales bajo presa son claramente inferiores a las observadas aguas arriba en el tramo C4 Villora. Esta inversión de la tendencia natural puede producir trastornos en el comportamiento y el crecimiento de la loina. Esta inversión se produce como se ha observado en la figura anterior en la época de la freza. Este periodo resulta especialmente sensible para esta especie, debido a la escasez de reclutamiento en los tramos bajo la presa, por lo que se ha realizado un análisis más pormenorizado.

Tabla 6-29. Media quincenal de T °C en el tramo C4 Villora y C5 Hoces del Cabriel.

		Temperatura °C	
		C4-Villora	C5-Hoces del Cabriel
2006	1ª Abril		12,96
	2ª Abril		13,41
	1ª Mayo		10,51
	2ª Mayo	16,56	10,91
2007	1ª Abril	10,65	10,48
	2ª Abril	13,66	13,02
	1ª Mayo	14,59	11,33
	2ª Mayo	16,07	11,84
2008	1ª Abril		12,20
	2ª Abril		13,16
	1ª Mayo		11,63
	2ª Mayo		12,30

A continuación, la siguiente figura muestra la temperatura y el caudal para C5 (Hoces del Cabriel) y C6 (El Retorno) en el periodo de estudio comprendido entre 2006 y 2008.

El año 2006 se caracteriza por sueltas elevadas, llegando aproximadamente a los 22 °C. Desde el inicio de los datos en abril, se observa que la temperatura del agua en C5 es bastante inferior a la del tramo inferior C6, y después se recupera paulatinamente a medida que avanza la época veraniega. La alteración de la temperatura se observa solo al comparar C5 y C4, entre mayo y julio; de forma natural, la temperatura en C5 debería ser claramente superior a la de C4, pues entre ambos hay una distancia de 37 km de recorrido fluvial, y una diferencia de altitud de 250 metros sobre el nivel del mar.

En el año 2007, el patrón es muy similar, aunque se cuenta con datos de temperatura de todo el año. El efecto de inversión térmica bajo presa, comparando C5 con C4, se observa desde el inicio de las sueltas en mayo, hasta agosto.

En 2008, el régimen de caudales varió respecto a los años anteriores, con más picos de subida y bajada. La temperatura en los dos tramos, C5 y C6, tuvo una alta variabilidad, con fuertes descensos debido a abundantes lluvias, aunque solo se cuenta con datos hasta junio. Dado que no contamos con datos de C4, no se ha podido comparar el efecto de bajas temperaturas de la presa, comentado en los dos años anteriores.

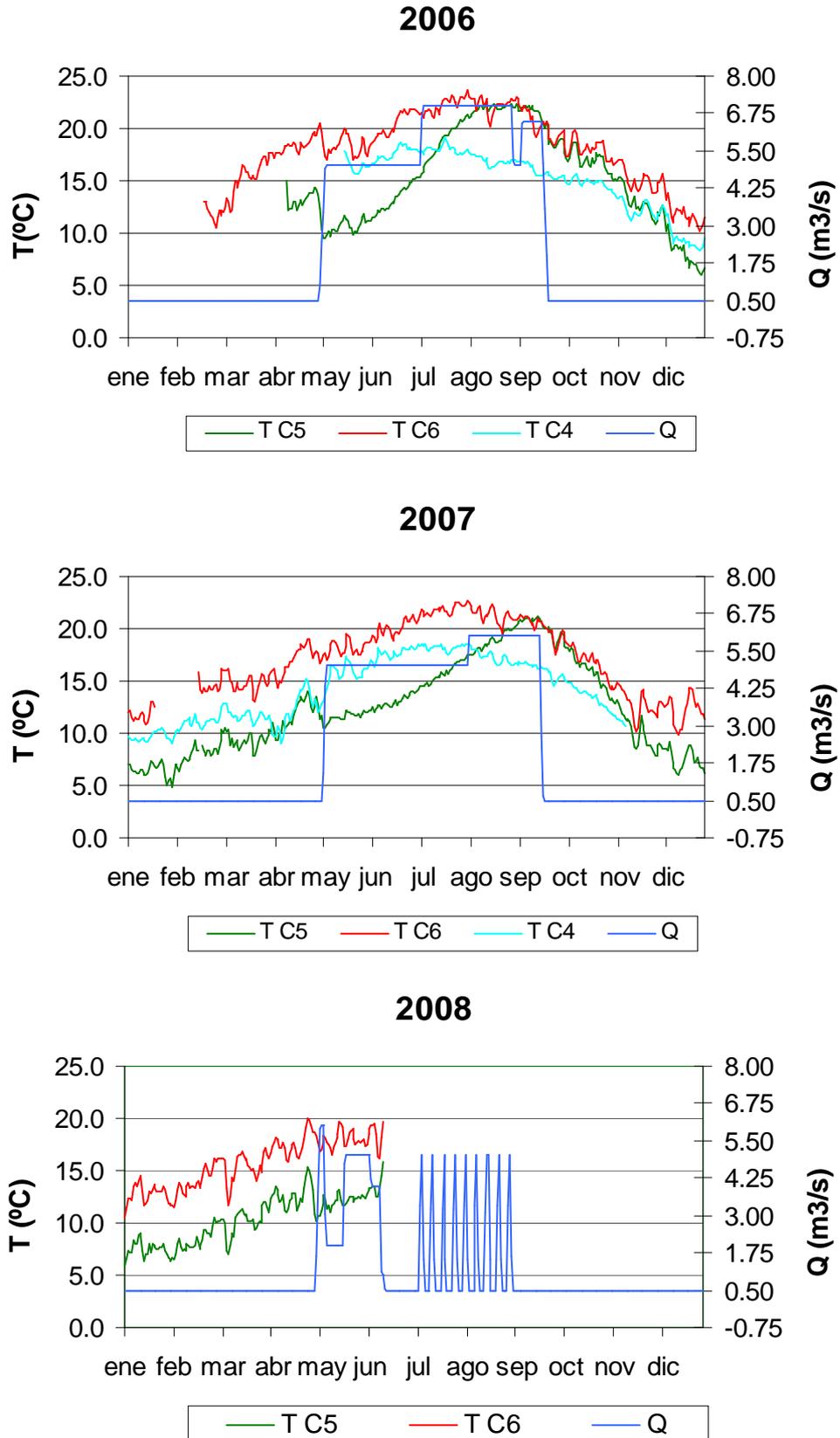


Figura 6-65. Temperatura media diaria del agua (°C) frente al caudal circulante (m³/s) (azul) en el tramo C5 (verde) y en el tramo C6 (rojo) del río Cabriel, aguas abajo de la presa de Contreras en los años 2006, 2007 y 2008. También se incluye (turquesa) el tramo no regulado C4 (Villora).

La siguiente tabla muestra la magnitud de los descensos de temperatura provocados por los desembalses de la presa de Contreras para el periodo 2006-2008. A su vez muestra el número de días en que se produce un descenso continuado de la temperatura y la tasa promedio de la variación de la temperatura.

Tabla 6-30. Valores de las variaciones de temperatura (ΔT , °C) en C5 en el inicio de las sueltas de agua del embalse de Contreras. También se presenta el número de días transcurrido hasta que el caudal se mantiene constante. Se presenta también la tasa promedio de la temperatura en ese número de días: Tasa promedio ΔT (°C/día).

Tramo	Año	Código	ΔT (°C)	Nº de días	Tasa promedio ΔT °C/día
C5	2006	C5-2006	-4,78	6	-0,80
	2007	C5-2007	-2,98	5	-0,60
	2008	C5-2008	-4,79	6	-0,80
		C5-2008	-1,46	3	-0,49
Promedio			-3,50	5	-0,67

Al igual que la tabla anterior, la tabla siguiente muestra la magnitud de los descensos de temperatura, pero a diferencia del caso anterior se deben a fenómenos naturales de precipitación, en tramos altos. A su vez muestra el número de días en que se produce un descenso continuado de la temperatura y la tasa promedio de la variación de la temperatura. Todos los datos se encuentran comprendidos en el periodo 2006-2008.

Tabla 6-31. Valores de las variaciones de temperatura (ΔT , °C) en los tramos altos (C1, C2, C3, C4) en los periodos de freza (abril y mayo). También se presenta el número de días transcurrido hasta que el caudal se mantiene constante. Se presenta también la tasa promedio de la temperatura en ese número de días: Tasa promedio ΔT (°C/día).

Tramo	Año	Código	ΔT (°C)	Nº de días	Tasa promedio ΔT °C/día
C1	2006	C1-2006	-1,76	3	-0,59
	2007	C1-2007	-0,72	7	-0,10
C2	2006	C2-2006	-1,79	4	-0,45
	2007	C2-2007	-1,68	3	-0,56
	2008	C2-2008	-1,35	6	-0,23
C3	2007	C3-2007	-1,99	3	-0,66
C4	2007	C4-2007	-1,45	3	-0,48
Promedio			-1,4	3	-0,46

La siguiente figura muestra los fenómenos de descenso continuado de la temperatura para C5 hoces del Cabriel (izquierda) y para los tramos altos C1, C2, C3, C4 (derecha). Como se observa en la figura las pendientes de descenso térmico registradas aguas abajo de la presa, en C5, son similares entre sí (figura izquierda), aunque la pendiente de descenso de C5-2008 es la única con pendiente más fuerte respecto a todas las pendientes observadas en régimen natural, entre C1 y C4 (figura derecha).

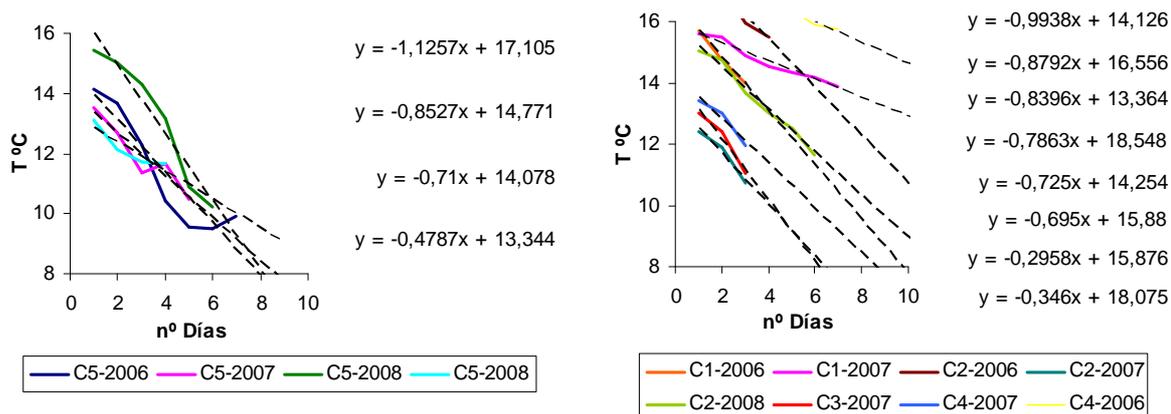


Figura 6-66. Fenómenos más desfavorables de descenso de la temperatura. En régimen regulado (izquierda) y en régimen natural (derecha).

Para comprobar el grado de similitud entre estos fenómenos, de descenso natural (C1, C2, C3, C4) y artificial (C5), se ha realizado un test de Kruskal-Wallis, tanto para el incremento total de temperatura como para la tasa de descenso (°C/día). Este test permite comprobar si el conjunto de valores en ambos casos son significativamente distintos.

Tabla 6-32. Datos de incremento de temperatura y tasa de descenso utilizados para comparar el tramo C5 (Hoces del Cabriel) con los tramos aguas arriba de presa, mediante el test de Kruskal-Wallis, considerando descensos máximos continuados en el periodo de abril y mayo.

Zona	Δt total °C	Tasa promedio descenso ΔT °C/día
T alto	-1,76	-0,59
T alto	-0,72	-0,1
T alto	-1,79	-0,45
T alto	-1,68	-0,56
T alto	-1,35	-0,23
T alto	-1,99	-0,66
T alto	-1,45	-0,48
T alto	-2,02	-0,34
T bajo	-4,78	-0,8
T bajo	-2,98	-0,6
T bajo	-4,79	-0,8
T bajo	-1,46	-0,49

Los resultados del test fueron los siguientes:

- Δt total de temperatura: $p = 0.062$, la diferencia es significativa (nivel 90%)
- Tasa descenso (°C/día): $p = 0.041$, la diferencia es significativa (nivel 95%)

Los resultados del test muestran una diferencia clara en la magnitud de los descensos, así como en la tasa de variación de la temperatura. Esto haría pensar que la operación de la presa produce cambios significativos, acentuando los descensos bruscos de la temperatura, respecto a la situación natural.

Puesto que la duración de los fenómenos aguas arriba y abajo era diferente, para comprobar si la duración de los fenómenos afecta a los resultados se realizó un análisis similar, pero estableciendo como estándar el descenso total más desfavorable para un cierto número de días. Se tomó para ello el número medio de días estimado de los desembalses, 5 días. Esto significa que se buscaron aquellos descensos (aunque no fuera monótonamente decreciente), de valor máximo en 5 días consecutivos. Los datos obtenidos y utilizados para el análisis aparecen en la siguiente tabla.

Tabla 6-33. Datos de incremento de temperatura y tasa de descenso utilizados para comparar el tramo C5 (Hoces del Cabriel) con los tramos aguas arriba de presa, por el test de Kruskal-Wallis, considerando descensos máximos (no monótonos) de 5 días en el periodo de freza, abril-mayo.

<u>Zona</u>	<u>Δt total °C</u>	<u>Tasa descenso ΔT °C/día</u>
T alto	-2,63	-0,53
T alto	-1,62	-0,32
T alto	-3,29	-0,66
T alto	-1,67	-0,33
T alto	-3,39	-0,68
T alto	-2,32	-0,46
T alto	-1,84	-0,37
T alto	-2,10	-0,42
T bajo	-4,75	-0,95
T bajo	-2,98	-0,60
T bajo	-5,20	-1,04
T bajo	-1,11	-0,22

Los resultados del test fueron los siguientes:

- Δt total de temperatura: $p = 0.308$, no hay diferencia significativa
- Tasa descenso (°C/día): $p = 0.308$ no hay diferencia significativa

Los resultados obtenidos del test no muestran una diferencia clara en la magnitud de los descensos. Tampoco se observa, como era de esperar, una diferencia clara en las tasas de descenso de la temperatura. De este test se deduce que la operación de la presa no produce mayores tasas de descenso que pudieran asociarse con fenómenos de shock térmico, respecto a los que se producen en régimen natural.

De los datos y análisis realizados se desprenden las siguientes conclusiones:

- Existe una alteración clara del régimen hídrico bajo la presa. Estos cambios se producen generalmente en el mes de mayo coincidiendo con el periodo habitual de freza de los ciprínidos. El ascenso rápido de caudal puede provocar el arrastre de las puestas, destruyendo los huevos o las estructuras a las que se encuentran anclados

(Humphries y Lake, 2000), y asimismo puede provocar el arrastre de los alevines que acaban de salir del huevo y están a merced de flujo. La medición del arrastre de alevines o huevos por el flujo no se contemplaban en este estudio, pero se considera necesaria su incorporación en el seguimiento científico de las poblaciones de loina.

- El desembalse bajo la presa produce una alteración del régimen térmico. Este descenso de la temperatura se produce en la época de freza y desarrollo de los huevos, y puede, según Humphries y Lake (2000), malograr las puestas realizadas por los peces, retrasar la maduración de los reproductores y de los huevos, y además reducir notablemente su crecimiento (Cowx 1989; Harby, 2009).

A continuación se muestra la recopilación de temperaturas típicas de desove para ciertas especies europeas. Se han elegido especies de los géneros presentes en la Península Ibérica, y en todo caso ciprínidos. Sin embargo estos datos proceden todos de estudios centroeuropeos o del norte de Europa

Tabla 6-34. Valores de Temperatura para el desove en distintas especies europeas. Entre paréntesis, cuando aparecen, intervalo más común para esa especie, sin paréntesis valores extremos.

	Temperatura °C	Autor
<i>Chondrostoma nasus</i>	8-16,2	Zhukov (1965), Prawochenski (1963), Kostiuchenco (1971), Peñáz (1974).
<i>Rutilus rutilus</i>	5 (8-19,4) 22	Kryzhanovskii (1949), Zakharova (1955), Pliszka (1953b), Reznichenko <i>et al.</i> (1967), Ioganzen, Gundrizer y Krivoshchenkov (1966), Zuromska (1967), Peczalska (1968), Kokurewicz (1970), Sukhovian (1970), Bergelson (1974-1977), Efimova (1977), Wikonska y Zuromska (1977a).
<i>Cyprinus carpio</i>	(16,8-20)	Kryzhanovskii (1949), Moroz (1968), Leonte (1970) Wolty (1974).
<i>Carasius carassius</i>	16-18	Kryzhanovskii (1949), Oravdin (1966).
<i>Leuciscus leuciscus</i>	(5-9)10	Kafanova (1953), Zhukov (1965), Mann (1974).

Los valores de esta tabla deben ser observados con mucha cautela. La mayoría de ellos harían pensar que la temperatura bajo presa es idónea, ya que esta es superior a los valores mínimos de la tabla. Sin embargo esta idea es errónea, en primer lugar porque los países de origen de estos datos son centroeuropeos o del norte de Europa, y las especies están adaptadas a temperaturas mucho más bajas. En segundo lugar, hay que decir que dicha idea también entraría en contradicción con la ausencia de individuos de loina en el tramo, ya que los conteos realizados en C5 fueron realizados siempre en época de freza, y en ningún caso se observaron loinas. El resto de elementos analizados en las Hoces del Cabriel (respecto al hábitat físico y alimento) no indican que este tramo presente ningún otro problema para la especie, por lo cual la alteración térmica, con una altísima probabilidad, es la causa fundamental de la ausencia de la loina en dicho tramo.

Además de las afecciones referidas a la maduración y freza, es bien conocido que el descenso de las temperaturas provoca descensos en las tasas de crecimiento de los peces (Harby, 2009). Este descenso en el crecimiento provoca que, por su menor longitud y capacidad natatoria, estén menos capacitados para enfrentarse a fenómenos adversos como los cambios bruscos de caudal. Este cambio brusco provoca un aumento significativo de la velocidad del flujo contra la que los individuos de loina pueden no estar preparados. Debido a la escasez de individuos, la pesca eléctrica ha estado muy limitada en este trabajo, y no se ha realizado un modelo de crecimiento de loina en función de parámetros ambientales. Así pues, se considera muy interesante, dado que ya se está dando su cría en cautividad, el continuar los estudios científicos con la toma de un mayor número de datos en piscifactoría, tanto de variables ambientales como de su crecimiento en peso y longitud. Un modelo de crecimiento relacionado con la temperatura que permitiría calcular el grado de afección de la presa sobre el crecimiento de la loina, puesto que su capacidad natatoria se relaciona directamente con su longitud.

A su vez, como se observará en el siguiente apartado dedicado al modelo de temperatura, el descenso de la temperatura provoca una dilatación en el tiempo de incubación de los huevos. Ya que no se dispone de datos específicos de temperaturas de desove para la loina, o de los grados \times día necesarios para la maduración de las hembras, los análisis se han centrado en el tiempo estimado de maduración de los huevos.

Los análisis sobre descensos bruscos de temperatura, provocados por las sueltas, no han demostrado que exista una diferencia significativa con respecto a los que se dan en régimen natural aguas arriba. Los descensos son similares en magnitud y en tasa de descenso, aunque la temperatura bajo presa desciende a valores claramente más bajos en C5 respecto al tramo natural. Las bajadas bruscas de temperatura podrían provocar la muerte de alevines de pocas semanas de vida, pero este hecho no se ha comprobado ni se dispone de citas científicas concretas. También se desconoce si estas bajadas bruscas puede afectar al desarrollo y eclosión de los huevos. Como se ha descrito anteriormente no se observaron individuos de loina en época de freza en el tramo bajo la presa (Hoces del Cabriel), y los resultados indican que, independientemente de las tasas de descenso, las temperaturas en primavera no permiten que las loinas acudan a frezar a dicho tramo.

6.6.2 Modelo de temperatura. Comparación del régimen natural y regulado en C5.

Los resultados del modelo de temperatura, elaborado en RHYHABSIM, se resumen en la siguiente tabla y la figura que la acompaña. Estos datos han permitido observar la magnitud de la alteración térmica bajo la presa, con el ejemplo de 2007. A partir de estos datos, también se ha podido evaluar esta alteración desde el punto de vista biológico, respecto a la maduración de los huevos, como se explica más adelante.

Tabla 6-35. Comparativa de temperaturas medidas bajo presa (C5) durante la época de freza en 2007 y los resultados modelados en régimen natural para dicho tramo.

		Régimen natural °C	Régimen regulado °C	Diferencia de temperaturas °C
Abril	1ª semana	10,66	10,36	-0,3
	2ª semana	12,96	12,28	-0,68
	3ª semana	15,14	13,03	-2,11
	4ª semana	12,59	11,77	-0,82
Mayo	1ª semana	15,64	11,39	-4,25
	2ª semana	16,08	11,44	-4,64
	3ª semana	15,55	11,28	-4,27
	4ª semana	15,93	11,53	-4,39

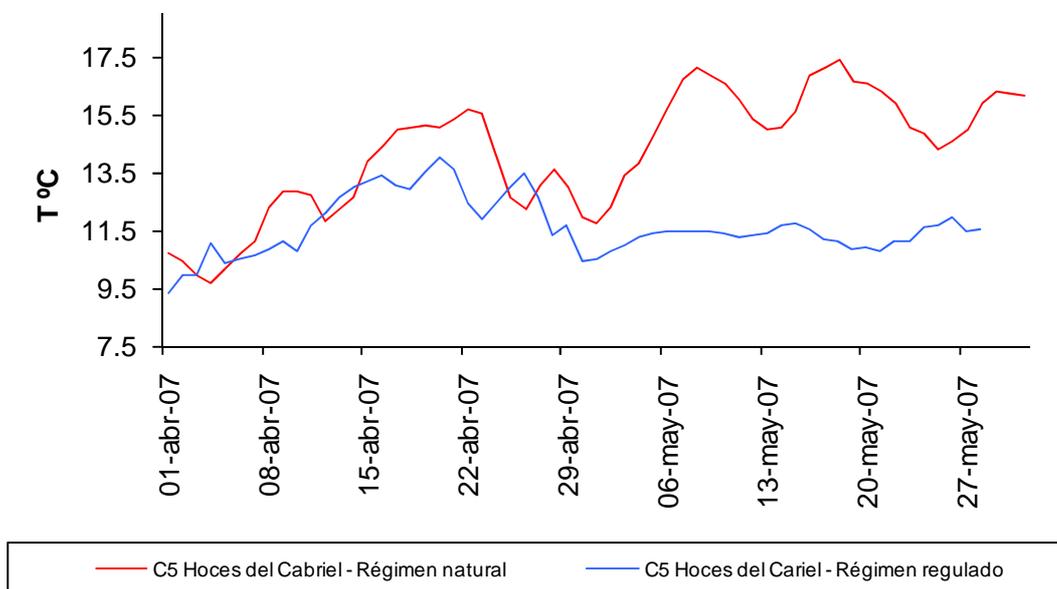


Figura 6-67. Comparativa gráfica de temperaturas medidas bajo presa en las Hoces del Cabriel (C5, línea azul) durante la época de freza en 2007 y los resultados modelados en régimen natural para dicho tramo (línea roja).

Para comentar sus efectos biológicos, es importante citar que se ha comprobado para *Pseudochondrostoma polylepis* (río Tajo) que la temperatura media estival es uno de los factores físico-químicos del agua que más influencia tienen sobre la tasa de crecimiento de los peces, y que las poblaciones de boga con tasas de crecimiento menores a lo normal

aparecen en ríos con temperaturas medias estivales relativamente bajas. Esto probablemente puede estar ocurriendo con la loina en tramos cercanos a C5 en que sí se encuentra la especie y donde aún se dan temperaturas frías en verano. La longitud exacta de afección por la presa no se ha calculado, siendo necesario otro modelo hidráulico y térmico para su estimación.

Siguiendo con los efectos sobre el ciclo vital, en la siguiente tabla se muestra el número de días necesario para obtener una temperatura del agua acumulada de 85°C x día y 100°C x día en régimen de caudales regulados y modelados para régimen natural en C5. El rango de 85-100 °C x día fue indicado como la temperatura acumulada que necesita los huevos para su eclosión (según consultas a la GVA). Esta temperatura se traduce en días de maduración y eclosión. Los resultados del modelo muestran un pequeño rango en el número de días necesarios para la eclosión, según se considere el dato de 85 o 100; por ejemplo si la puesta se inicia el 30 de abril, los huevos, en régimen de caudal natural (modelado), tendrán entre 6,43 y 7,37 días para acumular la temperatura necesaria y eclosionar. Sin embargo, en el actual régimen de caudal regulado, estos intervalos son más grandes (7,69 días con 85°C x día y 8,99 días con 100°C x día).

Estos cálculos suponen un retraso en régimen regulado, respecto al natural, de entre 0 y 3 días, para un ejemplo de 2007. La diferencia máxima, de 3 días, parece una diferencia de tiempo poco significativa para el crecimiento, pero a este tiempo debería sumarse el retraso en la maduración de las hembras, que no se ha podido estimar, y la variabilidad interanual, pues en este caso solo se calculó un año como ejemplo. Ya que carecemos de un modelo de crecimiento, no podemos calcular cuanta diferencia de longitud supone este retraso, y por tanto los cambios en su capacidad natatoria en la época de las sueltas.

Tabla 6-36. Número de días necesarios para la emergencia de los huevos, comparando los regímenes regulado (actual) y natural (modelado) en el tramo Hoces del Cabriel, para 2007.

Hoces del Cabriel		01-abr	07-abr	15-abr	21-abr	30-abr	07-may	15-may
		Días						
85° x Día	Regulado	8,19	6,35	6,34	6,77	7,69	7,41	7,59
	R. Natural	7,98 ±0,3	6,79 ±0,3	5,75 ±0,3	6,12 ±0,3	6,43 ±0,3	5,19 ±0,3	5,07 ±0,3
100° x Día	Regulado	9,55	8,32	7,48	7,07	8,99	8,69	8,94
	R. Natural	9,14 ±0,3	7,89 ±0,3	6,73 ±0,3	7,22 ±0,3	7,37 ±0,3	6,19 ±0,3	5,98 ±0,3

Por otra parte, para estimar si las condiciones de desarrollo de los huevos en esta zona son adecuadas o no, se ha considerado interesante comparar los datos bajo la presa con las condiciones naturales en régimen regulado para tramos que se suponen en “buenas” condiciones para la especie. Para ello se ha construido la tabla siguiente, comparando el tramo bajo presa (C5) con el de Boniches (C1). En este caso los datos de C1 no han sido modelados, sino que son directamente las mediciones realizadas para el estudio.

Tabla 6-37. Número de días necesarios para la emergencia de los huevos, en régimen natural (medido) en el tramo de Boniches, para 2007.

Boniches		01-abr	07-abr	15-abr	21-abr	30-abr	07-may	15-may
		Días						
85° x Día	Regulado	9,91	8,61	6,34	6,34	6,93	5,65	5,53
100° x Día	Regulado	11,34	9,93	7,97	7,59	8,12	6,65	6,5

La elección de Boniches se ha realizado por ser el tramo que en general presenta temperaturas más bajas, así como una aceptable población de loina. De los resultados obtenidos se deduce que dependiendo de la fecha en que se realiza la puesta se puede considerar el periodo de incubación bajo presa como alterado.

En el tramo alto C1, Boniches, el tiempo mínimo para 85 °C x día es de 5,53 días, dos menos que en C5 para el mismo periodo en régimen regulado. Para un valor de 100 °C x día, el valor mínimo es de 6,5 días en C1 mientras que para el mismo periodo en C5 es de 9 días, es decir 2,5 días más que en C1. Estos valores pueden ser considerados como relevantes, si tenemos en cuenta que dependiendo de la fecha de la puesta se pueden encontrar periodos de incubación de 8 días en régimen natural, es decir que 2,5 días supone un 31% más de tiempo, en un ambiente inestable donde en cualquier momento puede producirse el arrastre o la mortalidad del nido por distintas razones.

Para el periodo comprendido entre 1 abril y el 7 de mayo el tiempo de maduración es mayor en Boniches que bajo presa. Para el periodo posterior se aprecia un aumento del tiempo en C5, por el enfriamiento del agua, mientras en Boniches hay una clara disminución del tiempo de incubación por al aumento progresivo de la temperatura. Este hecho indica que la alteración de la presa supone equiparar el tramo C5 al tramo más alto de cabecera del Gabriel, el más frío, lo que da una idea cualitativa del grado de alteración térmica respecto a lo que sería el estado natural del río.

7 CONCLUSIONES

A continuación se pasan a comentar los resultados más relevantes del estudio, según las distintas hipótesis y métodos de trabajo que se han aplicado en este estudio.

7.1 Río Cabriel. La presa de Contreras como obstáculo para la migración

Se localizan dos poblaciones de loina en el río Cabriel, separadas por la presa de Contreras. Hasta el momento no se tienen datos sobre las diferencias genéticas entre ambas poblaciones. La presa es infranqueable para la migración de peces, sin embargo no se han encontrado loinas intentando subir por el azud de Mirasol ni a pie de Contreras, ya que no se encuentran loinas en el tramo inmediato bajo la presa. Además de su efecto barrera también afecta al ecosistema acuático mediante el régimen regulado de caudales y temperatura, que se comentan más adelante.

7.2 Efectos de otros obstáculos en el río Cabriel

Entre los obstáculos del río Cabriel, aparte de la presa de Contreras, los que tienen mayor importancia son los azudes de El Retorno y de Cristinas. El primero es usado para aprovechamiento hidroeléctrico y el segundo para riego. La presa de **El Retorno** juega un papel de vital importancia. En los conteos realizados en el tramo C6 EL Retorno se hallaron las mayores poblaciones de loina de los tramos bajos, aunque relativamente bajas respecto a los tramos altos del Cabriel. Además es de destacar que las observaciones realizadas bajo el azud indicaron en 2008 una cierta acumulación de loinas. En **el Retorno** se producen repoblaciones periódicas de trucha arco iris (aguas arriba y abajo) debido a la presencia de un coto de pesca intensiva. Ante ello se plantearon dos hipótesis alternativas: el azud es infranqueable y bloquea la migración de la loina, o bien las condiciones físicas bajo el azud son idóneas y son seleccionadas por la loina para frezar. Hasta el momento, no tenemos datos del posible ascenso de peces. De estas observaciones se deducen 2 ideas:

1. Sería muy recomendable modificar la localización del coto de pesca intensiva de trucha arco-iris, y cesar de repoblar, pues estos adultos suponen un predador importante sobre el alevinaje y también los adultos de loina en la zona. Hay que considerar que el reclutamiento es muy escaso en el tramo bajo del Cabriel, y este tramo resulta el más sensible para la conservación de la población.
2. El seguimiento científico de las poblaciones de loina debería incluir la monitorización de la freza y de este obstáculo, para determinar si la loina es capaz de remontarlo en una proporción significativa. En el programa de seguimiento se propone un estudio especial para esta zona, durante la primavera de 2009, lo que serviría para determinar si

la creación de un paso de peces, o bien la demolición de este azud, serían o no medidas recomendables.

La importancia del **azud de Cristinas** (CodAzud 1099, de coordenadas UTM X=609518, Y=4420805) se debe a que actualmente es un obstáculo que, aunque fuera de uso, está limitando la expansión de la boga, especie mayoritaria aguas abajo de éste (tramos C3, Villar del Humo, y C4, Villora). Mediante buceo se ha observado que la boga presenta patrones de movimiento muy diferentes a la loina, siendo mucho más activa en su movimiento entre varios mesohábitats; además cuenta con una talla mucho mayor y asimismo es su capacidad natatoria. Más adelante, al hablar de la boga como competidora, es explican mejor estas ideas.

7.3 Efectos de otros obstáculos en el río Júcar

3. Dentro del área potencial de la especie (Perea *et al.*, 2004) hay una gran fragmentación del hábitat debido a los azudes, como se ve en la siguiente figura. Así pues, en caso de que la loina ampliase sus poblaciones, resultaría imposible la dispersión natural de esta especie desde el Cabriel y Embarcaderos hacia el curso del río Júcar aguas arriba de dicho embalse, en zonas que la loina ocupaba hace varias décadas (ver figura 6.8, apartado *Resultados*).

Como complemento a estas ideas, el informe citado sobre el estado actual de las poblaciones del peces en el río Júcar (Martínez Capel *et al.*, 2008), incluye más información y propuestas, tanto de acciones o propuestas técnicas como para los voluntarios ambientales.

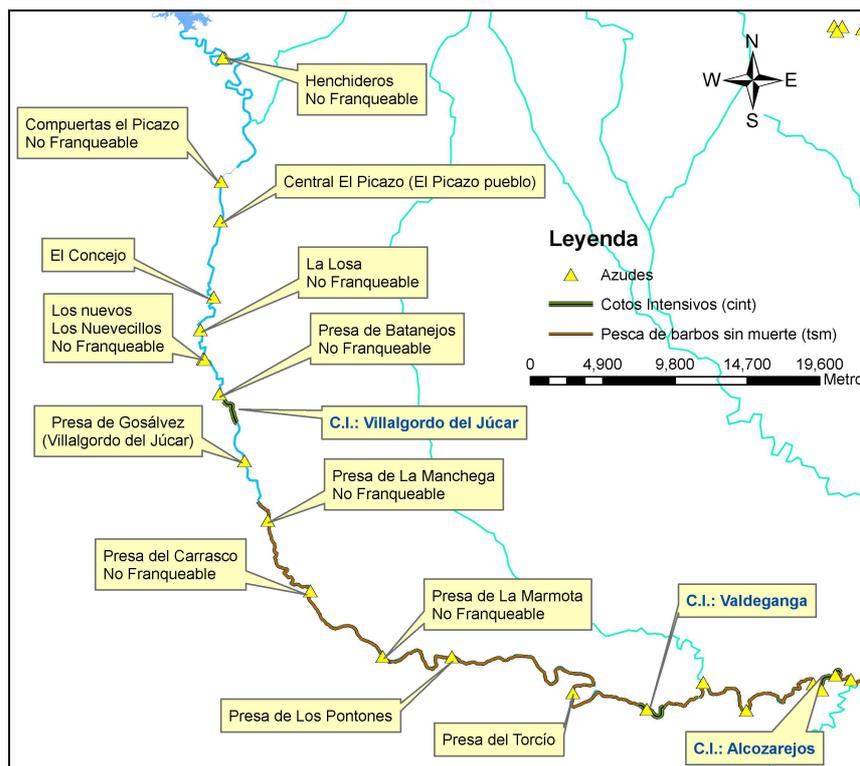


Figura 7-1. Recorrido del Júcar por las provincias de Cuenca y Albacete bajo el E. de Alarcón, detallándose los cotos intensivos y zona sin muerte de barbos, así como los azudes. C.I.: coto intensivo de pesca (replantaciones periódicas con trucha arco-iris).

7.4 Río Cabriel. Evolución temporal de las poblaciones, aguas arriba (tramo no regulado) y aguas abajo del embalse de Contreras

Tomando la comparación realizada con los valores totales estimados, en tramo alto y bajo, los resultados indican claramente que, a lo largo de todo el periodo de estudio, las densidades de loina son significativamente más altas en el tramo aguas arriba de Contreras, respecto al tramo regulado aguas abajo de la presa. Los diversos factores que condicionan este hecho se discuten en varios puntos de este apartado.

Tanto las abundancias, como los patrones espaciales y temporales de las poblaciones son distintas aguas arriba y aguas abajo de la presa, lo que sugiere un importante efecto de la presa, pues la población está muy mermada en los tramos bajos del Cabriel. La influencia de la presa se hace efectiva a través de distintos factores físicos que se discuten en este apartado. De acuerdo con la evolución temporal observada, se han formulado las siguientes hipótesis, coherentes con los resultados obtenidos:

4. La población de loina, aguas arriba de Contreras, sufre oscilaciones temporales importantes, que pueden relacionarse principalmente con las condiciones de caudal y con su competencia con la boga del Tajo.

5. La población de loina, aguas abajo de Contreras, puede sufrir oscilaciones temporales importantes, y se concentra en grandes núcleos en época de freza, siendo escasa o ausente fuera de dichos núcleos. Por ello es muy sensible a cualquier alteración del medio, ya sea vertidos, construcción de obstáculos, etc., que potencialmente, en un momento concreto, podrían dañar a una proporción muy importante de la población actual bajo el embalse.

7.5 Río Cabriel. Patrón de distribución espacial de las poblaciones de loina, aguas arriba (tramo no regulado) y aguas abajo de Contreras

Respecto al patrón espacial de las poblaciones, se partía de la hipótesis de que habiendo una población muy escasa, su distribución sería muy irregular en el espacio, a lo largo de los tramos de estudio.

6. A escala de cuenca, en el tramo alto la distribución espacial es irregular en cuanto a abundancia, pero está presente en todos los tramos muestreados. Sin embargo, a lo largo de cada tramo si es así, ya que en los sucesivos mesohábitats de cada tramo se pasaba de valores nulos a valores muy elevados, según se explica en el apartado dedicado a las relaciones entre loina y mesohábitats.
7. En el tramo bajo la irregularidad espacial es mayor, dándose el caso de que en el tramo inmediato bajo la presa (hoces del Cabriel) la especie ha estado ausente en todos los muestreos.
8. Las densidades parecen estar muy afectadas, especialmente aguas abajo de la presa, por los movimientos migratorios, pues una proporción muy importante de la población se concentra en puntos donde la migración se dificulta o se interrumpe. Entre los tramos estudiados, El Retorno se presenta como un punto singular, ya que se han encontrado concentraciones importantes de la especie en ciertas épocas. Esto remarca la situación de fragilidad de esta población y la importancia de llevar a cabo medidas de restauración en el río Cabriel entre Contreras y Embarcaderos, para recuperar la conectividad fluvial.

7.6 Río magro. Densidad y distribución de loina

Los muestreos de pesca eléctrica realizados por la UPV, aguas arriba y debajo de la presa no detectaron ninguna loina, mientras que los muestreos realizados por el Servicio de Biodiversidad de la GVA (aguas abajo) si detectaron un bajo número de ellas, muy variable en el tiempo (entre 0 y 57 en distintos años) y en general decreciente.

9. Evolución poblacional. El número total de loinas en este río es muy bajo, en relación al río Cabriel, y se encuentran muy concentradas; lo más probable es que se muevan en grades bandos, por lo cual los resultados oscilan mucho. Esto nos indica que la situación actual de la población es muy delicada, por lo que una alteración del hábitat o la extracción excesiva de caudales podría llegar a extinguir la población en este río.
10. Factores de degradación. Los factores más decisivos pueden ser la calidad físico-química de las aguas del río Magro y la gestión de caudales en dicho río, pues es importante que los regantes realicen una gestión del agua más acorde con las comunidades acuáticas. También le pueden afectar las especies exóticas, que alcanzan porcentajes elevados puntualmente. En cuanto al hábitat, los datos indican que la proporción de mesohábitats idóneos (tablas y pozas) es muy variable aguas abajo de la presa, oscilando los 3 años entre el 16 y el 51 %, lo que también puede contribuir de modo importante al deterioro progresivo de la población.
11. Idoneidad del Hábitat. No hay mucha diferencia entre la proporción de hábitats lentos en los tramos bajos del Magro y los tramos altos del río Cabriel (con dimensiones de cauce parecidas). El porcentaje de recubrimientos por finos es muy oscilante, pero en general presenta valores más elevados que el Cabriel, y lo mismo ocurre con el porcentaje de limos, a excepción de Hortunas donde, en 2008, presentaba valores mayores del 80% de limo. Respecto al microhábitat, la profundidad media si que indica diferencias claras entre ambos grupos de tramos; el rango de profundidades del Cabriel es de 40-180 cm, y en el Magro de 50-80 cm. Este factor, unido al problema de sobreexplotación del agua para riego, supone un riesgo importante de mortalidad para las poblaciones de loina en el Magro.

7.7 Río Cabriel. Relación entre abundancia y las características físicas de los mesohábitats. Definición de mesohábitats idóneos para la loina

La hipótesis de partida era que podría haber un subconjunto de variables físicas de los mesohábitats que estuviesen relacionadas significativamente con la abundancia de loina (todas las tallas juntas). Este análisis ha permitido identificar las variables más significativas a escala de mesohábitats, que pueden ser empleadas en el diseño de mejoras de hábitat para la especie, o bien en la definición legal de los hábitats protegidos en planes de recuperación (junto con las características de los microhábitats). Las conclusiones, separando tramos altos y bajos fueron:

12. La abundancia de loina en todo el río Cabriel, es significativamente mayor en hábitats lentos (pozas y tablas) que en hábitats rápidos (rápidos, corrientes y runs).
13. Los análisis indicaron relaciones significativas entre distintas variables del mesohábitat y la abundancia de loina. En tramos altos, la abundancia se relacionó positivamente con la longitud y profundidad en los mesohábitats lentos. Los mesohábitats lentos más idóneos mostraban intervalos de longitud de 21 a 153 m y de profundidad media de 0,5 a 1,8 m.
14. En los tramos bajos, la abundancia se relacionó positivamente con la longitud del mesohábitat y su profundidad media. En los mesohábitats lentos, el rango más idóneo de longitud fue de 25 a 171 m y de profundidad media de 1 a 3 m.

7.8 Curvas de idoneidad de microhábitat y definición de microhábitats idóneos para la loina

Los tramos aguas arriba de la presa fueron muestreados durante los años 2007 y 2008, obteniéndose un total de 123 datos de juvenil-adulto, que correspondieron a 40 mediciones ponderadas por el número de individuos, pero evitando el efecto de bandos ($N \leq 5$). Para alevines se obtuvieron 189 datos, correspondientes a 44 mediciones.

Los tramos aguas abajo de la presa se muestrearon durante los 3 años del estudio, obteniéndose 103 datos de juvenil-adulto, mediante 43 mediciones. Para alevines se obtuvieron solo 13 datos correspondientes a 5 mediciones, por lo que fue necesario considerar los datos del tramo alto para generar curvas de idoneidad de microhábitat.

En cuanto al rango de microhábitats disponibles que se muestrearon, el resultado fue muy satisfactorio, pues se registraron profundidades máximas, en cada año y tramo de estudio, mucho mayores que los valores que los peces suelen escoger, con un máximo de 2.3 m. Lo mismo ocurrió con el rango de velocidades, llegando a los 1.4 m/s.

Los resultados del estudio de microhábitat permiten obtener dos conclusiones relevantes para este estudio:

15. Se han obtenido resultados de idoneidad de microhábitat para los estudios de simulación del hábitat físico, con sentido ecológico, en tramos altos (no regulados) y bajos del río Cabriel. Para los estudios del régimen ecológico de caudales lo más recomendable es utilizar las curvas más adaptadas según el tramo se asemeje a los

tramos altos (ríos no regulados, menor orden) o bajos (regulados, mayor orden y tamaño del cauce).

16. A efectos de diseñar actuaciones de mejora del hábitat fluvial, se pueden definir unos rangos óptimos amplios para la especie: tanto juveniles y adultos como alevines, suelen escoger microhábitats con profundidad media (0.60-1.15 m) y velocidad baja (0.05-0.15 m/s), donde haya elementos de refugio, especialmente vegetación de macrófitos acuáticos o emergentes. Los alevines tienden a ocupar hábitats más someros que los adultos. En su diseño, sería conveniente utilizar modelos de simulación hidráulica, que permitiesen estimar las proporciones de hábitat idóneos creadas con varias alternativas y distintos caudales, considerando los conocimientos de microhábitat generados. Las observaciones de campo indicaron la importancia de los remansos y backwaters (que deben simularse con modelos 2D), al igual que otros estudios realizados con ciprínidos también han llamado la atención sobre la gran importancia de los backwaters para el mantenimiento de la población, debido a que son hábitats cruciales para el alevinaje (Scott y Nielsen, 2006).

7.9 Río Cabriel. Relación entre el régimen de caudales y la proporción de mesohábitats y microhábitats idóneos

En el estudio se planteó la hipótesis de que el régimen de caudales, bajo el embalse, afecta de modo importante a la disponibilidad de los hábitats idóneos para la loina, y por tanto también afecta a los microhábitats disponibles. Para contrastarlo se obtuvo la tendencia de variación de la proporción de mesohábitats lentos (óptimos para loina) con el caudal, con el objetivo de analizar dicha variación. Las conclusiones fueron:

17. En general se confirma la hipótesis de que el régimen de caudales regulado bajo el embalse de Contreras, con caudales elevados en verano, constituye un factor de degradación de las condiciones de vida de la loina, ya que produce una reducción considerable de la disponibilidad de mesohábitats idóneos en el río, y en consecuencia de los microhábitats idóneos, respecto al régimen natural en el cual se darían los caudales mínimos en verano, los cuales serían mucho menores que los actuales.
18. Dadas las diferencias morfológicas entre tramos altos y bajos, la evolución de los mesohábitats con el caudal es distinta en cada zona; los resultados muestran una tendencia morfológica observada en ríos naturales, es decir que hay una mayor proporción de lentos en los tramos bajos (para el mismo caudal), debido a la reducción progresiva de la pendiente media.

7.10 Río Cabriel aguas abajo de Contreras (tramo regulado). Afecciones del régimen de caudales y temperatura

El análisis de temperaturas medidas en diversos puntos de la cuenca del río Cabriel, así como la elaboración de un modelo de temperatura para el tramo bajo la presa (C5, Hoces del Cabriel) ha permitido obtener estas conclusiones:

19. Existe una alteración clara del régimen hídrico bajo la presa, con una fuerte inversión de caudales (máximos en verano) respecto al régimen natural. Se producen fuertes sueltas que suelen coincidir con el periodo habitual de freza de los ciprínidos. El ascenso rápido de caudal puede provocar el arrastre de las puestas, destruyendo los huevos o las estructuras a las que se encuentran anclados (Humphries y Lake, 2000), y asimismo puede provocar el arrastre o la muerte de los alevines (Mann y Bass, 1997) que acaban de salir del huevo y están a merced de flujo. Alonso-González *et al.* (2008), refiriéndose a la trucha común, encontró una correlación negativa entre la duración de los periodos de caudales altos y las densidades de los alevines, de forma que los periodos prolongados de caudales altos durante el desarrollo del alevinaje reduce el reclutamiento de la población.
20. Dado que la capacidad natatoria de los alevines en sus primeras semanas es muy escasa, podemos considerar que la velocidad del flujo que encontramos en una corriente, rápido o run es claramente suficiente para arrastrar a los individuos aguas abajo, por lo que la proporción de mesohábitats lentos, mencionada antes, es muy importante desde mayo hasta finales de verano. Según Mann y Bass (1997), para la especie *Rutilus rutilus* (ciprínido reófilo), 6.9 cm/s es la velocidad del agua límite a la que los alevines son arrastrados, y esta velocidad es claramente superada en todos los hábitats de aguas rápidas. La medición del arrastre de alevines o huevos por el flujo no se contemplaban en este estudio, pero se considera necesaria su incorporación en el seguimiento científico de las poblaciones de loina para que se pueda recomendar una velocidad límite para la gestión del caudal máximo en gestión ordinaria, siendo 1 m/s, obviamente muy elevado para la supervivencia de los huevos y alevines de loina.
21. El hecho de que se suelte agua de fondo del embalse de Contreras produce un cambio del régimen térmico respecto al régimen natural. La longitud exacta de afectación por la presa no se ha calculado, siendo necesario otro modelo hidráulico y térmico para su estimación.
22. El modelo de temperatura realizado para 2007 ha permitido estimar su magnitud, comparando el régimen regulado con el natural (modelado) en época de freza y

maduración de huevos, lo que indica una temperatura en las Hoces del Cabriel que oscila entre 0.3 y 4.6 °C por debajo del régimen natural, según las semanas entre abril y mayo. El descenso de la temperatura por desembalses se produce en la época de freza y desarrollo de los huevos, y puede, según Humphries y Lake (2000), malograr las puestas realizadas por los peces, retrasar la maduración de los reproductores y de los huevos, y además reducir notablemente su crecimiento (Barceló-Culebras y García de Jalón, 1986; Cowx 1989; Harby, 2009). Además se ha comprobado para la boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis* Steind. 1865) que la temperatura media estival es uno de los factores físico-químicos del agua que más influencia tienen sobre la tasa de crecimiento de los peces, y que las poblaciones de boga con tasas de crecimiento menores a lo normal aparecen en ríos con temperaturas medias estivales relativamente bajas (Barceló-Culebras y García de Jalón, 1986), lo que, probablemente, puede ocurrir con la loina en tramos cercanos a C5 donde si está presente la especie y donde aún se dan temperaturas frías en verano.

23. El resto de análisis realizado en las Hoces del Cabriel (respecto a hábitat físico y alimento) no indican que el tramo presente ningún otro problema para la especie, por lo que la alteración térmica, con una altísima probabilidad, es la causa fundamental de la ausencia de la loina en C5 (Hoces del Cabriel). Los conteos de peces fueron realizados siempre en época de freza, y en ningún caso se observaron loinas.

24. Los cálculos del tiempo de maduración de los huevos, indican un retraso en régimen regulado, respecto al natural, de entre 0 y 3 días. La diferencia máxima, de 3 días, parece una diferencia de tiempo poco significativa para el posterior crecimiento del alevín, pero a este tiempo debería sumarse el retraso en la maduración de las hembras, que no se ha podido estimar, y la variabilidad interanual, pues en este caso solo se calculó un año como ejemplo. Además, en la maduración afecta el crecimiento; con los datos actuales podemos decir que las diferencias de crecimiento entre las poblaciones de loina del río Cabriel de arriba (Villar del Humo) y abajo de Contreras (Puente Tamayo y Casas del Pino) no son relevantes. En estado natural, sería de esperar un mayor crecimiento en el tramo bajo, junto con una mayor temperatura media y mayor productividad de las aguas; por lo tanto, podemos deducir que el crecimiento de la loina está reducido respecto a su situación natural debido a la regulación de caudales por la presa. Sin embargo, no se dispone de un modelo de crecimiento para poder estimar la reducción del crecimiento actual respecto al régimen natural, en distintos puntos del Cabriel, lo que de forma clara afecta a su maduración y a su capacidad natatoria en la época de las sueltas.

25. Se compararon los días de emergencia de los huevos, en tramo bajo presa y en Boniches, durante mayo. Aproximadamente se obtiene que, salvo la primera semana de mayo, los huevos madurarían antes Boniches que en C5. Este hecho indica que la alteración de la presa supone equiparar el tramo C5 al tramo más alto de cabecera del Cabriel, más frío que Boniches (tramo de trucha común), lo que da una idea cualitativa del grado de alteración térmica respecto a lo que sería el estado natural del río.

7.11 Segregación espacial de loina y boga en el alto Cabriel

En el estudio se planteó la hipótesis de que las distintas condiciones de mesohábitats disponibles en ambos tramos podrían ser la razón de que la boga se encuentre únicamente en los tramos aguas abajo del azud de Cristinas. Si esto fuese así, se supone que las proporciones de mesohábitats estimadas en los puntos C1 y C2 serían claramente diferentes a las de C3 y C4 (donde si hay boga). La conclusión es:

26. Los datos indican que no existe diferencia significativa en las proporciones de mesohábitats entre los tramos de aguas arriba y abajo Cristinas. Por tanto los resultados indican que lo más probable es que la distribución de la boga se deba casi únicamente a la presencia de un obstáculo infranqueable, el azud, que ha evitado su dispersión.

7.12 Importancia de la boga como especie competidora

La boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis* Steind. 1865) es una especie que probablemente pasó a la cuenca del Júcar a través del trasvase Tajo-Júcar-Segura. Los muestreos de pesca eléctrica y de buceo en el río Cabriel muestran poblaciones muy adaptadas, y que compiten directamente con otros peces nativos como la loina.

Una de las hipótesis propuestas fue que la boga compite de forma efectiva con la loina, ocupando los mismos tipos de hábitats (mesohábitats y microhábitats) y consumiendo el mismo tipo de alimento, de forma que es capaz de excluirla en ciertos tramos. Las observaciones *in situ*, permiten afirmar que los individuos más pequeños (alevines) de boga y loina ocupan los mismos microhábitats que la loina. Sin embargo, se ha observado un comportamiento distinto de los juveniles y adultos, ya que la boga (con un tamaño máximo mucho mayor que la loina) suele moverse más activamente en los mesohábitats en que se encuentra, frecuentan microhábitats con profundidades y velocidades mayores respecto a la loina, y por tanto tienen una mayor capacidad para buscar comida activamente y para moverse de unos hábitats a otros en caso de una alteración, por ejemplo un vertido puntual o la llegada de un predador.

Sobre su localización espacial, la boga se encuentra limitada a los tramos C3, Villar del Humo, y C4, Villora, encontrándose bogas adultas de más de 30 cm. Las conclusiones que se han obtenido de las observaciones y análisis expuestos son las siguientes:

27. La distribución actual de boga coincide con la loina en el tramo comprendido entre el azud de Cristinas y el embalse de Embarcaderos. Los datos hasta el momento indican que no se hibridan.
28. Las diferencias de comportamiento observadas indican que la boga, con un tamaño máximo mucho mayor, tiene mayor capacidad para moverse entre distintos mesohábitats y microhábitats, pudiendo competir con ventaja respecto a la loina, y potencialmente tiene una mayor capacidad para resistir alteraciones bruscas del hábitat o bien otro tipo de amenazas. Por su tamaño debemos suponer que su consumo de alimento es mucho mayor.
29. Dada su clara ventaja en cuanto a movilidad y capacidad natatoria, consideramos que no debería construirse ningún paso de peces en el azud de Cristinas, ya que solo serviría para favorecer la dispersión de la boga, con una mayor capacidad de dispersión en el medio.
30. Consideramos que es necesario realizar un control de la población de boga como especie introducida y competidora de la loina, lo que requiere sucesivas campañas de pesca eléctrica y/o trampeo, que podrían tener efectividad sobre juveniles y adultos, pero que deben llevarse a cabo durante varios años y de manera repetitiva, junto con un monitoreo periódico del estado poblacional.

7.13 Reclutamiento y posibles factores limitantes

El reclutamiento es el número de peces jóvenes o alevines de edad 1, que entran en una población cada año. Es uno de los principales factores controladores de la dinámica de las poblaciones de peces (FAO, 2009). Para que dichas poblaciones se autosostengan, el reclutamiento tiene que ser relativamente elevado. Podemos concluir que:

31. Los datos indican un reclutamiento muy bajo en el Cabriel (tramos bajo presa), y además la proporción de adultos es mucho más elevada que la de alevines. A la diferencia de los tramos bajos, en los altos (con régimen natural) la proporción de alevines es mayor que la de adultos. Así, se puede afirmar que la población de loina, en los tramos bajos, se encuentra en un estado bastante deficiente, en lo que respecta al reclutamiento.

32. Su evolución temporal varía según tramos, sin una recuperación generalizada. Solo en C6 se detectaron en 2006 más alevines que otros años, pero su cantidad sigue siendo muy baja, en proporción al tamaño de la población de loina. En los restantes tramos se verifica un brusco descenso.

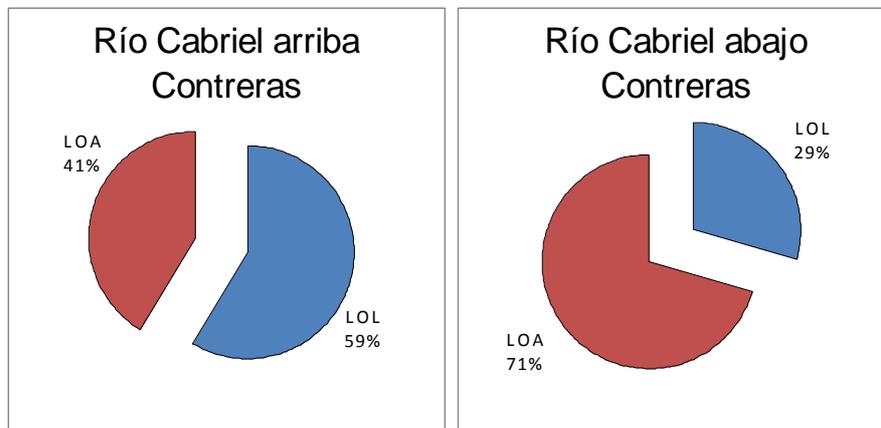


Figura 7-2. Proporción de loina adulta (LOA) y alevín (LOL) de los cuatro tramos del río Cabriel arriba Contreras y de los cuatro tramos abajo Contreras.

7.14 Las especies exóticas y su posible afección a las poblaciones de loina

El grado de competencia con las especies foráneas es de diferente magnitud dependiendo del tramo estudiado. Para los tramos altos (C1 a C4) se aprecian dos grupos claramente diferenciados. Por un lado la población aguas arriba del azud de Cristinas, dónde no se aprecia la presencia de boga; por otro lado, aguas abajo del azud abunda y domina la boga. Las tartas incluidas a continuación, indican que las proporciones de nativas y exóticas se encuentran invertidas. De esto se deduce la vital importancia del azud de Cristinas como barrera para impedir la propagación de la boga en los tramos de cabecera del Cabriel.

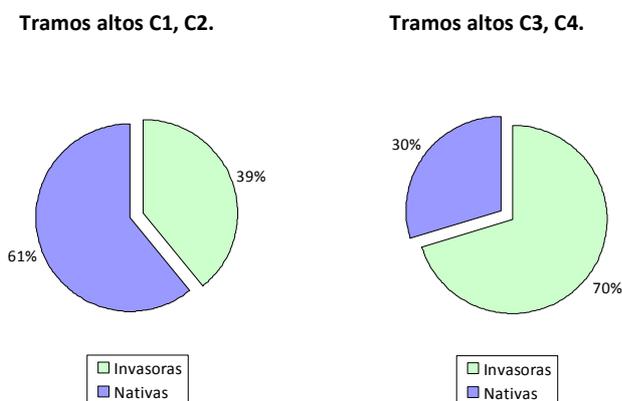


Figura 7-3. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos altos del Cabriel.

A continuación se presentan los tramos bajos (C5 a C8). Los tramos bajos presentan tres grupos claramente diferenciados. Las características del régimen de caudales y temperaturas producidas por la actividad de la presa de Contreras confieren al tramo C5 (Hoces del Cabriel) unas condiciones especiales que hacen que la ictiofauna presente sea completamente diferente a la fauna nativa de un río mediterráneo.

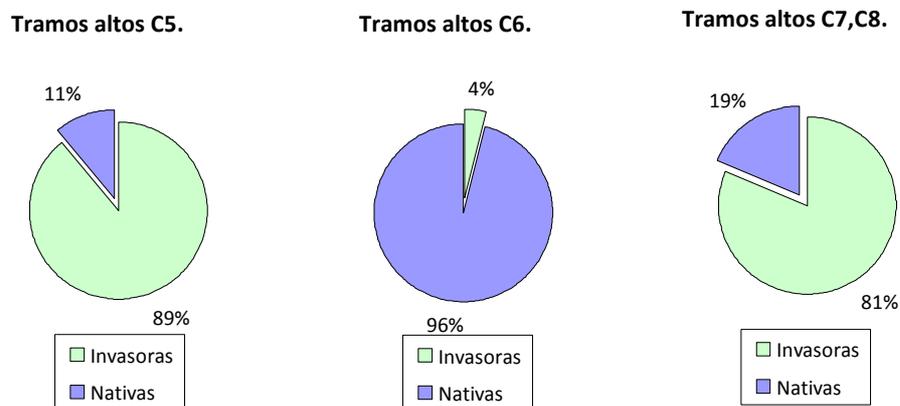


Figura 7-4. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos bajos del Cabriel.

Las conclusiones pueden sintetizarse así:

33. El azud de Cristinas (coordenadas UTM X=609518, Y=4420805) es de vital importancia, como barrera para impedir la propagación de la boga en los tramos de cabecera del Cabriel.
34. Con una alta probabilidad, son las bajas temperaturas producidas por los desembalses de la presa las causantes de que la comunidad piscícola en el tramo C5 sean tan distinta a la encontrada más abajo en C6. En las Hoces del Cabriel, la mayoría de especies son habituales en tramos de cabecera u otros con regímenes de temperatura más fríos, y no son los peces nativos de un río mediterráneo. Es de destacar que los conteos demostraron una enorme cantidad de alevines de lucio y de Gobio lo que demuestra la idoneidad de las condiciones de este tramo para dichas especies.
35. En el tramo C6 (El Retorno) se observó el mayor número de loinas de los tramos bajos. Este tramo a su vez presenta un bajo número de especies exóticas pudiendo considerarse como un punto crucial para esta especie, en los tramos aguas abajo de la presa de Contreras. El azud de El Retorno, a diferencia del de Cristinas, parece no conformar una barrera infranqueable ni separa dos poblaciones claramente diferenciadas. Por contraste con C6, en los tramos aguas abajo del Retorno (C7, Pelichán y C8, Casas del Río) se observa una representatividad mucho mayor de

especies exóticas (especialmente representadas por alburno). En general, el porcentaje de exóticas sube cada año en todos los tramos, excepto en C6 (El Retorno).

36. Las pruebas estadísticas no indican una relación inversa entre la abundancia de loina y la de especies exóticas, lo que imposibilita indicar si las especies exóticas son un elemento de competencia y de predación. En los tramos altos se ha observado claramente la competencia de la loina y la boga, que tienen una dieta muy similar. Los casos de depredación son más difíciles de observar pero, aunque no se ha demostrado, es lógico pensar que la abundancia en ciertos tramos de predadores como el lucio, o los cotos intensivos de trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), producen un importante efecto de predación, especialmente sobre los alevines, aunque también en juveniles o adultos.
37. Las pruebas estadísticas no indican que exista una relación negativa entre la loina y el alburno en el conjunto de tramos. Sin embargo, los histogramas de abundancia de especies, a lo largo del tiempo, muestran que en los tramos C7 (El Pelichán) y C8 (Casas del Río) hay un aumento del número estimado de alburno y un descenso de la loina del 2006 al 2008. Así pues, aunque las pruebas estadísticas no lo indican, contamos con indicios de que ambas especies podrían estar interaccionando de forma apreciable. Varios autores han indicado que el alburno se alimenta principalmente de plankton (incluido crustáceos) e insectos, por lo cual su competencia por el alimento podría ser un factor negativo para la loina. Las referencias sobre su dieta, apoyadas por observaciones en el campo, indican que el alburno no es un depredador de los huevos de loina ni suele comer otros peces.
38. De todas las especies observadas, se encontraron correlaciones significativas positivas y consistentes en los tres años de muestreo solamente entre la loina y el barbo y cacho, ambas especies nativas.
39. Los datos de pesca eléctrica en el río Magro, parecen indicar que las exóticas no son necesariamente el factor de degradación más importante en esa zona, aunque contribuyen a la degradación de las poblaciones nativas, como se ha comprobado en diversos ríos Ibéricos. Para ambos tramos, alto y bajo, las proporciones de exóticas pueden considerarse relativamente bajas, pero también las poblaciones de loina se encuentran en muy bajo número. Cabe destacar la presencia de otro azud aguas abajo de Llombai dónde el porcentaje de exóticas alcanza el 96 %. Esto confiere a este punto un carácter especial que debería ser objeto de estudio y seguimiento.

7.15 Río Cabriel. Aguas arriba de Contreras (tramo no regulado). La producción de alimento como posible factor limitante

Los macroinvertebrados y el perifiton son los elementos más importantes en la alimentación de la loina. Sin embargo, con el perifiton no se han obtenido resultados concluyentes, por lo que no conocemos el efecto de esta variable sobre las poblaciones de loina. Así, el estudio de alimentación está centrado en los macroinvertebrados acuáticos. Eso ha permitido obtener información sobre varias hipótesis planteadas, como se resume a continuación:

40. Una de las hipótesis formuladas era que el alimento puede actuar como factor limitante de las poblaciones de loina en los tramos bajos del Cabriel; siendo así, la densidad poblacional estaría relacionada directamente con la biomasa de macroinvertebrados. Esta hipótesis ha sido rechazada con el conjunto de datos, pero sin embargo existe una correlación significativa entre las biomásas de los taxones EPT y las densidades de loina en los mesohábitats lentos. Por tanto, aunque no se puede conocer su grado de importancia en la situación de las poblaciones, puesto que estos taxones se supone que no son el único alimento de la especie, es posible que su escasez en tramos bajos (respecto al tramo alto) esté condicionando la abundancia de loina entre los embalses de Contreras y de Embarcaderos. Un estudio más detallado de la alimentación de la loina permitiría avanzar en este aspecto, pero requeriría la captura de ejemplares en su medio natural.

41. Otra hipótesis formulada ha sido que la producción de alimento es relativamente baja en el tramo bajo la presa, y podría suponer un factor limitante por el cual no se encuentra loina en dicho tramo, las Hoces del Cabriel. Sin embargo, éste presenta valores de biomasa que no son inferiores a los restantes tramos bajos (C6 a C8); al contrario, la cantidad total de macroinvertebrados es claramente mayor (tanto en mesohábitats lentos como rápidos). Esta relación no es tan clara para los taxones EPT, pues C5 contiene más biomasa en los lentos (donde abunda más la loina), respecto a C6, C7 y C8, pero tiene menos biomasa que ellos en los rápidos. Por lo tanto, podemos rechazar dicha hipótesis, afirmando que con una altísima probabilidad, el alimento no es el factor limitante que hace que la loina no esté presente en las Hoces del Cabriel.

8 PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

El conjunto de alteraciones presentes en los ríos Cabriel y Magro, núcleos de poblaciones de loina, ha quedado resumido en el apartado de conclusiones. Todos estos factores interaccionan entre sí y condicionan de manera compleja la situación actual de la loina. Para resumir estos efectos se ha tomado un ejemplo gráfico de un modelo, sirviendo como esquema de los tipos de actuaciones que se van a proponer a partir de la primavera de 2009, para contribuir a la recuperación de las poblaciones de loina.

Dichas actuaciones no se proponen como una lista inconexa en la cual escoger lo más interesante o lo más económico, sino como un conjunto de acciones coherentes, que deberían llevarse a cabo de forma coordinada, con una planificación concreta en el tiempo y en el espacio. Esto es así porque el conjunto de interacciones es complejo, y porque una sola actuación usualmente no es capaz de producir por sí sola recuperación importante, sobre todo cuando se trata de una población en estado tan delicado. La fuerte sinergia entre los distintos factores ambientales, que no es bien conocida, exige en todo caso el diseño de medidas coherentes y coordinadas.

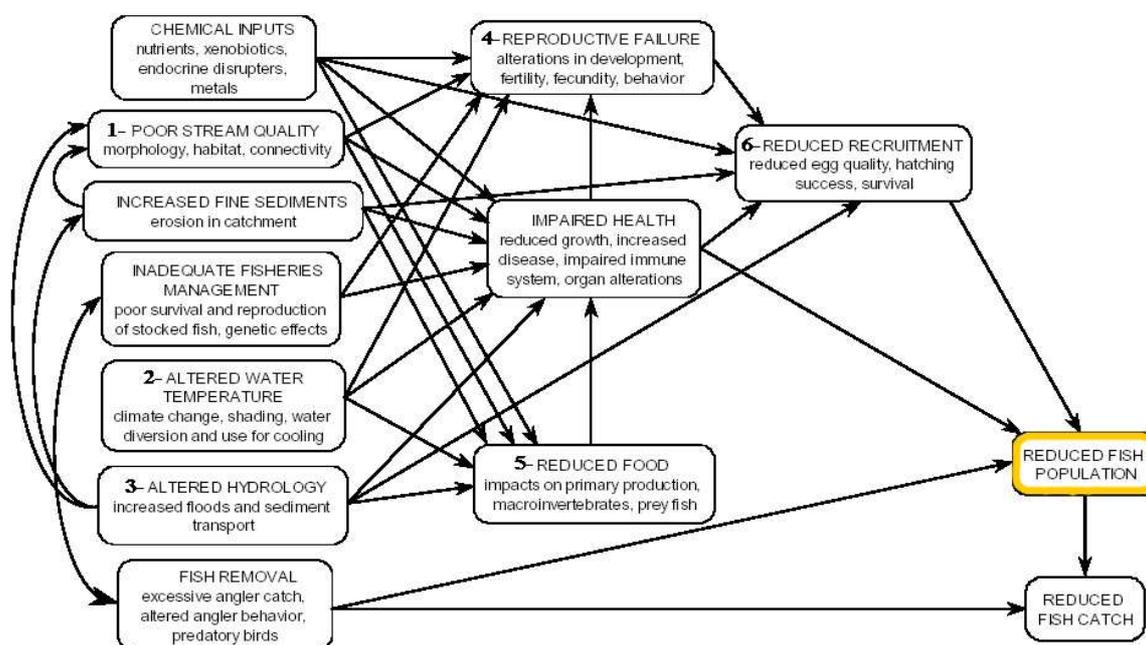


Figura 8-1. Representación gráfica de un modelo de interacción de todos los posibles factores que condicionan las poblaciones de determinada especie de pez (adaptado de Borsuk *et al.*, 2006). Los números indican los principales factores considerados en este estudio.

A continuación y teniendo por base las conclusiones de este estudio y la representación gráfica anterior, presentamos las actuaciones que creemos ser necesarias para la recuperación de la especie en la cuenca del Júcar.

8.1 Actuaciones sobre la configuración del hábitat

Para actuar sobre la actual disponibilidad de hábitat idóneo se propone:

1. Diseño de un programa de mejoras y creación de hábitat para los ríos Cabriel y Magro. Se considera que lo más prioritario es la creación de hábitats de remanso y “backwaters” (remansos o lenguas laterales sin corriente) en las orillas, para juveniles-adultos, y para alevines, mediante medidas de bioingeniería, en un área significativa de cada tramo. Con base en los rangos presentados en el sub apartado 7.8 de este informe, considerando características de mesohábitats y microhábitats. Para los alevines, conviene crear hábitats someros (aproximadamente entre 50-75 cm), con pendientes suaves y vegetación emergente, para que las zonas de alevinaje no sean fácilmente accesibles a los predadores, pues se han encontrado grandes ejemplares de lucio y trucha arco iris en el río Cabriel.

8.2 Actuaciones sobre las comunidades piscícolas

Las medidas de actuación que proponemos a nivel de las comunidades piscícolas son las siguientes:

2. Mantener una estrecha comunicación entre la Confederación Hidrográfica del Júcar, Generalitat Valenciana y Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, para dialogar sobre las medidas necesarias de gestión de la pesca (cotos intensivos, etc.) y conservación de la loina, así como para una posible cooperación pidiendo un proyecto europeo LIFE para el estudio y conservación de la loina. Como han indicado estudios previos (Perea et al., 2004), es necesario continuar puesto que ciertos resultados solo serán relevantes disponiendo de series temporales más largas.
3. Control de las poblaciones de peces exóticos mediante el empleo de varias técnicas (pesca eléctrica, trampeo, etc.) en zonas clave para promover el reclutamiento de especies nativas (en áreas de freza), tanto durante la freza como en la época de alevinaje en que pueda mermarse más el reclutamiento de las especies exóticas. Esta actuación es especialmente necesaria en el tramo alto del Cabriel para controlar la boga de río, y en el tramo desde Puente Tamayo hasta aguas abajo del azud del retorno, donde el lucio y la trucha arco-iris son muy abundantes.
4. Ya que se ha conseguido su reproducción en piscifactoría, se propone llevar a cabo un diálogo entre científicos y técnicos para determinar cuales serían los lugares más idóneos para realizar repoblaciones periódicas (ríos Magro y Cabriel), que deben llevarse a cabo en el mes de septiembre, al acabarse las sueltas de riegos, con caudales

bajos, y con individuos nacidos en el mismo año, para aumentar las posibilidades de supervivencia de los mismos.

8.3 Medidas de mitigación de las afecciones sobre el régimen de caudales y temperatura

El régimen de caudales es el principal factor determinante de las condiciones de hábitat físico. Por tanto, las siguientes medidas están dirigidas a una gestión del caudal más beneficiosa para la especie, mitigando los efectos mencionados desde distintos puntos de vista. Las recomendaciones que se han podido deducir del estudio se resumen de esta manera:

5. *Actuación:* Reducción significativa de la tasa de ascenso de caudales liberados por la presa. La ausencia total de loina en el tramo bajo presa, así como el escaso reclutamiento en todo el Cabriel bajo, ha demostrado que el estado de la población es muy delicado. Por esta razón, sería necesario mejorar la gestión de caudales reduciendo la tasa de ascenso de los caudales, pues esta medida mitigaría parcialmente tanto los efectos del arrastre como los de las bajas temperaturas. Las sueltas fuertes en primavera y verano producen diversos efectos sobre todo el ciclo de vida de la loina (arrastre de nidos, mortalidad de alevines, retraso en la maduración, reducción del crecimiento y en conjunto menor tasa de éxito reproductivo), lo que se ha reflejado en la bibliografía científica y parcialmente en este estudio. Por ello se deberá intentar que el ratio de subida del caudal de las sueltas, en el período actual, sea el más lento posible para evitar los efectos negativos mencionados anteriormente. Así pues, a pesar de que todos sus efectos potenciales no se han podido cuantificar, debería primarse el principio de precaución, dada la situación de la población bajo el embalse.
6. *Actuación:* Aumentar significativamente la temperatura de las aguas liberadas durante primavera-verano. El conjunto de análisis presentado apunta a que, con una altísima probabilidad, es la temperatura bajo la presa la que provoca la ausencia de loina en las Hoces del Cabriel, aunque la afección térmica también se extiende más abajo. Para mitigar este efecto, común en muchas presas, es necesario soltar en verano agua más cálida, de las capas superiores del embalse, en lugar de la más fría. Esta medida afectaría principalmente al periodo entre marzo y septiembre. Para ello hay diversas técnicas disponibles que deberían ser evaluadas. A continuación se mencionan solo algunos ejemplos que han sido consultadas a distintos técnicos españoles y de otros países:

- Construcción de una torre de tomas, pudiendo gestionar en cada época la suelta de agua cálida que pudiera ser turbinada como hasta ahora.
 - Diseño de un sistema de vasos comunicantes (tubo de goma, diámetro aprox. 60 cm) que pasaría por encima de la presa, con la entrada de agua a un metro bajo la superficie del agua, y salida al pie de presa. El tubo ha de tener cierres de entrada y salida, y una conexión para su recarga de agua al medio (en lo alto de la presa). Dicha agua realiza un bypass sobre la presa, por lo que no puede turbinarse.
 - Instalación de una conducción a modo de bypass, desde la cola del embalse hasta el pie de presa o bien a otra conducción, que permita soltar agua cálida (a temperatura natural del río) o bien mezclarla con el agua fría que se desea soltar.
7. *Actuación:* realizar cada año una suelta artificial durante el mes de marzo, lo más temprano posible, con el objetivo de realizar una limpieza de limos del fondo, aumentar la superficie potencial para la freza y adelantar el estímulo físico de la migración en los adultos (que se produce con la bajada de temperatura). En general, se podría decir que el adelantar la suelta de caudales para riego antes de la freza (febrero-marzo), podría afectar positivamente a la especie, respecto del régimen actual de sueltas en abril o mayo, las cuales convendría retrasar.
- *Objetivo:* Favorecer el reclutamiento, ya que el agua fría reduce el crecimiento y merma la capacidad de supervivencia del alevinaje. Esta crecida, además de aumentar el área potencial de freza, supondría un adelanto en la fecha de nacimiento de los alevines y por tanto una mayor longitud de estos cuando llegan las grandes sueltas, y por tanto podría suponer un mayor porcentaje de reclutamiento a medio y largo plazo.
 - *Características:* Aproximadamente se estima que podría ser adecuada una crecida de duración 5-7 días (se deberá estudiar). Dado que lo que se pretende es estimular la freza, el caudal que se propone es de $8\text{m}^3/\text{s}$, valor coherente con el régimen de caudales medios en régimen natural (Serie 1980/81-2005/06) y que facilitan su turbinado por los aprovechamientos hidroeléctricos de la central. Se estima que esta medida no supone ningún perjuicio económico para la producción hidro-eléctrica, mientras que las contrapartidas ambientales pueden ser muy relevantes. Para este informe no hemos contado con un modelo hidráulico bajo la presa, pero dicho modelo permitiría estimar el valor para producir una limpieza de finos del lecho, por ejemplo gracias al sub-modelo de caudales de limpieza (flushing flows) incluido en el programa RHYHABSIM. Al igual que en otras actuaciones, se propone también que haya una monetarización de la comunidad piscícola para evaluar sus posibles efectos. Podrían realizarse dichas sueltas cuando se diesen lluvias intensas en la cabecera de la cuenca, aunque no es necesario realizar grandes sueltas de caudal ni durante mucho tiempo, lo importante es hacerlas en marzo temprano.

8. *Actuación:* Retraso de las sueltas para riego en primavera. Como se ha mencionado antes, las sueltas realizadas después de la freza convendría retrasarlas y suavizarlas en la medida posible. De forma general las sueltas para el inicio de la campaña de riego comienzan en el mes de abril, se recomienda que el inicio de dichas sueltas sean retrasadas al mes de mayo como medida de protección de los alevines y lograr de este modo su maduración previa. Este efecto es coherente con la potenciación mediante sueltas del efecto llamada de la freza durante el mes de marzo.
9. *Actuación:* Mayor control de la calidad del agua en distintos puntos del río Cabriel. En caso de detectarse una situación de agua anóxica o no tolerable para los peces bajo presa, deberían considerarse otras medidas para mejorar la calidad del agua, como por ejemplo la aireación del agua desembalsada.

8.4 Medidas específicas recomendadas para el río Cabriel

A parte de las actuaciones descritas en los apartados anteriores, en el río Cabriel sugerimos las siguientes medidas:

10. Debido a la presencia de grandes ejemplares de lucio y trucha arco-iris, probablemente sería necesario combinar varias técnicas para su extracción, aunque durante el buceo se ha comprobado que es posible acercarse a ellos, por lo cual una de las técnicas más efectivas podría ser la pesca deportiva subacuática con fusil submarino.
11. En el azud de Cristinas: Resulta lógica la suposición de que, hasta el momento, el azud de Cristinas ha impedido la colonización de todo el Cabriel alto por la boga, la cual está en clara ventaja física (capacidad natatoria y de dispersión) respecto a la loina, por lo que en las condiciones actuales se recomienda NO construir un paso de peces.
12. En la zona El Retorno:
 - La permeabilización o bien demolición del azud sería una actuación positiva para dar acceso a la loina a zonas de mejora calidad para la freza.
 - Sería muy recomendable modificar la localización del coto de pesca intensiva de trucha arco-iris, pues estos adultos suponen un predador importante sobre el alevinaje y también los adultos de loina en la zona. Hay que considerar que el reclutamiento es muy escaso en el tramo bajo del Cabriel, y este tramo resulta el más sensible para la conservación de la población.

- Una medida esencial es el cese de las repoblaciones de trucha arco-iris en el río Cabriel.
- Existe un azud más abajo de esta zona (Casas de Salado) que es usado para producción de electricidad y riego. En el entorno de dicho azud se observó una mala calidad del agua, y existe una granja de cerdos muy cerca, por lo que se recomienda inspeccionar este y otros azudes aguas abajo para comprobar el estado físico-químico y específicamente el estado sanitario del agua, pues tanto el azud como las contaminaciones puntuales pueden estar suponiendo una barrera real para el movimiento de la loina. Debido a la turbidez no se pudo comprobar si había peces aguas abajo en época de freza.

8.5 Medidas específicas recomendadas para el río Júcar

En el río Júcar presentamos las siguientes medidas adicionales:

13. Eliminación de un número relevante de azudes, y permeabilización de otros a escala de todo el río Júcar entre los embalses de Alarcón y Embarcaderos (mediante pasos de peces, compuertas o cauces laterales naturalizados)
14. Control de las poblaciones de peces exóticos mediante pesca eléctrica y trampeo en zonas clave para promover el reclutamiento de especies nativas (en áreas de freza), tanto durante la freza como en la época de alevinaje en que pueda mermarse más el reclutamiento de las especies exóticas.
15. Realizar campañas de concienciación entre los ribereños, sobre el valor de conservar nuestras especies nativas, el compromiso legal de conservarlas, y su estado de conservación, con posters, trípticos, charlas, etc., pues muchas se encuentran amenazadas o en peligro. Asimismo, informar sobre la importancia de no tolerar y denunciar los casos de introducción de especies exóticas. El Centro de Interpretación de las Hoces del Cabriel podría ser uno de los lugares apropiados, así como las sedes de la Generalita Valenciana.
16. Difundir, entre entidades locales y clubes ribereños, la cultura de la pesca de los ciprínidos, también difundiendo la captura y suelta de los ciprínidos, para favorecer su recuperación. Sin embargo, también es necesario explicar que las especies exóticas deben sacarse y nunca devolverse al río, pues deben eliminarse en lo posible en el río Júcar.

17. Para complementar la información y propuestas relacionadas con el Júcar, se recomienda consultar las propuestas técnicas y también para los voluntarios ambientales incluidas en el informe del estado actual de las poblaciones del peces en el río Júcar (Martínez Capel *et al.*, 2008), que han sido elaboradas en colaboración con entidades locales.

8.6 Medidas específicas recomendadas para el río Magro

18. Una de las características llamativas del río es la mala calidad de los sedimentos en zonas puntuales (por ejemplo Hortunas), y la abundancia de limo en varias zonas, por lo que sería recomendable mejorar el control de la contaminación en todo este río.

19. Estudio específico y aplicación de crecidas para limpieza de finos (*flushing flows*), ya que hasta el momento se ha observado que la sedimentación es muy importante, y entre otros efectos reduce la producción de alimento y elimina áreas potenciales de freza.

20. Seguimiento científico: se recomienda redistribuir el monitoreo científico en este río a unos puntos más dispersos, para conocer si existen loinas aguas abajo del azud, y si éste supone un obstáculo relevante para la especie. Este hecho no ha podido comprobarse hasta el momento porque en los momentos de observación no se encontraron loinas, pero podrían estar presentes en una densidad muy baja. Actualmente la GVA realiza seguimientos en la zona, los cuales podrían extenderse más abajo del azud.

21. Control de las poblaciones de peces exóticos mediante pesca eléctrica y trampeo en zonas clave para promover el reclutamiento de especies nativas, tanto durante la freza como en la época de alevinaje en que pueda mermarse más el reclutamiento de las especies exóticas.

22. Como medida de mejora del hábitat se propone la profundización de pozas, y la creación de nuevos remansos, mediante medidas de bioingeniería, pero que en ningún caso alteren el paso de los peces y la conectividad.

8.7 Seguimiento científico

Se considera muy importante la realización de un seguimiento científico, ya que por las oscilaciones naturales en 3 años, en aspectos biológicos (abundancia poblacional, reclutamiento) y físicos (disponibilidad de agua, caudal, turbidez), y también por el

enfoque de este primer estudio intensivo sobre la loina, no es posible responder con certeza a todas las preguntas planteadas sobre la especie. Además, las actuaciones propuestas deben acompañarse de un seguimiento científico, que permita conocer su idoneidad, corregir los efectos mediante una gestión continuada y difundir la información técnica y científica para su conocimiento en otros territorios. Puesto que actualmente ya se está dando su cría en cautividad, existe una gran oportunidad para conocer elementos esenciales de su biología, que deben conducirse junto a estudios en el medio natural, para mejorar la gestión de los ríos. Tanto las actuaciones como el seguimiento científico son necesarios para responder a nuevas preguntas, lo que permitirá conseguir una verdadera recuperación de la loina en su medio natural. Así, proponemos el estudio en los siguientes temas:

1. Reproducción. Considerando observaciones específicas y periódicas durante la freza, para precisar los movimientos de la población en el bajo Cabriel, su comportamiento durante la freza, características de la puesta e interacción con otras especies.
2. Condiciones idóneas de temperatura para la maduración de los adultos y temperatura acumulada para la eclosión de los huevos. Su conocimiento es necesario para estimar mejor el efecto del régimen de temperatura bajo la presa y las medidas de actuación más efectivas. Debería llevarse a cabo en condiciones reguladas (piscifactoría) y también en el medio natural, mediante el seguimiento periódico y el registro automático de temperatura.
3. Crecimiento. Un modelo de crecimiento permitiría calcular el grado de afección de la presa sobre el crecimiento de la loina, puesto que su capacidad natatoria se relaciona directamente con su longitud. Este modelo sería posible con la toma de datos de longitud y peso de los alevines desde su nacimiento durante un año, tanto en las zonas naturales de freza como en la piscifactoría.
4. Para conocer con mayor exactitud la longitud en la cual la presa está afectando al régimen de temperatura, sería necesario realizar un nuevo modelo de temperaturas bajo la presa, realizando una simulación hidráulica (1D o D) en un tramo significativo. Esta simulación, también podría ser útil para el diseño de un proyecto de mejoras de hábitat, para analizar la disponibilidad de hábitats idóneos para la loina con distintos caudales y para comparar alternativas de gestión de la presa o del régimen ambiental de caudales.
5. Un importante problema en la gestión de las presas, referido en la bibliografía científica, es el arrastre de alevines o huevos por el flujo durante las sueltas, así como la mortalidad de alevines producida y el efecto final sobre el reclutamiento. Esto no se contemplaba en este estudio, pero se considera necesaria su incorporación en el seguimiento científico de las poblaciones de loina.

6. Puesto que habrá disponibles ejemplares de loina de piscifactoría, se propone establecer un diálogo entre científicos y técnicos para determinar los lugares más idóneos para realizar repoblaciones (ríos Magro y Cabriel), así como para establecer un seguimiento científico adecuado que evalúe su efectividad en el medio natural.
7. Alimento. Puesto que se ha descubierto una relación entre ciertos taxones de macroinvertebrados y la abundancia de loina, sería conveniente delimitar la importancia de los distintos componentes de su dieta, para estimar adecuadamente la posible relación entre la abundancia de alimento y la de loina; asimismo permitiría tener una mayor certeza sobre el grado de solapamiento en la dieta y los mecanismos de competencia entre la loina y la boga, para intentar limitar la población de boga. Para ello se necesitaría sacrificar una muestra significativa de ejemplares, para el análisis del contenido estomacal.
8. Específicamente en el río Magro, se recomienda re-distribuir el monitoreo científico llevado a cabo por la administración, o bien ampliarlo, como se ha comentado en el apartado específico anterior.

9 BIBLIOGRAFIA

Álvarez, M., I. Pardo, G. Moyá, G. Ramón & A. Martínez-Taberner. 2001. Invertebrate communities in temporary streams of the island of Majorca: a comparison of catchments with different land use. *Limnetica*, 20 (2): 255-266.

Alonso-González, C., J. Gortázar, D. Baeza Sanz y D. García de Jalón. 2008. Dam function rules based on brown trout flow requirements: design of environmental flow regimes in regulated streams. *Hydrobiologia* 609: 253-262.

Barceló, C. E. & D. García de Jalón. 1986. Edad y crecimiento de la boga de río (*Chondrostoma polylepis* Steindachner 1865) en la cuenca del Duero. *Limnetica* 2: 235-240.

Billard, R. 1997. *Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et répartition des 83 espèces*. Lausanne, Delachaux & Niestlé, 192p.

Borgstrom, K. 1992. Effects of population density on gillnet catchability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1539-1545.

Borsuk, M.E., Reichert, P., Peter, A., Schager, E. y Burkhardt-Holm, P. 2006. Assessing the decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Swiss rivers using a Bayesian probability network. *Ecological Modelling* 192(1-2), 224-244.

Cooper, S, D. J. Walde & B. L. Peckarsky. 1990. Prey Exchange Rates and the Impact of Predators on prey Populations in Streams. *Ecology*, 71 (14): 1053-1514.

Cowx I.G. & Gould R.A. (1989). Effects of stream regulation on Atlantic salmon *Salmo salar* L. and brown trout *Salmo trutta* L. in the upper Severn catchment, UK *Regulated Rivers: Research and Management* 3, 235-245.

Cunjak, R.A. & G. Power. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1970-1981.

Doadrio, I. 1990. Phylogenetic relationship and classification of western palearctic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquat. Living Resour.* 3: 256-282.

Doadrio, I.; Elvira, B. & Y. Bernat. 1991. Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales. Colección técnica. ICONA 94 pp.

Doadrio, I. (ED.). 2003. Atlas y Libro Rojo de los Peces. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-CSIC. 374 pp. 3ª Edición. Madrid.

Dolloff, C.A., Hankin, D.G. & Reeves, G.H. 1993. *Basinwide estimation of habitat and fish populations in streams*. U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Southeastern Forest Experiment Station, 25 pp.

FAO. *Introducción a la dinámica de poblaciones de peces*. Documento técnico de pesca n°192. <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/t0169s/t0169s00.pdf>>. [Consulta: 29/01/2009].

Grossman, G.D. & A. de Sostoa. 1994. Microhabitat use by fishes in the upper rio Matarraña, Spain: 1984-1987. *Ecology of Freshwater Fish*, 3: 141-152.

Harby A., Alfredsen, K., Forseth ,T., Halleraker, J.H., Scheit, T., Sunt, H. & O. Ugedal. 2009. Integration of flow, habitat and temperature mitigation in regulated rivers. 7th International Symposium on Ecohydraulics. Concepción, Chile.

Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5: 341-354.

Heggenes, J., S.J. Salveit, K.A. Vaskin & O. Lingaas. 1994. Predicting fish habitat use responses to changes in waterflow regime modelling critical, minimum flows for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a heterogeneous stream. Pp.: 124-141. En: *Proceedings of the 1st International Symposim on Habitat Hydraulics*. I.A.H.R.-SINTEF NHL, Editores. Trondheim, Noruega.

Hubert, W.A. 1996. Passive capture techniques. Pp. 157-192 en: *Fisheries Techniques*, 2ª Edición. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland.

Jiménez, J., Lacomba, I., Sancho, V. & P. Risueño. 2002. *Peces continentales, anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana – Consellería de Medi Ambient. 271 pp. 1ª Edición. Madrid.

Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurement for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1): 65-71

Lambert, T.R. & D.F. Hanson. 1989. Development of habitat suitability criteria for trout in small streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 3: 291-303.

Mann, R.H.K. & J.A.B. Bass. 1997. The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13, 295-301.

M.J. Marqués, E. Martínez-Conde & J.V. Rovira. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4 (1)

Martínez Capel, F. 2000. *Preferencias de microhábitat de Barbus bocagei, Chondrostoma polylepis y Leuciscus pyrenaicus en la cuenca del río Tajo*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.

Martínez-Capel, F., García de Jalón, D., Werenitzky, D., Baeza, D. & Rodilla-Alamá, M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). *Fisheries Management and Ecology* 16, 52-60.

Martínez-Capel, F., Moreno-Alcaraz, J.L., Soares Costa, R.M., Muñoz Mas, R. 2008. Evaluación de las poblaciones de peces en el río Júcar bajo el embalse de Alarcón, en las comarcas de la Manchuela Conquense (Cuenca) y la Mancha Júcar-Centro (Albacete). Informe técnico de la UPV (IGIC).

Morantz, D.L., R.K. Sweeney, C.S. Shirvell & D.A. Longard. 1987. Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 120-129.

Moyle P.B. & D.M. Baltz. 1985. Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: developing criteria for instream flow determinations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114: 695-704.

Perea, S., Risueño, P. & Doadrio, I. 2004. Estado de conservación de la loina (*Chondrosotma arrigonis*). 162 pp. Informe técnico.

Schorr, M.S. & M.E. Miranda. 1991. Catch of white crappie in trap nets in relation to soak time and fish abundance. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 43(1989): 198-205.

Scott, M.T. y Nielsen, L.A. 2006. Young fish distribution in backwaters and main-channel borders of the Kanawha River, West Virginia. *Journal of Fish Biology*, 35, 21-27.

Thomas, J.A. & K.D. Bovee. 1993. Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8: 285-294.

Tyus, H.M. 1992. An instream flow philosophy for recovering endangered Colorado River fishes. *Rivers*, 3: 27-36.

Vostradovsky, J. 1973. *Freshwater fishes*. The Hamlyn Publishing Group Limited, London. 252 p.

10 DOCUMENTACIÓN FOTOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las siguientes figuras muestran los tramos y puntos de muestreo.

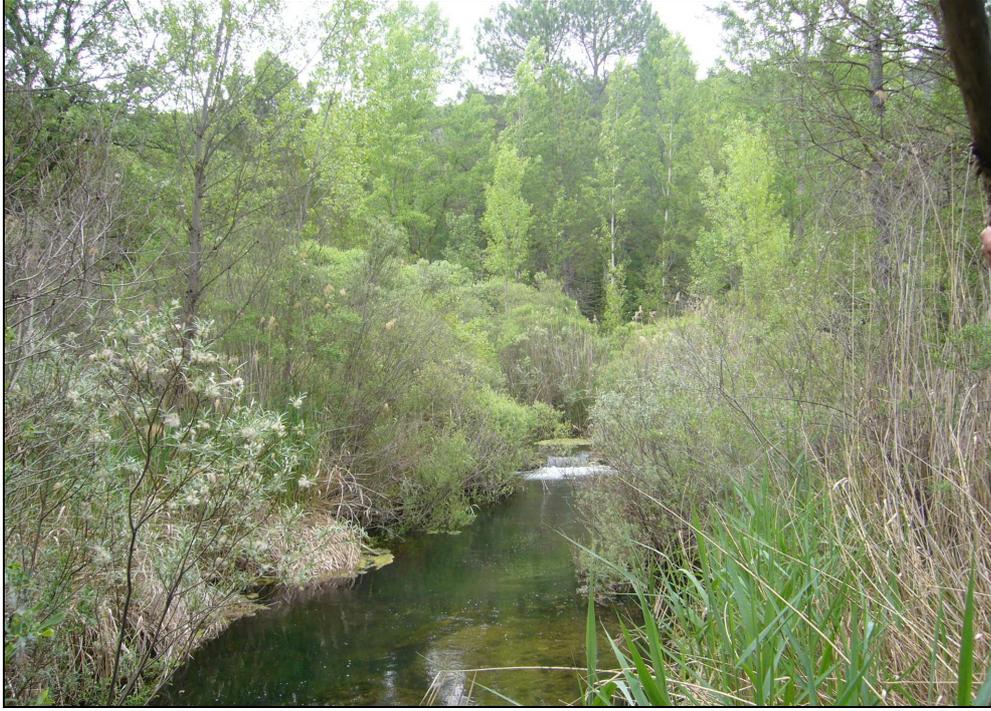


Figura 10-1. Cabriel alto. Tramo C1, Boniches.



Figura 10-2. Cabriel alto. Tramo C2, El Cañizar.



Figura 10-3. Azud de Cristinas en el río Cabriel (Cuenca), foto realizada en julio de 2005.

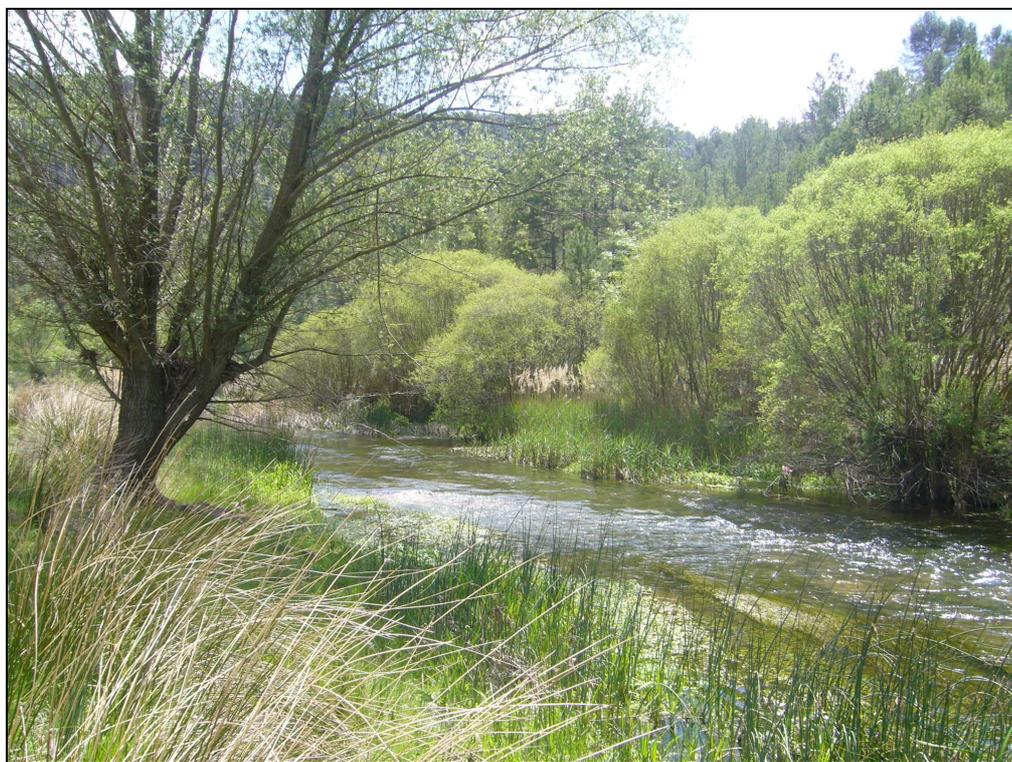


Figura 10-4. Cabriel alto. Tramo C3, Villar del Humo.



Figura 10-5. Cabriel alto. Tramo C4, Villora.



Figura 10-6. Imagen del embalse de Contreras en abril de 2006.



Figura 10-7. Imagen del azud de Mirasol, a poca distancia aguas debajo de la presa de Contreras.



Figura 10-8. Estación de aforo de la C.H.J. aguas abajo de la presa de Contreras y azud de Mirasol, aguas arriba del tramo C5, Hoces del Cabriel.



Figura 10-9. Cabriel bajo. Tramo C5, Hoces del Cabriel.



Figura 10-10. Cabriel bajo. Tramo C6, El Retorno.



Figura 10-11. Cabriel bajo. Tramo C7, Pelichán.



Figura 10-12. Cabriel bajo. Tramo C8, Casas del Río.



Figura 10-13. Rambla Caballero junto a su desembocadura en el río Cabriel (se encontraba seca en este último tramo).



Figura 10-14. Rambla Consolación (margen derecho del Cabriel) cerca de su desembocadura en el río Cabriel.



Figura 10-15. Río Magro. Tramo alto M1, Hortunas.



Figura 10-16. Río Magro. Tramo bajo M2, Llombai.



Figura 10-17. Río Mira



Figura 10-18. Río Pequeño Mijares