

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE LA SANTÍSIMA CONCEPCIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA
INGENIERÍA CIVIL EN BIOTECNOLOGÍA ACUÍCOLA



VELOCIDADES CRÍTICAS DE NADO DE *CHEIRODON GALUSDAE* Y *PERCILIA IRWINI*, A DISTINTAS TEMPERATURAS Y TALLAS
FRANCISCA SUSANA SANDOVAL MARTÍNEZ

INFORME DE PROYECTO DE TÍTULO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL EN BIOTECNOLOGÍA ACUÍCOLA

Profesor Guía : Catterina Sobenes Vennekool

Profesor Informante : Christian Díaz Peralta

Concepción, julio 2016

Agradecimientos

En primer lugar agradecer a mi familia por el apoyo, dedicación y esfuerzo que me han entregado, especialmente a mis padres Roxana y Luis, a mi hermano Nicolás, mis sobrinas Isidora y Sofía y a mis abuelos Rosa y Patricio.

A la Universidad Católica de Santísima Concepción y a los académicos que ayudaron en mi formación profesional durante el transcurso de mi carrera, en especial a mi profesora guía, Dra. Catterina Sobenes Vennekool, por su tiempo, dedicación y en especial por su apoyo. Al Profesor Christian Díaz por su orientación y apoyo.

Al proyecto DIN 10/14 de la Dirección de Investigación de la Universidad Católica de Santísima Concepción por el financiamiento de esta tesis.

A mis compañeros Seiji, Yael, Patricio, Jenifer, Alexis, y especialmente a Nicolás Luque por su ayuda y apoyo entregado en la realización de este trabajo.

Resumen

Las especies nativas pocha (*Cheirodon galusdae*) y carmelita (*Percilia irwini*) que habitan en los sistemas fluviales de la VIII Región, se encuentran en estado vulnerable de conservación y peligro de extinción, respectivamente. Los sistemas ribereños en que habitan estas especies de peces se encuentran fragmentados por obras civiles, lo que impide el libre desplazamiento de las especies nativas. Una solución para abordar el problema de conservación de las especies nativas, es el desarrollo de su acuicultura (conservación ex situ) y la construcción de paso para peces (conservación in situ). Con este tipo de obras se permitiría el traslado de los peces tanto aguas abajo como aguas arriba y viceversa, lo que permite atravesar obstáculos impuestos (obra civil).

Para ambas estrategias de conservación, es necesario el conocimiento de la autoecología de las especies, las cuales son escasas. En acuicultura, se debe disponer de una velocidad de flujo óptimo para el crecimiento de los peces. En el caso de paso para peces, en empresas chilenas que intervienen los sistemas fluviales la normativa exige que se generen medidas de mitigación para la conservación de las especies ícticas nativas. Para generar diseños apropiados para la acuicultura y de paso de peces es necesario conocer la velocidad crítica de nado (U_{crit}), ya que determinará su relación con el crecimiento de los peces y el diseño del flujo que dispondrá el paso para los peces debe presentar una velocidad menor a la velocidad crítica de nado de los peces.

La velocidad crítica corresponde a la velocidad que puede mantener un pez durante un período de tiempo determinado entregando una estimación aproximada de la velocidad de natación aeróbica máxima. Para evaluar esta velocidad, se recolectaron ejemplares de especies nativas (*P. irwini* y *C. galusdae*) en el Río Andalién (Puente N°5), en la época de otoño, invierno y primavera. Se determinaron las velocidades críticas de nado en *P. irwini* y *C. galusdae*, para 3 grupos de peces definidos según sus tallas (para Pochas G1 $\leq 4,0$ cm; $4,1 \leq G2 \leq 4,9$ cm y $G3 \geq 5,0$ cm; para Carmelitas G1: $\leq 3,9$ cm; $3,9 \leq G2 \leq 5,0$ cm y $G3 \geq 5,1$ cm) a distintas temperaturas (10, 15 y 20°C). Para ello se utilizó una cámara de nado

controlando el incremento de la velocidad del agua en función de la longitud del pez ($1,5 \cdot \text{largo del pez cm s}^{-1}$), en un intervalos fijo de 5 minutos.

Se encontró que la velocidad crítica presenta una correlación positiva con la talla de los peces y la temperatura del agua. Además, las $U_{\text{crít}}$ medias de los grupos de peces presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$), por tanto la talla y la temperatura del agua afectan directamente a la $U_{\text{crít}}$. La relación de la velocidad crítica con la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y talla (cm), se describe por especie para *C. galusdae* como $U_{\text{crít}} (\text{cm s}^{-1}) = -19,37 + \text{Temperatura } (^{\circ}\text{C}) \cdot 1,479 + \text{Talla (cm)} \cdot 13,589$ ($R^2 = 0,733$) y para *P. irwini* $U_{\text{crít}} (\text{cm s}^{-1}) = -38,983 + \text{Temperatura } (^{\circ}\text{C}) \cdot 1,884 + \text{Talla (cm)} \cdot 14,621$ ($R^2 = 0,879$).

Los resultados obtenidos, proporcionan conocimiento para el diseño de estructuras de tanques para la acuicultura, y para generar soluciones civiles para la conservación de estas especies, lo que implica un valioso aporte al conocimiento que favorezca a establecer estrategias para la conservación. Además, estos constituyen los primeros modelos estimados en especies nativas en Chile, conocimiento base para el diseño de estructuras de cultivo para el futuro diseño de pasos para peces.

Abstract

The native species pocha (*Cheirodon galusdae*) and carmelita (*Percilia irwini*) live in the river systems of the VIII Region, they are in vulnerable state of conservation and endangered, respectively. The riparians systems are fragmented by civil works and are preventing the free movement of native species. A solution to address the problem of conservation of natives species, it is the developing of its aquaculture (ex situ conservation) and the construction of fishway. With this type of work they will allow the transfer of the fish both downstream and upstream, allowing tax obstacles to cross (civil works).

For both conservation strategies, it is necessary the autecology knowledge of the species, which are few. In aquaculture, it must have an optimum flow rate for fish growth. In the case of fishway, in the Chilean companies that involved in intervention of the river systems their regulations require generate mitigation measures for the conservation of native fish species. To generate appropriate designs for aquaculture and the fish passage is necessary to know the critical swimming speed (U_{crit}), as it will determine their relationship to the growth of fish and the design flow available to the fish passage must present less than the critical speed of fish swimming speed.

The critical swimming speed corresponds to the speed that the fish can maintain for a period of time giving a rough estimate of the maximum aerobic swimming speed. To evaluate this speed, they were collected native species (*P. irwini* and *C. galusdae*) in Andalién River (Bridge N° 5), at fall, winter and spring. Were determined the critical swimming speeds in *P. irwini* y *C. galusdae*, for 3 fish groups defined according to their size (G1: $\leq 4,0$ cm; G2: 4,1-4,9 cm y G3: $\geq 5,0$ cm *C. galusdae* and G1: $\leq 3,9$ cm; G2: 3,9-5,0 cm y G3: $\geq 5,1$ cm *P. irwini*) and evaluated at different temperatures (10 , 15 and 20 ° C). For this, it was used a chamber swim and it was controlling of increasing the water speed depending on the length of the fish ($1,5 * \text{Fish lenght cm s}^{-1}$) at a fixed intervals of 5 minutes.

It was found that the critical speed is positively correlated with the size of fish and water temperature. Besides, the U_{crit} of fish groups showed significant differences ($p < 0,05$) in their averages, therefore the size and water temperature directly affect the U_{crit} . The relationship between the critical swimming speed with the water temperature (C°) and size (cm), as described by species, it can be described by species as: $U_{crit} (cm s^{-1}) = -19,37 + 1,479 * Temperature (^{\circ}C) + 13,589 * size (cm)$ ($R^2:0,733$) (*C. galusdae*) and $U_{crit} (cm s^{-1}) = -38,983 + 1,884 * Temperature (^{\circ}C) + 14,621 * size (cm)$ ($R^2:0,879$) (*P. irwini*).

The results provide knowledge that contributes to the tanks design of the aquaculture, and to generate solutions for the conservation of these species, which implies a valuable contribution to the knowledge that thus promote the conservation of these same. Besides, they are the first models estimated species native in Chile, it is base of the knowledge for the future design of fishways.

CONTENIDOS

	Pág.
AGRADECIMIENTOS	I
RESUMEN	II
ABSTRACT	IV
CONTENIDOS	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
ÍNDICE DE TABLAS	X
ÍNDICE DE ANEXOS	XI
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. JUSTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	3
1.2. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA	4
2. OBJETIVOS	5
2.1. OBJETIVO GENERAL	5
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
3. ESTADO DEL ARTE	6
3.1. PECES NATIVOS CONTINENTALES	6
3.2. LEGISLACIÓN	7
3.3. VELOCIDADES DE NATACIÓN	8
3.4. MEDIDA DE MITIGACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN <i>IN SITU</i>	9
3.5. VELOCIDADES DE FLUJO PARA CULTIVO DE PECES.....	10
3.6. VELOCIDADES DE NADO Y BIOTECNOLOGÍA	12
4. METODOLOGÍA	14
4.1. ÁREA DE ESTUDIO	14
4.2. CONSTRUCCIÓN Y MONTAJE DE SISTEMAS	14
4.3. RECOLECCIÓN DE PECES	17

4.4. ACLIMATACIÓN.....	20
4.5. METODOLOGÍA POR OBJETIVOS	23
4.5.1. <i>Objetivo específico 1</i>	23
4.5.2. <i>Objetivo específico 2</i>	26
4.5.3. <i>Objetivo específico 3</i>	30
5. RESULTADOS	33
5.1. OBJETIVO ESPECÍFICO 1	33
5.1.1. <i>Velocidad crítica de nado de C. galusdae</i>	33
5.1.2. <i>Velocidad crítica de nado de P. irwini</i>	34
5.2. OBJETIVO ESPECÍFICO 2	36
5.2.1. <i>Correlaciones para la velocidad crítica en C. galusdae</i>	36
5.2.2. <i>Anova multifactorial para la velocidad crítica en C. galusdae</i>	37
5.2.3. <i>Correlaciones para la velocidad crítica en P. irwini</i>	39
5.2.4. <i>Anova multifactorial para la velocidad crítica en P. irwini</i>	40
5.3. OBJETIVO ESPECÍFICO 3	42
5.3.1. <i>Modelo de velocidad crítica de C. galusdae</i>	42
5.3.2. <i>Modelo de velocidad crítica para Percilia irwini</i>	43
6. DISCUSIÓN.....	44
7. CONCLUSIONES.....	51
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
9. ANEXOS.....	63

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. (a) Pocha común (<i>Cheirodon galusdae</i>) y (b) Carmelita de Concepción (<i>Percilia irwini</i>).....	2
Figura 2. Sitio de muestreo, Río Andalién. Fuente: Modificado de Palma <i>et al.</i> , (2002) y Palma <i>et al.</i> , (2009).	14
Figura 3. (a) Distribución de sistema de acuarios, desagüe e ingreso de agua y (b) Desagüe general de los sistemas de acuarios.....	15
Figura 4. (a) Acuario con sustrato, filtros y aireación y (b) Estanque de acopio con agua declorada.....	16
Figura 5. (a) Estanque de acopio con agua fría y (b) Sistema de enfriamiento y recirculación de agua.....	17
Figura 6. Río Andalién, otoño 2015.....	18
Figura 7. (a) Pesca eléctrica (Halltech 2000) y (b) Autorización de pesca.....	18
Figura 8. Recolecta de peces en Río Andalién, 2015.	19
Figura 9. (a), (b) y (c) Recolección de peces, y (d) traslado.....	20
Figura 10. (a) Aclimatación de peces nativos en Laboratorio de Hidroecología UCSC y (b) Termómetro HOBO Pendant.....	21
Figura 11. (a) <i>C. galusde</i> y (b) <i>P. irwini</i> en condiciones de Laboratorio..	22
Figura 12. (a) Depósito de mortalidad codificada, (b) registro de longitud y (c) peso.....	22
Figura 13. Cámara de nado para realizar experimentos de capacidad de nado en peces nativos con sus dimensiones.	24
Figura 14. Aclimatación previa a la medición de velocidad crítica.....	24

Figura 15. Medición de la velocidad crítica de un ejemplar de <i>C. galusdae</i>	25
Figura 16. <i>C. galusdae</i> alcanzando su fatiga.	26
Figura 17. Velocidades críticas de nado de <i>Cheirodon galusdae</i> a 10, 15 y 20°C.	33
Figura 18. Velocidades críticas de nado de <i>Percilia irwini</i> a 10, 15 y 20°C.	35
Figura 19. Velocidades críticas medias para cada temperatura y grupo de talla, con desviación estándar para <i>Cheirodon galusdae</i>	38
Figura 20. Relación entre la velocidad crítica y los factores de estudio en <i>Cheirodon galusdae</i>	39
Figura 21. Velocidades críticas medias para cada temperatura y grupo de talla, con desviación estándar en <i>Percilia irwini</i>	41
Figura 22. Relación entre la velocidad crítica y los factores de estudio de <i>Percilia irwini</i> ..	42

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Descripción de especies nativas.	7
Tabla 2. Fechas de recolección de peces en Río Andalién (Puente N°5) y esfuerzo de pesca eléctrica.	19
Tabla 3. Grupo de peces, según talla y peso por grupo para <i>C. galusdae</i>	23
Tabla 4. Grupo de peces, según talla y peso por grupo para <i>P. irwini</i>	23
Tabla 5. Velocidades críticas medias con su desviación estándar de <i>Cheirodon galusdae</i>	34
Tabla 6. Velocidades críticas medias con su desviación estándar de <i>Percilia irwini</i>	35
Tabla 7. Correlación entre la velocidad crítica y los factores (talla y temperatura) de <i>Cheirodon galusdae</i>	36
Tabla 8. Correlación parcial de la de velocidad crítica por talla y temperatura para <i>Cheirodon galusdae</i>	37
Tabla 9. Anova multifactorial de velocidades críticas de <i>Cheirodon galusdae</i> para factores grupo y temperatura.	37
Tabla 10. Correlación entre la velocidad crítica y los factores (talla y temperatura) en <i>Percilia irwini</i>	39
Tabla 11. Correlación parcial de la de velocidad crítica por talla y temperatura para <i>Percilia irwini</i>	40
Tabla 12. Anova multifactorial de velocidades críticas de <i>Percilia irwini</i> para factores grupo y temperatura.	41
Tabla 13. Estimación de coeficientes del modelo de velocidad crítica para <i>Cheirodon galusdae</i>	43
Tabla 14. Estimación de coeficientes del modelo de velocidad crítica de <i>Percilia irwini</i>	44

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1. Medias y desviación estándar de las variables ambientales registradas por el Multiparámetro (HANNA HI 769828).....	64
Anexo 2. Calibración respirómetro mediante equipo Valeport.	64
Anexo 3. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Anova (<i>C. galusdae</i>).....	65
Anexo 4. Cumplimiento de supuesto de Homogeneidad para Anova (<i>C. galusdae</i>)	65
Anexo 5. Prueba <i>Post Hoc</i> para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Grupo de tallas para <i>C. galusdae</i>	66
Anexo 6. Prueba <i>Post Hoc</i> para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Temperatura del agua <i>C. galusdae</i>	66
Anexo 7. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Anova (<i>P. irwini</i>).....	67
Anexo 8. Cumplimiento de supuesto de Homogeneidad para Anova (<i>P. irwini</i>).....	67
Anexo 9. Prueba <i>Post Hoc</i> para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Grupo de tallas en <i>P. irwini</i>	68
Anexo 10. Prueba <i>Post Hoc</i> para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Temperatura del agua en <i>P. irwini</i>	68
Anexo 11. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Regresión lineal múltiple (<i>C. galusdae</i>).	69
Anexo 12. Cumplimiento de supuesto de Linealidad para Regresión lineal múltiple (<i>C. galusdae</i>).	69
Anexo 13. Cumplimiento de supuesto de Independencia para Regresión lineal múltiple (<i>C. galusdae</i>).	70

Anexo 14. Cumplimiento de supuesto de Homocedasticidad para Regresión lineal Múltiple (<i>C. galusdae</i>).....	70
Anexo 15. Cumplimiento de supuesto de No colinealidad para Regresión lineal múltiple (<i>C. galusdae</i>).....	71
Anexo 16. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Regresión lineal múltiple (<i>P. irwini</i>).....	71
Anexo 17. Cumplimiento de supuesto de Linealidad para Regresión lineal múltiple (<i>P. irwini</i>).....	72
Anexo 18. Cumplimiento de supuesto de Independencia para Regresión lineal múltiple (<i>P. irwini</i>).....	72
Anexo 19. Cumplimiento de supuesto de Homocedasticidad para Regresión lineal múltiple (<i>P. irwini</i>).....	73
Anexo 20. Cumplimiento de supuesto de No colinealidad para Regresión lineal múltiple (<i>P. irwini</i>).....	73
Anexo 21. Resumen de la velocidad crítica de natación (U_{crit}) de los salmónidos. Se indican rangos de tamaños de los individuos (CS: Chinook Salmon; SS: Sockeye Salmon; CT: Westslope Cutthroat Trout, CO: Coho Salmon, AS: Atlantic Salmon).....	74
Anexo 22. Diagrama Ombrotérmico, Estación Meteorológica de Concepción. Año 2003-2004.....	74

Abreviaturas

g: Gramos

cm: Centímetro

L: Litro

$U_{crít}$: Velocidad crítica de nado (cm/s)

CEM: Caudal ecológico mínimo (m³)

T: Temperatura (°C)

SDT: Sólidos totales disueltos (ppm)

OD: Oxígeno disuelto (ppm)

%OD: % Saturación de oxígeno disuelto

G: Grupos de tallas de peces

D.E: Desviación estándar

BL: Body length (Longitud del cuerpo)

SGR: Specific Growth rate (Tasa de crecimiento)

1. Introducción

Los peces que habitan los sistemas ribereños, han sido capaces de adaptarse a los cambios climatológicos que se han presentado los últimos años (Junk *et al.*, 1989), los que afectan directamente a los ríos, dado que los caudales se ven alterados tanto en la profundidad como en la velocidad de flujo (Lucas & Baras, 2000). Estos cambios reducen el acceso y disponibilidad de hábitat adecuados para cada especie. Además, todo tipo de intervenciones generadas por el hombre a los cuerpos de agua, influyen en la calidad y cantidad de agua, como también en la vegetación (Junk *et al.*, 1989).

Esto implica la necesidad de generar estrategias de conservación, ya sea mediante métodos de conservación *ex situ* (fuera del lugar) o *in situ* (en el lugar) (CONAMA, 1998), para lo cual es necesario el conocimiento base que permita implementar ambas estrategias de conservación (Sobenes *et al.*, 2012).

Las centrales hidroeléctricas, represas, embalses, canales de regadío, entre otras, son actividades que intervienen y fragmentan los sistemas ribereños, ya que, interfieren en los caudales, volúmenes de agua y principalmente afectan el libre desplazamiento de las especies, tanto aguas arriba como aguas abajo del río (Freeman *et al.*, 2001; De menorá *et al.*, 2005). Lo anterior repercute en la conservación y abundancia de especies, lo que genera un desequilibrio en las poblaciones de peces nativos (García de Jalon *et al.*, 1993; Habit & Parra, 2012; Kemp, 2012; Ortiz & Sandoval, 2008). En este caso, estrategias de conservación *in situ* son necesarias de manera de mitigar los impactos que el desarrollo de las intervenciones genera sobre las poblaciones de peces.

Para generar estrategias *ex situ* de la fauna íctica es requerido conocimiento base (Sobenes *et al.*, 2012), siendo necesario conocer las condiciones ambientales y la tecnología que soporte el desarrollo del cultivo (Ross *et al.*, 1995).

En Chile y en particular en la VIII Región, se encuentran dos especies pequeñas de peces nativas, *Cheirodon galusdae* (Figura 1a) y *Percilia irwini* (Figura 1b) que habitan el Río Andalién, Biobío, Itata, Loncimilla, Cautín y Estero Nonguén. Estos peces presentan pequeñas tallas (< 7 cm) y se encuentran en estado vulnerable de conservación y peligro de extinción (Campos, 1998; Vila & Habit, 2015), respectivamente. Por lo anterior, es necesario, generar estudios sobre estas especies nativas, principalmente por que no se cuenta con información base (Grossman *et al.*, 1998; Chiang *et al.*, 2012; Peredo *et al.*, 2009). Ambas especies se encuentran presentes en el Río Biobío y Andalién; con alto endemismo y distribución reducida (principalmente *P. irwini*). Ambas especies habitan en lugares someros con velocidades de corriente menores a $1,5 \text{ m s}^{-1}$ y profundidades hasta 0,8 m (Campos, 1998).

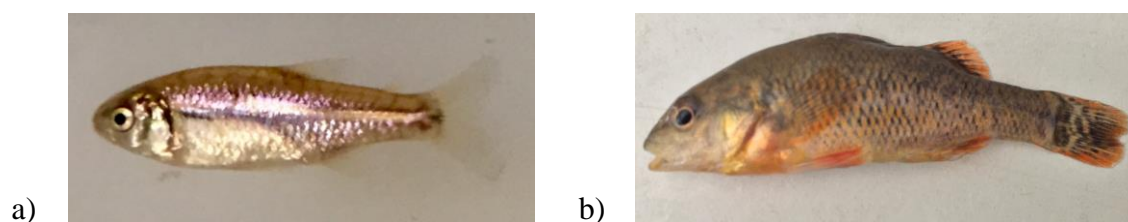


Fig. 1. (a) Pocha común (*Cheirodon galusdae*) y (b) Carmelita de Concepción (*Percilia irwini*). Fuente: Elaboración propia.

Para desarrollar soluciones tecnológicas que favorezcan el libre desplazamiento de los peces en ríos fragmentados, y por lo tanto favorecer a las estrategias de conservación *in situ*, es necesario determinar la velocidad crítica de nado (Peak, 2004), que corresponde a la velocidad máxima de natación aeróbica que puede mantener un pez durante un tiempo determinado de 2 a 60 minutos (Nelson *et al.*, 2002; Özbilgin *et al.*, 2011; Peake, 2004; Plaut, 2001). Esta se utiliza para implementar diseños y/o estrategias de estructuras que faciliten el paso de los obstáculos en el río (David & Hamer, 2012; Pompeu *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2012).

Para desarrollar la acuicultura de estas especies, y su conservación *ex situ*, se necesita conocer las velocidades del flujo de los sistemas de cultivo, para que permitan un crecimiento apropiado para la especie (Brown *et al.*, 2011; Ross *et al.*, 1995).

Ante un escenario de cambio climático global y el incremento de temperatura en los sistemas naturales, estas evaluaciones deben realizarse bajo diferentes condiciones de temperatura ambiental que permita tomar decisiones sobre las mejores condiciones para la fauna íctica (Green & Fisher, 2004; Cai *et al.*, 2014).

Planteamiento de Hipótesis:

Se espera que a mayor talla (cm) de las especies nativas y mayor temperatura del agua (°C), se encuentren mayores velocidades críticas de nado.

1.1. Justificación del problema

El déficit de energía eléctrica que presenta el país, ha contribuido a construir obras civiles en los ríos, con el fin de generar electricidad (David & Hamer, 2012; Pompeu *et al.*, 2012). En la Región del Biobío los sistemas ribereños se encuentran intervenidos y fragmentados por obras civiles (represas, centrales hidroeléctricas, canales de regadío e intervenciones humanas directas). Las especies nativas *C. galusdae* y *P. irwini* habitan esta cuenca hidrográfica, pero exclusivamente *P. irwini* se distribuye únicamente en la VIII Región (Campos, 1998); esta última se encuentra en peligro de extinción y *C.galusdae* en estado vulnerable de conservación (Libro Rojo de los vertebrados de Chile, CONAF 1993). Por ello, su abundancia se encuentra alterada negativamente, debido principalmente a la interrupción del libre desplazamiento (García de Jalon *et al.*, 1993; Habit & Parra, 2012; Kemp, 2012; Ortiz & Sandoval, 2008).

Actualmente, no se cuenta con conocimiento sobre las capacidades de nado de estas especies nativas (*C. galusdae* y *P. irwini*), que permita establecer estrategias para el

desarrollo de su cultivo o bien el diseños de estructuras civiles o estrategias de conservación *in situ* (Habit *et al.*, 2006; Sobenes *et al.*, 2012). La Ley de bases del medio ambiente, establece desarrollar estudios de línea base en especies nativas, para contribuir a su conservación (Habit *et al.*, 2006). Es por ello, que es necesario determinar las velocidades críticas de nado de especies nativas, ya que entregan al menos una estimación aproximada de la velocidad de natación aeróbica máxima en los peces (Özbilgin *et al.*, 2011), la que es utilizada en la construcción de obras para paso de peces, ya que, la velocidad del agua (m s^{-1}) que circula por una estructura de paso para peces, debe ser menor a la velocidad crítica de nado de la especie, para que estos individuos puedan atravesarlo (Peake, 2004). Los diseños de obras civiles desarrollados en diversos países como medidas de mitigación, corresponden a diseños de estructuras de paso para peces, tales como, ascensores, escaleras, ralentizadores, entre otras (Santos *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2012).

Además, han existido pocos intentos para el desarrollo del cultivo de estas especies, siendo necesario disponer de información para su desarrollo (Sobenes *et al.*, 2012).

Los factores considerados en la medición de las velocidades críticas de peces son: la especie, fisiología, comportamiento, tamaño de la aleta caudal, temperatura del agua, tallas, niveles de oxígeno, inanición, calidad de agua, entre otras variables (Ohlberger *et al.*, 2006; Plaut, 2000; Yanase *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2010; Zeng *et al.*, 2009). Por un lado, la temperatura del agua afecta significativamente a la velocidad crítica, como lo reporta Yu *et al.*, 2010 y, además es una variable que influye en las funciones fisiológicas y en el comportamiento de los peces (Yanase *et al.*, 2007). Por otro lado, el tamaño corporal (talla) tiene un efecto significativo sobre la fisiología, ecología y comportamiento de los animales y afecta significativamente la capacidad de la natación de peces (Brett, 1964; Yu *et al.*, 2010).

1.2. Delimitación del problema

El objetivo del estudio fue determinar las velocidades críticas de nado en las especies nativas *C. galusdae* y *P. irwini* considerando la temperatura y la talla de los peces, como

los factores a analizar en la influencia de las capacidades de nado. Para ello, previamente a la recolecta de las especies en el medio natural se gestionó un permiso de autorización a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura para realizar la recolección de las especies mediante pesca eléctrica en el Río Andalién, para la época de otoño, invierno y primavera (2015).

La experiencia de aclimatación, cultivo *ex situ* y experimentación, se realizó en el laboratorio de Hidroecología, en el cual, se cuenta con equipos tecnológicos para desarrollar la experiencia (respirómetro, chiller, bombas, acuarios, entre otros). Además, la velocidad máxima del respirómetro a probar fue de 1 m s^{-1} .

El tiempo estimado para realizar las mediciones de las velocidades críticas para las dos especies, fue de 4 meses. Los demás factores mencionados (fisiología, comportamiento, niveles de oxígeno, calidad de agua, etc.) que influyen en la investigación, no se consideraron, debido a que se espera realizar un estudio a priori de los factores más críticos y, además se debe contar con mayor tiempo y equipos especializados para sus análisis.

Para desarrollar la experiencia, fue necesario recolectar las especies a estudiar de un medio natural y aclimatarlas en condiciones de laboratorio. Además, fue necesario disponer de un respirómetro o cámara de nado, con el que se midieron las velocidades críticas de cada especie, según talla y a tres temperaturas establecidas (10, 15 y 20 °C).

2. Objetivos

A continuación se presentan los objetivos generales y específicos necesarios para el presente estudio.

2.1. Objetivo general

Determinar las velocidades críticas de nado en las especies nativas *Cheirodon galusdae* y *Percilia irwini*.

2.2. Objetivos específicos

- a. Determinar por cada especie las velocidades críticas según sus tallas y temperaturas del agua.
- b. Analizar las velocidades críticas a diferentes tallas y temperaturas del agua.
- c. Estimar un modelo de velocidad crítica para cada especie, en función de la talla y la temperatura del agua.

3. Estado del Arte

3.1. Peces nativos continentales

Las especies nativas presentes en el Río Biobío, *C. galusdae* y *P. irwini* se encuentran en estado vulnerable y peligro de extinción respectivamente, descrito en el libro rojo de los vertebrados de Chile (CONAF, 1993). *Percilia irwini* se distribuye únicamente en la VIII Región (Campos, 1998) y especie sólo se ha encontrado en los ríos de la cuenca del Biobío y en los lagos Laja, Icalma y Galletué (Campos, 1993). En cambio, *C. galusdae* se distribuye en las localidades de San Javier, río Loncomilla, Estero Nonguén; Coigue, río Biobío; Lautaro río Cautín, Laguna los Alpes Algol, Río Andalién (Salas *et al.*, 2012) (Tabla 1). La alimentación en vida silvestre de ambas especies es carnívora (macroinvertebrados) (Sobenes *et al.*, 2012).

Los usos de agua para la generación de obras civiles que intervienen los ríos del país (represas, centrales hidroeléctricas) e intervenciones humanas directas (alcantarillas, aguas servidas, residuos industriales, etc.) (David & Hamer, 2012; Pompeu *et al.*, 2012). Lo anterior, ha generado que las especies *P. irwini* y *C. galusdae* se vean alteradas, de una o todas las poblaciones locales de peces de un área impactada por barreras, por lo cual, los peces son incapaces de sobrepasar estos obstáculos (interrupción del libre desplazamiento), lo que conlleva a la pérdida de biodiversidad y provoca repercusiones en la estructura trófica y dinámica general del sistema acuático (García de Jalon *et al.*, 1993; Kemp, 2012). A nivel mundial, las obstrucciones en los cursos de agua han interferido en las rutas

migratorias de las especies de peces, lo que reduce el éxito del ciclo de vida y, a menudo se van eliminando especies de peces diádromos por completo de las cuencas hidrográficas (Williams *et al.*, 2012).

Tabla 1. Descripción de especies nativas.

	<i>P. irwini</i>	<i>C. galusdae</i>	Fuente
Talla (cm)	< 10	< 8	Arretia, G., 2003; Géry, J., 1977.
Distribución	Endémica: VIII Región (Lago Icalma y Galletue, Cuanca del Biobío, Andalién, Tubul-Raqui y Laguna Laja).	Endémica: VII, VIII y IX Región (San Javier, Río Loncimilla, Estero Nonguén, Coigue, Río Biobío, Río Cautín, Laguna Los Alpes, Río Andalién).	Campos, 1998. Mann, 1954.
Estado de Conservación	Peligro de extinción	Vulnerable	CONAF, 1993 (Libro rojo)
Alimentación	Carnívoro (macrovertebrados)	Carnívoro (macrovertebrados)	CONAF, 1993 (Libro rojo)

Fuente: Elaboración propia.

3.2. Legislación

La Ley de Bases del Medio Ambiente y su reglamento, establecen la necesidad de efectuar estudios de Línea base que permitan hacer una adecuada predicción de impactos, así como una efectiva propuesta de medidas de mitigación y/o compensación (Habit & Parra, 2012). Como estudio base se consideran las capacidades de nado, salto y del comportamiento, de las especies que se desea pasar (Mitchell, 1989). Para actividades civiles que intervienen sistemas fluviales, el propietario (represa, hidroeléctrica, embalse) debe efectuar un programa de siembra de las especies afectadas a objeto de mantener el nivel original de sus poblaciones, en ambos lados de la obra, o alternativamente construir estructuras de pasos para peces que permitan dichas migraciones (Habit & Parra, 2012). Son escasos los estudios que relacionan los distintos impactos con sus efectos a escala poblacional.

Actualmente, no se cuenta con conocimiento sobre las capacidades de nado de estas especies nativas (*C. galusdae* y *P. irwini*), que permitan establecer diseños de estructuras civiles (Habit *et al.*, 2006).

3.3. Velocidades de natación

Las capacidades de nado de los peces se clasifican en tres categorías: sostenida, prolongada y de aceleración (Beamish, 1978). La velocidad de nado sostenida es la que puede ser mantenida por largos períodos (> 200 minutos) sin interrupción en condiciones anaeróbicas. La natación prolongada requiere de condiciones anaeróbicas, pero es de menor duración (20 segundos - 200 minutos) y termina en la fatiga de los peces (Beamish, 1978). Finalmente, la natación de aceleración es la velocidad más alta que pueden alcanzar los peces y sólo puede mantenerse por períodos de tiempo menores a 20 segundos (Beamish, 1978). La velocidad crítica de nado ($U_{\text{crít}}$) es aquella que puede mantenerse durante un período de tiempo determinado, que puede ser de 2 minutos a 60 minutos, aunque los valores más comunes son de 20 minutos (Nelson *et al.*, 2002; Peake, 2004; Plaut, 2001) y entrega al menos una estimación aproximada de la velocidad de natación aeróbica máxima en los peces (Özbilgin *et al.*, 2011). Además, la velocidad crítica de natación se utiliza con frecuencia para evaluar los efectos de diferentes factores sobre la capacidad de nado de peces, por lo general con el fin de predecir sus efectos ecológicos sobre los peces en su hábitat (Plaut, 2001), ya que puede influir fuertemente en la capacidad de un pez para obtener alimentos, encontrar pareja, evitar condiciones desfavorables, refugio, etc. (Drucker, 1996).

Diversas metodologías experimentales y métricas se utilizan para cuantificar el rendimiento de natación y el comportamiento, para definir criterios realistas a través de la necesidad de investigar la respuesta de la población (Williams *et al.*, 2012). La velocidad crítica de nado ($U_{\text{crít}}$) es una categoría especial de la velocidad prolongada y se determina de acuerdo a Brett (1964) (ver ecuación 1).

$$U_{\text{crít}} = U_i + [U_{ii} (T_i / T_{ii})] \text{ Ec. (1)}$$

Donde, U_i : última velocidad alcanzada (cm s^{-1}); U_{ii} : incremento de velocidad (cm s^{-1}); T_i : Tiempo de fatiga (minutos); T_{ii} : Intervalo de tiempo definido (minutos). El incremento de la velocidad del agua (cm s^{-1}) se determina en función de la longitud del pez ($1 \cdot \text{largo del pez cm s}^{-1}$), en un intervalo fijo de minutos (Plaut, 2001).

La velocidad crítica de natación varía en los peces según la especie, fisiología, comportamiento, tamaño de la aleta caudal, temperatura del agua, tallas, niveles de oxígeno, calidad de agua, entre otras variables (Ohlberger *et al.*, 2006; Plaut, 2000; Yanase *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2010; Zeng *et al.*, 2009). Por su parte, la temperatura del agua afecta significativamente a la $U_{\text{crít}}$, como lo reportan Yu *et al.*, (2010) y Yanase *et al.*, (2007), debido a que la velocidad crítica de natación aumenta a medida que la temperatura aumenta. Esta relación entre la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y la velocidad crítica de natación ($U_{\text{crít}}$, cm s^{-1}) puede ser descrito por un modelo lineal para cada especie (Yu *et al.*, 2010). Las variaciones de la temperatura presentan un efecto sobre las capacidades de nado, comportamiento, crecimiento y metabolismo (Beamish, 1978; Zeng *et al.*, 2009). La talla tiene un efecto significativo sobre la fisiología, ecología y comportamiento de los animales y afecta significativamente la capacidad de la natación de peces (Brett, 1964; Yu *et al.*, 2010). Además de que existe una correlación positiva entre el tamaño y la capacidad de nado (Webb & Gerstner, 2000). La medición de la velocidad crítica, se realiza en una cámara de nado, respirómetro o similar, en la cual, se sigue un protocolo descrito por varios autores (Brett, 1964; Plaut, 2000; Plaut, 2001; Yu *et al.*, 2010; Zeng *et al.*, 2009). Por otro lado, se cuenta con información base para la mantención de peces nativas dulceacuícolas en cautiverio (Sobenes *et al.*, 2012), lo que permite su mantención en Laboratorio (*ex situ*).

3.4. Medida de mitigación para la conservación *in situ*

Las medidas de mitigación que se han desarrollado por diversos países en los últimos años, corresponden a diversos diseños de estructuras y estrategias de paso para peces (Santos *et*

al., 2012; Williams *et al.*, 2012), con el objetivo de permeabilizar las estructuras civiles, y así, permitir la distribución de los peces, tanto, aguas hacia arriba como aguas hacia abajo, esto con el fin de aminorar los impactos a la fauna nativa y así además obtener una diversidad genética de las especies (Kemp, 2012). Ha sido difícil hasta ahora discernir efectos genéticos claros a causa de la construcción de represas, debido a lo reciente del aislamiento, aunque existe evidencia de tales cambios (Gollman *et al.*, 1998).

En dichas estructuras de paso diseñadas se encuentran: esclusas, ascensores, escaleras (Pompeu *et al.*, 2012), ralentizadores (fondo, denil o Alaska). Es importante destacar que la solución que se diseñe (obra civil) como medida de mitigación, sólo es efectivo cuando se tiene información base (capacidades de nado, salto y del comportamiento), de las especies que se desea pasar (David & Hamer, 2012). Los resultados obtenidos de las investigaciones sugieren que el desarrollo de escalas para peces, requieren de conocimiento biológico de comportamiento de peces, cuando se enfrentan a flujos variables, velocidad y turbulencia, combinadas con conocimiento y experiencia en ingeniería hidráulica y civil para desarrollar instalaciones adecuadas para cada especie (Williams *et al.*, 2012).

La velocidad críticas de las especies en cuestión, se utilizan en la construcción de obras para paso de peces, ya que la velocidad del agua (m s^{-1}) que circula por una estructura de paso para peces, debe ser menor a la velocidad crítica de nado de la especie, para que estos individuos puedan atravesarla (Peake, 2004).

3.5. Velocidades de flujo para cultivo de peces

El agotamiento de las poblaciones silvestres de la pesca, el aumento de la población mundial, la continua demanda de pescados para el consumo humano, y el comercio internacional ha impulsado la expansión de la acuicultura en las últimas décadas. La acuicultura ha sido principalmente desarrollada en ambientes costeros valiosos y fértiles, como también el cultivo de peces en tierra, principalmente en estanques de diversos diseños, lo que ha causado cambios a gran escala en el uso del suelo, la destrucción y

pérdida de humedales costeros, como también la contaminación de aguas y suelos (Ottinger *et al.*, 2016). La importancia del estudio hidrodinámico en sistemas confinados consiste en definir las condiciones hidráulicas de la entrada y salida del flujo, que afectan a la velocidad de recirculación del agua y la sedimentación de partículas (García *et al.*, 2014). Si se controlan de forma adecuada estos parámetros, se puede lograr una distribución homogénea de los peces que, en consecuencia, garantiza el uso óptimo del volumen de agua (Duarte *et al.*, 2004). Además, determinando la velocidad de flujo, se puede optimar la remoción de sólidos de forma natural (por sedimentación).

La acuicultura requiere producir peces que se encuentren en buena forma física (es decir, tener la capacidad de mantener la homeostasis en condiciones cambiantes y resistir a diversas enfermedades). Para los peces, la natación es una característica esencial que está íntimamente ligada a su capacidad de desarrollarse, sobrevivir, crecer y reproducirse con éxito. Las actuales condiciones de cultivo no permiten que los peces desarrollen plenamente su comportamiento normal de natación. Por lo tanto, los peces de cultivo no pueden experimentar los beneficios fisiológicos de la natación en comparación a sus contrapartes silvestres. La natación se representa como una herramienta en la acuicultura para mejorar el crecimiento, la salud, el bienestar y la calidad de la carne (Jobling *et al.*, 1993; Davison, 1997; Palstra & Planas, 2013). La importancia de la natación en cultivos de salmones en agua dulce, radica en el efecto que tiene el flujo del agua que pasa a través de las branquias por unidad de tiempo, por lo que el movimiento del animal es fundamental para la oxigenación de su sistema, pudiéndose medir a través de los movimientos operculares (frecuencia respiratoria) y su amplitud, proporcionándoles un índice de la actividad respiratoria (Martins *et al.*, 2012). El nivel de ejercicio de los peces cultivados es óptima a la velocidad de natación donde los peces presentan beneficios sin presentar pérdidas de energía en el comportamiento agresivo (a velocidades que son demasiado bajas) o el uso excesivo de energía para la natación (a velocidades que son demasiado altas). Los efectos de la natación óptima pueden incluir: 1) Mejora de la eficiencia de la alimentación, las tasas de crecimiento y la masa muscular esquelética; 2) Cambios en la composición muscular que origina más alta calidad de la carne; 3) Aumento de la

supervivencia por mayor robustez o aptitud; 4) El aumento del bienestar por el bajo nivel de estrés; 5) Aumento de la capacidad inmune, y 6) Control de la reproducción (Herbert, 2013).

Tales efectos se demuestran en varios estudios, por ejemplo Arbaláez-Rojas & Morales (2011) evalúan los efectos de cuatro velocidades del agua (0,0; 1,0; 1,5; 2,0 y 2,5 BL s⁻¹) en el crecimiento, composición corporal y el perfil hematológico en juveniles de *Brycon amazonicus*, obteniendo el óptimo crecimiento en las velocidades de flujo de agua de 1,0 y 1,5 BL s⁻¹. En las especies *Polyprion oxygeneios* y *Seriola lalandi* se obtuvo un incremento del SGR por sobre los controles estáticos (0,0 y 0,25 BL s⁻¹) en el rango de 0,5-0,75 BL s⁻¹ (Brown *et al.*, 2011; Khan *et al.*, 2014), por lo tanto, el crecimiento de los peces puede ser inducido por la natación (ejercicio) y, además puede implicar una mejora en la eficiencia alimenticia para la acuicultura (Arbaláez-Rojas & Morales, 2011; Brown *et al.*, 2011; Faria *et al.*, 2011; Jobling *et al.*, 1993; Khan *et al.*, 2014).

Así mismo, se pueden considerar a las características del nado, a través de saltos, velocidad, posicionamiento, circularidad del nado, lo que se complementa con la velocidad del flujo del agua del estanque, que en su conjunto tiene efectos contra el sedentarismo y estimula el ejercicio del animal, evitando el daño producido por el estrés oxidativo que afecta directamente al sistema inmune (Martins *et al.*, 2012).

3.6. Velocidades de nado y biotecnología

Los peces transgénicos han sido creados para mejorar el crecimiento, resistencia a enfermedades, supervivencia en zonas extremas y se ha alterado el color de la carne (Dunham & Winn, 2014). La aceleración del crecimiento puede causar muchos cambios pleiotrópicos a la morfología, la fisiología celular del organismo e inmunología, y el comportamiento, cada uno de los cuales pueden afectar a la viabilidad del organismo en cultivo o condiciones naturales (Devlin, 2011).

La especie *Cyprinus carpio* mejorado genéticamente con la hormona de crecimiento, le afecta significativamente la morfología de los eritrocitos y los patrones de respuesta hematológica al ejercicio exhaustivo, especialmente para el metabolismo de los lípidos. Se requiere de una mayor dependencia de los triglicéridos y de una mayor superficie de eritrocitos que permitan que la carpa transgénica se recupere tras un ejercicio exhaustivo y, por lo tanto, sus capacidades de nado se ven negativamente afectadas (Deliang *et al.*, 2011). Los salmones transgénicos (*Salmo salar*) mejorados con la hormona del crecimiento, tienen un consumo de oxígeno más alto durante las condiciones de cultivo y durante la actividad de natación forzada, en relación con los peces de control no transgénicos. Sin embargo, las velocidades críticas de natación no difieren entre un salmón transgénico y no transgénico (Stevens *et al.*, 1998).

En los peces, la inducción de la triploidía se utiliza principalmente para evitar los problemas asociados con la maduración sexual tales como menores tasas de crecimiento y el aumento de la incidencia de enfermedades (Piferrer *et al.*, 2009). La trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) triploide presenta una disminución de la capacidad aeróbica de natación, ya que presenta una disminución de hematocritos y un aumento de concentración de lactato en el plasma sanguíneo, lo cual permite la acumulación de desechos anaerobios, sin embargo, estos cambios no se presentan en las truchas arcoíris diploides (Dunham, 2004).

En cambio, los salmones (*Oncorhynchus kisutch*) diploides versus los triploides presentan una capacidad aeróbica similar, sin embargo, estos últimos presentan niveles menores de hemoglobina lo que indica un menor transporte de oxígeno (Maxime, 2008). Una reducción del oxígeno en la sangre disminuye los niveles de las velocidades críticas de natación, es decir, los peces triploides presentan velocidades críticas de nado menores que los peces diploides (Small & Randall, 1989). Además, en alevines parr triploides se ha reportado daños en las aletas, lo que indica un comportamiento anormal de natación, por ende ésta erosión es de gran interés debido a su potencial de impacto sobre la supervivencia y la percepción del bienestar (Piferrer *et al.*, 2009).

4. Metodología

4.1. Área de estudio

La experiencia de investigación se desarrolló en el Laboratorio de Hidroecología de la Universidad Católica de la Santísima Concepción. Las especies nativas se recolectaron en el Río Andalién, en el sector de estudio señalado en la Figura 2 (Ruta 148, km. 18, Puente N°5) en las coordenadas $36^{\circ}48'55,612''\text{S}$ $72^{\circ}51'21,112''\text{W}$.

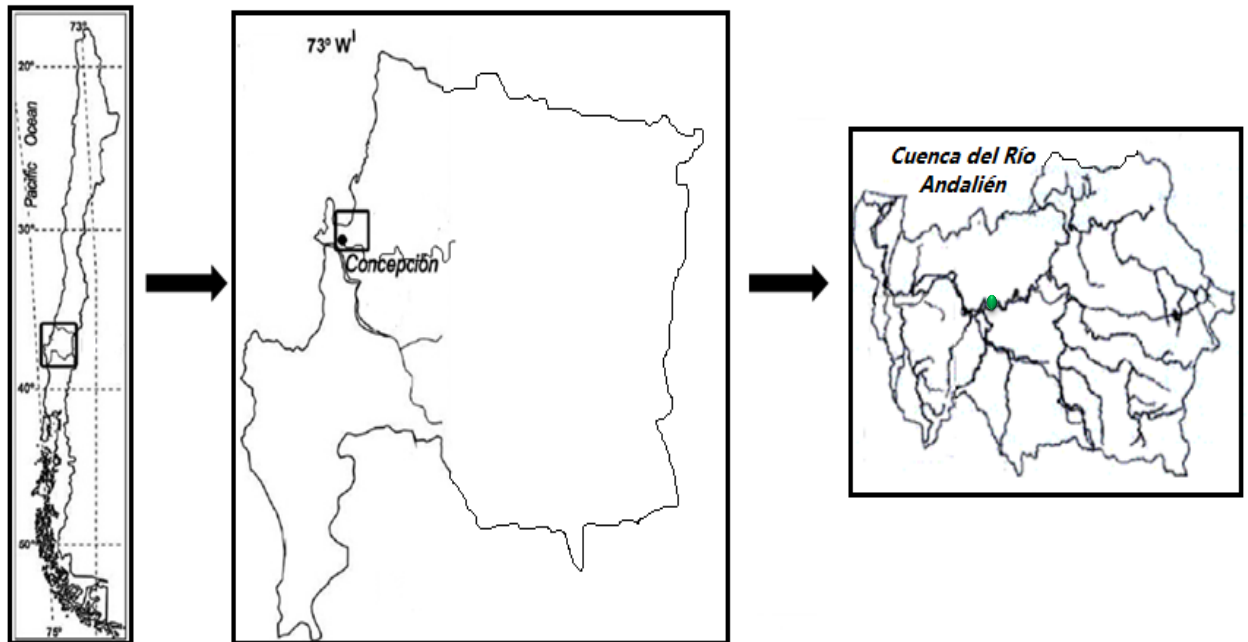


Fig. 2. Sitio de muestreo, Río Andalién. Fuente: Modificado de Palma *et al.*, (2002) y Palma *et al.*, (2009).

4.2. Construcción y montaje de sistemas

Para llevar a cabo las experiencias se habilitaron acuarios (cajas de polipropileno de 28L). En cada acuario se construyó una salida de agua en el nivel inferior, cuya flujo de salida es controlado mediante una válvula bola que se acopla a una línea de desagüe construida con

tubo de PVC sanitario (diámetro de 40 mm) (Figura 3a), completando un total de 4 líneas de desagües y cada línea cuenta con un máximo de 6 acuarios. Las cuatro líneas de desagües se unen a un único desagüe que desemboca en el alcantarillado del Laboratorio (Figura 3b).

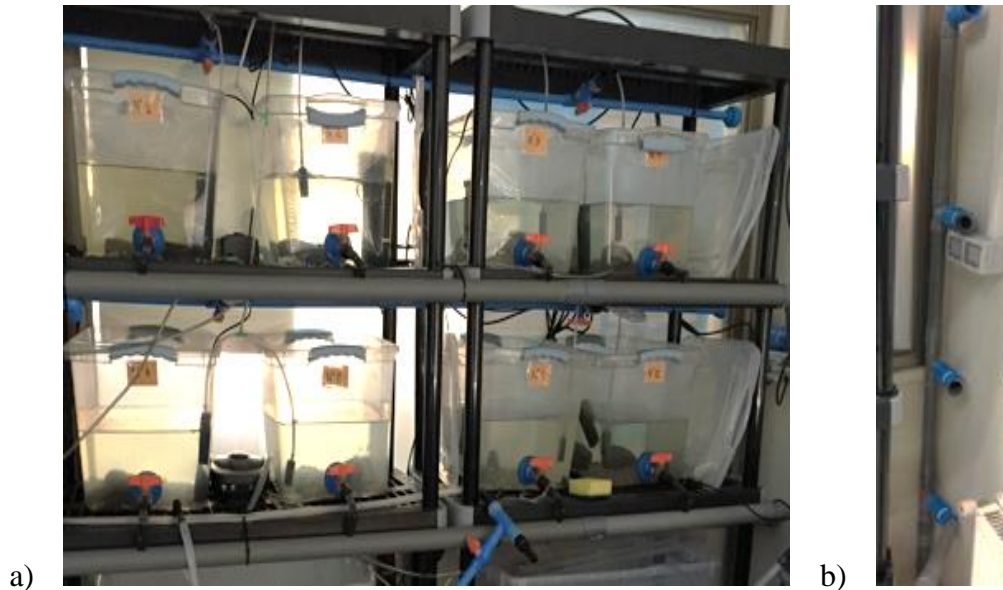


Fig. 3. (a) Distribución de sistema de acuarios, desagüe e ingreso de agua y (b) Desagüe general de los sistemas de acuarios. Fuente: Elaboración propia.

Para el ingreso de agua a los acuarios se utilizó una bomba sumergible (Pump HJ-1542) en un estanque de acopio con agua potable declorada. Se construyó un ingreso controlado mediante tubos de PVC (diámetro 20 mm), válvulas de bola y mangueras, donde se consideró un ingreso de agua por cada 2 acuarios, completando así un total de tres ingresos por cada línea de sistema de acuarios (contiene 6 acuarios). Posterior a la construcción e implementación de los sistemas, se numeraron todos los acuarios (1 al 12) con el fin de mantener un orden y distribución posterior de peces.

Cada acuario contenía sustrato (grava, piedras y arena), refugios (tubos de PVC) para que las especies puedan esconderse, aireación constante (Sera precision air 550r plus), filtro

biológico (Sera Bionitrivec) y mecánico (Sunsun HJ-611B) (Figura 4a). El agua utilizada en los sistemas correspondió a agua potable declorada mediante aireación durante 24 horas (Figura 4b). Para montar y madurar los sistemas de cultivo, se consideró la información base de Sobenes *et al.*, 2012, para la mantención de peces nativos dulceacuícolas en cautiverio, por lo que cada acuario debía estar disponible y en condiciones adecuadas para la llegada de los peces.

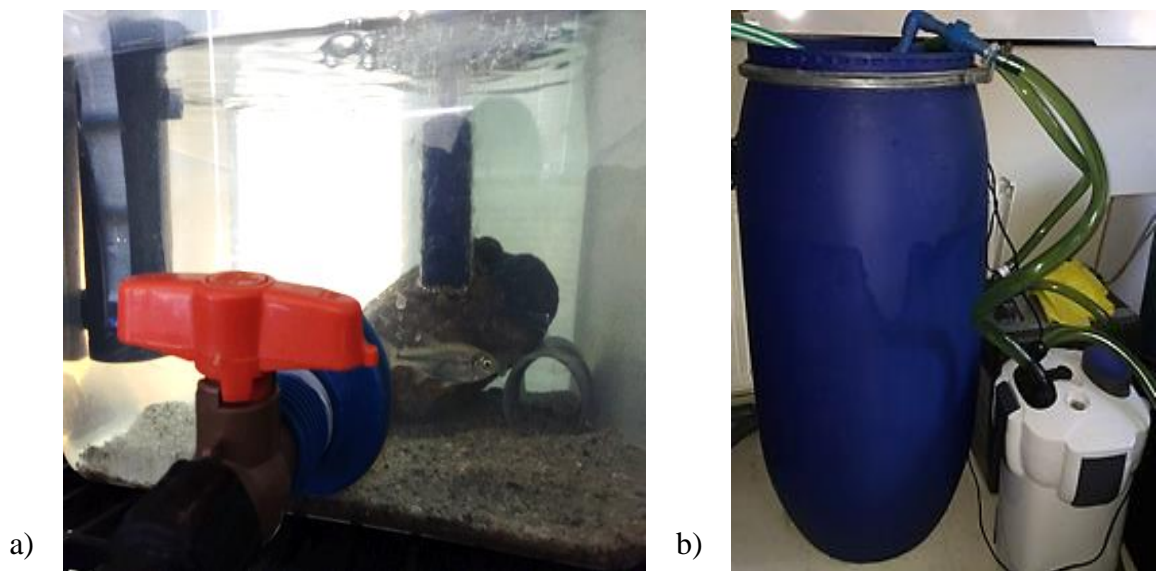


Fig. 4. (a) Acuario con sustrato, filtros y aireación y (b) Estanque de acopio con agua declorada. Fuente: Elaboración propia.

Las temperaturas de agua a evaluar fueron 10, 15 y 20 °C. Por lo que se debió montar un sistema de enfriamiento de agua, mediante un enfriador de agua (Sunsun HYH-0.25D-D de 0,5 Hp) (Figura 5a), para así disminuir gradualmente la temperatura del agua en los acuarios hasta llegar a la deseada para la posterior medición de la velocidad crítica. Se construyó un sistema de recirculación de agua, en el cual se utilizó un estanque de acopio (recibe efluentes de los acuarios) y éste se conectó al enfriador.

El agua que se encontraba en el estanque de acopio se enfrió a la temperatura deseada y éste a su vez, por medio de una bomba sumergible se ingresó el agua fría y fresca a cada acuario en sentido contra-reloj. Se consideraron 4 acuarios en el sistema de enfriamiento, 1 estanque de acopio, 1 chiller y 2 bombas sumergibles (Figura 5b).

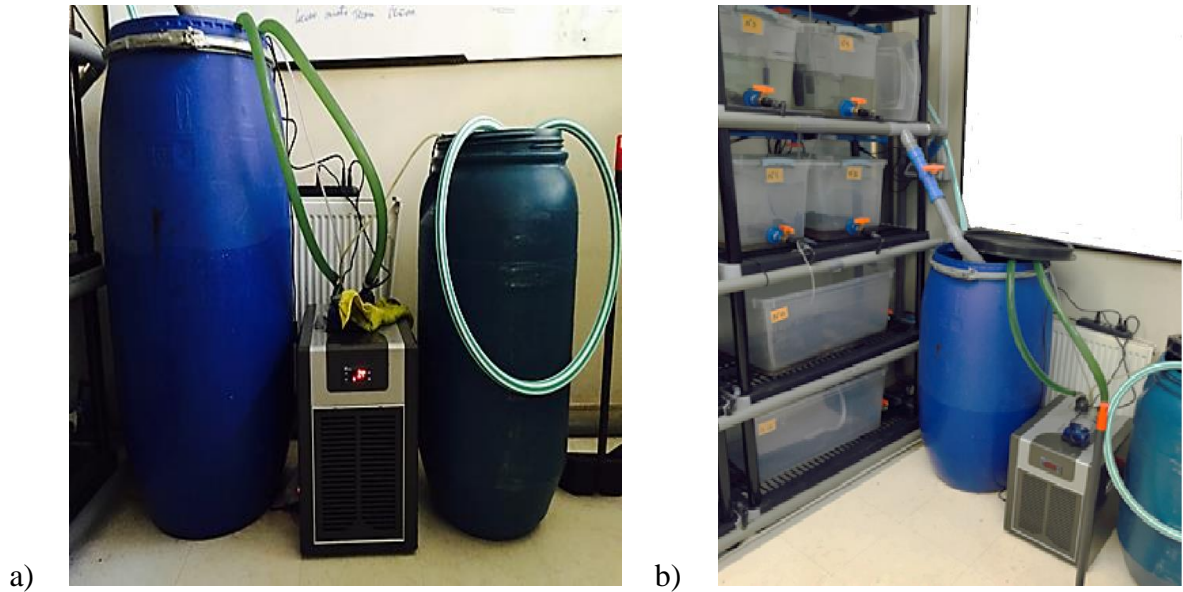


Fig. 5. (a) Estanque de acopio con agua fría y (b) Sistema de enfriamiento y recirculación de agua. Fuente: Elaboración propia.

4.3. Recolección de peces

Se recolectaron ejemplares de *C. galusdae* y *P. irwini* en el Río Andalién (Figura 6), donde sus poblaciones eran abundantes (Figura 9a), mediante pesca eléctrica (Halltech 2000) (Figura 7a y Tabla 2), para proceder a la captura de las especies nativas es necesaria una Autorización de Pesca Investigación (Reso. Ex. N°3542 del 2014) (Figura 7b).



Fig. 6. Río Andalién, otoño 2015. Fuente: Elaboración propia.



a)

b)

MINISTERIO DE ECONOMIA
FOMENTO Y TURISMO
SUBSECRETARIA DE PESCA Y ACUICULTURA
PIV 233-2014 SISTEMAS LACUSTRES
REGION DEL BFO, VIII REGION



AUTORIZA A CATERINA SOBENES VENNEKOO
PARA REALIZAR PESCA DE INVESTIGACION QUE
INDICA.

VALPARAISO, 24 DIC. 2014

R. EX. N° 3542

Fig. 7. (a) Pesca eléctrica (Halltech 2000) y (b) Autorización de pesca.
Fuente: Elaboración propia y Catterina Sobenes V.

Tabla 2. Fechas de recolección de peces en Río Andalién (Puente N°5) y esfuerzo de pesca eléctrica.

Fecha	Esfuerzo de captura (segundos)	Especie Recolectada
3 Diciembre 2014	1.165	<i>C. galusdae</i> y <i>P. irwini</i>
21 Enero 2015	2.963	<i>C. galusdae</i> y <i>P. irwini</i>
28 Abril 2015	3.105	<i>C. galusdae</i>
3 Septiembre 2015	4.637	<i>P. irwini</i>
6 Noviembre 2015	3.033	<i>P. irwini</i>
10 Noviembre 2015	1.835	<i>P. irwini</i>

Fuente: Elaboración propia.

Los individuos recolectados en terreno (Figura 8 y Figura 9a, b), fueron trasladados en un recipiente con la misma agua del Río al lugar de aclimatación (Figura 9c, d).



Fig. 8. Recolecta de peces en Río Andalién, 2015. Fuente: Paulina Gutiérrez.

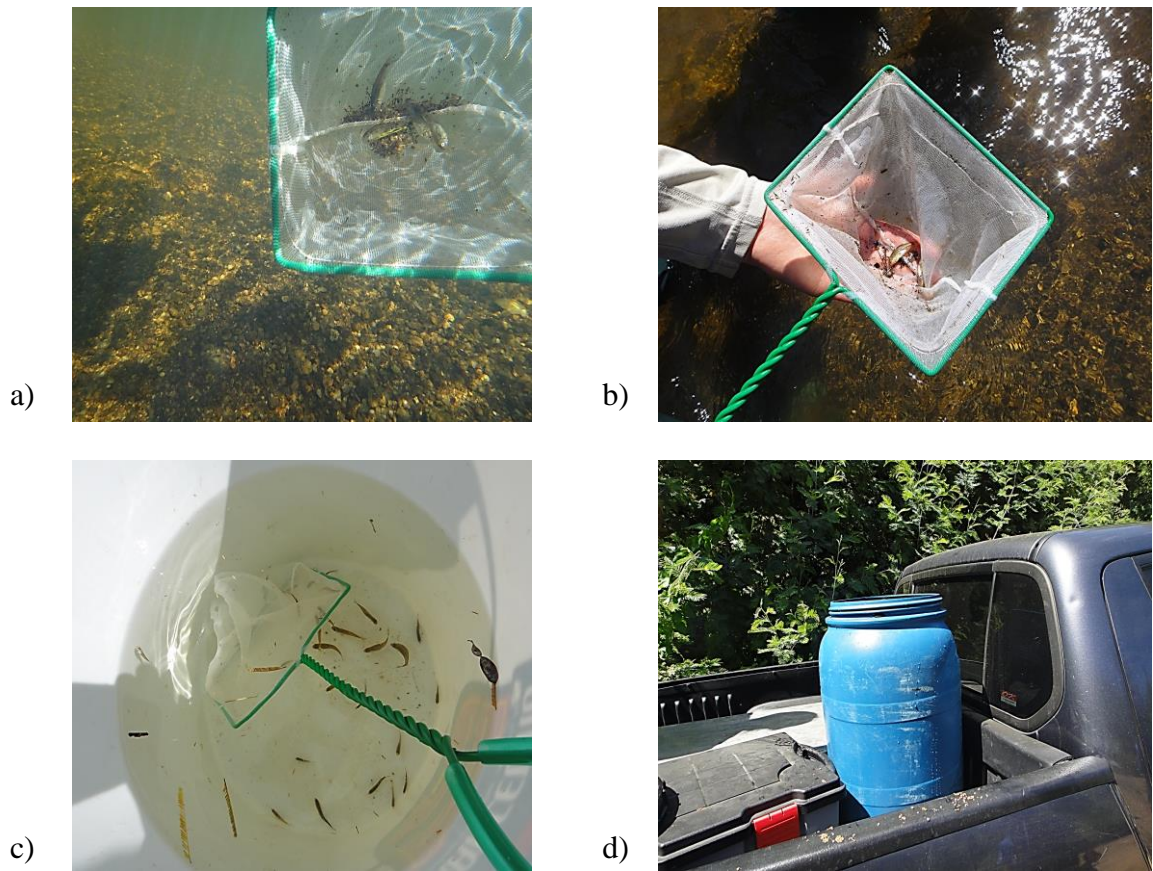


Fig. 9. (a), (b) y (c) Recolección de peces, y (d) traslado. Fuente: Nicole Díaz.

4.4. Aclimatación

Una vez en el Laboratorio de Hidroecología de la Universidad Católica de la Santísima Concepción se aclimataron en un recipiente común con aireación constante y volumen de agua (70% del agua del río y 30% con agua de acuarios), por al menos 4 horas y luego se agregó más volumen de agua de los acuarios para su posterior traslado a estos (Figura 10a).

Para el registro periódico de la temperatura del agua se instalaron dos termómetros HOBO (Figura 10b), uno en el agua y otro en el ambiente en una etapa inicial, luego se trasladó un termómetro al sistema de enfriamiento para mantener la temperatura controlada.

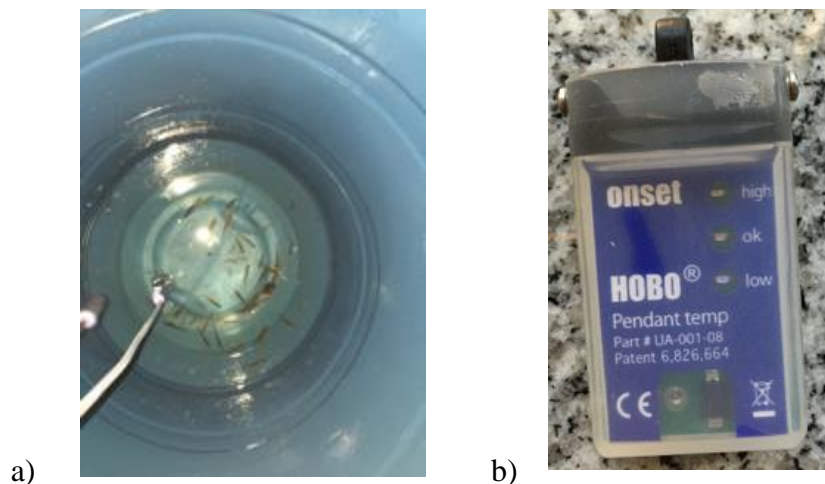


Fig. 10. (a) Aclimatación de peces nativos en Laboratorio de Hidroecología UCSC y (b) Termómetro HOBO Pendant. Fuente: Elaboración propia.

Cada pez fue identificado y codificado según a la especie que corresponde, ya sea *C. galusdae* o *P. irwini*, cuantificados y clasificados según talla, para ser ubicados en los acuarios de 28 litros. Según la especie se distribuyeron en los acuarios a una densidad máxima de 5 individuos por acuario, habilitados con filtro mecánico y biológico, aireación constante (Sobenes *et al.*, 2012). Durante la aclimatación (Figura 11a, b), los peces no fueron manipulados para pruebas durante dos semanas, como tampoco se alimentaron durante los primeros cinco días.

Diariamente se limpiaron acuarios y semanalmente se recambió el agua en un 20% con respecto al volumen útil total, con el fin de controlar las variables físico-químicas, como también se limpiaron los filtros mecánicos y piedras difusoras.

Luego de transcurrir cinco días sin alimentación, se inició la alimentación a saciedad, en la cual se administró alimento vivo *Enchitreas*, que fueron cultivadas con tierra de hoja (humus) paralelamente con la experiencia. Posteriormente, la alimentación varió a alimentos deshidratados, considerando *Enchitreas* secas (tubifex), hojuelas e incluso micro-pellets.

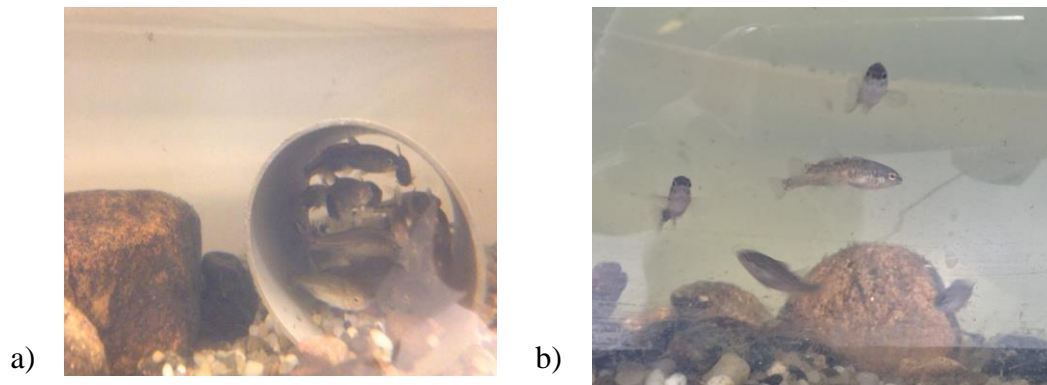


Fig. 11. (a) *C. galusde* y (b) *P. irwini* en condiciones de Laboratorio.
Fuente: Elaboración propia.



Fig. 12. (a) Depósito de mortalidad codificada, (b) registro de longitud y (c) peso.
Fuente: Elaboración propia.

La mortalidad se codificó según: especie, talla y peso. Se almacenaron en un frasco con alcohol, previamente codificados y envueltos en papel de aluminio, para futuros análisis (Figura 12a).

Una vez transcurridas las dos semanas de aclimatación, se procedió a registrar la longitud total (talla) con una huincha de medir ($\text{cm} \pm 0,01$) (Figura 12b) y el peso de cada individuo de *C. galusdae* mediante una balanza digital ($\text{gr} \pm 0,005$) (Figura 12c). Posteriormente, se definieron tres grupos de peces según sus tallas, para cada especie (Tabla 3 y 4), considerando 15 tallas distintas para realizar 3 réplicas de cada talla por cada temperatura del agua (10, 15 y 20 °C).

Tabla 3. Grupo de peces, según talla y peso por grupo para *C. galusdae*.

Grupo	Rango de Talla (cm)	Peso medio (gr)	N° Individuos		
			10 °C	15°C	20°C
1	≤ 4,0	0,78 ± 0,31	4	4	7
2	4,1-4,9	1,06 ± 0,32	6	6	4
3	≥ 5,0	1,56 ± 0,27	5	5	4

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Grupo de peces, según talla y peso por grupo para *P. irwini*.

Grupo	Rango de Talla (cm)	Peso medio (gr)	N° Individuos		
			10 °C	15°C	20°C
1	≤ 3,9	0,37 ± 0,09	6	6	6
2	4,0-5,0	0,95 ± 0,24	3	3	3
3	≥ 5,1	1,81 ± 0,28	6	6	6

Fuente: Elaboración propia.

Las variables O₂, %OD, SDT, Temperatura, Conductividad, pH y Salinidad fueron registradas semanalmente por medio de un equipo Multiparámetro (HANNA HI 769828) (Anexo 1), y así se evitaron posibles mortalidades a consecuencia de las variables físico-químicas.

4.5. Metodología por objetivos

4.5.1. Objetivo específico 1

Determinar por cada especie las velocidades críticas según sus tallas y temperaturas del agua.

La medición de la velocidad crítica (U_{crit}), se llevó a cabo en un respirómetro construido por el Laboratorio de Hidrogeología (Figura 13), el que presenta un volumen total útil de 40

litros, para su funcionamiento utiliza un motor (Taurus 2 HP) y un frecuenciador (Hz).

En la cámara de nado la velocidad (cm s^{-1}) se regula mediante un frecuenciador de (Hz), el cual, se calibró y ajustó una curva (Anexo 2) para obtener la velocidad del agua que se requiere a cierta frecuencia. Este equipo presenta una velocidad máxima de 1 m s^{-1} .

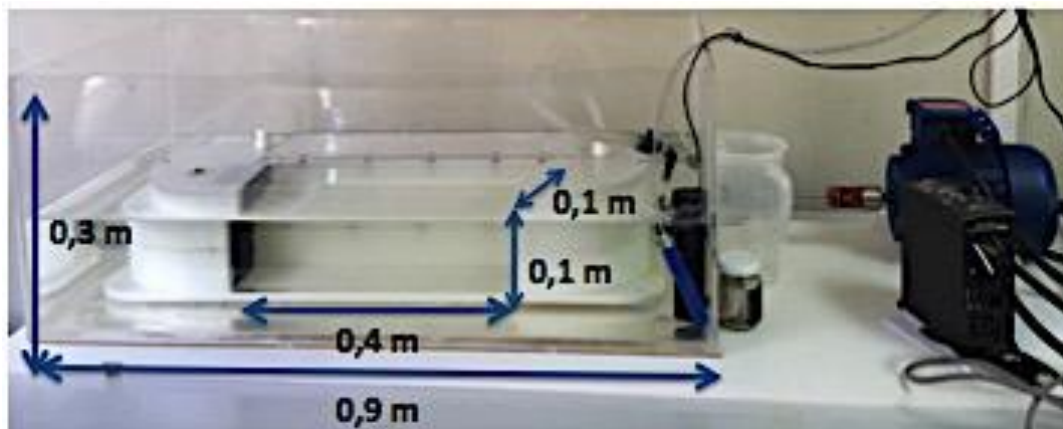


Fig. 13. Cámara de nado para realizar experimentos de capacidad de nado en peces nativos con sus dimensiones. Fuente: Elaboración propia.

Previo a la medición de la velocidad crítica, el individuo debe mantenerse sin alimentación durante 24 horas y ser aclimatado en un recipiente con agua del respirómetro y del acuario (50% de agua del respirómetro y 50% del acuario) durante 30 minutos, antes de introducirlo a la cámara de nado (Figura 14).



Fig. 14. Aclimatación previa a la medición de velocidad crítica. Fuente: Elaboración propia.

Al iniciar la medición de $U_{crít}$, el incremento de la velocidad en el respirómetro debe ser gradual, por lo cual, se regula mediante el variador de frecuencia (Hz). Se determinó en función de la longitud del pez ($1,5 \cdot \text{largo del pez cm s}^{-1}$), en un intervalo fijo de 5 minutos (Plaut, 2001) (Figura 15) hasta que el pez se fatigue y se adhiera a la malla posterior (Figura 16). Complementariamente, se registrará la temperatura del agua al inicio y final de cada experiencia (oxigenómetro HANNA HI 8410). Se consideraron 15 individuos por especie que presentaban distintas tallas, y a cada individuo se le realizaron 3 réplicas de $U_{crít}$ por temperatura (10, 15 y 20 °C).

La $U_{crít}$ se determinó de acuerdo a Brett (1964). La fórmula a utilizar es: (ver Ec. 1).

$$U_{crít} = U_i + \left[U_{ii} * \left(\frac{T_i}{T_{ii}} \right) \right] \quad (1)$$

Donde:

U_i : Última velocidad alcanzada (cm s^{-1})

T_i : Tiempo de fatiga (minutos)

U_{ii} : Incremento de velocidad (cm s^{-1})

T_{ii} : Intervalo de tiempo definido (minutos)



Fig. 15. Medición de la velocidad crítica de un ejemplar de *C. galusdae*.
Fuente: Elaboración propia.



Fig. 16. *C. galusdae* alcanzando su fatiga.
Fuente: Elaboración propia.

4.5.2. Objetivo específico 2

Analizar las velocidades críticas a diferentes tallas y temperaturas del agua.

Para analizar las velocidades críticas de cada especie se estimaron las correlaciones bivariadas y parciales que presentan los factores (talla y temperatura) con la variable dependiente (U_{crit}), cada una analizada independientemente y en conjunto. Se estima la correlación de Pearson para analizar cada variable independiente con la variable dependiente, que presenta un índice de correlación (r) que indica una dependencia total entre las dos variables y que puede variar entre: $0 \leq r_{xy} \leq 1$ (Montgomery, 2005).

El coeficiente de correlación de Pearson viene definido por la siguiente expresión:

$$r_{xy} = \frac{\sum z_x z_y}{n} \quad (2)$$

Si $r = 1$, existe una correlación positiva perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables denominada relación directa: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante.

Si $0 < r < 1$, existe una correlación positiva.

Si $r = 0$, no existe relación lineal. Pero esto no necesariamente implica que las variables son independientes, pueden existir todavía relaciones no lineales entre las dos variables.

Si $-1 < r < 0$, existe una correlación negativa.

Si $r = -1$, existe una correlación negativa perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

Por otro lado, para evidenciar el real efecto o correlación neta entre la variable dependiente y cada una de las variables independientes, se estimaron las correlaciones parciales, ya que así se elimina el efecto de la tercera variable independiente, llamada variable control. Presentando un índice de correlación (r) que puede variar entre: $0 \leq r_{Y1,2} \leq 1$ (Montgomery, 2005).

$$r_{Y1,2} = \frac{r_{Y1} - r_{Y2}r_{12}}{\sqrt{(1-r_{Y2}^2)(1-r_{12}^2)}} \quad (3)$$

Es decir, en el numerador se tiene:

r_{Y1} : Correlación simple entre Y y X_1

r_{Y2} : Correlación simple entre Y y X_2

r_{12} : Correlación simple entre X_1 y X_2

r^2_{Y2} : Coeficiente de determinación entre Y y X_2

r^2_{12} : Coeficiente de determinación entre X_1 y X_2

Posteriormente, se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) univariante, en el que se consideró más de un factor (Grupo de tallas (G) y temperatura del agua ($^{\circ}$ C)), para una variable dependiente cuantitativa (U_{crit}). En el análisis de varianza factorial se definió una

hipótesis nula por cada factor y por cada combinación de factores (Devore, 1998). El factor Grupo (grupo de tallas), está compuesto por tres niveles G1, G2 y G3 (rango de tallas según cada especie) y el factor T°C (Temperatura del agua) por los niveles 10, 15 y 30 °C.

En el análisis de varianza factorial existe una hipótesis nula por cada factor y por cada posible combinación de factores. Es decir las hipótesis planteadas por factor, serían:

a) Grupo de Tallas:

Hipótesis nula: las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) son iguales.

Hipótesis alternativa: las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) no son iguales.

b) Temperatura:

Hipótesis nula: las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada temperatura del agua (10, 15 y 20°C) son iguales.

Hipótesis alternativa: las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada temperatura del agua (10, 15 y 20°C) no son iguales.

La hipótesis nula referida al efecto de una interacción de factores, afirma que las medias de las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C) son iguales. Por lo tanto, la hipótesis alternativa, afirma que las medias de las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C) no son iguales.

Esta prueba de hipótesis de igualdad de medias, se evalúa mediante el estadístico F de Fisher, que corresponde al grado de igualdad existente entre las medias que se están comprobando y, corresponde a la estimación de la varianza poblacional basada en la variabilidad existente entre las medias de cada grupo $\sigma^2 = n\sigma_Y^2$ (n se es el número total de casos e Y es el factor). El denominador del estadístico F es también una estimación de la

varianza poblacional, pero basada en la variabilidad existente dentro de cada grupo $\sigma_2^2 = S_j^2$ (j corresponde a los distintos grupos formados por los niveles) (Montgomery, 2005).

$$F = \frac{\sigma_1^2}{\sigma_2^2} = \frac{n\sigma_Y^2}{S_J^2} \quad (4)$$

Si las medias poblacionales son iguales o parecidas, existiendo entre ellas tan sólo diferencias atribuibles al azar. En ese caso, la estimación σ_1^2 (basada entre la diferencia de las medias) reflejará el mismo grado de estimación σ_2^2 (basada entre las diferencias de las puntuaciones individuales) y el coeficiente F tomará un valor próximo a 1. Si las medias muestrales son distintas, la estimación σ_1^2 reflejará mayor grado de variación que la estimación σ_2^2 y el coeficiente F tomará un valor mayor que uno. Cuanto más diferentes sean las medias, mayor será el valor de F (Walpole & Myers, 1992).

El estadístico F si presenta una significancia (p) menor que 0,05 se rechaza la hipótesis de igualdad de medias y se concluye que no todas las medias de velocidades críticas de nado comparadas son iguales. El estadístico F del ANOVA se basa en el cumplimiento de dos supuestos fundamentales, que son Normalidad y Homocedasticidad.

Para determinar el supuesto de normalidad se utilizó la prueba Kolmogorov Smirnov (prueba K-S), que corresponde a una test no paramétrico y se utiliza para determinar la bondad de ajuste. Esta prueba contrasta la hipótesis nula de que la distribución de una variable, se ajusta a una determinada distribución teórica de probabilidad (distribución normal). Si el valor del nivel crítico (p) es menor que 0,05 se rechaza la hipótesis nula que la variable $U_{crít}$ se ajusta a una distribución normal, por tanto, se considera la hipótesis alternativa que la variable $U_{crít}$ no se ajusta a una distribución normal.

En el supuesto de homocedasticidad se utiliza el estadístico de Levene, el cual analiza las varianzas y determina la diferencia del valor absoluto entre cada puntuación individual y la media de su grupo. Si el valor del nivel crítico (p) es menor que 0,05 se rechaza la hipótesis de igualdad de varianza.

Posterior a realizar el ANOVA, se realizó un análisis detallado de este resultado, ya que es necesario conocer qué medias difieren entre sí y cuál es el efecto de la interacción de los factores. Para ello, se utilizó el procedimiento de las pruebas *Post hoc* el Test de Tukey que permite determinar si existen diferencias significativas en las medias velocidades críticas de nado, en dónde se contrastan las siguientes hipótesis nulas para cada factor:

a) Grupo de Tallas:

$$\mu_j - \mu_i = 0 \quad \mu_j - \mu_k = 0 \quad \mu_k - \mu_i = 0$$

Donde: j= Grupo 1 i= Grupo 2 k = Grupo 3

b) Temperatura del agua:

$$\mu_j - \mu_i = 0 \quad \mu_j - \mu_k = 0 \quad \mu_k - \mu_i = 0$$

Donde: j= 10°C i= 15°C k= 20°C

Así, se determinó si la velocidad crítica se ve afectada por la talla de los peces y la temperatura del agua. Estos análisis estadísticos se llevaron a cabo en el software SPSS versión 22 (Statistical Product and Service Solutions).

4.5.3. Objetivo específico 3

Estimar un modelo de velocidad crítica para cada especie, en función de la talla y la temperatura del agua.

Para relacionar la velocidad crítica con las variables temperatura y talla, por cada especie, se utilizó un modelo de regresión múltiple. Este modelo supone que el comportamiento de una determinada variable dependiente (Y), es causado y, por tanto, puede ser explicado adecuadamente, por un conjunto de variables independientes (X_1, X_2, \dots, X_k) y por

consecuencia para desarrollar una ecuación lineal con fines predictivos (Devore, 1998). La ecuación de regresión lineal múltiple está definida de la siguiente forma:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 * X_1 + \beta_2 * X_2 \dots + \beta_k * X_k + \varepsilon \quad (5)$$

Dónde: la variable dependiente (Y) se interpreta como una combinación lineal de un conjunto de K variables independientes (X_k), cada una de las cuales va acompañada de un coeficiente (β_k) que indica el peso relativo de cada variable en la ecuación. La ecuación incluye además una constante (β_0) y un componente aleatorio (los residuos ε) que recoge todo lo que las variables independientes no son capaces de explicar.

En este contexto, la variable dependiente U_{crit} y las variables independientes son: talla (cm) y temperatura del agua (C°), por tanto, se estimó la regresión múltiple para *C. galusdae* y *P. irwini*. Los coeficientes *beta* del modelo de regresión son los parámetros para el conjunto de la muestra de datos analizados. Estos parámetros permiten medir la intensidad que tienen los efectos de las variaciones de las variables explicativas sobre la variable endógena y se estiman mediante el método de mínimos cuadrados. El grado de ajuste (R^2) del modelo es el factor discriminante para este análisis, ya que la varianza de la variable dependiente (U_{crit}) se encuentra explicada de una mejor forma por las variables en estudio, cuando el grado de ajuste es cercano a 1.

El estadístico F permite contrastar la hipótesis nula de que el valor poblacional de R es cero, lo que indica que no existe correlación entre las variables dependientes e independientes en el modelo de regresión. De esta manera, el estadístico contrasta la hipótesis nula que dice que $R=0$, cuando el nivel crítico es cero.

Para determinar si los coeficientes β_k que acompañan a las variables independientes, poseen significancia para la variable dependiente, se realizó la prueba t-student. Esta prueba permite contrastar las hipótesis nulas de que los coeficientes de regresión valen cero en la población ($\beta_0 = \beta_1 = \beta_2 = \beta_k = 0$) y consiste en observar que el valor de t sea

significativamente distinto de cero, lo que demuestra que el coeficiente es de importancia para la velocidad crítica de nado. Por tanto, si $p < 0,05$ se rechaza la hipótesis nula ($\beta_0 = \beta_1 = \beta_2 = \beta_k = 0$) y se concluye que los coeficientes aportan a la ecuación de regresión. Los supuestos del modelo de regresión que se deben cumplir son: Linealidad, Normalidad, Independencia, No colinealidad y Homocedasticidad (Mendelhall, 2002).

Para determinar el supuesto de normalidad se utilizó el test no paramétrico Kolmogorov Smirnov (prueba K-S), que se utiliza para determinar la bondad de ajuste. Si la variable se ajusta a una determinada distribución teórica de probabilidad (distribución normal) el valor del nivel crítico (p) debe ser mayor que 0,05 y no se rechaza la hipótesis nula que la variable $U_{crít}$ se ajusta a una distribución normal, por tanto, se considera que la variable $U_{crít}$ se ajusta a una distribución normal.

Para el supuesto de linealidad, se observaron los gráficos parciales entre la variable dependiente y cada variable independiente (eliminando el efecto de terceras variables) y si se presenta una relación lineal entre las variables, se cumple este supuesto. En la Independencia de los residuos, se debe analizar es estadístico de Durbin-Watson (DW), el que se debe encontrar entre $1,5 < DW < 2,5$, para asumir que los residuos son independientes. Para evaluar la Homocedasticidad, se generó un gráfico entre los pronósticos tipificados (ZPRED) y los residuos tipificados (ZRESID), que son variables creadas por el software SPSS para estudiar la igualdad de las varianzas, lo que indica que la variación de los residuos debe ser uniforme en todo el rango de los valores pronosticados, o dicho de otra manera, que el tamaño de los residuos es independiente del tamaño de los pronósticos, por tanto, el gráfico no debe mostrar ninguna asociación entre pronósticos y residuos. Por último, la No colinealidad, ocurre cuando no existe relación lineal entre ninguna de las variables independientes, ya que si fueran colineales no es posible estimar coeficiente de la ecuación de regresión, por lo cual, se deben observar los valores de tolerancia para cada variable independiente, ya que indica la porción de varianza de esa variable que no está asociada (que no depende) del resto de las variables independientes, es por esto que se cumple este supuesto cuando la tolerancia es mayor a 0,0001.

5. Resultados

A continuación, se detallan los resultados y análisis de cada objetivo planteado.

5.1. Objetivo específico 1

5.1.1. Velocidad crítica de nado de *C. galusdae*

Las velocidades críticas registradas para cada temperatura del agua (10, 15 y 20°C) en Pochas (*C. galusdae*) se muestran en la Figura 17, en la cual se observa que la velocidad crítica de nado (cm s^{-1}) presenta una relación directa positiva con la talla de los peces (cm). Sin embargo, las máximas velocidades críticas de nado se presentan a 20°C y las menores a 10°C.

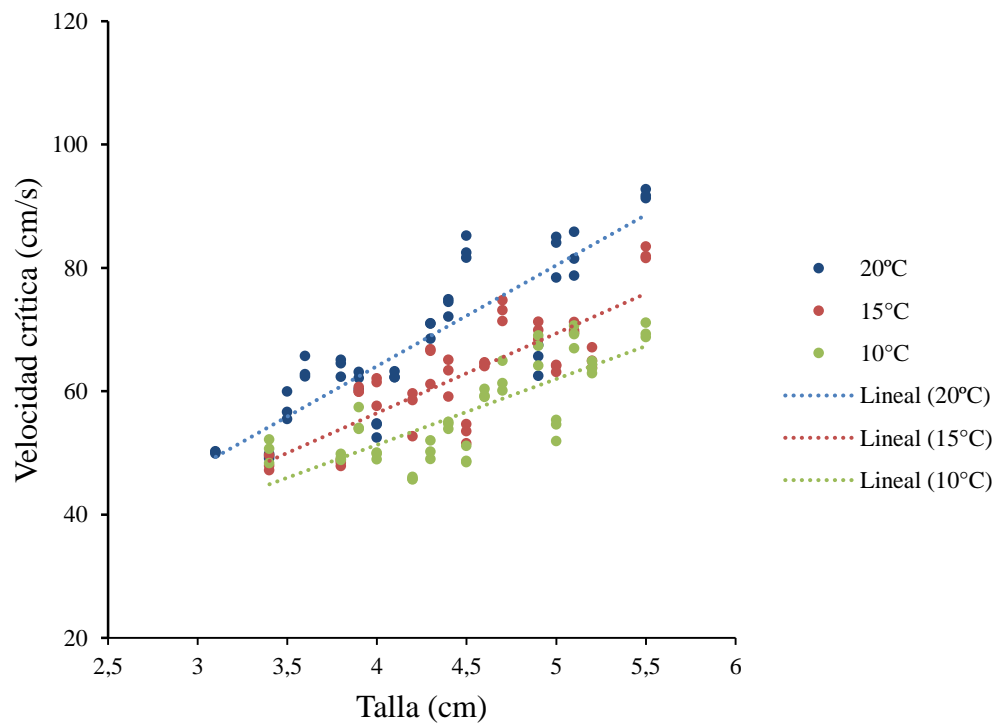


Fig. 17. Velocidades críticas de nado de *Cheirodon galusdae* a 10, 15 y 20°C.

Fuente: Elaboración propia.

Esta misma información se encuentra desagregada en la Tabla 5, para la talla (longitud total), agrupada en tres grupos de acuerdo a los rangos de tallas presentes y considerados como: G1 (pequeños), G2 (medianos) y G3 (grandes).

De acuerdo a la desviación estándar se obtuvieron valores similares entre los tres grupos con una variación de 2,75 a 7,60 cm/s. La velocidad media máxima de $U_{crít}$ fue de 85,48 (cm s⁻¹) y se obtuvo en el G3 a 20°C, por el contrario la media menor se obtuvo en los individuos pequeños (G1) a 10°C con 51,10 cm s⁻¹.

Tabla 5. Velocidades críticas medias con su desviación estándar en *Cheirodon galusdae*.

Temperatura (°C)	Grupo	Rango de talla (cm)	Velocidad crítica media (cm s ⁻¹)	D.E.
20	1	≤ 4,0	57,19	5,99
20	2	4,1-4,9	70,98	7,60
20	3	≥ 5,0	85,48	5,46
15	1	≤ 4,0	54,30	6,37
15	2	4,1-4,9	62,51	6,81
15	3	≥ 5,0	70,29	6,82
10	1	≤ 4,0	51,10	2,75
10	2	4,1-4,9	55,54	7,33
10	3	≥ 5,0	64,12	6,70

Fuente: Elaboración propia.

5.1.2. Velocidad crítica de nado de *P. irwini*

En la Figura 18 se observan las velocidades críticas de nado de las Carmelitas (*P. irwini*), en la cual, se observa que a mayor temperatura del agua y mayor talla de los peces, la velocidad crítica (cm s⁻¹) aumenta, por tanto, éstas variables presentan una relación lineal directamente proporcional. Se observa que las mayores $U_{crít}$ se encuentran a 20°C y las menores a 10°C.

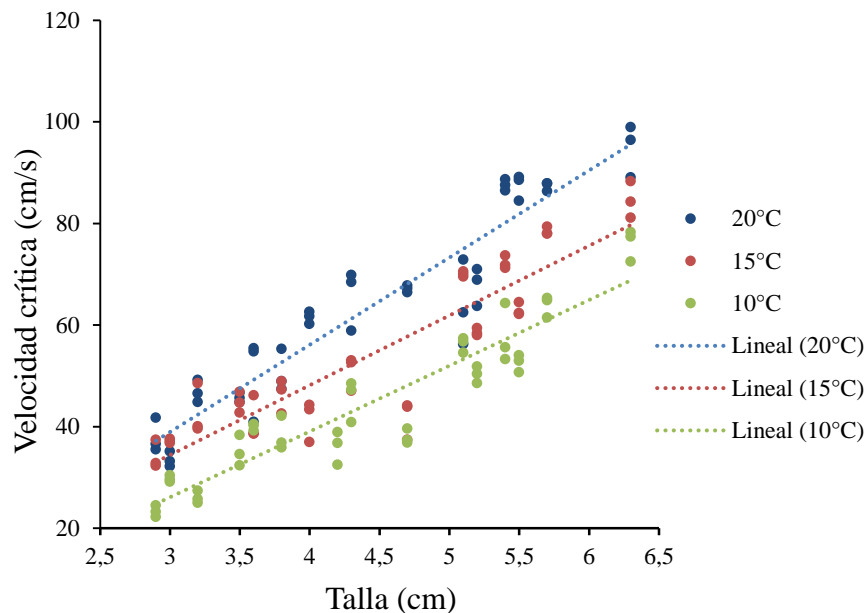


Fig. 18. Velocidades críticas de nado de *Percilia irwini* a 10, 15 y 20°C.
Fuente: Elaboración propia.

De la información entregada en la Figura 18 se generó la Tabla 6. Los valores de la desviación estándar son similares entre los tres grupos con una variación de 11,10 a 19,18 cm s^{-1} , presentando una mayor variación el G1 (pequeños) a 20°C. Por otra parte, se obtuvo la mayor media de U_{crit} en el G3 a 20°C de 77,70 (cm s^{-1}), por el contrario, la menor media de U_{crit} (44,56 cm s^{-1}) se reportó en el G1 a 10°C.

Tabla 6. Velocidades críticas medias con su desviación estándar de *Percilia irwini*.

Temperatura (°C)	Grupo	Rango de talla (cm)	Velocidad crítica media (cm s^{-1})	D.E.
20	1	$\leq 3,9$	63,20	19,18
20	2	4,0 – 5,0	72,82	11,10
20	3	$\geq 5,1$	77,70	12,63
15	1	$\leq 3,9$	53,82	15,96
15	2	4,0 – 5,0	55,71	13,46
15	3	$\geq 5,1$	64,94	13,76
10	1	$\leq 3,9$	44,56	14,60
10	2	4,0 – 5,0	51,57	14,39
10	3	$\geq 5,1$	53,82	13,76

Fuente: Elaboración propia.

5.2 Objetivo específico 2

5.2.1. Correlaciones para la velocidad crítica en *C. galusdae*

En la Tabla 7 se observa la correlación bivariada que presenta la velocidad crítica de nado con los factores de estudio, talla y temperatura. El coeficiente de Pearson indica que la talla presenta una correlación lineal positiva con la velocidad crítica de nado de 66,2% ($p < 0,01$), por otro lado, la relación entre la temperatura del agua y la variable dependiente es de 40,4% ($p < 0,01$), lo que indica que la talla explica en mayor medida la variación de la variable dependiente.

Tabla 7. Correlación entre la velocidad crítica y los factores (talla y temperatura) de *Cheirodon galusdae*.

	Temperatura (°C)	Talla (cm)
Velocidad Crítica (cm/s)		
Correlación de Pearson	0,404**	0,662**
Sig. (bilateral)	0,000	0,000
N	135	135

** . La correlación es significativa en el nivel $p < 0,01$ (2 colas).

Para estimar la correlación neta entre la variable dependiente y cada factor, se determinaron correlaciones parciales (Tabla 8). La correlación neta entre la velocidad crítica y la talla es de 82,5% ($p < 0,01$), lo que indica que la temperatura del agua genera efectos sobre estas variables, ya que aumentó respecto a la Tabla 7 (66,2%). Además, la correlación entre la velocidad crítica y la temperatura es de 72,5% ($p < 0,01$), lo que indica un incremento significativo con respecto a la Tabla 7 (40,4%), lo que implica que la talla si afecta en la correlación de estas variables. Tras eliminar el efecto de estas terceras variables, se obtiene que la velocidad crítica de nado presenta una mayor correlación con la talla, que la temperatura.

Tabla 8. Correlación parcial de la de velocidad crítica por talla y temperatura para *Cheirodon galusdae*.

Variables de control		Talla (cm)
Temperatura (°C)	Correlación	0,825
	Significación (2 colas)	0,000
Variables de control		Temperatura (°C)
Talla (cm)	Correlación	0,725
	Significación (2 colas)	0,000

5.2.2. Anova multifactorial para la velocidad crítica en *C. galusdae*

Los supuestos de homogeneidad y normalidad para la velocidad crítica se cumplieron (Anexo 3 (K-S: $p > 0,05$) y 4 (Levene: $p > 0,05$)). En la tabla 9 se indican los resultados del análisis de la varianza para los factores: Grupo (grupo de tallas) y Temperatura (temperatura del agua), en la que se observa que para la variable dependiente (U_{crit}) y los factores de estudio muestran una diferencia significativa en sus medias ($p < 0,05$), lo mismo ocurre cuando se observa el efecto de la interacción de los factores con la variable de estudio ($p < 0,05$), es decir, que las medias de las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C) no son iguales ($p < 0,05$).

Tabla 9. Anova multifactorial de velocidades críticas de *Cheirodon galusdae*, para factores grupo y temperatura.

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)					
Origen	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Cuadrático promedio	F	Sig.
Modelo corregido	10.745,98 ^a	8	1.343,25	31,92	0,000
Interceptación	506.207,82	1	506.207,82	12.030,35	0,000
Grupo	6.908,88	2	3.454,44	82,09	0,000
Temperatura	4.250,61	2	2.125,30	50,51	0,000
Grupo *	887,79	4	221,95	5,28	0,001
Temperatura					
Error	5.301,77	126	42,08		
Total	540.603,94	135			
Total corregido	16.047,75	134			

a. $R^2 = 0,67$ (R^2 ajustada = 0,649)

En la Figura 19 se observan las medias de la velocidad crítica obtenidas para cada grupo (1, 2 y 3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C), en donde se observa que a mayores tallas de los peces se presentan mayores velocidades críticas, y a su vez a 20°C se presentan mayores velocidades críticas con respecto a los 15 y 10°C.

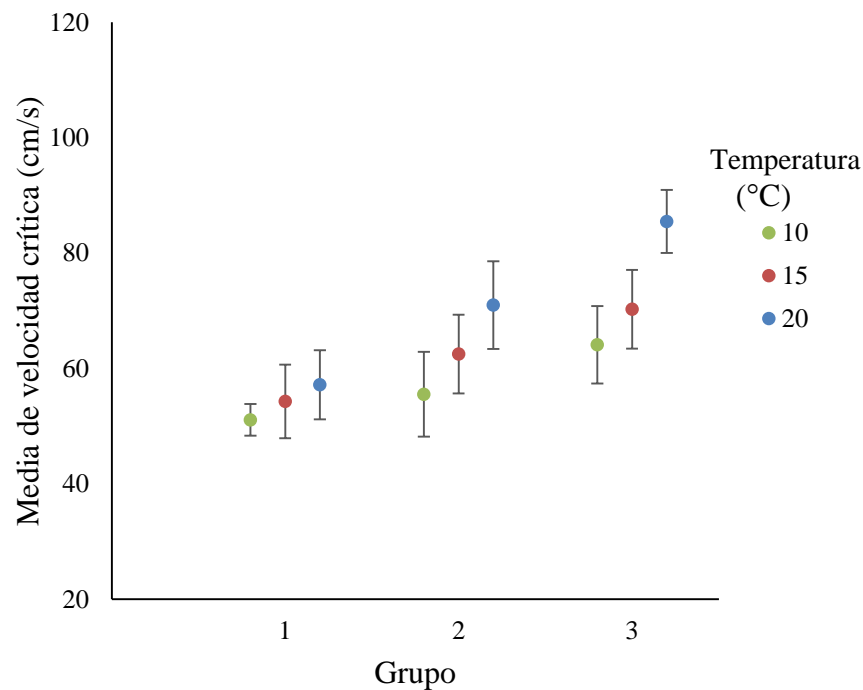


Fig. 19. Velocidades críticas medias para cada temperatura y grupo de talla, con desviación estándar para *Cheirodon galusdae*. Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de las pruebas de comparaciones múltiples *Post hoc* indican que para cada factor (Anexo 5 y 6) las medias de velocidad crítica de nado no son iguales, lo que indica que cada nivel del factor: Grupo y Temperatura, no forman grupos porque sus medias no son similares ($p < 0,05$). En la Figura 20 se muestra la misma información en forma separada, la cual indica la relación de las velocidades críticas para cada talla (cm) de los peces y temperatura del agua, lo que demuestra su relación lineal y la tendencia directamente proporcional.

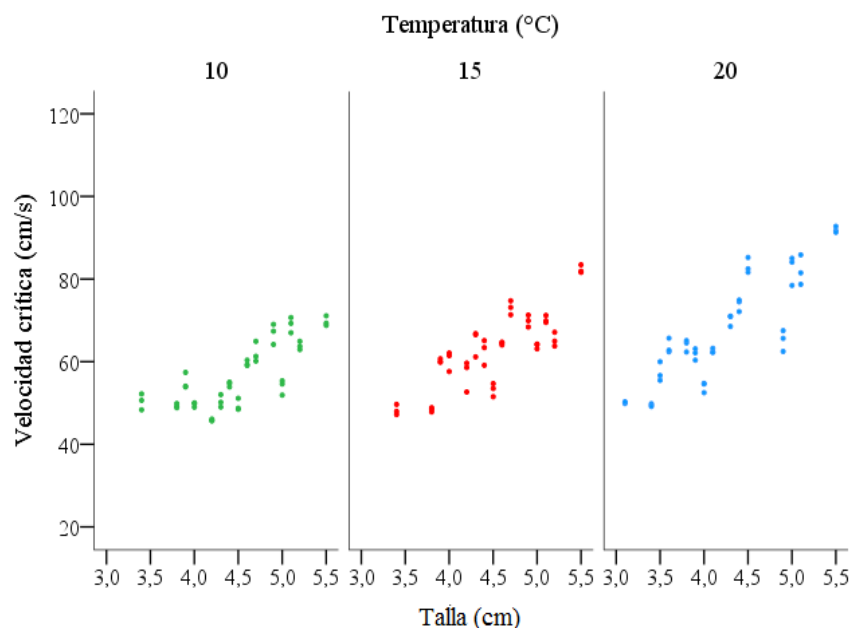


Fig. 20. Relación entre la velocidad crítica y los factores de estudio en *Cheiroidon galusdae*.
Fuente: Elaboración propia.

5.2.3. Correlaciones para la velocidad crítica en *P. irwini*

Se observa en la Tabla 10 la correlación bivariada entre la velocidad crítica con la talla y temperatura. El coeficiente de Pearson indica que la correlación que existe entre los factores de estudio y la variable respuesta, es lineal y positiva. Considerando una relación de 41,9% entre la velocidad crítica de nado y la temperatura del agua, por otro lado, la relación entre la velocidad crítica y la talla es de un 83,7% ($p < 0,01$). Esta última, explica en mayor grado la variación de la variable respuesta.

Tabla 10. Correlación entre la velocidad crítica y los factores (talla y temperatura) en *Percilia irwini*.

		Temperatura (°C)	Talla (cm)
Velocidad Crítica (cm/s)	Correlación de Pearson	0,419**	0,837**
	Sig. (bilateral)	0,000	0,000
	N	135	135

** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

Sin embargo, para analizar la relación neta entre la velocidad crítica y la talla, se estimó la correlación parcial entre la variable dependiente y cada factor (Tabla 11). La relación positiva aumenta a un 77,3% ($p < 0,01$) entre la velocidad crítica y la temperatura. Del mismo modo, al analizar la relación de la velocidad crítica con la talla, se observa que aumenta a un 92,4% ($p < 0,01$). Lo anterior indica el efecto que presenta la variable control respecto a la correlación bivariada, aumentando significativamente la relación en la variable dependiente con cada factor.

Tabla 11. Correlación parcial de la de velocidad crítica por talla y temperatura para *Percilia irwini*.

Variables de control		Talla (cm)
Temperatura (°C)	Correlación	0,924
	Significación (2 colas)	0,000
Variables de control		Temperatura (°C)
Talla (cm)	Correlación	0,773
	Significación (2 colas)	0,000

5.2.4. Anova multifactorial para la velocidad crítica en *P. irwini*

Los supuestos de homogeneidad y normalidad de la variable velocidad crítica se cumplen (Anexo 7 (K-S $p > 0,05$) y 8 (Levene $p > 0,05$)). Los resultados obtenidos del análisis de varianza se indican en la Tabla 12, para los factores de estudio: Grupo (grupo de tallas) y Temperatura (temperatura del agua), la que indica que para la variable dependiente (U_{crit}), los factores de estudio muestran una diferencias significativas en sus medias ($p < 0,05$), esto mismo ocurre cuando se observa el efecto de la interacción de los factores, es decir, que las medias de las velocidades críticas de nado (U_{crit}) por cada grupo de tallas (G1, G2 y G3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C) no son iguales ($p < 0,05$).

Tabla 12. Anova multifactorial de velocidades críticas de *Percilia irwini* para factores grupo y temperatura.

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

Origen	Tipo III de suma de cuadrados	gl	Cuadrático promedio	F	Sig.
Modelo corregido	36.457,33 ^a	8	4.557,17	70,56	0,000
Interceptación	343.609,27	1	343.609,28	5.319,79	0,000
Grupo	27.520,59	2	13.760,29	213,04	0,000
Temperatura	7.899,48	2	3.949,74	61,15	0,000
Grupo * Temperatura	1.118,82	4	279,70	4,33	0,003
Error	8.138,42	126	64,59		
Total	436.217,20	135			
Total corregido	44.595,75	134			

a. $R^2 = 0,818$ (R^2 ajustada = 0,806)

En la Figura 21 se observan las medias obtenidas para cada grupo (1, 2 y 3) y temperatura del agua (10, 15 y 20°C) con su respectiva variación, en donde, se muestra que a mayores tallas de los peces se presentan mayores velocidades críticas, y a su vez a 20°C se presentan mayores velocidades críticas con respecto a los 15 y 10°C.

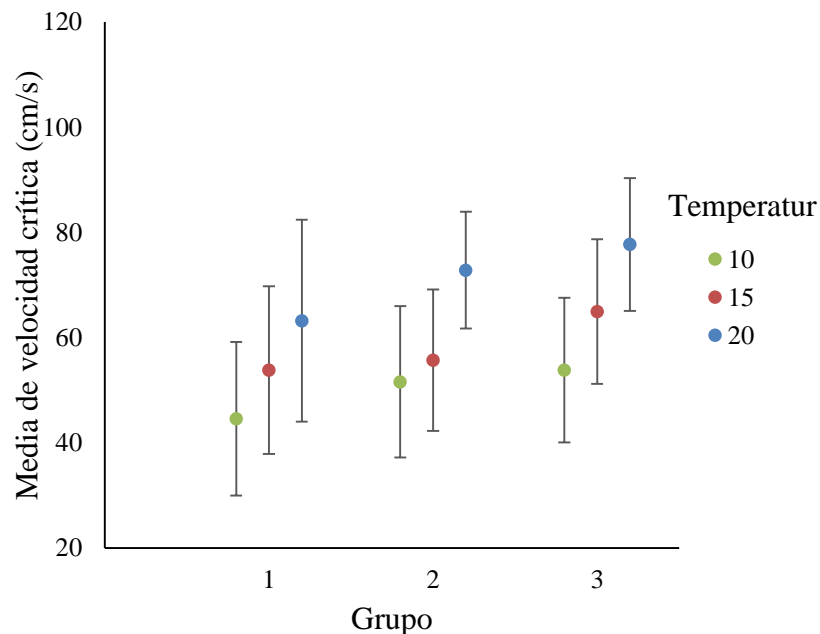


Fig. 21. Velocidades críticas medias para cada temperatura y grupo de talla, con desviación estándar en *Percilia irwini*. Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de las pruebas de comparaciones múltiples *Post hoc* indican que para cada factor (Anexo 9 y 10) las medias de velocidad crítica de nado no son iguales ($p < 0,05$), lo cual indica que cada nivel del factor: Grupo y Temperatura, no forman grupos porque sus medias no son similares.

En la Figura 22 se presenta la relación de las velocidades críticas para cada talla (cm) de los peces y temperatura del agua, lo que demuestra su relación lineal y la tendencia directamente proporcional que presentan las variables.

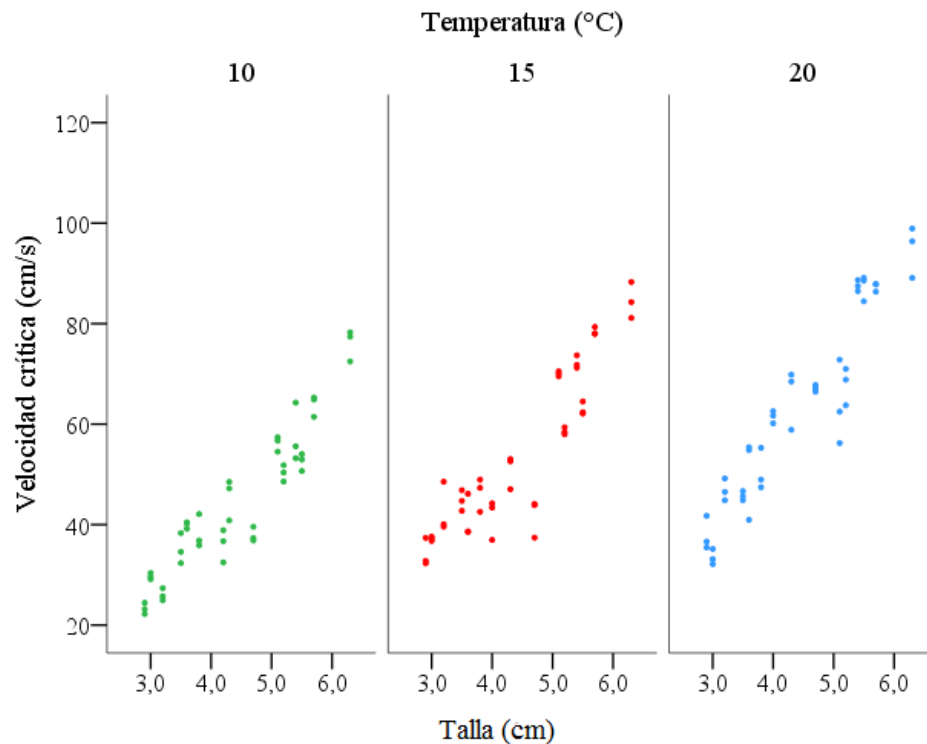


Fig. 22. Relación entre la velocidad crítica y los factores de estudio de *Percilia irwini*.
Fuente: Elaboración propia.

5.3. Objetivo específico 3

5.3.1. Modelo de velocidad crítica de *C. galusdae*

Los datos cumplieron con los supuestos de Normalidad (Anexo 11 (K-S: $p > 0,05$)), Linealidad (Anexo 12 (se observa relación lineal)), Independencia (Anexo 13 (DW: $1,5 < 1,885 < 2,5$)), Homocedasticidad (Anexo 14 (no se observa relación entre variables)) y No colinealidad (Anexo 15 (Tolerancias $> 0,0001$)).

El modelo estimado para la velocidad crítica en *C. galusdae* es representada en un 73,3% (R^2) (Anexo 13), por las variables temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y talla de los peces (cm). En la Tabla 15 se observan los coeficientes de regresión (β), específicamente en la columna de los coeficientes no estandarizados, que forman parte de la ecuación.

Tabla 13. Estimación de coeficientes del modelo de Velocidad Crítica para *Cheirodon galusdae*.

Modelo	Coeficientes					Estadísticas de colinealidad		
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		t	Sig.	Tolerancia	VIF
	B	Error estándar	Beta					
Constante	-19,670	4,340			-4,533	0,00		
Talla (cm)	13,589	0,809	0,769		16,794	0,00	0,962	1,039
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	1,479	0,122	0,554		12,086	0,00	0,962	1,039

a. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s); R^2 : 0,733

Desde la tabla anterior, se desprende el modelo de velocidad crítica ($U_{\text{crít}}$) para *C. galusdae*, según los factores talla y temperatura, lo que indica que ambas variables aportan al modelo ($p < 0,001$), es decir, explican significativamente a la variable respuesta.

$$U_{\text{crít}} \text{ (cm s}^{-1}\text{): } -19,67 + 13,589 * \text{Talla (cm)} + 1,479 * \text{Temperatura (}^{\circ}\text{C)} \quad (6)$$

5.3.2. Modelo de velocidad crítica para *Percilia irwini*

Los datos cumplieron con los supuestos de Normalidad (Anexo 16 (K-S: $p > 0,05$)), Linealidad (Anexo 17 (Levene $p > 0,05$)), Independencia (Anexo 18 (DW: $1,5 < 1,56 < 2,5$)),

Homocedasticidad (Anexo 19 (no se observa relación entre las variables)) y No colinealidad (Anexo 20 (Tolerancias>0,0001)).

El modelo estimado para la velocidad crítica en *C. galusdae* es representada en un 87,9% (R^2) (Anexo 18), por las variables temperatura del agua (°C) y talla de los peces cm). En la Tabla 16 se observan los coeficientes de regresión (β), específicamente en la columna de los coeficientes no estandarizados, que forman parte de la ecuación.

Tabla 14. Estimación de coeficientes del modelo de Velocidad Crítica de *Percilia irwini*.

Modelo	Coeficientes ^a					Estadísticas de colinealidad		
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		t	Sig.	Tolerancia	VIF
	B	Error estándar	Beta					
Constante	-38,983	3,141			-12,412	0,00		
Talla (cm)	14,621	0,527	0,839		27,723	0,00	1,000	1,000
Temperatura (°C)	1,884	0,135	0,423		13,980	0,00	1,000	1,000

a. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s); R^2 : 0,879

De la Tabla 14 se presenta un modelo de velocidad crítica (U_{crit}) para la especie *P. irwini*, presentando cada variable independiente una significancia $p < 0,05$, por tanto, estas variables explican a la velocidad crítica de nado.

$$U_{crit} \text{ (cm s}^{-1}\text{): } -38,983 + 14,621 * \text{Talla (cm)} + 1,884 * \text{Temperatura (°C)} \quad (7)$$

6. Discusión

Las velocidades críticas de nado fueron estimadas según el método descrito por Brett (1964), analizando el efecto de los factores talla de peces y temperatura del agua. Estos factores mostraron que afectan a las capacidades de nado de los peces, similar a lo encontrado por distintos autores para las especies: *Dicentrarchus labrax*, *Anguilla anguilla*, *Micropterus dolomieu*, *Lotipanaeus vannamei* y *Silurus meridionalis* en Koumoundourous *et al.*, 2002; Quintella *et al.*, 2010; Nelson *et al.*, 2002; Pang *et al.*, 2010; Peake 2004; Plaut,

2001; Yu *et al.*, 2010; Zeng *et al.*, 2009, respectivamente. Según la hipótesis planteada en este estudio, las mayores velocidades críticas de nado se encontraron a mayor talla (cm) de las especies nativas y mayor temperatura del agua (°C), similar a lo encontrado por los autores mencionados.

El tamaño corporal (talla) tiene un efecto significativo sobre la fisiología, ecología y comportamiento de los animales y afecta significativamente la capacidad de la natación de peces (Brett, 1964; Quintella *et al.*, 2010; Yu *et al.*, 2010). En el presente estudio, el grupo 3 correspondiente al de las mayores tallas de los peces, se obtuvieron las mayores velocidades críticas (Tabla 5 y 6) y por el contrario, en el grupo 1 de menores tallas se obtuvieron las menores velocidades críticas de nado. De esta manera, fue posible determinar la relación que existe entre la velocidad crítica de nado y la talla de los peces. Esta relación es lineal positiva ($p < 0,01$) y cercana a un 83% en Pochas (Tabla 8) y de 92%, en Carmelitas (Tabla 12).

El Análisis de la varianza indicó que las medias de la velocidad crítica de nado difieren entre los grupos de tallas y por temperaturas del agua en ambas especies (Tabla 10 y 14). Lo anterior, coincide con lo reportado por Yu *et al.*, 2009, quienes encontraron diferencias en las medias de velocidad crítica de natación difieren entre las tallas estudiadas de *Litopenaeus vannamei* ($p < 0,05$) siendo mayor la U_{crit} en las tallas mayores, por lo tanto demuestra que la talla o longitud total afecta directamente a las capacidades de nado.

Al determinar el modelo de regresión múltiple se observa el aporte de la variable Talla de los peces (B_2), y según el modelo descrito (Tabla 15 y 16), la velocidad crítica aumentaría por cada centímetro de talla en 13,589 y 14,621 (cm/s) en Pochas (*C. galusdae*) y Carmelitas (*P. irwini*), respectivamente. Las velocidades críticas de nado (cm/s) en varias especies de salmones (anexo 21), presentan una relación directa positiva entre la talla y velocidad crítica (Walter *et al.*, 2016), a su vez se observa que las especies nativas estudiadas presentan mayores velocidades críticas en comparación con las tallas estudiadas de los salmónidos (7,5 – 14,2 cm), siendo que las *C. galusdae* y *P. irwini* presentaron tallas

de 2,9 a 6 cm de longitud total. Una explicación a esto, es que las mayores tallas estudiadas de las especies nativas corresponden a peces adultos, en cambio las tallas de los salmónidos pertenecen a juveniles (smolt), ya que los salmónidos en etapa adulta alcanzan tallas desde los 45 cm y superan las velocidades críticas de nado reportadas en las investigaciones (Lamuela & Castián, 1998).

Cuando los peces son expuestos a incrementos o decrementos graduales de la temperatura, muestran una cierta respuesta de aclimatación (Reynolds, 1978). Albers *et al.*, 1983 indican que la especie *Cyprinus carpio* la aclimatación a temperaturas crecientes ocurre más rápidamente que a temperaturas decrecientes. Las temperaturas críticas y las posibilidades de aclimatarse a diferentes regímenes térmicos varían entre las especies (Brett, 1952; Bushnell *et al.*, 1994). Estas diferencias indican que el relativo grado de euritermicidad de una determinada especie tiende a estar relacionado con la estabilidad térmica del ambiente que le rodea (Brett, 1964). Las especies que se encuentran expuestas a grandes fluctuaciones estacionales de temperatura muestran un alto grado de euritermicidad (Barrionuevo y Fernandes, 1995). En este sentido, las especies nativas evaluadas del Río Andalién soportan una variación media estacionaria de 9°C en invierno y 19°C en verano aproximadamente (Anexo 22). Ambas especies se aclimataron de manera exitosa, no reportando mortalidades asociadas a este factor y se pudo mantener la temperatura del agua constante tanto en la experiencia, como en los acuarios.

La temperatura del agua afecta significativamente a la $U_{crít}$, como lo reportan Deslauriers & Kieffer, 2012; Koumoundourous *et al.*, 2002; Pang *et al.*, 2014; Yu *et al.*, 2010, observándose que la velocidad crítica de natación aumenta a medida que la temperatura del agua se incrementa lo que también fue observado en el presente estudio (Figuras 17 y 18). La temperatura actúa como un factor controlador, determinando los requerimientos metabólicos y gobernando los procesos relacionados con la transformación del alimento (Reig, 2001). Se considera que un aumento de temperatura puede conllevar en muchos casos un aumento de la actividad espontánea de los peces (y viceversa), y por tanto un

cambio del metabolismo se relaciona directamente con el efecto de la temperatura (Deslauries & kieffer, 2012).

Un descenso de la temperatura conlleva a la ralentización de las funciones vitales, lo que se traduce en una reducción de la capacidad metabólica para moverse, alimentarse, crecer, reproducirse, etc. (Eckert, 1990). Esto puede explicar que en el presente estudio a menor temperatura del agua se hayan observados velocidades críticas de nado más bajas (Figura 19 y 21). En este sentido, los valores más bajos de las U_{crit} a temperaturas más frías estarían, probablemente, relacionadas con: (i) los efectos de la temperatura sobre el comportamiento natatorio y/o (ii) los efectos de las temperaturas bajas sobre la actividad muscular de la contractilidad (Deslauries & kieffer, 2012). Por lo tanto, es posible que las especies nadando a temperaturas más bajas, alcancen la fatiga antes como resultado de la acumulación de residuos metabólicos (lactato), sin embargo, ésta hipótesis no ha sido confirmada en el presente estudio. Luego, la disminución de temperatura dentro de los rangos vitales para el pez limita la capacidad de un éste para realizar ejercicio y recuperarse (Kieffer, 2000).

Las relaciones entre temperatura ($^{\circ}\text{C}$), tallas (cm) y la velocidad crítica de natación (U_{crit} , cm s^{-1}) puede ser descrito por un modelo lineal para cada especie (Yu *et al.*, 2010). Esta relación entre la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y la velocidad crítica de natación (U_{crit} , cm s^{-1}) es lineal positiva ($p < 0,01$) y cercana a un 73% para *C. galusdae* y de 77% en *P. irwini*, encontrándose las mayores velocidades críticas de nado a 20°C en ambas especies. Sin embargo, pudiese aumentar aún más esta relación al considerar variables que afectan a la velocidad crítica, como lo son el tamaño de la aleta caudal, calidad de agua e inanición, entre otras (Özbilgin *et. al.*, 2011; Plaut, 2001; Yu *et al.*, 2010; Yanase *et al.*, 2007).

Se estimó un modelo de velocidad crítica en ambas especies nativas incluyendo los factores de estudio (talla de peces y temperatura del agua), alcanzando un ajuste cercano al 74% en *C. galusdae* y 88% para *P. irwini*. Para *P. irwini* se presentó un mayor ajuste en el modelo de velocidad crítica con respecto a *C. galusdae*, lo que puede deberse a que éstas últimas no

presentaron una mayor dispersión de tallas, en cambio en *P. irwini* se recolectaron tamaños superiores a 5 cm. Sin embargo, los autores Koumoundourous *et al.*, (2002), Nelson *et al.*, (2002) y Yu *et al.*, (2010) no señalan esta relación en conjunto, ya que, sólo representan la relación lineal de la velocidad crítica y el factor (talla o temperatura). Lo anterior, muestra el aporte que se ha realizado en este estudio como conocimiento nuevo para las especies nativas en Chile. Por tanto, en una aproximación a priori en los diseños de pasos para peces se debiesen considerar las velocidades críticas de nado a las menores tallas de peces y temperaturas de agua.

Los caudales artificialmente altos y continuados pueden reducir las poblaciones ícticas de los estadios y especies más sensibles por agotamiento al superar las velocidades críticas, produciendo su desplazamiento hacia aguas abajo o incluso su muerte. Es recomendable que la velocidad del agua en el caudal artificial no supere a las velocidades críticas (U_{crit}) o velocidad de agotamiento, asegurando el mantenimiento de unas condiciones medias en el cauce asimilables a las velocidades óptimas de desplazamiento (velocidades a las que el pez es capaz de desplazarse grandes distancias manteniendo un coste energético de desplazamiento mínimo) (Hernández *et al.*, 2009).

Lo anterior, hace mención a los diseños de paso para peces y su importancia de la U_{crit} en ellos, debido a que es utilizada en la construcción de obras para paso de peces, considerando que la velocidad del agua ($m\ s^{-1}$) que circula por la obra del paso para peces, debe ser menor a la velocidad crítica de nado de la especie, para que estos individuos puedan sobrepasar el obstáculo, tanto, aguas arriba como aguas abajo (Peake, 2004). Los diseños de obras civiles desarrollados en diversos países como medidas de mitigación varían según la especie, capacidad natatoria y resistencia, entre otros factores (Lamuela & Castián, 1998) y, corresponden a diseños de estructuras de paso para peces, tales como, ascensores, escaleras, ralentizadores, entre otras (Santos *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2012). No existe un tipo de paso más eficaz que otro, sino que la experiencia demuestra que pueden resultar por igual de eficaces e ineficaces; sin embargo, el punto crítico a la hora de

seleccionar el diseño de paso es la necesidad de atraer a los peces hacia la entrada lo más rápidamente posible cuando llegan ante el obstáculo (Lamuela & Castián, 1998).

En los últimos años se está produciendo un auge en la concienciación a nivel social de la importancia que tiene el mantenimiento del medio ambiente en condiciones óptimas y en la necesidad de proteger las especies de vida silvestre, tanto terrestre como acuáticas. La normativa ambiental de nuestro país, establece el caudal ecológico como un instrumento de protección del medio ambiente. Por efectos de reglamento la definición comprensiva es la siguiente, “Caudal ecológico mínimo es aquel que se impone a los nuevos derechos de aprovechamiento de aguas que se constituyan en cauces naturales de agua, teniendo por objeto evitar que los efectos abióticos, tales como la disminución del perímetro mojado, la profundidad, la velocidad de la corriente y los incrementos en la concentración de nutrientes producidos por la reducción del caudal, alteren significativamente las condiciones naturales pertinentes del cauce, impidiendo o limitando el desarrollo de los componentes bióticos y abióticos del sistema, o alterando significativamente la dinámica y funciones del ecosistema” (Artículo 2º Reglamento). Dentro de sus objetivos específicos además de la mantención del ecosistema se encuentran la conservación de las especies protegidas, evitar cortes en el río, mantener pozas y zonas ribereñas, restaurar un tramo del río, etc. (Boettiger, 2013). La Dirección General de Aguas (DGA) al constituir nuevos derechos de aprovechamiento de aguas, debe establecer el caudal ecológico mínimo (CEM), y éste no podrá ser superior al 20% del caudal medio anual de la respectiva fuente superficial, aunque excepcionalmente podrá ser superior, pudiendo llegar al 40% (Boettiger, 2013). Por tanto, es necesario mantener una velocidad en el agua que permita, la conservación de éstas especies nativas, permitiendo su libre desplazamiento.

La adecuada turbulencia del ambiente de contención permite el ejercicio y nado sustentado en los peces, promoviendo el crecimiento y aumentando la conversión alimenticia, inclusive en la etapa larval (Palstra and Planas 2011), ya que, existe evidencia considerable de que la tasa de crecimiento es superior en diversas especies de peces mantenidas con flujos de agua mayor que el flujo de agua estático (Arbelaez-Rojas & Morales, 2011;

Brown *et al.*, 2011; Jobling *et al.*, 199; Khan *et al.*, 2014). Sin embargo, en el diseño de las instalaciones acuícolas el caudal de recirculación de un tanque viene determinado, en primera instancia, por el consumo de oxígeno de la biomasa y se presta escasa atención a la capacidad de controlar la velocidad del agua en los tanques, que es el factor básico que condiciona la actividad natatoria de la mayoría de especies (Palstra and Planas 2011).

En la industria acuícola se han propuesto diversos métodos para mejorar el bienestar de los peces utilizando sistemas de grabación de vídeo, éstos métodos incluyen, entre otros, el estudio de la velocidad de natación (Jin *et al.*, 2012). Para los peces cultivados que migran naturalmente corriente arriba en los ríos, recientemente se han introducido técnicas como la determinación de la velocidad crítica de nado debido a su correlación positiva con la tasa metabólica y el crecimiento (Plaut, 2001).

Cabe destacar que los resultados proporcionan conocimiento nuevo que podrá ser utilizado para la construcción de estructuras civiles como medidas de mitigación o políticas públicas necesarias para la conservación de esta especie (Mesa *et al.*, 2003; Peake, 2004; Prenda, 2008; Rodgers *et al.*, 2014; Williams *et al.*, 2012, ya que, no se cuenta con información sobre las capacidades de nado de éstas especies nativas (*C. galusdae* y *P. irwini*) (Habit *et al.*, 2006).

7. Conclusiones

A continuación se presentan las conclusiones según objetivos específicos planteados en este trabajo.

1.- Determinar por cada especie las velocidades críticas según sus tallas y temperaturas del agua.

Las velocidades críticas de nado se determinaron para ambas especies nativas por tallas y temperaturas del agua, mediante la cámara de nado. Los valores medios en general de velocidad crítica fue para *P. irwini* $59,79 \pm 14,32$ (cm s⁻¹) y para *C. galusdae* $63,50 \pm 6,20$ (cm s⁻¹).

2.- Analizar las velocidades críticas a diferentes tallas y temperaturas del agua.

Las velocidades críticas en *C. galusdae* y *P. irwini* presenta una relación lineal positiva con los factores de estudio ($p < 0,01$): tallas de peces y temperaturas del agua. Esta relación, aun así aumenta tras eliminar el efecto de una tercera variable, es decir, al observar la relación neta entre velocidad crítica-talla y velocidad crítica-temperatura. Por tanto, para *C. galusdae* y *P. irwini* se presenta una mayor velocidad crítica de nado al aumentar la temperatura del agua (desde 10 a 20°C) y a mayores tallas de peces (desde 3,1 hasta 5,5 cm para *C. galusdae* y desde 2,9 a 6,3 cm para *P. irwini*).

Al analizar las capacidades de nado de cada especie nativa, se obtuvo que las medias de las velocidades críticas de nado presentan diferencias entre: grupo de tallas y temperatura del agua, es decir, que estos factores influyen directamente en las capacidades de nado de estas especies nativas ($p < 0,05$). Se encontró una variación media de las velocidades críticas de nado por cada grupo y temperatura del agua entre un 10% y de 15,8% para *C. galusdae* y *P. irwini*, respectivamente.

3.- Estimar un modelo de velocidad crítica para cada especie, en función de la talla y la temperatura del agua

Los primeros modelos estimados en especies nativas en Chile, son:

$$U_{\text{crít}} \text{ (cm s}^{-1}\text{)} \textit{ C. galusdae} = -19,37 + 1,479*\text{Temperatura (}^{\circ}\text{C)} + 13,589*\text{Talla (cm)}$$

(R²:0,733)

$$U_{\text{crít}} \text{ (cm s}^{-1}\text{)} \textit{ P. irwini} = -38,983 + 1,884*\text{Temperatura (}^{\circ}\text{C)} + 14,621*\text{Talla (cm)}$$

(R²:0,879)

De acuerdo a la hipótesis previamente planteada:

Se espera que a mayor talla (cm) de las especies nativas y mayor temperatura del agua (°C), se encuentren las mayores velocidades críticas de nado.

Con lo anterior, no se rechaza la hipótesis, debido a que las capacidades de nado de *C. galusdae* y *P. irwini*, se ven afectadas por la talla de los peces y la temperatura del agua, cumpliéndose la hipótesis del estudio. Esta investigación constituye un aporte para el estudio de paso para peces y desarrollo de la acuicultura que permite la conservación de la fauna íctica nativa, *in situ* y *ex situ* respectivamente.

8. Referencias Bibliográficas

Albers, C., R. Manz, D. Muster & G. Hughes. 1983. Effects of acclimation temperature on oxygen transport in the blood of the carp, *Cyprinus carpio*. *Respiration Physiology*. 52: 165- 179.

Arbaláez-Rojas G. & G. Morales. 2011. Optimization of sustaining swimming speed of matrinxã *Brycon amazonicus*: performance and adaptive aspects. *Scientia Agricola*, 67(3): 253-258.

Barrionuevo, W. & M. Fernandes.1995. Critical thermal maxima and minima for curimatá, *Prochilodus scrofa Steindachner*, of two different sizes. *Aquaculture Research*, 26: 447- 450.

Beamish, F. 1978. Swimming capacity. In *Fish Physiology*, 7:101-187.

Boettifer, C. 2013. Caudal ecológico o mínimo: regulación, críticas y desafíos. *Actas de Derecho de aguas*, 3: 1-12.

Brett, J.1952. Temperature tolerance in hour Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, 9(6):265-285.

Brett, J. 1964. The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye Salmon. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, 21(5): 1183-1226.

Brown, E., M. Bruce, S, Pether & N. Herbert .2011. Do swimming fish always grow fast? Investigating the magnitude and physiological basis of exercise-induced growth in juvenile New Zealand yellowtail kingfish, *Seriola lalandi*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 37:327–336.

Bushnell, P., J. Steffensen, H. Schurmann & D. Jones. 1994. Exercise metabolism in two species of cod in arctic water. *Polar Biology*, 14: 43-48.

Campos, H., V. Ruíz, J. Gavilán & F. Alan. 1993. Pesci del fiume Biobío. Pubblicazione di divulgazione, 5: 7-100.

Chiang, G., K. Munkittrick, M. MacMaster, F. Tucca, M. Saavedra, A. Ancalaf, J. Gavilán L. Unzueta & R. Barra. 2012. Seasonal changes in oocyte development, growth and population size distribution of *Percilia gillissi* and *Trichomycterus aerolatus* in the Itata basin, Chile. *Gayana* 76(2): 131-141.

David, B. & M. Hamer. 2012. Remediation of a perched stream culvert with ropes improves fish passage. *Marine and Freshwater Research*, 63: 440-449.

Davison, W. 1997. The effects of exercise training on teleost fish, a review of recent literature. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 117 (A): 67-75.

Deliang, L., F. Cuizhang, W. Yaping, Z. Zuoyan & H. Wei. 2011. The hematological response to exhaustive exercise in 'all-fish' growth hormone transgenic common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquaculture*, 311-263-268.

De Menorá, B., R. Vigouroux & F. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saunt Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 1-33.

Deslauriers, D. & J. Kieffer. 2012. The effects of temperature on swimming performance of juvenile shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). *Journal of Applied Ichthyology*, 28: 176-181.

Devore J. 1998. Probabilidad y Estadística para ingeniería y ciencias. International Thomson Editores, 1: 367-410.

Devlin, R. 2011. Celular, Molecular, Genomics, and Biomedical approaches Growth Hormone Overexpression in Transgenic Fish. Encyclopedia of Fish Physiology: 2016-2024.

Drucker, E. 1996. The use of gait transition speed in comparative studies of fish locomotion. American Zoology, 36: 555-566.

Duarte, S., L. Reig, J. Oca & R. Flos. 2004. Computerised imaging techniques for fish tracking in behavioural studies. Biotechnologies for quality, 34: 310-311.

Dunham, R. 2004. Aquaculture and Fisheries Biotechnology Genetic Approaches. Cabi publishing: 37.

Dunham, R. & R. Winn. 2014. Production of Transgenic Fish. Transgenic Animal Technology, 3: 305-334.

Eckert, R. 1990. Intercambio de gases. Fisiología Animal, 14: 474 - 520.

Faria, A., T. Muha, E. Morote & M. Chícharo. 2011. Influence of starvation on the critical swimming behaviour of the Senegalese sole (*Solea senegalensis*) and its relationship with RNA/DNA ratios during ontogeny. Scientia Marina, 75(11): 87-94.

Freeman, M., Z. Bowen, K. Bobee & E. Irwin. 2001. Flow and habitat effects of juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. Ecological Applications, 11: 179-190.

García, J., H. Salinas, V. Díaz, B. López, J. Moreno & L. Flores. 2014. Criterios hidrodinámicos para el diseño de sistemas de recirculación en acuicultura. *Tecnología y ciencias del agua*, 5: 63-76.

García de Jalón, D., M. Mayo, F. Hervella, E. Barcelo & T. Fernández. 1993. Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales. Editorial Mundi-Prensa. Madrid. 247 pp.

Gollman, G., Y. Bouchet, R. Brito, M. Coehlo, M. Collares-Pereira, A. Imsiridou, Y. Karakousis, E. Patte & C. Triantaphyllidis. 1998. Effects of river engineering on genetic structure of European fish populations. *Fish migration and Fish*, 113-123.

Grossman, G., R. Ratajczak, M. Crawford & M. Freeman. 1998. Assemblage organization in stream fishes: Effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68: 395-420.

Habit, E., B. Dylor & I. Vila. 2006. Estado de conocimiento de peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana*, 70 (1): 110-112.

Habit, E. & O. Parra. 2012. Fundamento y aproximación Metodológica del Estudio de peces del Río San Pedro. *Gayana Especial*, 75(2): 1-9.

Herbert, N. 2013. Practical aspects of induced exercise in finfish aquaculture. *Swimming Physiology of fish*, 16: 377-406.

Jin, B., B. Seong, S. Kwang & J. Keun. 2012. A simple method to quantify fish behavior by forming time-lapse images. *Aquacultural Engineering*, 51: 15-20.

Jobling, M., B. Baardvik, J. Christiansen & E. Jorgensen. 1993. The effects of prolonged exercise training on growth performance and production parameters in fish. *Aquaculture international*, 1: 95-111.

- Junk, W., P. Bayley & R. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Kemp, P. 2012. Bridging the gap between fish behaviour, performance and hydrodynamics: an ecohydraulics approach to fish passage research. *River research and Applications*, 28: 403-406.
- Khan, J., C. Trembath, S. Pether, M. Bruce S. Walker & N. Herbert. 2014. Accommodating the cost of growth and swimming in fish—the applicability of exercise-induced growth to juvenile hapuku (*Polyprion oxygeneios*). *Frontiers in Physiology*, 444(5): 1-9.
- Kieffer, J. 2000. Limits to exhaustive exercise in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 126 (A): 161-179.
- Koumoudourous, G., D. Sfakianakis, P. Divanach & M. Ketouri. 2002. Effect of temperature on swimming performance of sea bass juveniles. *Journal of Fish Biology*, 60: 923-932.
- Lamuela, M. & E. Castián. 1998. Reducción del impacto ecológico de las obras hidráulicas en los ríos salmoneros de Navarra. *Revista Aquatic*, 4.
- Lucas, M. & E. Baras. 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1: 238-316.
- Martins C, L Galhardo, C Noble, B Damsgard, M Spedicato, W Zupa, M Beauchaud. 2012. Behavioral indicators of welfare in farmed fish. *Fish Physiol Biochem* 38, 17-41.
- Mendenhall, W., D. Wackerly & R. Sheaffer. 2002. *Estadística matemática con aplicaciones*. Sexta edición, Editorial Thomson, 1: 669-687.

Mesa, M., L. Weiland & G. Zydlewski. 2003. Critical swimming speeds of wild bull trout. Northwest Science, 78: 59-65.

Mitchell, C. 1989. Swimming performances of some native freshwater fishes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 23: 181-187.

Montgomery, D. & G. Runger. 2005. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. Segunda edición. México. Editorial Lumisa Wiley, 1: 364-375.

Nelson, J., P. Gotwalt, S. Reidy & D. Webber. 2002. Beyond Ucrit: matching swimming performance tests to the physiological ecology of the animal, including a new fish “drag strip”. Comparative Biochemistry and Physiology, A (133): 289-302.

Ohlberger, J., G. Staaks & F. Holker. 2006. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. Journal of Comparative Physiology B. 176: 17-25.

Ortiz-Sandoval, J., N. Ortiz, R. Cifuentes, J. González & E. Habit. 2009. Respuesta de la comunidad de peces al dragado de Ríos costeros de la Región del Biobío (Chile). Gayana, 73 (1): 64-75.

Ottinger, M., K. Clauss & C. Kuenzer. 2016. Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spetial assesments- A review. Ocean and coastal management, 119: 244-266.

Özbilgin, H., M. Pehlivan & F. Basaran. 2011. Maximum swimming speed predictions for *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) and *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758). Journal Turk Zoology, 35: 79-85.

Palma, A., R. Figueroa, V. Ruíz, E. Araya & P. Berríos. 2002. Composición de la dieta de *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792) (Pisces: Salmonidae) en un sistema fluvial de baja intervención antrópica: Estero de Nonguén, VII Región, Chile. *Gayana*, 66 (2): 129-139.

Palma, A., R. Figueroa & V. Ruíz. 2009. Evaluación de Ribera y hábitat fluvial a través de índices QBR e IHF. *Gayana*, 73(1): 129-139.

Palstra, A. & J. Planas. 2013. *Swimming Physiology of Fish: Towards using exercise to farm a fit fish in sustainable aquaculture*. Heidelberg: Springer, pp. 429.

Peredo M., F. Martínez, V. Garófano, M. Atenas & F. Riestra. 2009. Base de datos eco-hidrologica de los ríos de Chile: una herramienta de gestión para los ecosistemas acuáticos. *Gayana* 73 (1): 57-63.

Peake, S. 2004. An Evaluation of the use of critical swimming speed for determination of culvert water velocity criteria for Smallmouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1472-1479.

Peake, S. & A. Ferrell. 2004. Locomotory behaviour and post-exercises physiology in relation to swimming speed, gait transition, and metabolism in free-swimming smallmouth bass *Micropterus dolomieu*. *Journal of Fisheries Management*, 24: 390-396.

Piferrer, F., A. Beaumont, J. Falguiere, P. Haffray & L. Colombo. 2009. Polyploid fish and shellfish: Production, biology and applications to aquaculture for performance improvement and genetic containment. *Aquaculture*, 293: 125-156.

Plaut, I. 2000. Effects of fin size in swimming performance, swimming behaviour and routine activity of Zebrafish *Danio rerio*. *The Journal of Experimental Biology*, 203: 813-820.

Plaut, I. 2001. Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 131 (A): 41–50.

Pompeu, P., A. Agostinho & F. Pelicice. 2012. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River research and Applications*, 28: 504-512.

Prenda, M. 2008. La adecuación de las escalas para peces para salvar obstáculos de distintas dimensiones: el caso de la presa de Los Melonares y el azud de Gargantafría (Río Viar, Sevilla). *Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*, 156-168.

Quintella, B., C. Mateus, J. Costa, I. Domingos & P. Almeida. 2010. Critical swimming speed of yellow- and silver-phase European eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Journal of Applied Ichthyology*, 26: 432-435.

Reig, A. 2001. Influencia de la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento y consumo de oxígeno de la dorada (*Sparus aurata* L.) (Tesis Doctoral). Universidad de Barcelona, Barcelona, España.

Reynolds, W. 1978. The final preferendum of fishes: shuttling behavior and acclimation overshoot. *Hydrobiologia*, 57: 123- 124.

Rodgers, E., R. Cramp, M. Gordos, A. Weier, S. Fairfall, M. Riches & C. Franklin. 2014. Facilitating upstream passage of small-bodied fishes: linking the thermal dependence of swimming ability to culvert desing. *Marine and Freshwater Research*, 65: 710-719.

Salas, D., D. Véliz & S. Scott. 2012. Morphological differentiation in the genus *Cheirodon* (Ostariophysi: Characidae) using both traditional and geometric morphometrics. *Gayana*, 76 (2): 142-152.

Santos, M., A. Silva, C. Katopodis, P. Pinheiro, A. Pinheiro, J. Bochechas & M. Ferreira. 2012. Ecohydraulics of pool-type fishways: getting past the barriers. *Ecological Engineering*, 48: 38-50.

Small, S. & D. Randall. 1989. Effects of Triploidy on the Swimming Performance of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences*, 46(2): 243-245.

Sobenes, C., A. García, E. Habit & O. Link. 2012. Mantención de peces nativos dulceacuícolas de Chile en cautiverio: Un aporte a su conservación *ex situ*. *Boletín de Biodiversidad de Chile*, 7: 27-41.

Stevens, E., A. Sutterlin & T. Cook. 1998. Respiratory metabolism and swimming performance in growth hormone transgenic Atlantic salmon. *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences* 55 (9): 2028-2035.

Vila, I. & E. Habit. 2015. Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *Fishes in Mediterranean Environments* 2: 1-19.

Walpole, R. & R. Myers. 1992. Probabilidad y estadística para ingenieros. Mc Graw Hill, 1: 415-425.

Walter, R., N. Ashton, R. Brown, S. Liss, A. Colotelo, B. Beirao, R. Townsend, Z. Deng & M. Eppard. 2016. Effects of a novel acoustic transmitter on swimming performance and predator avoidance of juvenile Chinook Salmon: Determination of a size threshold. *Fisheries Research*, 176: 48-54.

Webb, P. & C. Gerstner. 2000. Fish swimming behaviour: predictions from physical principles. *Biomechanics in Animal Behaviour* (Domenici, P. & Blake, R., eds.), pp. 59-77. BIOS Scientific, Oxford.

Williams, J., G. Armstrong, C. Katopodis, M. Larinier & F. Travade. 2012. Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River research and Applications*, 28(4): 407-417.

Yanase, K., S. Eayrs & T. Arimoto. 2007. Influence of water temperature and fish length on the maximum swimming speed of sand flathead, *Platycephalus bassensis*: Implications for trawl selectivity. *Fisheries Research*, 84: 180-188.

Yu, X., X. Zhang, Y. Duan, Z. Peidong & M. Zhenqing. 2010. Effects of temperature, salinity, body length, and starvation on the critical swimming speed of whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 157 (A): 392-397.

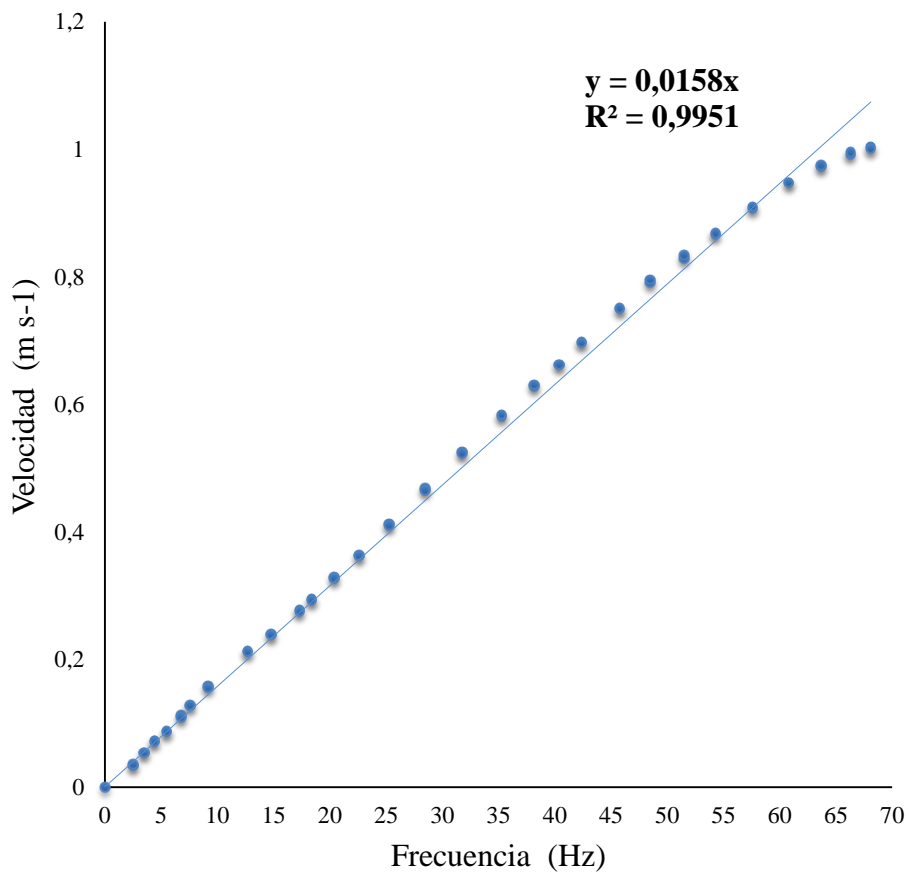
Zeng, L., Z. Cao, S. Fu, J. Peng & Y. Wang. 2009. Effects of temperature on swimming performance in juvenile southern catfish (*Silurus meridionalis*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 153 (A): 125-130.

9. Anexos

Anexo 1. Medias y desviación estándar de las variables ambientales registradas por el Multiparámetro (HANNA HI 769828)

	O ₂ (mg/L)	%DO	pH	Salinidad (ppm)	T(°C)	SDT	Conductividad
Media	7,85	81,69	7,79	0,05	15,00	96,50	144,50
D.E.	1,15	8,81	0,27	0,03	5,00	12,60	22,43

Anexo 2. Calibración respirómetro mediante equipo Valeport.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo 3. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Anova (*C. galusdae*)

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra		Velocidad Crítica (cm/s)
N		135
Parámetros normales ^{a,b}	Media	62,3346
	Desviación típica	10,94346
Diferencias más extremas	Absoluta	0,075
	Positiva	0,075
	Negativa	-0,064
Z de Kolmogorov-Smirnov		0,874
Sig. asintót. (bilateral)		0,430
a. La distribución de contraste es la Normal.		
b. Se han calculado a partir de los datos.		

Anexo 4. Cumplimiento de supuesto de Homogeneidad para Anova (*C. galusdae*)

Contraste de Levene sobre la igualdad de las varianzas error ^a			
Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)			
F	gl1	gl2	Sig.
1,733	8	126	0,097
Contrasta la hipótesis nula de que la varianza error de la variable dependiente es igual a lo largo de todos los grupos.			
a. Diseño: Intersección + T°C + Grupo + T°C * Grupo			

Anexo 5. Prueba *Post Hoc* para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Grupo de tallas para *C. galusdae*.

Comparaciones múltiples

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

HSD Tukey

(I) Grupo	(J) Grupo	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1	2	-7,1770*	1,42321	,000	-10,5525	-3,8015
	3	-16,7121*	1,52239	,000	-20,3228	-13,1014
2	1	7,1770*	1,42321	,000	3,80150	10,5525
	3	-9,5351*	1,48023	,000	-13,0458	-6,0244
3	1	16,7121*	1,52239	,000	13,1014	20,3228
	2	9,5351*	1,48023	,000	6,02440	13,0458

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

Anexo 6. Prueba *Post Hoc* para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Temperatura del agua *C. galusdae*.

Comparaciones múltiples

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

HSD Tukey

(I) Temperatura (°C)	(J) Temperatura (°C)	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
10	15	-6,2716*	1,46701	,000	-9,7509	-2,7922
	20	-10,8022*	1,46701	,000	-14,2816	-7,3229
15	10	6,2716*	1,46701	,000	2,7922	9,7509
	20	-4,5307*	1,46701	,007	-8,0100	-1,0513
20	10	10,8022*	1,46701	,000	7,3229	14,2816
	15	4,5307*	1,46701	,007	1,0513	8,0100

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

Anexo 7. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Anova (*P.irwini*).

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra		Velocidad Crítica (cm/s)
N		135
Parámetros normales ^{a,b}	Media	53,8600
	Desviación típica	18,24292
Diferencias más extremas	Absoluta	0,105
	Positiva	0,105
	Negativa	-0,056
Z de Kolmogorov-Smirnov		1,214
Sig. asintót. (bilateral)		0,105
a. La distribución de contraste es la Normal.		
b. Se han calculado a partir de los datos.		

Anexo 8. Cumplimiento de supuesto de Homogeneidad para Anova (*P.irwini*).

Contraste de Levene sobre la igualdad de las varianzas error ^a			
Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)			
F	gl1	gl2	Sig.
4,159	8	126	0,000
Contrasta la hipótesis nula de que la varianza error de la variable dependiente es igual a lo largo de todos los grupos.			
a. Diseño: Intersección + Grupo + T°C + Grupo * T°C			

Anexo 9. Prueba *Post Hoc* para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Grupo de tallas en *P. irwini*.

Comparaciones múltiples

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)						
HSD Tukey						
(I) Grupo	(J) Grupo	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
1	2	-10,6954*	1,89430	,000	-15,1881	-6,2026
	3	-31,5981*	1,54669	,000	-35,2665	-27,9298
2	1	10,6954*	1,89430	,000	6,2026	15,1881
	3	-20,9028*	1,89430	,000	-25,3955	-16,4100
3	1	31,5981*	1,54669	,000	27,9298	35,2665
	2	20,9028*	1,89430	,000	16,4100	25,3955

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

Anexo 10. Prueba *Post Hoc* para la variable Velocidad crítica de nado para el factor Temperatura del agua en *P. irwini*.

Comparaciones múltiples

Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)						
HSD Tukey						
(I) Temperatura (°C)	(J) Temperatura (°C)	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
10	15	-9,2578*	1,69431	,000	-13,2762	-5,2393
	20	-18,6402*	1,69431	,000	-22,6587	-14,6218
15	10	9,2578*	1,69431	,000	5,2393	13,2762
	20	-9,3824*	1,69431	,000	-13,4009	-5,3640
20	10	18,6402*	1,69431	,000	14,6218	22,6587
	15	9,3824*	1,69431	,000	5,3640	13,4009

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0,05.

Anexo 11. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Regresión Lineal múltiple (*C. galusdae*).

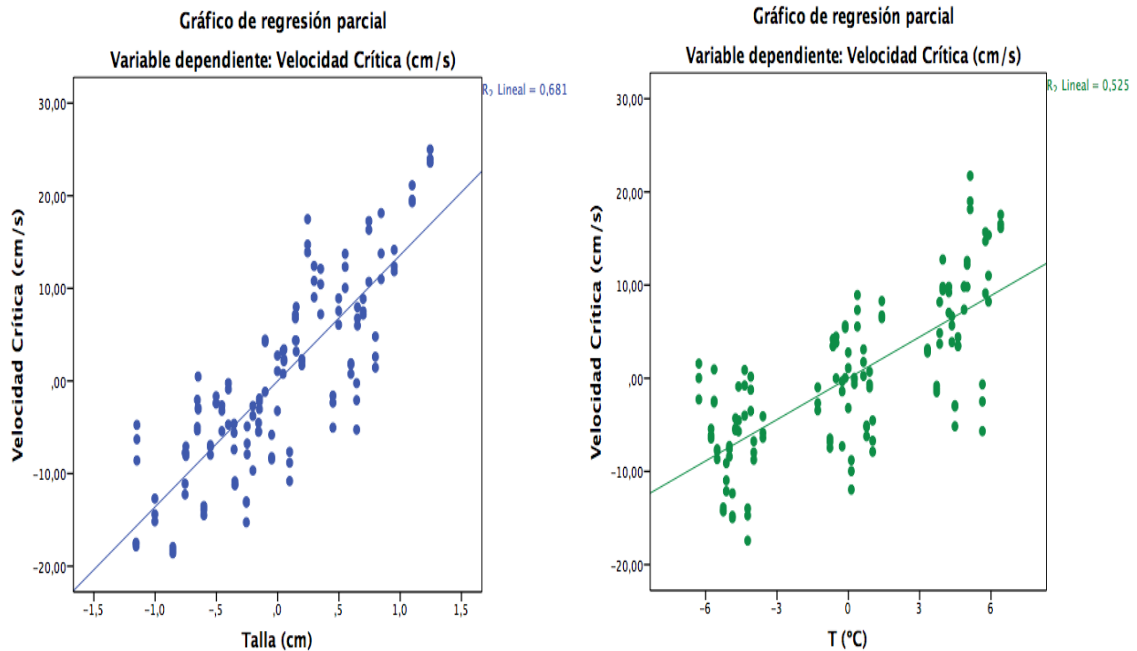
Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra

		Velocidad Crítica (cm/s)
N		135
Parámetros normales ^{a,b}	Media	62,3346
	Desviación típica	10,94346
Diferencias más extremas	Absoluta	0,075
	Positiva	0,075
	Negativa	-0,064
Z de Kolmogorov-Smirnov		0,874
Sig. asintót. (bilateral)		0,430

a. La distribución de contraste es la Normal.

b. Se han calculado a partir de los datos.

Anexo 12. Cumplimiento de supuesto de Linealidad para Regresión Lineal múltiple (*C. galusdae*).



Anexo 13. Cumplimiento de supuesto de Independencia para Regresión Lineal múltiple (*C. galusdae*).

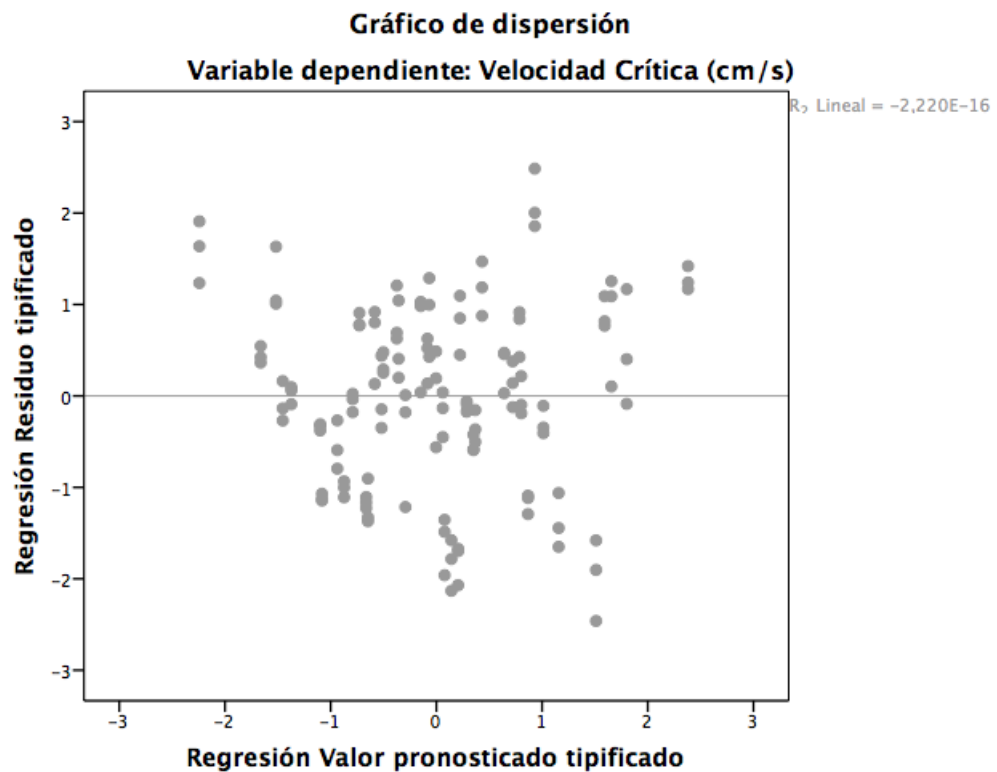
Resumen del modelo

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson
1	0,856 ^a	0,733	0,729	5,69362	1,885

a. Variables predictoras: (Constante), T (°C), Talla (cm)

b. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

Anexo 14. Cumplimiento de supuesto de Homocedasticidad para Regresión Lineal Múltiple (*C. galusdae*).



Anexo 15. Cumplimiento de supuesto de No colinealidad para Regresión Lineal múltiple (*C. galusdae*).

Modelo	Coeficientes				t	Sig.	Estadísticos de colinealidad	
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados				Tolerancia	FIV
	B	Error típ.	Beta					
(Constante)	-19,670	4,340			-4,533	0,000		
1 Talla (cm)	13,589	0,809	0,769		16,794	0,000	0,962	1,039
T (°C)	1,479	0,122	0,554		12,086	0,000	0,962	1,039

a. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

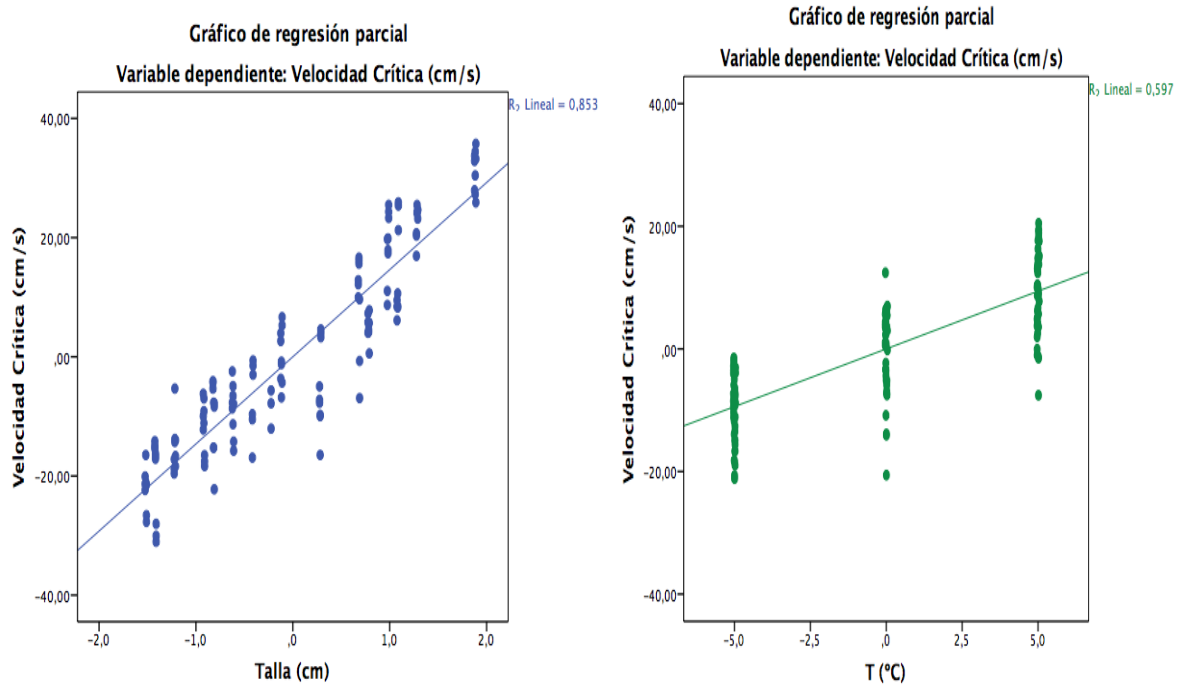
Anexo 16. Cumplimiento de supuesto de Normalidad para Regresión lineal múltiple (*P. irwini*).

Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra		
	Velocidad Crítica (cm/s)	
N	135	
Parámetros normales ^{a,b}	Media	53,8600
	Desviación típica	18,24292
Diferencias más extremas	Absoluta	0,105
	Positiva	0,105
	Negativa	-0,056
Z de Kolmogorov-Smirnov	1,214	
Sig. asintót. (bilateral)	0,105	

a. La distribución de contraste es la Normal.

b. Se han calculado a partir de los datos.

Anexo 17. Cumplimiento de supuesto de Linealidad para Regresión lineal múltiple (*P.irwini*).



Anexo 18. Cumplimiento de supuesto de Independencia para Regresión lineal múltiple (*P.irwini*).

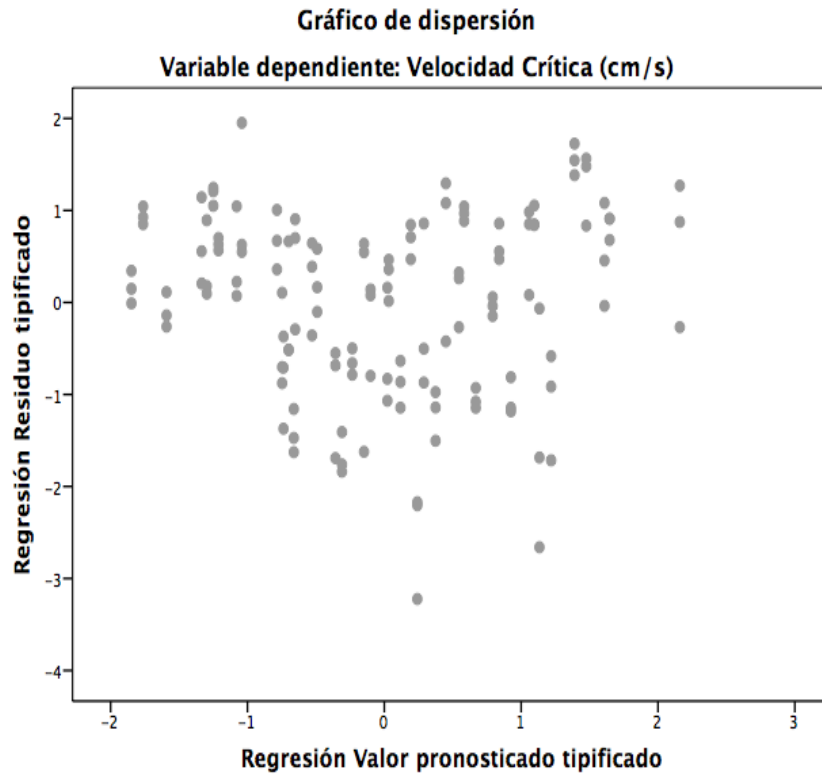
Resumen del modelo^b

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson
1	0,938 ^a	0,879	0,877	6,39051	1,560

a. Variables predictoras: (Constante), T (°C), Talla (cm)

b. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

Anexo 19. Cumplimiento de supuesto de Homocedasticidad para Regresión lineal múltiple (*P.irwini*).



Anexo 20. Cumplimiento de supuesto de No colinealidad para Regresión lineal múltiple (*P.irwini*).

Modelo	Coeficientes ^a					Estadísticos de colinealidad		
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.	Tolerancia	FIV	
	B	Error típ.	Beta					
1	(Constante)	-38,983	3,141	-	12,412	0,000		
	Talla (cm)	14,621	0,527	0,839	27,723	0,000	1,000	1,000
	T (°C)	1,884	0,135	0,423	13,980	0,000	1,000	1,000

a. Variable dependiente: Velocidad Crítica (cm/s)

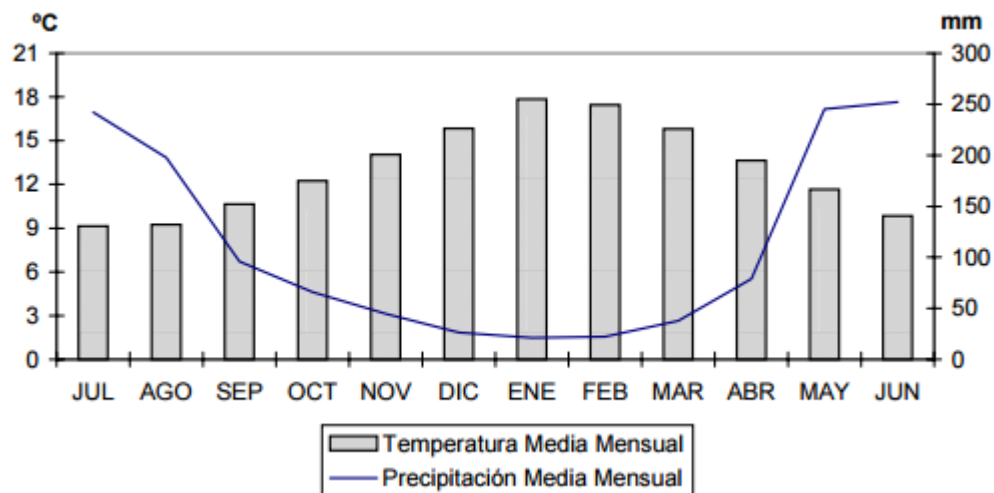
Anexo 21. Resumen de la velocidad crítica de natación (U_{crit}) de los salmónidos. Se indican rangos de tamaños de los individuos (CS= Chinook Salmon; SS = Sockeye Salmon; CT = Westslope Cutthroat Trout, CO = Coho Salmon, AS =Atlantic Salmon).

References	Species	n	FL (mm)	Weight (g)	U_{crit} (BL/s)	U_{crit} (cm/s)	Tag burden (%)
Adams et al. (1998)	CS	128	95-160	10-46	2.2-5.3		2.2-10.4
Anglea et al. (2004)	CS	156	122-198	22-99	3.7-4.9		1.4-6.7
Brown et al. (2006)	CS	189	94-125	7-23	4.3-4.7	47.5-51.2	3.2-10.0
	SS	196	101-133	8-15	4.1-4.3	46.1-48.6	4.6-8.4
Chittenden et al. (2009)	CO	82	105-142	(15-30)	(3.1-7.8)	(34.7-109.1)	(6.0-10.0)
Janak et al. (2012)	CS	102	98-135	9-31		(36.7-46.7)	1.9-2.6
Morrison et al. (2013)	CO	59	(117.4)	(19)	(4.2-6.1)	(49.2-69.2)	
Perry et al. (2013)	CS	167	81-139	6-30	3.6-10.8	44.6-98.4	1.4-7.9
Robertson et al. (2003)	AS	80	(143-144)	(29-32)	(7.8-8.8)		(2.4-2.5)
Zale et al. (2005)	CT	104	210-280*	81-207			0.5-5.3
Present study	CS	166	75-104	5-15	1.7-8.5	13.0-73.8	1.5-5.8

* Total length.

Fuente: Walter *et al.*, 2016

Anexo 22. Diagrama Ombrotérmico, Estación Meteorológica de Concepción. Año 2003-2004.



Fuente: Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Andalién, MOP, DGA, Diciembre 2004.