



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

RESPUESTAS DE LA ICTIOFAUNA NATIVA CHILENA AL EMBALSAMIENTO DE RÍOS PARA LA GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA



Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

ROCÍO JAVIERA BOCCALETTI IRIBARREN

Profesor guía: Dra. Evelyn Hábit C.

Profesor co-guía: Dr. Claudio Valdovinos S.

Comisión: Dr. Ricardo Figueroa y Dr. Mauricio Aguayo

Concepción, Chile
2021



“Respuesta de la ictiofauna nativa al embalsamiento producto de la generación hidroeléctrica”

PROFESOR GUÍA: Dra. EVELYN HABIT CONEJEROS

PROFESOR CO- GUÍA: Dr. CLAUDIO VALDOVINOS ZARGES

PROFESOR COMISIÓN: Dr. MAURICIO AGUAYO ARIAS

PROFESOR COMISIÓN: Dr. RICARDO FIGUEROA JARA



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, mayo 2021



ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE TABLAS.....	ii
ÍNDICE FIGURAS.....	iii
ÍNDICE GRÁFICOS.....	iv
AGRADECIMIENTOS.....	v
RESUMEN.....	vi
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO/ ANTECEDENTES.....	2
2.1 LA HIDROELECTRICIDAD EN CHILE.....	2
2.2 CENTRALES HIDROELÉCTRICAS DE EMBALSE EN LA ZONA RITRAL DEL RÍO BIOBÍO.....	6
2.3 CARACTERÍSTICAS E IMPORTANCIA DE LA ICTIOFAUNA DEL RÍO BIOBÍO.....	10
3. HIPÓTESIS.....	18
4. OBJETIVOS.....	18
5. METODOLOGÍA.....	19
5.1 Área de estudio.....	19
5.2 Recopilar antecedentes de la ictiofauna del río Biobío en la situación sin centrales de embalse hasta la actualidad.....	20
5.3 Analizar los cambios comunitarios y poblacionales de la fauna íctica desde la situación sin CH Angostura al presente en el tramo embalsado.....	21
5.4 Proponer recomendaciones para la protección de la ictiofauna nativa sometida a embalsamiento en el área de estudio.....	23
5.5 Digrama resumen de metodología.....	
6. RESULTADOS.....	24
6.1 ANÁLISIS COMUNITARIO.....	24
6.1.1 Análisis temporal de la comunidad de peces.....	26
6.1.1.1 Análisis exploratorio de la abundancia promedio anual en la zona ritral del área de estudio.....	29
6.1.1.2 Análisis exploratorio de la abundancia promedio anual en la zona ritral del área de estudio.....	
6.1.2 Análisis de índices comunitarios.....	37
6.1.2.1 Promedios anuales de índices de diversidad (Margalef d', Equidad de Pielou (J') y índice de equidad de Shannon (H'(log10)) de las estaciones intervenidas.....	
6.1.2.2 Análisis exploratorio de la abundancia promedio anual en la zona ritral del área de estudio.....	
6.2 ANÁLISIS POBLACIONAL.....	40
6.3 RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO DE LA ICTIOFAUNA	
6.3.1. Recomendaciones para el manejo de la fauna íctica en el área de estudio	
6.3.2. Manejo integrado de la fauna íctica de la zona ritral del río Biobío	
7. DISCUSIÓN.....	66

8.	CONCLUSIONES	71
9.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
10.	ANEXOS	84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Listado de especies nativas e introducidas descritas para la cuenca del río Biobío.....	13
Tabla N°2: Estaciones de muestreo de peces utilizadas.....	21
Tabla N°3: Listado de especies de peces encontradas en el área de estudio en el río Biobío entre 2007 y 2020.....	24
Tabla N°4: Abundancia promedio, disimilitud promedio de cada especie y contribución porcentual de las especies a la disimilitud promedio entre grupos de las diferentes etapas de la creación del embalse en la zona inundada.....	28
Tabla N°5: Abundancia promedio, disimilitud promedio de cada especie y contribución porcentual de las especies a la disimilitud promedio entre grupos de las diferentes etapas de la creación del embalse en la zona ritral.....	31
Tabla N°6: Medias de manejo propuestas por Colbún S.A. para la etapa de operación del Proyecto Central Angostura en su RCA N° 281/2009.....	46
Tabla N°7: Resumen de medidas de manejo en relación a la fauna íctica propuestas por Colbún S.A. y sus resultados conocidos hasta la actualidad.....	48
Tabla N°8: Tramos aptos para la relocalización de especies nativas con problemas de conservación según criterio de hábitat y atributos ecológicos y criterio de modelo de flujo génico.....	53
Tabla N°9: Tramos aptos para la relocalización de especies nativas con problemas de conservación según criterio de hábitat y atributos ecológicos y criterio de modelo de flujo génico en base a lo propuesto por PMAIFI.....	54
Tabla N°10: Resumen dieta alimentaria de especies más críticas.....	57
Tabla N°11: Resumen de propuestas para mejorar las condiciones de la fauna íctica en el área de estudio, incluye los puntos básicos de acción para poder llevar a cabo las propuestas formuladas.	60
Tabla N°12: Resumen de las medidas propuestas para el manejo integrado de la ictiofauna de la zona ritral del río Biobío.....	65
Tabla N°13: Potencial hídrico por cuenca.....	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1: Esquema de las partes de una central hidroeléctrica con embalsamiento.....	5
Figura N°2: Mapa de centrales hidroeléctricas en zona ritral del río Biobío.....	7
Figura N°3: Centran Hidroeléctrica Angostura y su embalse. Fuente: Colbun S.A. 2020.....	8
Figura N°4: Centran Hidroeléctrica Angostura y su presa. Fuente: Colbun S.A. 2020.....	8
Figura N°5: Área de estudio.....	20
Figura N°6. Gráfico ordenación multidimensional a escala no paramétrico para los datos de la comunidad de peces en el área de embalsamiento producto del embalse.....	27
Figura N°7: Gráfico de ordenación multidimensional a escala no paramétrico para los datos de la comunidad de peces pertenecientes a la zona ritral del alcance del estudio.....	30
Figura N°8: Esquema ilustrativo de la situación del área de estudio previo a la construcción de la Central Angostura.....	35
Figura N°9: Esquema ilustrativo de la situación del área de estudio posterior al inicio de funcionamiento de la Central Angostura.....	36
Figura N°10 : Variación anual (media \pm ES) del factor de condición (K) para las diez especies capturadas en los muestreos del área de estudio pertenecientes a la zona ritral de esta.....	40
Figura N°11: Variación anual (media \pm ES) del factor de condición (K) para las nueve especies capturadas en los muestreos del área de estudio pertenecientes a la zona embalsada de esta.....	42
Figura N°12: Modelo de flujo génico y desplazamientos para las poblaciones de <i>T. areolatus</i> en el área de estudio.....	50
Figura N°13: Modelo de flujo génico y desplazamientos para las poblaciones de <i>P. irwini</i> en el área de estudio.....	51
Figura N°14: Modelo de flujo génico y desplazamientos para las poblaciones de <i>D. nahuelbutaensis</i> en el área de estudio.....	52
Figura N°15: Modelo de flujo génico y desplazamientos para las poblaciones de <i>B. maldonadoi</i> en el área de estudio.....	53
Figura N°16: Panorama general zona ritral del río Biobío y sus futuras proyecciones.....	62
Figura N°17: Distribución de represas hidroeléctricas en Chile: (a) La ubicación de las represas en Chile a partir de 2018; y (b) Presas adicionales planificadas para 2050.....	85

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico N°1: Abundancia promedio de individuos por especie en las diferentes etapas del área de estudio en la zona de embalse.....	32
Gráfico N°2: Abundancia promedio de individuos por especie en las diferentes etapas del área de estudio para los ríos Biobío, Huequecura y Callaqui.....	33
Gráfico N°3: Índices comunitarios de las estaciones intervenidas directamente por la creación del embalse	38
Gráfico N°4: Índices comunitarios de las estaciones pertenecientes a la zona ritral del alcance del estudio.....	39
Gráfico N°5: Evaluación de la capacidad instalada de generación bruta por sistema en MW.....	84
Gráfico N°6: Proyección de la demanda eléctrica para el periodo 2019-2050.....	84
Gráfico N°7: Matriz de operación Biobío.....	86



AGRADECIMIENTOS

A mi madre y a mi padre, quienes me apoyaron en todo momento.

A Aliro, por dar el máximo apoyo y ayuda siempre.

A la profesora Evelyn, por todas las enseñanzas y motivación.

Y a aquellas personas, que estuvieron en el momento justo para alentarme.

¡¡Muchas gracias a todos!!



RESUMEN

La construcción de centrales hidroeléctricas de embalse a lo largo de la zona ritral del río Biobío ha cambiado drásticamente las características del hábitat, generando una clara fragmentación del río con tres grandes represas. Con esto, es esperable que la comunidad íctica nativa de la zona ritral del río se encuentre amenazada y restringida a los tributarios del tramo de la zona del Alto Biobío. Los cambios en los ensambles de peces debido a embalsamiento y fragmentación han sido escasamente considerados en los Estudios de Impacto Ambiental de las centrales hidroeléctricas de la cuenca del río Biobío. Para explorar cómo el conjunto de peces de este tramo ritral ha respondido a los sucesivos embalsamientos, se realizó una investigación que aborda el cambio temporal de la fauna íctica del lugar. Para ello, se realizaron análisis considerando información temporal previa a la construcción de la central hidroeléctrica Angostura hasta la actualidad. Esta central se encuentra construida en el tramo ritral del río Biobío y su confluencia con el río Huequecura y está operativa desde el año 2014. El estudio se llevó a cabo utilizando análisis comunitarios multivariados, incluyendo el cambio en el tiempo de los ensambles de peces y del hábitat (de río a embalse). Adicionalmente, se realizaron análisis poblacionales de las especies presentes, mediante la condición Corporal (IC) para conocer su estado de salud. Se encontró que el ensamble íctico nativo ritral está expuesto a una fuerte fragmentación de su hábitat, lo que ha llevado a una importante reducción en la abundancia de especies como *Diplomystes nahuelbutaensis* y *Trichomycterus areolatus*. Además, en la zona de embalse, el ensamble de peces típicamente ritral, ha sido reemplazado por uno de tipo limnético, colonizada por especies de alta capacidad de invasión como lo son los salmónidos; pero también por especies nativas como *Cheirodon galusdae* y *Galaxias maculatus*. Por su parte, los principales resultados de los análisis poblacionales realizados, tanto en la zona ritral, como embalsada son negativos, es decir, la condición corporal (IC) de las especies nativas disminuyó para todas las especies que estaban presentes previo a la construcción del embalse. Finalmente, se realiza la propuesta de una serie de medidas de manejo que permitan mejorar la situación actual de la fauna íctica en el área de estudio y en la zona ritral del río Biobío. Entre ellas destacan medidas como el manejo de

salmónidos y la conservación de áreas de alto valor para la fauna íctica, como lo son los tributarios de los embalses en Alto Biobío, dentro de ellos se encuentran los ríos Huequecura, río Queuco, Río Quilme que próximamente será embalsado producto de una central de embalse en su confluencia con el río Biobío, entre otros tributarios de la zona. Es por todo lo anteriormente mencionado que surge urgencia de gestión integrada de la cuenca del río Biobío para proteger la ictiofauna nativa.



1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento económico de la región del Biobío está íntimamente ligado a la cuenca del río Biobío, en la que se desarrollan las principales actividades productivas de significancia económica y social de la región (González et al., 2020). Entre ellas destaca la generación de hidroelectricidad, predominante tanto en la actualidad como en las proyecciones hechas por el gobierno en el plan energético a largo plazo propuesto por el Ministerio de Energía. Esto se debe a que los sistemas fluviales de la zona centro poseen áreas de alta elevación donde experimentan precipitaciones elevadas, tienen altas tasas de escorrentía, lo que hace que tanto el clima como la geomorfología de la región sean propicias para la generación de energía a través de la hidroelectricidad. (Habit et al., 2019).

La generación de energía por medio de centrales hidroeléctricas que generan embalsamiento de las aguas interrumpe la conectividad fluvial, mediante la construcción de barreras físicas (presas), alterando el régimen de flujo natural (Ward y Stanford, 1995). El impacto de la barrera a menudo incluye cambios de hábitat tanto aguas arriba como aguas abajo, así como cambios en el régimen de flujo, transporte de sedimentos y temperatura del agua. (Liermann et al., 2012 ; Rosenberg, 1997). Estos cambios en el tipo de hábitat a menudo pueden conducir a cambios en la abundancia de especies. (Hanks y Hartman, 2018 ; Hu et al., 2015). Las poblaciones que permanecen en lados opuestos de una barrera probablemente perderán diversidad genética y experimentarán aumentos en su estructuración o distanciamiento genético. La pérdida de diversidad genética puede conducir a una disminución en la capacidad de las poblaciones para adaptarse a los cambios en el entorno local, lo que en última instancia conduce a una disminución en el tamaño de la población y un mayor riesgo de extirpación. (Horreo et al., 2011 ; Morita et al., 2009 ; Neraas y Spruell, 2001 ; Nielsen et al., 1997).

Es por todo esto que el monitoreo de las comunidades y poblaciones de peces debe ser primordial para comprender cómo los cambios de conectividad inducidos por el hombre las afectan y, puede proporcionar información valiosa

para la gestión y conservación de la población de peces (Fagan, 2002; Letcher et al., 2007). Dado lo anteriormente mencionado, este estudio se centra en evaluar el cambio en la comunidad íctica de los ríos Biobío y Huequecura, que desde el año 2014 han pasado de ser un hábitat típicamente ritral a un hábitat de tipo limnético debido al embalsamiento generado por la Central Hidroeléctrica Angostura.

2. MARCO TEÓRICO/ ANTECEDENTES

2.1 La hidroelectricidad en Chile

El sector eléctrico en Chile está regido por la Ley General de Servicios Eléctricos en la que el organismo público responsable del sector es el Ministerio de Energía, que debe llevar adelante los planes, políticas y normas para el desarrollo del sector eléctrico. (Ministerio de energía, 2020). El sistema eléctrico de Chile está constituido por tres sectores que hacen posible la disposición de energía eléctrica: sistema de generación, sistema de transmisión y sistema de distribución.

El sector de generación es el que corresponde a la producción de energía eléctrica a través de distintas tecnologías (térmicas, hídricas, solares, entre otras). Aquí las empresas generadoras deben coordinar la operación de sus centrales a través del Coordinador Eléctrico Nacional (CEN) que tiene como función principal programar el despacho de las centrales de manera de satisfacer la demanda en todo momento al menor costo posible. (Comisión Nacional de Energía, 2019). La distribución de la energía eléctrica se realiza mediante el Sistema Eléctrico Nacional (SEN), y dos sistemas medianos, el Sistema eléctrico de Magallanes y Aysén (SEM y SEA respectivamente). Estos tres sistemas operan actualmente bajo una capacidad instalada bruta de generación hidroeléctrica en el país, la que al año 2019 ascendía a 25.406 MW. De éstos 25.212 MW (99,2%) corresponden al SEN y el restante 0,8% se reparte entre los Sistemas Eléctricos Medianos. (SEA y SEM) (ver gráfico N°5 en anexos) (Comisión Nacional de Energía, 2019). La proyección de demanda para el sector eléctrico en los planes de desarrollo energético a largo plazo del país, se ve un aumento en la demanda de electricidad en cualquiera de los tres escenarios de

demanda (alta, media y baja) de ésta (Ver el gráfico N°6 en anexos). (Ministerio de Energía, 2019).

La energía hidroeléctrica es una fuente de energía renovable derivada de la energía potencial o cinética del agua, al mover el agua de elevaciones más altas a más bajas. La energía hidroeléctrica tiene una de las mejores eficiencias de conversión de todas las fuentes de energía conocidas, para las centrales eléctricas modernas esto es típicamente mayor al 90%. (Letcher, 2018). Una planta hidroeléctrica incluye comúnmente estructuras civiles para recolectar, almacenar y transportar agua y, componentes mecánicos y eléctricos para convertir energía cinética en energía mecánica y eléctrica. Generalmente se clasifican en cuatro tipos principales: Centrales hidroeléctricas de pasada, Centrales hidroeléctricas con embalse, Centrales hidroeléctricas con bombeo y Turbinas hidrocinéticas. (Letcher, 2018). Este estudio tiene como foco las plantas hidroeléctricas con embalse, las que incluyen una presa y un depósito para incautar agua, que se almacena y libera más tarde cuando es necesario, los que generalmente están diseñados para el almacenamiento estacional, para suministrar agua durante las estaciones secas. (Lobo y Santos, 2019). Dada su capacidad para controlar los flujos de agua, los depósitos de almacenamiento a menudo se construyen como sistemas multipropósito, proporcionando beneficios adicionales como control de inundaciones, suministro de agua, riego, navegación, y recreación. (Letcher, 2018).

La generación de energía hidroeléctrica en la zona central del país es predominante, tanto en la actualidad, como en las proyecciones esperadas por el gobierno. Esto se debe a que los sistemas fluviales de la zona centro poseen áreas de alta elevación en la zona andina, donde experimentan precipitaciones elevadas, escorrentía y fluyen a poca distancia de la costa, lo que hace que tanto el clima como la geomorfología de la zona sean propicias para la hidroelectricidad (Habit et al., 2019). Actualmente, existen 137 represas en las redes fluviales de Chile (Figura 17 a en anexos). La mayoría de estas represas (67%) se encuentran en la región del valle central del país. (Habit et al., 2019). En general, hay 126 represas en la región central de Chile, que generan el 25%

de la energía hidroeléctrica del país. Para 2050, el número de represas hidroeléctricas aumentará en 1,467, proporcionando 101.32 MW adicionales de electricidad. Se construirán muchas represas nuevas en la región central y sur del país. (Figura 17 b en anexos) (Habit et al., 2019). En Chile, a diciembre de 2019, existen 6.679 MW de capacidad instalada hidroeléctrica, alcanzando cerca de un 28% de la capacidad instalada total del país. (Ministerio de Energía, 2016.) De acuerdo al estudio de cuencas del Ministerio de Energía, en Chile existe un potencial hidroeléctrico de 15.938 MW, concentrando el mayor potencial en la cuenca del Biobío con un 18%, Baker con un 12% y Palena con un 11%. (Ministerio de Energía, 2016). (Ver tabla N°13 de anexos).

El foco de este estudio estará en la región del Biobío, la que, a diciembre del 2017, poseía una capacidad instalada de 4.792 MW en 68 centrales, de los cuales 3.162 MW provienen de energías renovables. (Ministerio de Energía, 2020). Con respecto a la matriz energética de la región, predomina la generación de energía por medio de hidroelectricidad, seguido de carbón y petróleo mayoritariamente. (Arriagada et al., 2020). La explotación del recurso hidroeléctrico de la cuenca del río Biobío se realiza principalmente en la subcuenca del río Laja, donde se ubican 5 centrales: Abanico, El Toro, Antuco, Rucúe y Laja. En la subcuenca del río Duqueco se encuentran las centrales Peuchén y Mampil y, por último, en la subcuenca del río Biobío, se ubican las centrales Ralco, Pangué y Angostura. (Arriagada et al., 2020). Actualmente existen 17 centrales hidroeléctricas en la cuenca el río Biobío, las que son principalmente centrales de pasada, con excepción de la central El Toro que utiliza el lago Laja como embalse y las 3 centrales de alto Biobío que son de embalse: Ralco, Pangué y Angostura. Estas últimas indudablemente modificaron estructuralmente las características naturales de una zona de ritrón (de alta pendiente y aguas oxigenadas) a un sistema tipo lacustre, con tasas de renovación reguladas. (Arriagada et al., 2020).

El modo de operación de una central hidroeléctrica de embalse se ilustra en la Figura N°1. En ella, el punto 1 indica donde ingresa el agua a las tuberías que la conducen hasta la turbina (conducción corta en acero o larga con túneles blindados de hormigón). En el punto 2, el agua llega hasta las turbinas con una fuerza determinada, produciendo el movimiento de las mismas, lo que hace girar

los generadores eléctricos (punto 3) y producen la electricidad que se transforma en el punto 4, elevando su tensión para poder transportarla en largas distancias con menos pérdidas. Finalmente, en el punto 5 el agua se restituye al río. (Lobo y Santos, 2019).

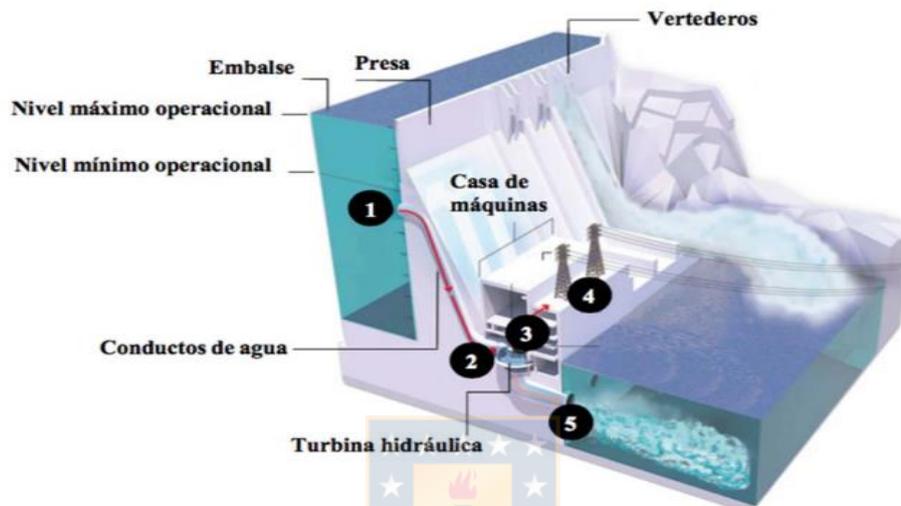


Figura N°1: Esquema de las partes de una central hidroeléctrica con embalsamiento.

Fuente: Lobo y Santos, 2019.

En estos casos, las operaciones que involucran el almacenamiento de agua causan una alteración importante en los caudales naturales de los ríos aguas debajo de la presa. (Couto y Olden, 2018). Los proyectos hidroeléctricos de embalse generalmente conducen a cambios en el régimen de flujo anual. (Letcher, 2018). Además, la presa genera la pérdida de conectividad, la cual es considerada una de las mayores amenazas para la conservación de sistemas fluviales en todo el mundo. Estos cambios afectan tanto los regímenes hidrológicos, como de sedimentos, temperatura, la forma del canal, el ciclo de nutrientes, interacciones con llanuras de inundación, todo lo cual impacta la biota fluvial. (Díaz, et al., 2019).

2.2 Centrales hidroeléctricas de embalse en la zona ritral del río biobío

Con respecto a las centrales con embalse en funcionamiento en alto Biobío, se encuentran tres centrales con grandes embalsamientos correspondientes desde aguas arriba hacia aguas abajo: (a) Central Hidroeléctrica Ralco, la que posee la mayor potencia de las tres con 690 MW, en funcionamiento desde el año 2004, (b) Central Pangué, con una potencia de 467 MW, en funcionamiento desde el año 1998 y (c) Central Angostura con una potencia de 323,8 MW, que se encuentra funcionando desde el año 2014. Además de, estas centrales, existe una cuarta central de embalse con una RCA favorable y en construcción, la central Rucalhue (d), aguas abajo de la central Angostura. También cabe mencionar que existe otro proyecto en calificación por el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), una central hidroeléctrica de pasada en el río Huequecura. Estas represas se encuentran al sureste de la ciudad de Santa Bárbara como se muestran en la Figura N°2, siendo la central Ralco es la que genera el embalse más grande. (Arriagada, et al., 2020).



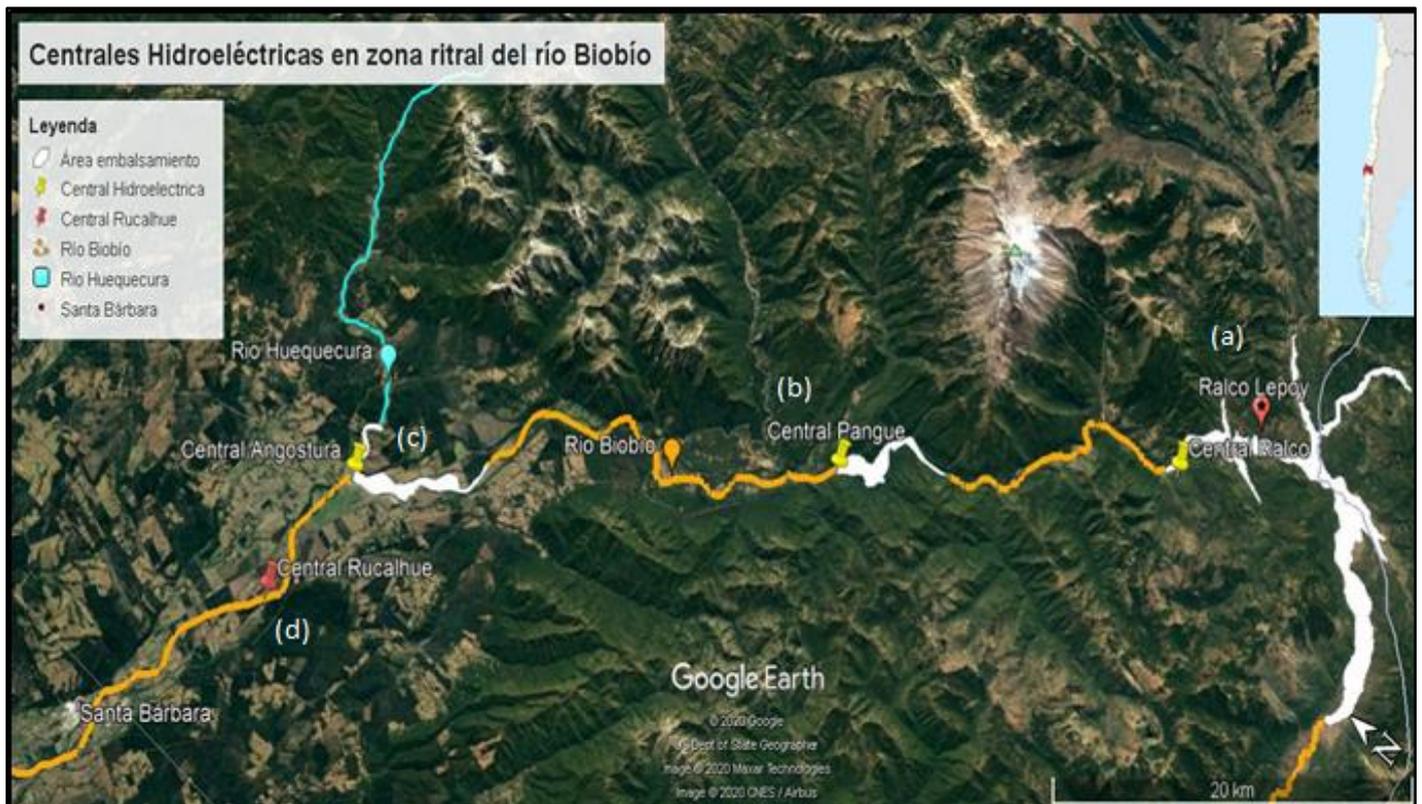


Figura N°2: Ubicación de las centrales hidroeléctricas de embalse en zona rítral del río Biobío.

Fuente de Elaboración propia desde Google Earth.

Esta investigación se focaliza en la Central Hidroeléctrica Angostura, cuyo Titular es Colbún S.A. Corresponde a una central de embalse que comenzó su funcionamiento el año 2014. Administrativamente se localiza en las comunas de Quilaco y Santa Bárbara, en la Provincia y región del Biobío. Esta central considera la ejecución de una presa emplazada en la confluencia de los ríos Biobío y Huequecura, lo que genera un embalse de 5 kilómetros de largo por el río Huequecura y de 16 kilómetros de largo por el río Biobío. El embalse produce una inundación de un total de 641 hectáreas a su cota de operación normal (180 hectáreas corresponden a los cauces de los ríos Huequecura y Biobío). El volumen total embalsado es de aproximadamente 100 millones de metros cúbicos, con una profundidad de 50 metros en las cercanías del muro. El punto de restitución está ubicado a 120 metros aguas abajo de la presa que posee una altura de 50 metros, como muestran las figuras N° 3 y 4. (Colbún S.A., 2008). La central está concebida para operar con una limitada capacidad de regulación de caudal, lo que significa se adapta a la variación de demandas del Sistema

Eléctrico Nacional y posee una regulación horaria que se manifiesta en aproximadamente un metro de variación bajo del nivel máximo de operación en cota 317 m.s.n.m. (Colbún S.A., 2008).



Figura N°3: Centran Hidroeléctrica Angostura y su embalse.

Fuente: Colbún S.A. 2020.



Figura N°4: Centran Hidroeléctrica Angostura y su presa.

Fuente: Colbún S.A. 2020.

El EIA de la Central Angostura fue ingresado el 2008 y aprobado el año 2009 mediante RCA N° 281. Además, se presentaron 3 Adendas, lo cual consta en su expediente ambiental (<https://seia.sea.gob.cl/archivos/RCA-Angostura.PDF>). Entre los impactos negativos que menciona están los relacionados con la ictiofauna. Uno de ellos es “Pérdida del hábitat de fauna íctica por la operación de la central” y el otro es “interrupción del desplazamiento de fauna íctica por la operación de la central”. (Colbún S.A. 2008).

Las medidas de manejo propuestas por parte de la Central Angostura, en relación al manejo de la ictiofauna fueron:

a) Medidas de Mitigación en etapa de construcción: Desarrollo de planes de rescate y relocalización de Peces para las especies nativas, el que tiene por objeto mitigar el impacto a generar sobre dicha fauna íctica con problemas de conservación.

b) Medidas de Reparación y/o Restauración: Desarrollo de programas de siembra de peces que privilegia el desarrollo de las poblaciones de especies nativas.

c) Medidas de Compensación: Elaboración de un documento de divulgación acerca de los aspectos de la biología, ecología y distribución geográfica de los peces de la cuenca que presentan problemas de conservación biológica. Lo que incluye el desarrollo de líneas de investigación en biota acuática y calidad de agua, que buscan aumentar el conocimiento acerca de la biología de las poblaciones de peces con problemas de conservación.

Las medidas de manejo más utilizadas en Chile que apuntan a mejorar las condiciones de la ictiofauna son:

- **Medidas de Mitigación**: Desarrollo de planes de rescate y relocalización de Peces para las especies nativas, el que tiene por objeto mitigar el impacto a generar sobre dicha fauna íctica con problemas de conservación.

- Medidas de Reparación y/o Restauración: Generación de hábitat (áreas de refugio, desove, entre otras) para las especies más comprometidas en su conservación, desarrollo de programas de siembra de peces que privilegia el desarrollo de las poblaciones de especies nativas.
- Medidas de Compensación: Promoción y creación de áreas preferenciales de pesca, orientada a promover la pesca de especies introducidas predatoras y la creación de áreas de conservación para a ictiofauna nativa.

2.3 Características e importancia de la ictiofauna del río biobío

La biodiversidad nos rodea, nos incluye y nos sostiene. Somos parte de la biodiversidad. Chile es tremendamente variado con respecto a esta en su territorio continental, que abarca más de 4.000 kilómetros de norte a sur, posee extensos desiertos, altas montañas, un territorio marítimo de gran extensión; bosques densos y llenos de vida, pampas y glaciares. (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

Existen algunas hipótesis sobre el rol de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas en general. Se ha observado que sistemas ecológicos con altos niveles de diversidad son típicamente más resilientes que aquellos con menor diversidad. (Ministerio del Medio Ambiente, 2018). La resiliencia es la capacidad de un ecosistema para mantener sus patrones normales de ciclo de nutrientes y producción de biomasa después de haber sido sometido a daños causados por una perturbación ecológica, se usa para describir la capacidad de un sistema para continuar funcionando en medio de una perturbación y recuperarse de ella. (Levin, 2015). Esto podría ser fundamental para la conservación de los ecosistemas en la actualidad. Sumado a ello, el reciente conocimiento ecológico ha demostrado la relativa fragilidad de los sistemas humanos y su absoluta dependencia del mundo natural. (Rivera et al., 2010). Así también, desde la perspectiva del concepto de “valor intrínseco de la biodiversidad”, se asume que ésta tiene un valor por sí misma y, en

consecuencia, existe una responsabilidad ética de respetar las múltiples formas de vida. (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

Es importante mencionar que las funciones del ecosistema están determinadas por el rol de cada una de las especies, que a su vez mantienen los procesos. Por ende, los cambios en la composición de especies y en su abundancia relativa, tienen un impacto directo sobre la estructura del ecosistema en términos de dinámica de comunidades, que puede generar cambios en el funcionamiento de los ecosistemas. (Pla et al., 2012) y los bienes y servicios que prestan. (Francisco y De la Cueva, 2017). Es por estas razones que mantener la biodiversidad es fundamental para asegurar la vida sostenible del humano, mediante la mantención de ecosistemas tanto terrestres como acuáticos.

La historia geológica de Chile ha contribuido a su fauna acuática única, en particular las especies de peces nativos han conservado características primitivas y endémicas. La ictiofauna de agua dulce nativa de Chile está compuesta por 12 familias; 17 géneros; y 46 especies. (Campos et al, 1993), de las cuales 52% están en peligro de extinción. (Vila y Habit, 2015). La mayoría de los peces nativos son de cuerpo pequeño y tienen rangos de distribución estrechos con hábitat hidráulico específico y requisitos de alimentación. (Habit et al., 2020). Los peces de agua dulce son un grupo de vertebrados acuáticos relevantes debido a el rol que cumplen en mantener el funcionamiento de los ecosistemas de ríos y lagos. Donde las múltiples relaciones con otros organismos en las tramas alimentarias, los hacen excelentes indicadores de la integridad o “salud” de todo el ecosistema. (Habit et al., 2020).

Además, los peces de agua dulce nativos de Chile también son relevantes en términos evolutivos porque poseen un conjunto de características que los destaca a nivel mundial, donde existen pocas especies (46 en total en todo el país), tienen un altísimo grado de endemismo (~80%) y existen especies muy primitivas dentro de su grupo (por ejemplo, los bagres o peces gato del género *Diplomystes*, comúnmente llamados “Tollos”). (Habit et al., 2020). De las 46 especies de peces que existen en Chile (incluyendo dos especies de lampreas o “peces sin mandíbula”), el 78% se encuentran clasificadas en las categorías de mayor preocupación de conservación: “En peligro crítico” (una especie), “En peligro” (23 especies) y “Vulnerable” (12 especies). (Habit et al., 2006). Este

delicado estado de conservación de los peces nativos de aguas continentales, sumado a su alto endemismo e importancia social, ecológica y evolutiva, hacen que deba ser un conjunto de especies de enorme preocupación y cuidado. (Habit et al., 2020). A pesar de todas esas características, los peces nativos de aguas continentales de Chile son muy poco conocidos, ya que prácticamente no son utilizados en las actividades de pesca o acuariofilia. Entre las pocas especies nativas que se pescan y consumen, se encuentran los pejerreyes y la perca trucha o trucha criolla. Sin embargo, la mayoría de las especies nativas de aguas continentales son de muy pequeño tamaño corporal, incluso cuando son adultos (no más de 15 centímetros de longitud total, es decir, desde el hocico hasta la aleta caudal). (Habit et al., 2020).

Los peces nativos que habitan la cuenca del Río Biobío son, en particular, un conjunto de especies considerado de muy alto valor de conservación en Chile. La razón es que este río alberga el mayor número de especies (mayor riqueza) que se ha descrito para un único sistema fluvial en todo el país. (Habit et al., 2020). En total, se ha registrado la presencia de 18 especies de peces nativos en la cuenca del Río Biobío, como también habitan cinco especies introducidas como se muestra en la Tabla N°1. Asimismo, no sólo se ha descrito la mayor riqueza de especies, sino que también la existencia de especies que habitan exclusivamente en este sistema fluvial: el bagre (*Trichomycterus chiltoni*) y la Carmelita de Concepción (*Percilia irwini*). (Habit et al., 2020).

Las especies que parecen estar más comprometidas en su conservación en este sistema fluvial son: Tollo (*Diplomystes nahuelbutaensis*), Bragrecito (*Bullockia maldonadoi*) y Carmelita de Concepción (*Percilia irwini*), encontrándose en peligro de extinción (SERNAPESCA, 2020). Ello se debe a que están restringidas a áreas específicas dentro de la cuenca y la mayoría ya no se encuentran en el cauce principal del río Biobío. Esto sería causado por la fragmentación del hábitat debido a centrales hidroeléctricas, quedando estas especies restringidas a tributarios del río Biobío. A esta fuerte presión ejercida por las centrales hidroeléctricas sobre las especies de las zonas ritrales del río, se suma a la persistente presión por competencia y depredación que ejercen las especies introducidas en el sistema.

Tabla N°1: Listado de especies nativas e introducidas descritas para la cuenca del río Biobío. Para cada especie se indica su clasificación taxonómica y nombre científico completo. Además, se indica su nombre común, si es endémica de Chile, su estado de conservación según el último proceso de clasificación del Ministerio del Medio Ambiente y su distribución en Chile (R: río; P: Península).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Endemismo en Chile	Estado de conservación	Distribución en Chile
Especies nativas						
Petromizontyformes	Geotridae	<i>Geotria australis</i> Gray, 1851	Lamprea de bolsa	No	Vulnerable	R. Maipo – Tierra del Fuego
	Mordaciidae	<i>Mordacia lapicida</i> Gray, 1851	Lamprea	SI	En peligro	R. Aconcagua – P. de Brunswick
Characiformes	Characiformes	<i>Cheirodon galusdae</i> Eigenmann, 1928	Pocha	SI	Vulnerable	R. Maule – R. Imperial
Siluriformes	Nematogenyidae	<i>Nematogenys inermis</i> (Guichenot 1848)	Bagre grande	SI	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Imperial
	Trichomycteridae	<i>Bullockia maldonadoi</i> (Eingenmann, 1928)	Bagrecito	SI	En peligro	R. Itata – R. Cautín
		<i>Trichomycterus areolatus</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre	No	Vulnerable	R. Huasco – Chiloé
		<i>Trichomycterus chiltoni</i> (Eingenmann, 1928)	Bagre	SI	En peligro y rara	R. Biobío y R. Andalién
Diplomystidae	<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i> Arratia, 1987	Tollo	SI	En peligro	R. Biobío – R. Imperial	
Galaxiformes	Galaxiidae	<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns, 1842)	Puye	No	Maule al norte: Vulnerable, Biobío al sur: Preocupación menor	R. Aconcagua – Tierra del Fuego
		<i>Brachygalaxias bullocki</i> (Regan, 1908)	Puye chico	SI	Preocupación menor	R. Maule – Chiloé
		<i>Aplochiton zebra</i> Jenyns, 1842	Peladilla	No	En peligro	R. Biobío – Tierra del Fuego
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Basilichthys microlepidotus</i> (Jenyns, 1841)	Pejerrey	SI	Maule al norte: Vulnerable Biobío al sur: Casi amenazado	R. Huasco – Chiloé
		<i>Odontesthes mauleanum</i> (Steindachner, 1896)	Cauque	SI	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Maullín
		<i>Odontesthes brevianalis</i> (Günther, 1880)	Cauque de estuario	SI	Vulnerable	R. Choapa – R. Maullín
Perciformes	Percichthyidae	<i>Percichthys trucha</i> (Valenciennes, 1833)	Perca trucha	No	Maule al norte: Casi amenazado Biobío al sur: Preocupación menor	R. Aconcagua – Tierra del Fuego
		<i>Percichthys melanops</i> Girard, 1855	Perca negra	SI	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Biobío
	Perciliidae	<i>Percilia irwini</i> Eigenmann, 1928	Carmelita de Concepción	SI	En peligro	R. Biobío y R. Andalién
Mugiliforme	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Lisa	No	Preocupación menor	R. Huasco - Chiloé
Especies Introducidas						
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Trucha arcoíris	-	-	Chile y Tierra del Fuego
		<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Trucha café	-	-	Chile y Tierra del Fuego
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Carpa común	-	-	R. Quilimarí – R. Bueno
		<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Pez dorado	-	-	R. Aconcagua, Maipo, Andalién y Biobío
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)	Gambusia	-	-	R. Copiapó – R. Bueno

Fuente: Habit et al., 2020

La introducción de especies exóticas y su expansión en Chile se da desde el siglo XIX y está asociada a actividades comerciales, deportivas, ornamentales y de control biológico (Iriarte et al.,2005). Las truchas arcoíris y café (*O. mykiss* y *S. trutta*) llegaron con el fin de utilizarlas para la pesca deportiva (Basulto,2003). En particular, las truchas han logrado una amplia distribución debido a su capacidad invasora (Habit et al., 2012), excediendo el rango de distribución de todas las especies nativas. (Habit, et al., 2015). Estas especies son de mayor tamaño que las especies nativas, tienen hábitos tróficos generalistas en sus etapas maduras y se alimentan o compiten por los recursos con los peces nativos.(Habit et al., 2015). Actualmente, existe una amplia evidencia que sugiere que estas interacciones afectan negativamente la abundancia y distribución de especies nativas.(Habit, et al., 2010). Esta tendencia sugiere un futuro predominio de especies exóticas y, por lo tanto, la homogeneización funcional de los conjuntos de peces. (Pool y Olden,2012).

Uno de los principales impactos ambientales sobre el medio acuático debido a la construcción y operación de una central hidroeléctrica corresponde a la interrupción del libre desplazamiento de la fauna de peces y a la alteración del hábitat. (García de Jalón et al. 1993). En primera instancia, la alteración del hábitat acuático es provocada por las obras propias de la construcción, mientras que, en una segunda etapa, la operación de la misma implica cambios en el caudal y barreras en el curso de agua. Ambas acciones pueden generar cambios significativos en la estructura de las comunidades biológicas, así como la alteración de características poblacionales de cada una de las especies presentes en el área. (Habit et al., 2002). En el corto plazo se han registrado reducciones en la abundancia de individuos migratorios en las corrientes principales debido al bloqueo del curso del río por la presa de la central y a largo plazo, se produce una diversificación genética de especies aisladas. (Habit et al., 2019).

Estudios científicos respaldan experimentalmente que existen diferencias temporales significativas en el conjunto de peces, que refleja con precisión los cambios en el ensamble de peces posteriores a la creación de un embalse. (Liu et al., 2012). Antes del embalse, el conjunto de peces es diverso e incluso, con especies tanto lólicas como lénticas. Luego, debido al entorno léntico causado

por el embalse, este ya no puede satisfacer los requisitos ecológicos de especies lólicas y las obliga a moverse aguas arriba para encontrar un hábitat adecuado. También se evidencia que las especies lénticas se convierten en las nuevas especies dominantes años después de la construcción de un embalse. (Liu et al., 2012). Las especies que aumentan en el tiempo con la generación de un embalse son de cuerpo más grande en comparación con otras especies, esto implica cambios en la estructura del tamaño del cuerpo. (Liu et al., 2012). En general la literatura explica que la ictiofauna en un embalse estará dominada por especies de gran capacidad de dispersión e invasión, las que realizan movimientos migratorios cortos o nulos y que posean fertilización externa. (Schork y Zaniboni, 2017).

Las comunidades líticas debido a la extensión que ocupan en la cuenca hidrográfica, incluidas las rutas de migración a áreas críticas para completar ciclos de vida, además de, una demanda de hábitats específicos, con refugio y alimentos adecuados como áreas de desove y viveros se ven sometidas a una fuerte dependencia en su estrategia de vida ligado al régimen de flujo de las aguas controlados por las represas. (Agostinho et al., 2016).

Las respuestas de las comunidades y poblaciones de peces y el cambio de estas en el tiempo es medible por medio de la evaluación del estado de un ecosistema, esto se estudia mediante el análisis de variables comunitarias, donde finalmente se evalúa que tan equitativa y diferente es la distribución de las abundancias de las especies del sistema y su cambio en el tiempo, en base a las diferencias de hábitat. Por otro lado, se analizan las variables poblacionales para evaluar el estado de salud de las especies presentes, esto se lleva a cabo por medio de un estudio de la relación crecimiento/peso, con el fin de ver si es que se están alimentando de manera saludable y la edad que alcanzan aproximadamente los peces de cada especie.

Estos análisis se hacen para cada muestra, en diferentes años para poder sacar conclusiones acerca del estado tanto de la complejidad del sistema, su equidad de especies y la salud de ellas. Es importante destacar que debe existir un seguimiento a largo plazo del ecosistema que se quiere evaluar, mediante un muestreo que determine un listado de las especies presentes (composición

específica), el número de especies (riqueza específica), número de peces totales en la muestra (abundancia total), número de peces por especies (abundancia relativa), medición de la longitud y el peso del pez.

En base a todo lo mencionado se espera que colonicen el embalse especies de hábitos nectónicos, es decir, que usen la columna de agua en su ciclo de vida, más que los peces de hábitos bentónicos que son los peces asociados a ambientes ritrales. Así que, en ese sentido, se podría esperar con respecto a la ictiofauna nativa que aumenten las percas y pejerreyes debido a su gran capacidad de dispersión que hace alusión a la capacidad de nado que poseen las especies, donde el patrón a grandes rasgos es que las especies de mayor tamaño poseen mayor capacidad de natación que las especies de menor tamaño (Laborde Et al., 2016), todo esto en desmedro de los bagres y lampreas que son especies nativas migratorias de baja dispersión.

Los desplazamientos de la fauna íctica de sistemas fluviales, están asociados principalmente a estrategias reproductivas y alimentarias que les permiten acceder a los recursos necesarios para su sobrevivencia. (Eiler, 2000). Por ello, el movimiento es un factor fundamental en la biología y ecología de los peces. (Schlosser,1991).

Además, se espera que existan en su mayoría especies introducidas piscívoras como lo son la trucha café y arcoíris, debido a su enorme capacidad de invasión (Habit et al., 2012), sobre todo la trucha arcoíris, esta especie representa un peligro para todas las especies nativas presentes, ya que es una especie depredadora que tiende con el tiempo a predominar en los ecosistemas generando una homogenización de especies que disminuye la complejidad de los sistemas acuáticos haciéndolos muy vulnerables. La homogeneización de las regiones biogeográficas de Chile en relación a sus peces de agua dulce muestra una situación desafiante para la conservación de esta fauna. (Rojas et al., 2019).

En torno a todo el contexto mencionado anteriormente y considerando que las centrales hidroeléctricas son consideradas como un grupo homogéneo en los marcos de licencias, es probable que los responsables políticos subestimen los posibles impactos ambientales de las instalaciones. (Habit et al.,2019). Las evaluaciones de impacto ambiental (EIA) pueden ayudar a identificar impactos

específicos en el ecosistema afectado, cuantificar las amenazas a la biodiversidad, abordar las interrupciones de los sistemas naturales y proponer acciones de mitigación; pero estas deben ir más allá de los proyectos individuales y considerar el contexto más amplio de la cuenca. (Habit et al., 2019). La continua proliferación de centrales hidroeléctricas requiere evaluaciones sistemáticas que tengan en cuenta los efectos acumulativos de las instalaciones actuales y planificadas, un proceso que la mayoría de las regulaciones ambientales actuales pasan por alto. Al incorporar elementos de gestión integrada de cuencas hidrográficas en la planificación estratégica de la energía hidroeléctrica, los gerentes pueden garantizar evaluaciones adaptativas, multifacéticas y a escala de cuenca en función de la ubicación y los atributos de los proyectos propuestos. (Habit et al., 2019). Los datos ecológicos son críticamente necesarios para apoyar las estrategias de gestión y las reformas de políticas que intentan minimizar los impactos de las centrales hidroeléctricas. (Habit *et al.*, 2019).

Los impactos de las represas en las comunidades de peces nativos en Chile no están bien investigados, el conocimiento de la respuesta de las comunidades de peces a los cambios en el régimen de flujo, como resultado de la operación de las instalaciones hidroeléctricas, es limitado para la ictiofauna chilena. La información sobre el efecto de las represas y la generación de energía hidroeléctrica, además está limitada por los requisitos legislativos impuestos por la ley ambiental y el proceso de EIA, es decir, no es necesario realizar investigaciones detalladas y profundas sobre la ictiofauna para poder instalar una central hidroeléctrica.

Dada la biodiversidad y el endemismo de los peces de agua dulce chilenos, hay mucho en juego para los ecosistemas fluviales. (Habit et al., 2019), es por esto que el presente estudio busca evidenciar los cambios producidos a la ictiofauna de un tramo ritual del río Biobío, provocados por la construcción de la central hidroeléctrica Angostura (central con embalsamiento) y finalmente proponer medidas de manejo efectivas que complementen las existentes y, que mejoren las condiciones de la ictiofauna nativa del lugar en estudio.

3. HIPÓTESIS

Dado que el embalsamiento del tramo de un río cambia completamente las características físicas, químicas y morfológicas del hábitat fluvial, es esperable que la comunidad de peces que habitaba el tramo del río cambie en el tiempo, estableciéndose una comunidad íctica diferente.

En este contexto, se postula que, a 6 años de la construcción de la Central Angostura, el tramo embalsado del río ha pasado de albergar una comunidad íctica típicamente ritral a una de tipo limnética. Este cambio se produciría de manera acelerada, donde las primeras especies en colonizar el embalse son aquellas de alta capacidad de invasión como los salmónidos, seguidos por especies nativas con alta capacidad de dispersión como las Percas y Pejerreyes con la ausencia de especies netamente bentónicas.

4. OBJETIVOS



OBJETIVO GENERAL

Evaluar los cambios comunitarios y poblacionales de la ictiofauna nativa de un tramo ritral del río Biobío sometido a embalsamiento.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Disponer de los antecedentes de la ictiofauna del río Biobío en la situación sin centrales de embalse hasta la actualidad.
- Analizar los cambios comunitarios y poblacionales de la fauna íctica desde la situación sin CH Angostura al presente en el tramo embalsado.
- Proponer recomendaciones para la protección de la ictiofauna nativa sometida a embalsamiento en el área de estudio

5. METODOLOGÍA

5.1 Área de estudio

El río Biobío se ubica en la región del Biobío, nace en la Cordillera de los Andes en los lagos Icalma y Galletue en las cercanías de Lonquimay y desemboca en el mar en Concepción, este río a lo largo de su cauce sustenta múltiples actividades productivas de distinta índole, como lo son la producción de celulosa, actividad forestal, entre muchas otras. Para este estudio nos centraremos en la actividad hidroeléctrica que posee el río Biobío, específicamente en la Central Angostura ubicada en Alto Biobío en las cercanías a Santa Bárbara, en la provincia del Biobío. La Central Hidroeléctrica Angostura obtuvo su RCA favorable el año 2009, comenzó su construcción el año 2010 y finalmente está operativa desde el año 2014. Esta posee una presa emplazada en la confluencia de los ríos Biobío y Huequecura, lo que genera un embalse de 5 kilómetros de largo por el río Huequecura y de 16 kilómetros de largo por el río Biobío, con una profundidad de 50 metros en las cercanías del muro. (Colbún S.A.,2008). En la figura N°5 se muestra el área de estudio en su condición actual y la ubicación de las principales estaciones de muestreo de peces pertenecientes al Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce (LEC-PAD) del Centro EULA a utilizar para poner a prueba la hipótesis.



Figura N°5: Área de estudio. En amarillo se muestra el cauce del río Biobío, en celeste el cauce del río Huequecura, en verde el área de embalsamiento de la central y en rojo se indican las principales estaciones de muestreo utilizadas.

Fuente: Elaboración propia desde Google Earth Pro.

5.2 Recopilar antecedentes de la ictiofauna del río Biobío en la situación sin centrales de embalse hasta la actualidad

El LEC-PAD cuenta con una base de datos de estaciones de muestreo del área de estudio, que cubren un periodo desde el año 1993 hasta la actualidad (2020). De dicha base de datos se seleccionaron un total de 19 estaciones de muestreo apropiadas para poner a prueba la hipótesis, incluyendo estaciones en el río Biobío y Huequecura, tanto en la zona embalsada como en la no embalsada. Además, se consideraron estaciones aguas arriba de la zona de los tres grandes embalses en el río, con el fin de evaluar las características actuales de este sin intervenciones por parte de las centrales hidroeléctricas presentes. Para este estudio se tomaron en cuenta principalmente estaciones de muestreo con información completa de las especies, su abundancia, peso y longitud de cada individuo. Las estaciones se georeferenciaron a través de Google Earth PRO 7.3 para poder filtrar las estaciones usadas.

Tabla N°2: Estaciones de muestreo de peces utilizadas en este estudio.

Nombre estación	Años de muestreo	Nombre río	Tipo de hábitat
RCA-01	2018-2020	Biobío	Río
RCA-02	2018-2020	Biobío	Embalse
RCA-09	2007, 2010-2020	Huequecura	Río
RCA-10	2007, 2010-2020	Huequecura	Embalse
RCA-11	2007, 2010-2020	Huequecura	Río
RCA-12	2007, 2010-2020	Huequecura	Río
RCA-13	2007, 2010-2020	Huequecura	Río
EIA-01	2007	Biobío	Río
EIA-02	2007	Biobío	Río
EIA-10	2007	Huequecura	Río
HUE-01	2018-2020	Huequecura	Río
HUE-02	2018-2020	Huequecura	Río
HUE-03	2018-2020	Huequecura	Río
Quill-01	2018-2020	Quillaileo	Río
Quill-02	2018-2020	Quillaileo	Río
Bio01	2016	Biobío	Río
Bio02	2016	Biobío	Río
Bio05	2016	Biobío	Río
Callaqui	1993	Biobío	Río

Fuente: Elaboración propia a partir de datos obtenidos desde el LEC-PAD.

Los muestreos de peces de las estaciones fueron realizados en diferente hábitat, embalse, poza, orilla empozada, rápido somero y playa y, el arte de pesca varió dependiendo del hábitat; pero destacan red agallera, arrastre, espinel y pesca eléctrica. Todos los muestreos realizados por LEC-PAD siguen la metodología de Estándar- methods 23th para muestreo de peces, preservación de muestras y el análisis de estas. (APHA, 2017).

5.3 Analizar los cambios comunitarios y poblacionales de la fauna íctica desde la situación sin ch angostura al presente en el tramo embalsado

A partir de los datos recopilados de área de estudio se obtuvo un set de datos biológico, de acuerdo a las mediciones realizadas por el LEC-PAD. Es importante mencionar que se considera una muestra como un sitio de muestreo en un tiempo determinado. De lo anterior, se construyó una matriz de datos para peces.

Para el análisis exploratorio comunitario de los peces de tipo multivariado no paramétrico, se determinaron las variaciones temporales en la composición de las especies, para esto se examinaron los grados de similitud de los conjuntos de peces entre los diferentes años de muestreo mediante un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (Kruskal, J.B., 1964) basado en Matriz de semejanza de similitud de Bray-Curtis (Clarke, 1993), con un previo tratamiento de datos transformación por raíz cuarta, para que las especies más raras tengan peso en el análisis y no se vea expresado el resultado solo por las especies más abundantes, análisis que incluyó la prueba estadística ANOSIM para determinar la correlación entre los datos. Adicional a esto se efectuó un análisis SIMPER para determinar cuáles especies fueron causantes de la disimilitud en el conjunto de peces tanto en la zona ritral como la que fue embalsada. Los análisis de tipo multivariados no paramétricos se realizaron con el paquete de software PRIMER v6 (Clarke y Warwick, 1994), incluidos el módulo 'NMDS'. Sumado a esto, de forma exploratoria se realizó un análisis de abundancias de las diferentes especies por etapas de construcción de la central hidroeléctrica, la abundancia se expresó mediante abundancias relativas.

Además de, estos análisis exploratorios se estimaron los índices de Shannon, equidad de Pielou y riqueza de Margalef para poder comparar las diferencias significativas entre las muestras de distintos tamaños en el mismo software, haciendo énfasis en las diferencias que existen en el tiempo y en los distintos hábitats.

Por otra parte, para poder estudiar el estado poblacional de las especies se evaluó la condición corporal de las especies (IC) más relevantes, los IC se basan en el peso de un pez (W) mientras se ajusta por la diferencia de tamaño, que para los peces se expresa como alguna medida de la longitud del cuerpo (L). (García-Berthou E., Moreno-Amich R, 1993). Se estandarizó el IC por medio del factor de condición de Fulton (K) (Ricker, 1975), $CF = W/L^3$, donde W es el peso corporal húmedo en gramos y L la longitud en cm. Para posteriormente analizar las variaciones anuales de la condición de cada individuo en distintas etapas de la construcción de la central hidroeléctrica, mediante el software STADISTICA y

sus respectivas pruebas estadísticas por medio de ANOVA para determinar la significancia de los datos.

5.4 Proponer recomendaciones para la protección de la ictiofauna nativa sometida a embalsamiento en el área de estudio

Primero se estudió el EIA, RCA de la hidroeléctrica Angostura en relación a las medidas de manejo asociadas a la fauna íctica del lugar, luego se realizó una revisión bibliográfica exhaustiva buscando los tipos de medidas de manejo asociados a este caso en el mundo para finalmente proponer recomendaciones enfocadas en la protección de la ictiofauna nativa del área de estudio, apuntando a que mejoren las condiciones de la ictiofauna del lugar.

5.5 Diagrama resumen de metodología



6. RESULTADOS

6.1 ANÁLISIS COMUNITARIO

El área de estudio contempla tres ríos a lo largo de la zona ritral de la cuenca del río Biobío: río Huequecura, río Quillaileo y el río Biobío propiamente tal, aguas arriba de la zona de embalse creado por la Central Hidroeléctrica Angostura, en las cercanías a Santa Bárbara. Los muestreos utilizados fueron llevados a cabo desde el año 2007 a la actualidad, en los que el número total de individuos capturados para el área inundada y la zona ritral fue de 1337 y 3803 peces, respectivamente. En esta toda la zona se encuentran 10 especies de peces, de las que 8 son especies nativas y 2 introducidas. Estas se detallan en la tabla N°4 junto con su categoría de conservación.

Tabla N°3: Listado de especies de peces encontradas en el área de estudio en el río Biobío entre 2007 y 2020. Se indica si son especies endémicas de Chile y para las especies nativas, su estado de conservación según el proceso 14° de clasificación oficial. *Categoría desde el Biobío al Sur.

Orden/familia	Especie	Nombre común	Categoría de conservación
a) Especies nativas			
ATHERINIFORMES			
Atherinopsidae	<i>Basilichthys microlepidotus</i> (Jenyns, 1841)	Pejerrey	Casi amenazado *
CHARACIFORMES			
Characidae	<i>Cheirodon galusdae</i> (Eigenmann, 1928) ^a	Pocha	Vulnerable
GALAXIFORMES			
Galaxiidae	<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns, 1842)	Puye	Preocupación Menor*
SILURIFORMES			
Trichomycteridae	<i>Bullockia maldonadoi</i> (Eigenmann, 1920) ^a	Bagre Pintado	En Peligro
Diplomystidae	<i>Trichomycterus areolatus</i> (Valenciennes, 1846)	Bagre	Vulnerable
	<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i> (Arratia, 1987)	Tollo	En Peligro
PERCIFORMES			
Percichthyidae	<i>Percichthys trucha</i> (Valenciennes, 1833)	Perca	Preocupación Menor*
Perciliidae	<i>Percilia irwini</i> (Eigenmann, 1928) ^a	Carmelita	En Peligro

b) Especies introducidas			
SALMONIFORMES			
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha Café	No aplica
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Trucha arcoíris	No aplica

Fuente: Habit, Díaz y Manosalva, 2020. Donde: ^a Especie endémica y *Categoría desde el Biobío al Sur.

Con respecto a las características del hábitat del área de estudio, esta sufrió una modificación significativa, en la que paso de ser una zona netamente ritral, con altas velocidades de corriente y aguas oxigenadas a una zona de tipo limnética donde el agua fue retenida y embalsada por medio de una presa en la confluencia de los ríos Huequecura y Biobío, pasando a tener velocidades de corriente muy bajas, aguas menos oxigenadas y, además de, esto también cambió el tipo de suelo del ambiente al pasar de río a embalse, donde en la zona ritral típicamente se encuentra un sustrato de tipo bolones, pasando a un sustrato más arenoso en el caso del embalse, de esta forma es como el hábitat de los peces cambia, cambiando también las especies que pueden vivir en uno u otro ambiente, dependiendo de sus capacidades de nado, del alimento que necesitan, si ocupan o no la columna de agua, de la existencia de zonas de desove y refugio, entre otras.

De entre las especies descritas en el área de estudio, existe un uso diferenciado del hábitat por especie, donde los galáxidos son más abundantes en hábitats de baja velocidad y estaría asociado a su historia de vida, incluyendo diadromía y reproducción. *Galaxias maculatus* es una especie diádroma que forma poblaciones migratorias y encerradas (Cussac et al. 2004), mientras que los bagres habitan hábitat de alta velocidad de corriente. (García et al., 2012). Los bagres *T. areolatus* y *D. nahuelbutaensis* han sido descritos como especies bentónicas, que habitan principalmente los ambientes con velocidad de corriente alta, bien oxigenados, de hábitos diurnos y nocturnos, respectivamente. (Arratia, 1983; Campos et al., 1993; Ruiz, 1993; Habit, 2005). Los adultos ocupan zonas más profundas y con mayores velocidades, mientras que los juveniles ocupan pozas someras y pozas laterales. (Vila et al., 1996; Habit, 2005). *Percilia irwini*,

ha sido descrita utilizando principalmente hábitats de pozas en el río Biobío (Campos et al. 1993; Ruiz, 1993), con velocidades hasta 0,5 m/s. (Habit y Belk, 2007). *Cheirodon galusdae* ha sido descrito en desove y en estados de larva y juvenil en el área litoral de lagos y en zonas de ritrón, potamón y estuarial en las cuencas del Biobío y Andalién (Campos et al., 1993; Ruiz, 1993; Ruiz y Marchant, 2004). Por otro lado, sólo algunas especies muestran un uso diferenciado de hábitats por talla, en Aterinópsidos y *Percichthys trucha*, en que los adultos ocupan principalmente los ambientes lacustres, donde habita en la columna de agua en zonas profundas de ríos y lagos. (Campos et al., 1993; Ruiz et al., 1993) y sus juveniles ocupan las zonas fluviales ribereñas (García et al., 2012), de baja velocidad, con substrato grueso o vegetación. (Ruiz et al., 1993).

A diferencia de las dos especies invasoras que se encuentran en el área de estudio, donde estas se consideran especies oportunistas, las que se adaptan rápidamente a los cambios que puede sufrir su hábitat, siendo sobre todo *O. mykiss*, la mayor depredadora de las especies nativas anteriormente mencionadas. Ambas especies se encuentran tanto en zonas de alta corriente como en zonas de características limnéticas de muy baja velocidad de corriente como es el caso del embalse. Ocupando la zona litoral como área de desove y por lo general el adulto migra a aguas más profundas para continuar su ciclo de vida.

6.1.1 Análisis temporal de la comunidad de peces

El patrón temporal de la estructura comunitaria varió dependiendo del lugar y del tiempo en el que se realizaron los muestreos. El presente estudio inició con un análisis de tipo exploratorio de los datos recopilados en los diferentes muestreos, y este consta de una indagación de los datos, con esto sus respectivos años de muestreo, para poder ver el grado de disimilitud entre las diferentes etapas de construcción del embalse Angostura: Pre-embalse, la construcción propiamente tal de la central y el funcionamiento de esta, etapa en la que se encuentra actualmente.

6.1.1.1 Análisis exploratorio de la abundancia promedio anual en la zona de inundación

Para la primera parte del análisis exploratorio de los datos se revisó la zona de inundación, que contempla el estudio de dos zonas en el embalse tanto una zona que correspondería a parte del río Huequecura inundado y la otra a una parte del río Biobío inundado, este análisis se realizó a lo largo del tiempo, donde los resultados se expresaron de manera gráfica a través de un gráfico de ordenación multidimensional a escala que se muestra en la figura N°6.

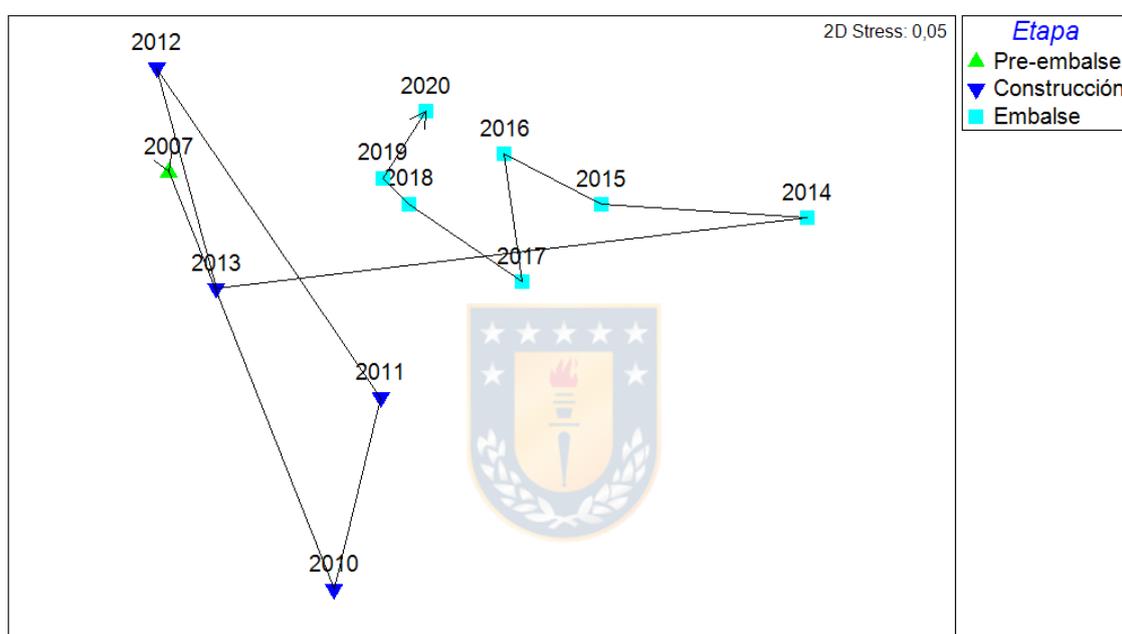


Figura N°6. Gráfico de ordenación multidimensional a escala no paramétrica para los datos de la comunidad de peces en el área de embalsamiento. Representa la disimilitud entre los ensamblajes de peces en los diferentes años de investigación en términos de abundancia, distinguiéndolas según la época de construcción y operación de la central Angostura.

Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo EIA-10, EIA-2, RCA-10, RCA-10b y RCA-2.

La ordenación MDS para el conjunto de peces en la zona de inundación mostró diferencias temporales evidentes en la composición de especies entre los diferentes períodos de muestreo (Figura 6). Se distinguen claramente un grupo que abarca desde el año 2007 al 2013 que contemplan las etapas sin intervenciones o pre-embalse y la etapa de construcción de la central hidroeléctrica y un grupo con los años 2014 al 2020 que contempla la etapa de

funcionamiento de la central. El valor de estrés de MDS fue 0,05, lo que sugiere que la gráfica representó con precisión la segregación de muestreos entre grupos de años. ANOSIM global confirmó además las diferencias en el ensamble de peces entre los años 2007 al 2020 (global R = 0,417, p < 0,001).

El análisis SIMPER identificó las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre las diferentes etapas de creación del embalse Angostura en la zona inundada, además de, indicar el promedio de abundancias de las especies que más aportan a la diferenciación entre las distintas etapas de cambio en el ecosistema de embalse, estas se muestran en la tabla N°4.

Tabla N°4: Análisis SIMPER, mostrando la abundancia promedio (transformada mediante raíz cuarta), disimilitud promedio y contribución porcentual de cada especie a la disimilitud promedio entre grupos de las diferentes etapas de la creación del embalse en la zona inundada, el paréntesis indica disimilitud entre cada par de grupos.

Especie	Abundancia media			Disimilitud media / contribución a la disimilitud (%)		
	Pre-embalse	Construcción	Embalse	Pre-embalse/ Construcción (58,71%)	Construcción / Embalse (83,85%)	Pre-embalse/ Embalse (85,16%)
<i>P. irwini</i>	1,11	1,17	0,54	13,41 / 22,84	15,66 / 18,67	14,17 / 16,64
<i>O. mykiss</i>	0,34	0,25	0,74	8,89 / 15,27	9,66 / 11,53	9,73 / 11,42
<i>D. nahuelbutaensis</i>	0,56	0,20	0	11,30 / 19,25	-	-
<i>T. areolatus</i>	0,24	0,38	0,07	9,50 / 16,17	-	-
<i>S. trutta</i>	0,17	0	0,42	-	-	-
<i>P. trucha</i>	0,07	0,07	0,83	-	9,77 / 11,65	9,40 / 11,04
<i>G. maculatus</i>	0	0,07	0,71	-	10,45 / 12,46	9,76 / 11,46
<i>C. galusdae</i>	0	0	1,24	-	18,84/22,46	17,58 / 20,64

Fuente: Elaboración propia, usando el software PRIMER v6, en la que la etapa de pre-embalse abarca el año 2007, la etapa de construcción incluye los años 2010-2013 y la etapa de Funcionamiento considera los años 2014-2020. Donde se utilizaron las estaciones de muestreo EIA-10, EIA-2, RCA-10, RCA-10b y RCA-2.

La disimilitud promedio entre la etapa pre-embalse y construcción fue de un 58,7%, siendo las principales especies en contribuir a esa diferencia fueron *P. irwini*, *O. mykiss*, *D. nahuelbutaensis* y *T. areolatus*, generando más del 70% de

la diferencia total. La disimilitud promedio entre las etapas de construcción y funcionamiento del embalse fue de un 83,9%, donde nuevamente las especies *P. irwini* y *O. mykiss* fueron causantes de más del 30% de la disimilitud total entre esas etapas, adicionándose las especies *C. galusdae*, causante de la mayor diferencia entre estos conjuntos, además de, *G. maculatus* y *P. trucha*. Finalmente la disimilitud promedio de la abundancia de peces entre la etapa de pre-embalse y el funcionamiento de la Central Angostura fue de un 85,16%, siendo la especie *C. galusdae*, nuevamente la causante de la mayor diferencia entre estas etapas, generando el 20,64% de la diferencia total, seguido de especies como *P. irwini*, *G. maculatus*, *O. mykiss* y *P. trucha* que en su totalidad generan más del 70% de la diferencia entre las etapas previas al embalse y su funcionamiento.

Del análisis SIMPER de la abundancia media se desprende que *C. galusdae* y *G. maculatus* son especies que aumentaron considerablemente su abundancia media en el embalse, al contrario de *D. nahuelbutaensis* que desapareció del área inundada, ambos resultados son consistentes con los hábitats preferenciales descritos para las especies mencionadas.

6.1.1.2 Análisis exploratorio de la abundancia promedio anual en la zona ritral del área de estudio

La segunda parte del análisis exploratorio de los datos revisó la zona ritral del área de estudio, que contempla los ríos Huequecura, Quillaileo y Biobío a lo largo del tiempo, estos resultados se expresaron de manera gráfica a través de un gráfico de ordenación multidimensional a escala que se muestra en la figura N°7.

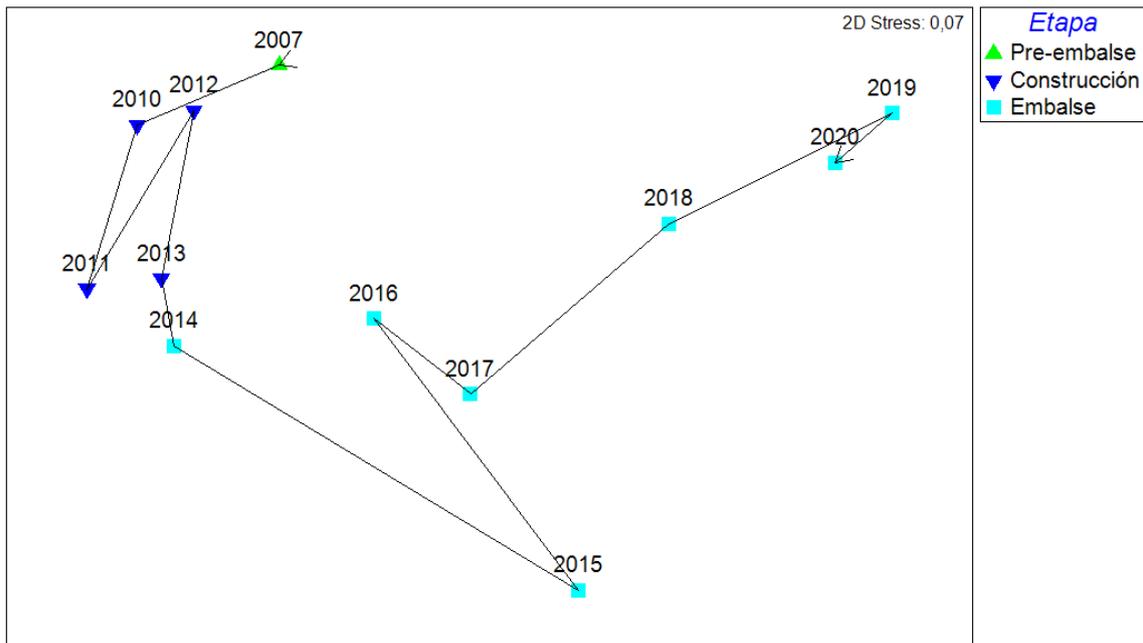


Figura N°7. Gráfico de ordenación multidimensional a escala no paramétrica para los datos de la comunidad de peces pertenecientes a la zona ritral del alcance del estudio. Representa la disimilitud entre los datos en los diferentes años de investigación en términos de abundancia.

Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando software PRIMER v6, en él se usaron las estaciones RCA-01, RCA-09, RCA-11, RCA-12, RCA-13, EIA-01, EIA-02, EIA-10, HUE-01, HUE-02, HUE-03, Quill-01, Quill-02 y Bio05.

La ordenación MDS para el conjunto de peces de la zona ritral que incluye los ríos Biobío, Huequecura y Quillaileo mostró diferencias temporales notorias en la composición de especies entre los diferentes períodos de muestreo (Figura 7). Se aprecia un constante cambio del conjunto de peces en los distintos años de estudio, diferenciándose 2 grandes grupos en la zona ritral; el primero agrupa entre los años 2007- 2014, que es el momento en el que comenzó a funcionar la central hidroeléctrica (2014) y, el segundo grupo, va desde el 2015 a la actualidad. Es decir, el segundo grupo muestra la etapa de funcionamiento de la Central Angostura, grupo que a la vez va cambiando constantemente con el paso de los años. El valor de estrés de MDS fue 0,07, lo que sugiere que la gráfica representó con precisión la segregación de muestreos entre grupos de años. ANOSIM global confirmó además las diferencias en el ensamble de peces entre los años 2007 al 2020 (global R 0,276, $p < 0,001$).

El análisis SIMPER identificó las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre las diferentes etapas de creación del embalse Angostura en la zona ritral,

además de, indicar el promedio de abundancias de las especies que más aportan a la diferenciación entre las distintas etapas de cambio en el ecosistema, estas se muestran en la tabla N°5.

Tabla N°5: Abundancia promedio, disimilitud promedio de cada especie y contribución porcentual de las especies a la disimilitud promedio entre grupos de las diferentes etapas de la creación del embalse en la zona ritral, el paréntesis indica discriminación entre grupos.

Especie	Abundancia media			Disimilitud media/contribución (%)		
	Pre-embalse	Construcción	Embalse	Pre-embalse/Construcción	Construcción/Embalse	Pre-embalse/Embalse
<i>P. irwini</i>	0,83	0,76	1,22	15,66 / 23,35	13,05 / 20,93	12,59 / 19,58
<i>O. mykiss</i>	0,50	0,51	1,42	13,71 / 20,45	16,48 / 26,42	15,74 / 24,48
<i>D. nahuelbutaensis</i>	0,54	0,20	0,25	11,33 / 16,89	-	8,38 / 13,03
<i>T. areolatus</i>	0,39	0,33	0,53	10,24 / 15,27	7,93 / 12,72	-
<i>S. trutta</i>	0,20	0,41	0,78	-	10,50 / 16,84	9,69 / 15,07

Fuente: Elaboración propia, usando el software PRIMER v6, en la que la etapa de pre-embalse abarca el año 2007, la etapa de construcción incluye los años 2010-2013 y la etapa de Funcionamiento considera los años 2014-2020. Donde se utilizaron las estaciones de muestreo RCA-01, RCA-09, RCA-11, RCA-12, RCA-13, EIA-01, EIA-02, EIA-10, HUE-01, HUE-02, HUE-03, Quill-01, Quill-02 y Bio05.

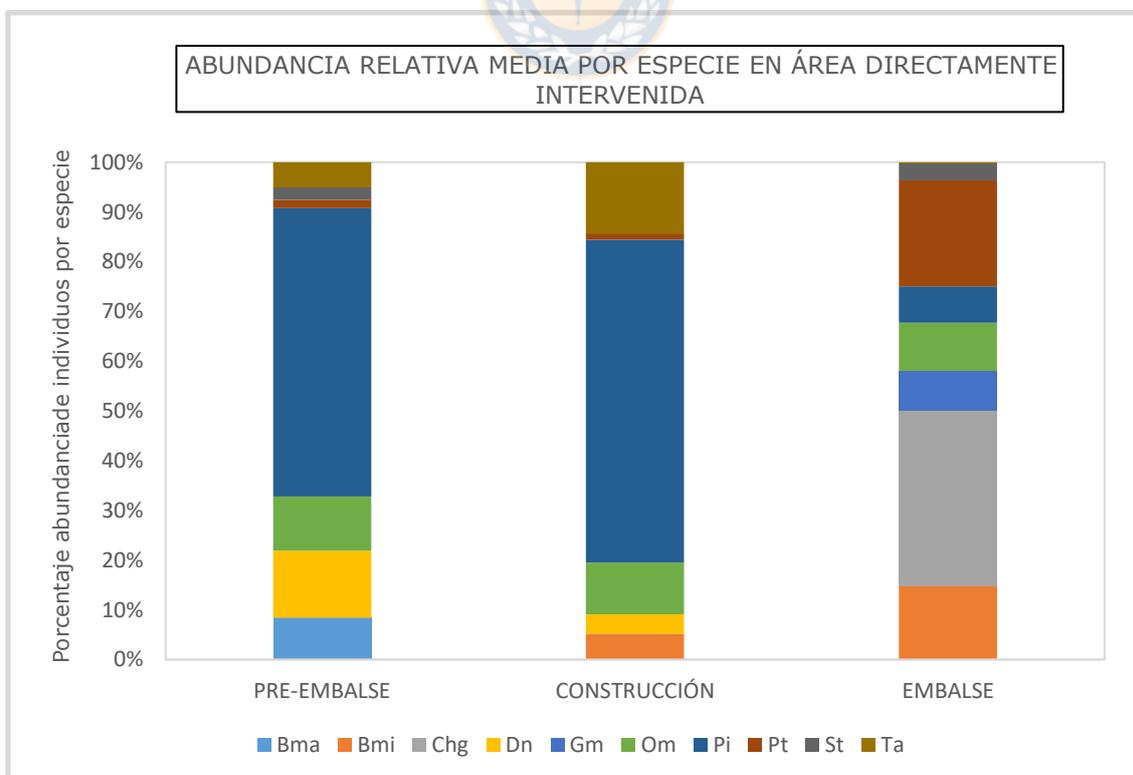
Similarmente a lo que sucede en la zona de embalse, la disimilitud promedio entre la etapa pre-embalse y construcción fue de un 67,1%, siendo las principales especies en contribuir a esa diferencia fueron *P. irwini*, *O. mykiss*, *D. nahuelbutaensis* y *T. areolatus*, generando más del 70% de la diferencia total. La disimilitud promedio entre las etapas de construcción y funcionamiento del embalse fue de un 64,3%, en el que la especie *O. mykiss* fue causante de la mayor disimilitud entre esas etapas, adicionándose las especies *P. irwini*, *T. areolatus* y *S. trutta*.

Del análisis SIMPER de la abundancia media en la zona ritral se desprende que las especies que variaron más su abundancia media fueron *P. irwin* y *O. mykiss*, aumentando su abundancia a lo largo de las etapas de construcción y funcionamiento del embalse.

Las etapas de mayor importancia a comparar para términos de este estudio son la etapa previa al embalse y la etapa de funcionamiento de la Central Angostura, en las que su disimilitud promedio fue de un 62,4% y la diferencia entre estos grupos la hacen en un 70% las especies *P. irwini*, *O. mykiss*, *D. nahuelbutaensis* y *S. trutta*, ya sea por su gran aumento o disminución de sus abundancias en la zona ritral. En este caso las especies *O. mykiss* y *P. irwini*, generan más del 40% de la diferencia total, debido a un gran aumento en la captura de estos individuos en los muestreos.

Esta diferencia en el ensamble de peces es producida por la construcción de un embalse, en este caso por la construcción de la Central Hidroeléctrica Angostura, tiene repercusiones en el ecosistema que la rodea, en el caso de la ictiofauna genera notablemente un aumento considerable del número de truchas y una disminución de bagres y *Percilia*. Este resultado se puede en los gráficos N°1 y 2 de abundancia de especies tanto para la zona ritral y embalsada.

Gráfico N°1: Abundancia promedio de individuos por especie en las diferentes etapas del área de estudio en la zona de embalse.

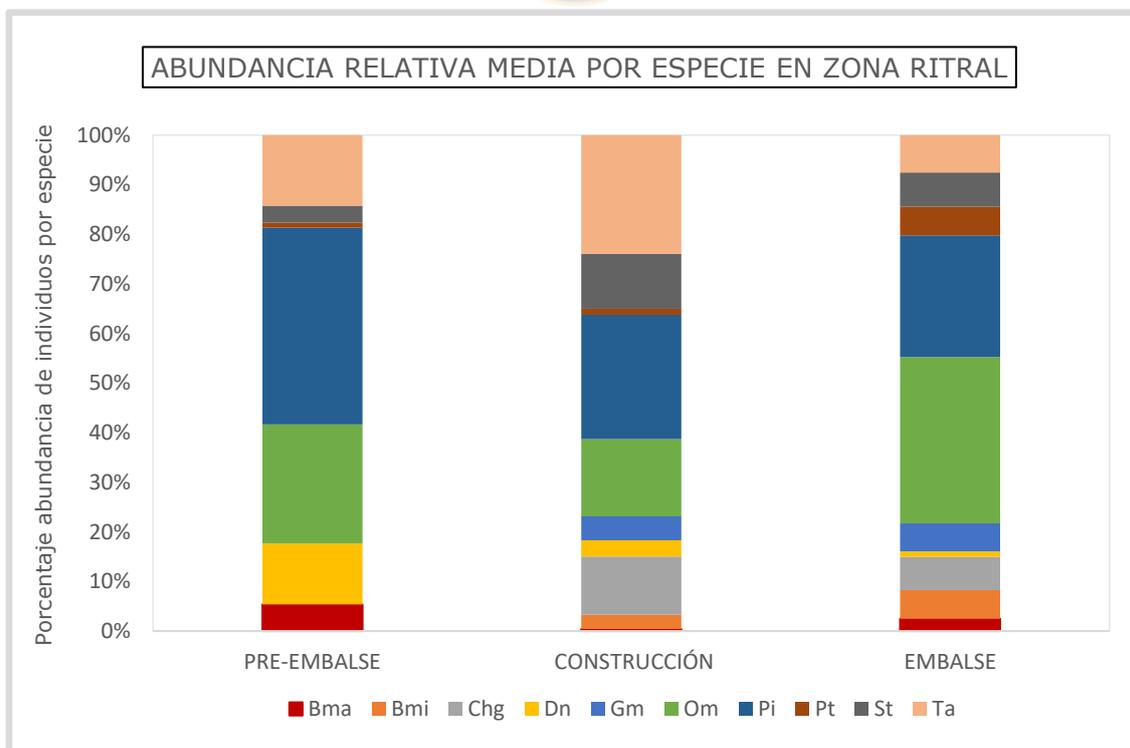


Fuente de elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo EIA-10, EIA-2, RCA-10, RCA-10b y RCA-2, donde Bma: *Bullockia maldonadoi*, Bmi:

Basilichthys microlepidotus, Chg: *Cheirodon galusdae*, Dn: *Diplomystes nahuelbutaensis*, Gm: *Galaxias maculatus*, Om: *Oncorhynchus mykiss*, Pi: *Percilia irwini*, Pt: *Percichthys trucha*, St: *Salmo trutta* y Ta: *Trichomycterus areolatus*.

En el área de creación del embalse se puede ver que previamente a su construcción se encontraba la presencia de especies nativas mayoritariamente como *P. irwini*, *D. nahuelbutaensis*, *B. maldonadoi*, entre otras, en el que las especies introducidas si formaban parte del ensamble de peces; pero en menor proporción. Luego, con la construcción y funcionamiento del embalse hay otras especies que se hicieron protagonistas del nuevo hábitat como lo son especies nativas como *B. microlepidotus*, *C. galusdae* y *P. trucha*, todas son especies que utilizan la columna de agua para su desarrollo. Con respecto a las especies introducidas han ido aumentando su abundancia en el embalse, a diferencia de las especies *D. nahuelbutaensis*, *B. maldonadoi* y *T. areolatus* que no se encuentran en la zona embalsada, donde su disminución de abundancia comienza en la etapa de construcción de la central, para desaparecer de los muestreos realizados en la zona embalsada.

Gráfico N°2: Abundancia promedio de individuos por especie en las diferentes etapas del área de estudio para los ríos Biobío, Huequecura y Quillaileo.



Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo RCA-01, RCA-09, RCA-11, RCA-12, RCA-13, EIA-01, EIA-02, EIA-10, HUE-01, HUE-02, HUE-03, Quill-01, Quill-02 y Bio05 donde Bma: *Bullockia maldonadoi*, Bmi: *Basilichthys microlepidotus*, Chg: *Cheirodon galusdae*, Dn: *Diplomystes nahuelbutaensis*, Gm: *Galaxias maculatus*, Om: *Oncorhynchus mykiss*, Pi: *Percilia irwini*, Pt: *Percichthys trucha*, St: *Salmo trutta* y Ta: *Trichomycterus areolatus*.

En contraste con el gráfico N°1 la evolución en el tiempo de la ictiofauna de los ríos que alimentan el embalse es importante notar que hay una marcada dominancia que perdura en los años de dos especies principalmente *P. irwini* y *O. mykiss*, esta última es la principal predadora de las especies nativas que habitan en esta zona. Además, la zona ritral esa marcada por un pequeño aumento post-embalse de especies como *P. trucha* y *S. trutta*, al mismo tiempo que *D. nahuelbutaensis* muestra una constante disminución en su abundancia en la zona ritral que rodea al embalse.

Según los resultados obtenidos en relación a la abundancia de individuos por especie, este arroja una leve disminución en el número de individuos en el periodo del 2007 al 2014, lo que coincide con la etapa de construcción y puesta en funcionamiento de la central hidroeléctrica, junto con la considerable disminución de *T. areolatus* y *D. nahuelbutaensis* ambas especies de hábitos bentónicos y a pesar que la calidad de los muestreos ha ido aumentando en el tiempo estas especies no aumentan el número de individuos capturados en relación a las otras especies. *G. maculatus* y *C. galusdae* ambas, especies nativas que aumentaron el número de individuos capturados luego de la construcción del embalse, ambas especies tanto la Pocha como el Puye son especies que utilizan la columna de agua para su desarrollo, lo que tiene relación con los resultados obtenidos.

De este modo resumiendo visualmente los resultados en torno a la abundancia de las distintas poblaciones presentes y su cambio en el tiempo producto de la creación del embalse se pueden representar en las siguientes figuras N° 8 y 9:



Figura N°8: Esquema ilustrativo de la situación del área de estudio previo a la construcción de la Central Angostura, donde el tamaño de los peces tiene relación directa con la abundancia relativa de estos en la zona ritral. Se representan las especies que poseen mayor abundancia relativa en el área, donde, 1: *P. irwini* 2: *O. mykiss*, 3: *T. areolatus* y 4: *D. nahuelbutaensis*.

Fuente: Elaboración propia.

De este modo como se ilustra en la figura N°8 la zona ritral del área de estudio previos al año 2010, donde comenzó la construcción de la central Angostura, estaba marcada por una alta abundancia de dos especies principalmente, *P. irwini* (1) mayoritariamente seguido de *O. mykiss* (2), que se encontraron tanto en los ríos Huequecura como en el río Biobío, con alta presencia de bagres como lo son *T. areolatus* (3) y *D. nahuelbutaensis* (4), especies nativas todas descritas con hábitat de tipo lotico, es importante mencionar también que *O. mykiss* de tipo introducida ya se encontraba en los muestreos previos a la Hidroeléctrica.

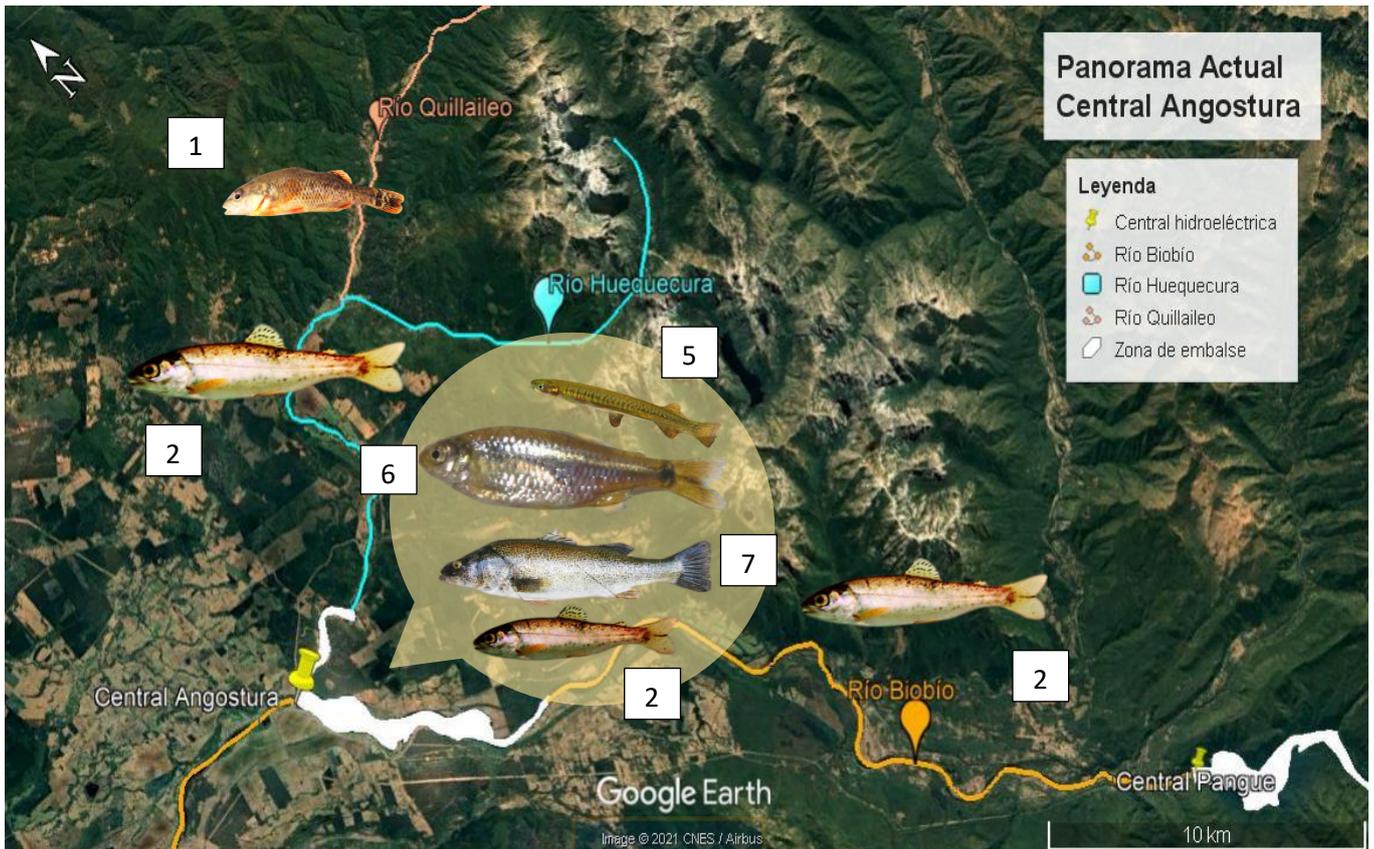


Figura N°9: Esquema ilustrativo de la situación del área de estudio posterior al inicio de funcionamiento de la Central Angostura, donde el tamaño de los peces tiene relación directa con la abundancia relativa de estos. Se representan las especies que poseen mayor abundancia relativa en el área, donde, 1: *P. irwini* 2: *O. mykiss*, 4: *D. nahuelbutaensis*, 5: *G. maculatus*, 6: *C. galusdae* y 7: *P. trucha*. Fuente: Elaboración propia.

A diferencia de la figura N°8, la figura N°9 expone el panorama actual en torno a la abundancia relativa de las principales especies presentes en el área de estudio, de la cual se puede ver que *P. irwini* (1) disminuyó su abundancia relativa en la zona ritual y no se encuentra en la zona de embalse como una de las principales especies de mayor abundancia, se puede ver además que el embalse fue colonizado por especies como *C. galusdae* (6) y *G. maculatus* (5) que antes no habían sido muestreadas previo a la construcción de la central, además se encontró en mayor proporción en el embalse especies como *G. maculatus* y *Percichthys trucha* (7), ambas son especies descritas para hábitat de menor velocidad de corriente, lo otro importante mencionar es que *O. mykiss* (2) es una especie introducida que actualmente se encuentra tanto en los ríos Huequecura, Quillaileo como en el río Biobío además de formar parte en gran

medida de los peces que se muestrean con mayor frecuencia en el área embalsada.

Finalmente destacar la disminución de dos especies en la zona ritral, *T. areolatus* y *D. nahuelbutaensis* que como se puede ver en la figura N° 8 formaban parte de las especies más capturadas en los muestreos de los años previos a la Central Angostura y actualmente en la zona embalsada ya no se encuentran y su abundancia en la zona ritral es muy baja y cada vez menor.

6.1.2 Análisis de índices comunitarios

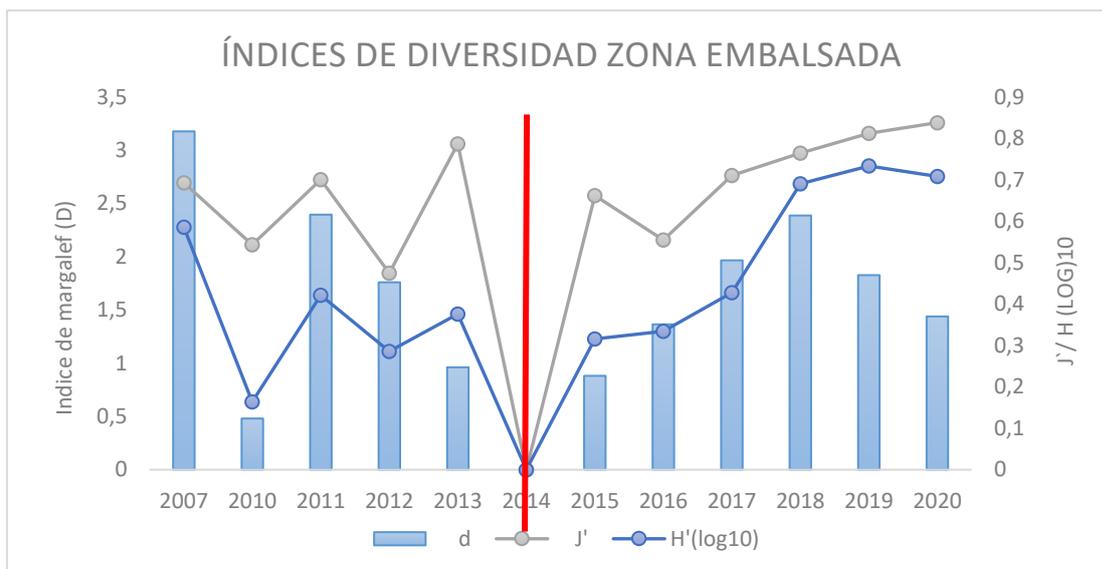
El índice de diversidad de Margalef (d'), Expresa la riqueza específica de una muestra de una forma sencilla, teniendo en cuenta simultáneamente el número de taxas y el número de individuos. Fluctúa entre cero y teóricamente 10, donde valores superiores a 3 son interpretados como ecosistemas diversos. (Clifford y Stephenson, 1975).

El índice de equidad de Shannon ($H'(\log_{10})$) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. (Peet, 1974; Magurran, 1988). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de la riqueza de especies (S), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. (Magurran, 1988).

Índice de Equidad de Pielou (J') mide la proporción de la diversidad observada en cada estación con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. (Magurran, 1988).

6.1.2.1 Promedios anuales de índices de diversidad (Margalef d' , Equidad de Pielou (J') y índice de equidad de Shannon ($H'(\log_{10})$) de las estaciones intervenidas

Gráfico N°3: Índices comunitarios de las estaciones intervenidas directamente por la creación del embalse.

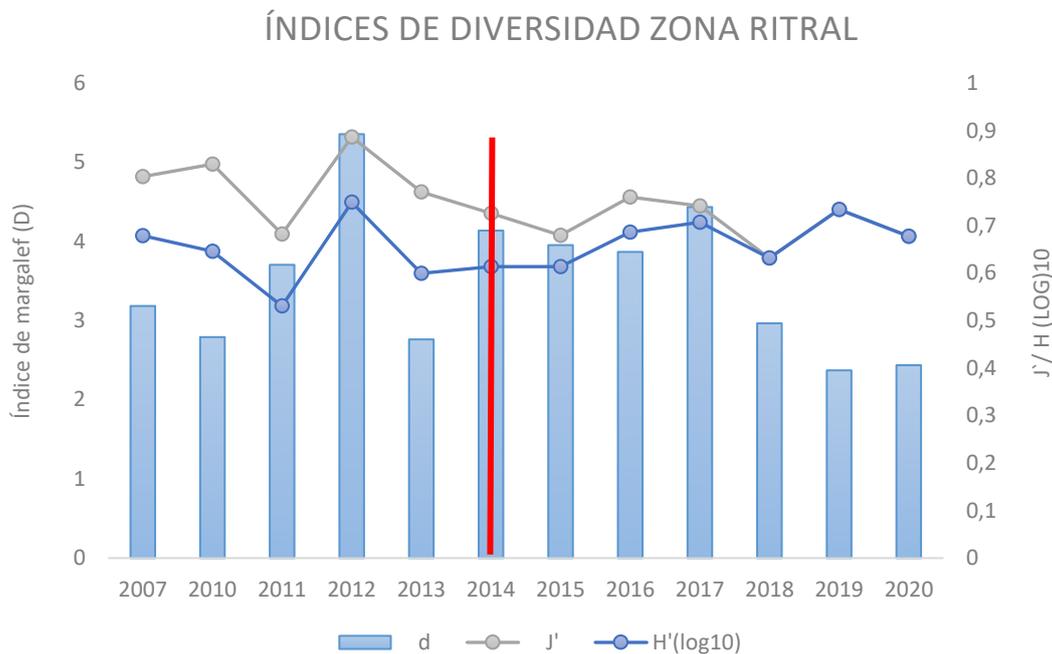


Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo EIA-10, EIA-2, RCA-10, RCA-10b y RCA-2, donde d: diversidad Margalef, j': Equidad de Pielou y H'(log10): índice de equidad de Shannon. La línea roja indica el año de inicio del funcionamiento de la Central Angostura.

Se observó con claridad que en el área de embalsamiento el índice de diversidad de Margalef (d'), llegó a su mayor pick el año 2007 alcanzando niveles superiores a 3, lo que indica que ese año, la zona en estudio poseía un valor relativamente elevado de riqueza de especies, disminuyendo en las próximas etapas del embalsamiento. Los índices índice de equidad de Shannon (H'(log10)) e índice de Equidad de Pielou (J') que se mueven en la escala entre 0 y 1, indicando que el conjunto está en su mayoría representado por algunas especies dominantes y disminuyendo su nivel de dominancia en los últimos 5 años (2016-2020). Por otro lado, el año 2014, se observa un claro cambio en los 3 índices, esto es debido a que ese año las estaciones que realizaron muestro encontró solo una especie.

6.1.2.2 Promedios anuales de índices de diversidad (Margalef d', Equidad de Pielou (J') y índice de equidad de Shannon (H'(log10)) de las estaciones en zona ritral.

Gráfico N°4: Índices comunitarios de las estaciones pertenecientes a la zona ritral del alcance del estudio.



Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, en él se usaron las estaciones RCA-01, RCA-09, RCA-11, RCA-12, RCA-13, EIA-01, EIA-02, EIA-10, HUE-01, HUE-02, HUE-03, Quill-01, Quill-02 y Bio05, donde d: la diversidad Margalef, j': Equidad de Pielou y H'(log10): índice de equidad de Shannon. La línea roja indica el año de inicio del funcionamiento de la Central Angostura.

Por otro lado, el panorama de la zona ritral, con respecto al índice de diversidad de Margalef (d') se mantiene en su mayoría sobre 3, lo que indica niveles más altos en relación a la riqueza de especies de la zona de embalse, índice que en los últimos 3 años (2018-2020) ha ido disminuyendo en la zona ritral. Los índices de equidad de Shannon (H'(log10)) e índice de Equidad de Pielou (J') indican que la zona ritral del alcance del estudio posee una dominancia de especies relativamente baja, en la que existe relativamente equidad en el sistema.

6.2 ANÁLISIS POBLACIONAL

Los individuos capturados tanto en los ríos como en la zona de embalse variaron en su longitud y peso. Para poder observar el estado poblacional de estos individuos capturados se estudió su condición corporal estandarizado mediante el Factor de Condición de Fulton (K) para los individuos capturados por especie y su variación anual tanto en ríos como en el embalse del área de estudio (figuras N° 10 y 11).

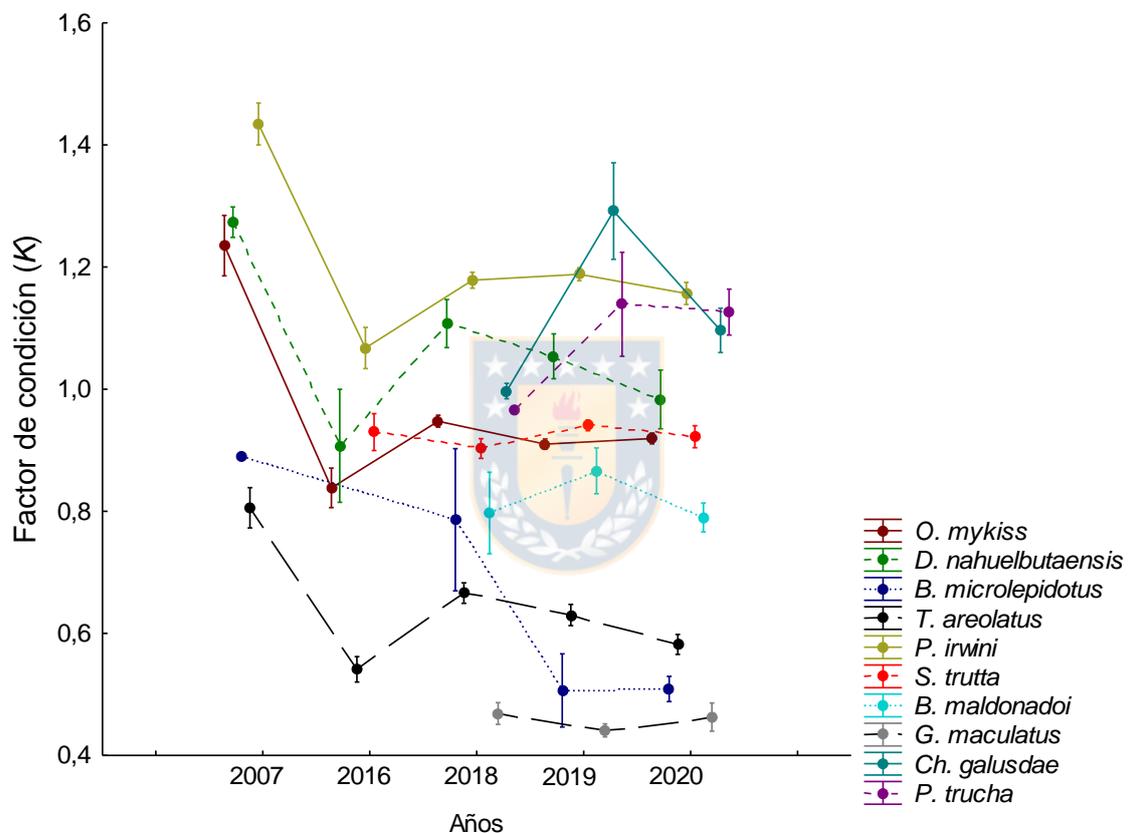


Figura N°10: Variación anual (media \pm ES) del factor de condición (K) para las diez especies capturadas en los muestreos del área de estudio pertenecientes a la zona ritral de esta.

Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo RCA-01, RCA-09, RCA-11, RCA-12, RCA-13, EIA-01, EIA-02, EIA-10, HUE-01, HUE-02, HUE-03, Quill-01, Quill-02 y Bio05. Por medio del software STATISTICA.

Como muestra la figura N°10, todas las especies que se registraron en los muestreos del año 2007, es decir, en una condición sin embalse, poseían los valores de K más altos de todos los años muestreados para cada especie que

se encontró y estos disminuyeron su condición corporal posterior a este año, siendo *P. trucha* la única especie que ha aumentado su condición corporal en el tiempo en la zona ritral y especies como *B. microlepidotus* que ha disminuido drásticamente su condición corporal en el tiempo. El resto de las especies sigue en su mayoría un patrón de descenso, con un aumento de su condición corporal entre los años 2018 y 2019 y luego de esto un decrecimiento nuevamente.

Las especies que presentaron diferencias significativas en el análisis ANOVA fueron *O. mykiss* ($F(4;841) = 12,6045$; $p = 0,0000$), *D. nahuelbutaensis* ($F(4;55) = 5,4698$; $p = 0,0009$), *B. microlepidotus* ($F(4;36) = 2,7564$; $p = 0,0426$), *T. areolatus* ($F(4;178) = 18,8152$; $p = 0,0000$) y *P. irwini* ($F(4;725) = 10,1176$; $p = 0,00000006$) y las especies que no presentaron diferencias significativas son las que se registraron en muestreos posteriores a la creación del embalse, si bien, hay diferencias en su condición corporal, estas no son significativas, los resultados de estas fueron *S. trutta* ($F(4;254) = 1,0571$; $p = 0,3783$), *B. maldonadoi* ($F(4;42) = 0,4656$; $p = 0,7606$), *G. maculatus* ($F(4;102) = 0,3813$; $p = 0,8215$), *Ch. galusdae* ($F(4;8) = 1,014$; $p = 0,4548$) y *P. trucha* ($F(4;16) = 0,2427$; $p = 0,9099$).



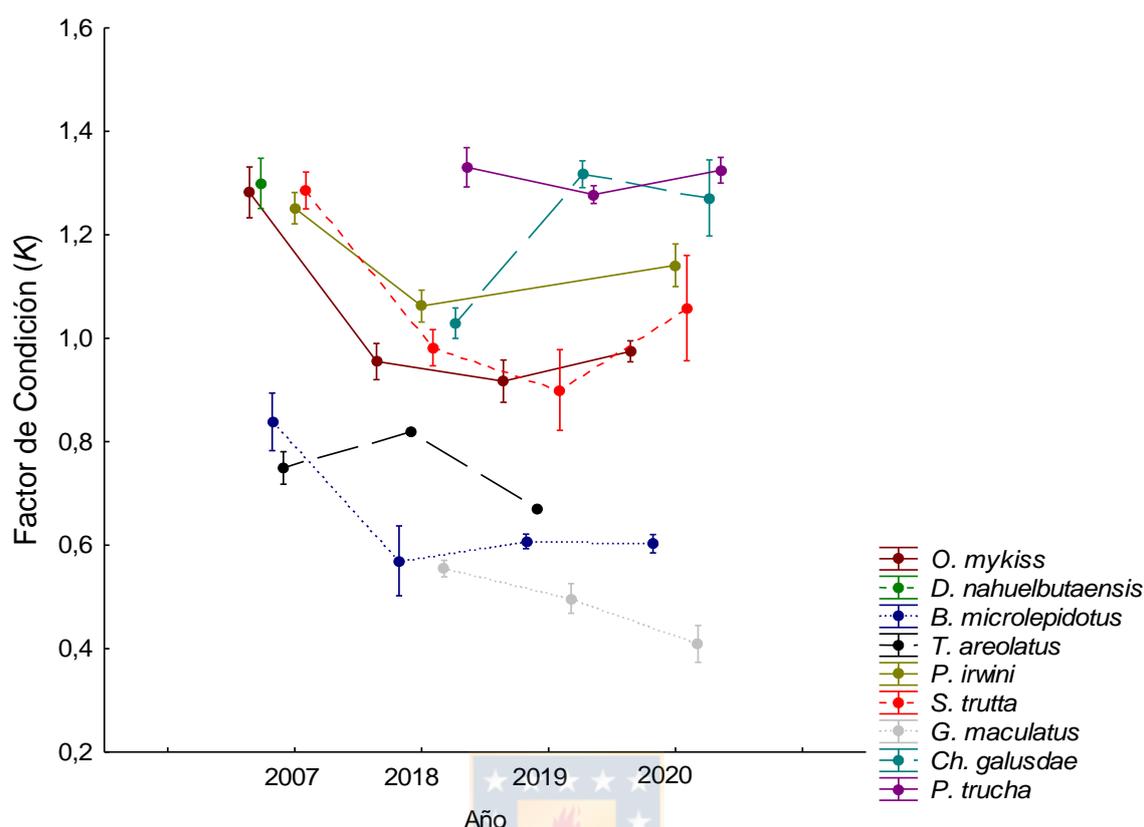


Figura N°11: Variación anual (media \pm ES) del factor de condición (K) para las nueve especies capturadas en los muestreos del área de estudio pertenecientes a la zona embalsada de esta.

Fuente: Elaboración propia en base a datos del LEC-PAD, utilizando las estaciones de muestreo EIA-10, EIA-2, RCA-10, RCA-10b y RCA-2. Por medio del software STADISTICA.

La figura N°11 muestra que las especies principalmente han disminuidos su condición corporal post-construcción de la central hidroeléctrica en la zona embalsada. Las especies que presentaron diferencias significativas con respecto a su condición corporal fueron *O. mykiss* ($F(3;218) = 14,837$; $p = 0,000000008$), *B. microlepidotus* ($F(3;145) = 8,4968$; $p = 0,00003$) y *Ch. galusdae* ($F(3;92) = 5,3232$; $p = 0,0020$), el resto de las especies no mostraron diferencias significativas con respecto a su condición corporal, *T. areolatus* ($F(3;5) = 0,3959$; $p = 0,7620$), *P. irwini* ($F(3;55) = 1,9658$; $p = 0,1298$), *S. trutta* ($F(3;6) = 3,7369$; $p = 0,0796$), *G. maculatus* ($F(3;18) = 1,8233$; $p = 0,1790$), *P. trucha* ($F(3;114) = 0,8684$; $p = 0,4598$) y *D. nahuelbutaensis* quien no se encontró en el embalse en los años posteriores de su construcción no se pudo realizar la prueba de ANOVA.

Nuevamente las especies que exhiben diferencias significativas son las que fueron muestreadas previo a la construcción del embalse, exceptuando a *D. nahuelbutaensis*, esto se puede deber a que está es una especie que en años posteriores dejó de ser muestreada en el área de embalse y por otro lado las especies que en su mayoría fueron muestreadas posterior al funcionamiento del embalse no fueron significativas, a excepción de la especie *Ch. galusdae* que fue muestreada después del funcionamiento de la central Angostura y posee diferencias significativas, donde su factor de condición K aumenta el año 2019 para luego volver a decaer.

6.3 RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO DE LA ICTIOFAUNA

6.3.1. Recomendaciones para el manejo de la fauna íctica en el área de estudio

Para generar medidas de manejo que mejoren las condiciones de la ictiofauna en el lugar, primero es necesario hacer una revisión acerca de lo que se ha ejecutado por parte del titular de la Central Hidroeléctrica Angostura, en relación a los impactos negativos que se identificaron sobre la ictiofauna.

Durante la etapa de construcción de la Central Hidroeléctrica Angostura se identificaron dos impactos con relación a la fauna íctica: "Pérdida de especies por desvío del río Biobío" e "Interrupción del desplazamiento de fauna íctica por desvío del río Biobío". (Colbún S.A., 2008). El primer impacto fue jerarquizado como Medio y el segundo como Muy Alto en el EIA. Se identificó además que un impacto sobre la fauna íctica sería causado por la alteración temporal de la calidad de agua, generada por la remoción de material por parte de las excavaciones, así como las faenas de construcción. Tales obras (principalmente el túnel de desvío) junto con el cambio en la calidad del agua, impedirían el desplazamiento natural de los peces. (Colbún S.A., 2008).

Por otro lado, para la etapa de operación de la Central Hidroeléctrica Angostura los impactos identificados fueron: "Pérdida del hábitat de fauna íctica por la operación de la central" e "Interrupción del desplazamiento de fauna íctica por la operación de la central". (Colbún S.A., 2008). Ambos impactos fueron jerarquizados como Alto y Medio, respectivamente. Estos impactos serían

causados por el embalsamiento y el efecto barrera de la presa, aunado a la operación de la central.

El titular quedó comprometido a efectuar las siguientes medidas para minimizar los impactos negativos sobre la fauna íctica (RCA N° 281/2009):

- Privilegiar que las obras en los cauces sean realizadas a fin de la temporada de verano y comienzos de otoño, época del año en la que la sección de escurrimiento de los ríos se presenta reducido, dejando expuesta una mayor área de cause, ello permitirá que la construcción de las obras en la caja del río se realice principalmente sobre terreno seco y no sobre el ancho mojado.
- Ejecutar la construcción del pretil sur evitando la remoción del cauce del río Biobío. Para ello se ejecutará paralelo al eje del río con la finalidad de confinar las aguas del embalse al costado sur del cauce del Biobío.
- El emplazamiento de los nuevos puentes sobre el río Biobío, se realizará minimizando la intervención del cauce, para lo cual el proyecto definirá la sección óptima de cause en relación al ancho de los puentes.
- Durante la construcción de la pared moldeada en la base del pretil sur, se dispondrá de piscinas en serie para evacuar el agua extraída desde la excavación y permitir la sedimentación de los sólidos. Este efluente será descargado al río Biobío, dando cumplimiento a la norma de descarga correspondiente.
- Reutilizar el efluente de las piscinas de decantación de la planta de áridos en el proceso de lavado de ruedas de la misma planta y/o para el desarrollo del proceso constructivo.
- Disponer, durante las faenas de excavación de túneles y cavernas de máquinas, de piscinas de decantación con el objetivo de abatir los sólidos del efluente antes de que las aguas sean retornadas al río, dando cumplimiento a la norma de descarga correspondiente.
- En la instalación de faenas se habilitará red de alcantarillado particular, la que estará conectada a plantas de tratamiento de aguas servidas modular, el efluente tratado de estas plantas será vertido al río Biobío cumpliendo con la normativa aplicable.

- La operación de la central tendrá una fluctuación del nivel del embalse de aproximadamente 1 metro, por lo cual el titular afirma que no se regularán caudales. El régimen hidrológico del río Biobío ya se encuentra influenciado por la operación de las centrales Pangué y Ralco ubicadas aguas arriba del proyecto.
- Se implementará un completo Plan de Manejo Ambiental Integrado de la Fauna Íctica (PMAIFI) en toda el área de influencia directa del proyecto.
- Plan de seguimiento, el que tiene el propósito de evaluar el comportamiento espacial y temporal de las poblaciones de peces y hábitat en las etapas de construcción y operación del proyecto. En este sentido tiene como objetivo verificar la efectividad de las medidas propuestas en el PMAIFI. Adicionalmente permite identificar tempranamente los eventuales impactos o efectos no previstos.
- Desarrollo de planes de rescate y relocalización de peces para las especies nativas, el que tiene por objeto mitigar el impacto a generar sobre dicha fauna íctica con problemas de conservación.
- Elaboración de un documento de divulgación acerca de los aspectos de la biología, ecología y distribución geográfica de los peces de la cuenca que presentan problemas de conservación biológica
- Desarrollo de programas de siembra de peces que privilegia el desarrollo de las poblaciones de especies nativas y generación de un hábitat que privilegia el desarrollo de las poblaciones de especies nativas en el río Huequecura aguas arriba del sector de embalse.

Para fines de este estudio no se considerarán las medidas de manejo asociadas al diseño del proyecto, ya que no existe registro de cómo se realizaron. Las medidas de mitigación, restauración y compensación de las etapas de construcción y operación de la Central Angostura se ilustran en la tabla N°6.

Tabla N°6: Medias de manejo propuestas por Colbún S.A. para la etapa de operación del Proyecto Central Angostura en su RCA N° 281/2009.

Impacto	Tipo de medida de manejo	Propuesta
<p>“Pérdida del hábitat de fauna íctica por la operación de la central”</p> <p>“Interrupción del desplazamiento de fauna íctica por la operación de la central”</p>	Medida de mitigación	Desarrollo de planes de rescate y relocalización de peces para las especies nativas con problemas de conservación.
	Medida de Reparación y /o Restauración	Desarrollo de programas de siembra de peces que privilegie el desarrollo de las poblaciones de especies nativas.
		Generación de un hábitat que privilegia el desarrollo de las poblaciones de especies nativas en el río Huequecura aguas arriba del sector de embalse.
	Medida de compensación	Elaboración de un documento de divulgación acerca de los aspectos de la biología, ecología y distribución geográfica de los peces de la cuenca que presentan problemas de conservación biológica
		Propender a la Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica
Prevención y seguimiento	Plan de seguimiento espacial y temporal de las poblaciones de peces y hábitat	

Fuente: Colbún S.A. 2009

Es importante destacar que dentro de las medidas propuestas está el establecimiento de un Plan de Manejo Integral de la Fauna Íctica (PMAIFI), el que contempló varias líneas de investigación para poder generar finalmente las propuestas de medidas de mitigación y restauración y/o reparación. Este plan de manejo abarcaba los siguientes tópicos de investigación:

- Modelamiento ecológico ambiental de la cuenca del río Biobío por un periodo de 3 años antes del llenado del embalse, abarcando un área de estudio que comprenderá en dirección aguas abajo desde el río Pangué (inclusive) hasta la confluencia del estero Mininco con el río Biobío (puente que une las localidades de Santa Bárbara y Quilaco), involucrando las cuencas de avenamiento secundarias que se encuentran comprendidas en dicho eje fluvial. Esto implica

una caracterización de los cursos de agua que alimentan directamente o indirectamente al río Biobío.

- Identificación de un tramo o tramos de río aguas arriba de la zona de cola del embalse por la cuenca del río Huequecura, así como también otros ríos en la cuenca del río Biobío en el área de estudio mencionadas, enfatizando los siguientes atributos de hábitat y ecológicos: caracterización de hábitat, caracterización de calidad de agua, determinación, composición, abundancia y distribución de fauna íctica, recursos alimentarios, determinación de hábitos alimentarios, caracterización genética de las poblaciones de peces nativos, migraciones y/o desplazamientos.
- Evaluación genética de poblaciones de *D. nahuelbutaensis*, *B. maldonadoi* y *P. irwini*, cuyo objetivo principal es contar con información de la estructura genética y compatibilidad de las poblaciones en el área de estudio, que permita llevar a cabo de la mejor forma la translocación de individuos rescatados antes del llenado del embalse y también de translocación de individuos en la etapa de operación del proyecto, permitiendo asegurar la mantención de poblaciones en torno al proyecto.

Así, el PMAIFI contempló las siguientes medidas:

- a) Translocación de individuos (*Diplomystes nahuelbutaensis*, *Bullockia maldonadoi*, *Percilia irwini* y *Trichomycterus areolatus*).
- b) Potenciamiento de hábitats en tramo de río Huequecura- tributarios (Bajo y medio río Mininco, bajo y medio río Quilme y bajo río Lirquén).
- c) Propender a la Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica.
- d) Plan de seguimiento espacial y temporal de las poblaciones de peces y hábitat.

Dado que el objetivo de este análisis es potenciar las medidas propuestas por el titular del proyecto y proponer nuevas medidas para mejorar las condiciones de la ictiofauna del lugar sobre la base de la información aquí generada, primero se

analizará qué medidas se han efectuado y cuáles han sido los resultados obtenidos. Estas se resumen en la siguiente tabla N° 7.

Tabla N°7: Resumen de medidas de manejo en relación a la fauna íctica propuestas por Colbún S.A. y sus resultados conocidos hasta la actualidad.

Medida de manejo	Acciones a ejecutar	Resultados
Desarrollo de planes de rescate y relocalización de peces para las especies nativas con problemas de conservación.	Translocación de <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i> , <i>Bullockia maldonadoi</i> , <i>Percilia irwini</i> y <i>Trichomycterus areolatus</i> en etapa de construcción (durante llenado del embalse)	Se efectuó translocación solo en etapa de construcción, principalmente desde las áreas a embalsar hacia tramos altos del río Huequecura. Actualmente existen las tres especies en el área. No se sabe de la implementación de translocaciones hacia los otros tributarios propuestos.
Desarrollo de programas de siembra de peces que privilegie el desarrollo de las poblaciones de especies nativas.	Introducción de especies hidrobiológicas sin presencia natural en esa área.	No realizado. No se identifican especies.
Generación de hábitat que privilegie el desarrollo de las poblaciones de especies nativas.	Instalación de refugios para peces en el río Huequecura aguas arriba del sector de embalse.	Efectuado. Sin resultados positivos informados.
Elaboración de un documento de divulgación acerca de los aspectos de la biología, ecología y distribución geográfica de los peces de la cuenca que presentan problemas de conservación biológica	Confección del documento en base a bibliografía.	Existen paneles informativos en las oficinas de difusión de la Central.
Propender a la Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica	Desarrollar líneas de investigación que buscan aumentar el conocimiento acerca de la biología de las poblaciones de peces con problemas de conservación biológica. (Incluidas en el PMAIFI).	Se realizaron líneas de investigación en distintas áreas. No existe la Declaración de Área de Conservación

		de la Fauna Íctica en el lugar de estudio.
Plan de seguimiento espacial y temporal de las poblaciones de peces y hábitat	Realización de monitoreos constantes.	Efectuado. Monitoreo que actualmente se lleva a cabo, el que posee información relevante para futuros cambios y mejoras.

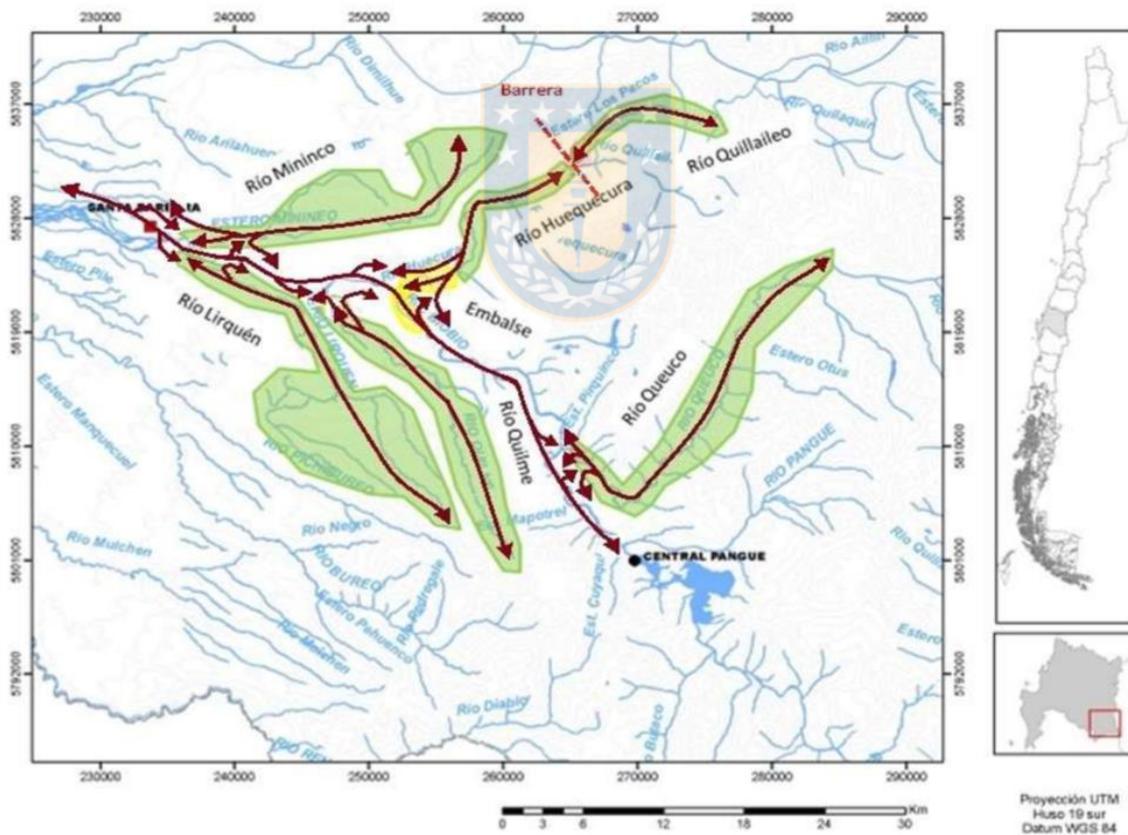
Fuente: Elaboración propia, en base a datos recopilados desde RCA y PMAIFI del Proyecto Central Angostura.

La medida de generación de hábitat que privilegiaba el desarrollo de las poblaciones de especies nativas se encontró deficiente, ya que solo se efectuó mediante la creación de refugios artificiales, los cuales no dieron buenos resultados. Es por esto que esta medida debe ser reevaluada e implementada de mejor manera. De igual manera, se considera necesario que exista la Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica. De acuerdo con los resultados de este estudio se propone que la mejor área es el tramo no embalsado del río Huequecura, tal como lo definieron los estudios de Colbún S.A., pero que no se ha materializado en su protección.

De acuerdo con la RCA N° 281/2009 de la Central Angostura (PMAIFI), y lo ejecutado e informado hasta la actualidad, se considera que existen importantes medidas que pueden ser reforzadas. Primero, se propone reforzar los planes de relocalización de peces para las especies nativas con problemas de conservación, debido a que en la etapa de operación de la Central Angostura no se han efectuado translocaciones de peces. Tal como se propuso en el PMAIFI, se propone translocar ejemplares de *Bullockia maldonadoi*, *Diplomystes nahuelbutaensis* y *Percilia irwini*; pero además se debe incluir a la especie *Trichomycterus areolatus* debido a que esta especie presenta según los resultados de este estudio niveles de disminución importantes tanto en su abundancia como en su condición corporal. Tales translocaciones fueron propuestas por el PMAIFI para ser efectuadas durante la etapa de operación de la Central Angostura, pero no se han llevado a cabo.

Algunos de los resultados del PMAIFI fueron el análisis de la estructuración genética de los peces nativos, lo cual es esencial para poder definir las zonas de translocación de individuos. Con ello, se plantearon modelos de flujos génicos y por ende de individuos en las cuencas evaluadas. El primero corresponde a *T. areolatus*, el que plantea que **existen flujos de individuos y genes entre las diferentes poblaciones de peces de las subcuencas de los ríos Mininco, Lirquén, Quilme, Huequecura y Queuco, las que se conectan a través del curso principal río Biobío** (Figura 12). La excepción de este alto flujo es el caso de las subcuencas Quillaileo y Huequecura donde la presencia de la barrera de canalización en el sector de confluencia del primero en el segundo, impide físicamente la completa conectividad de las poblaciones de *T. areolatus*.

Figura N°12: Modelo de flujo génico y desplazamientos para las poblaciones de *T. areolatus* en el área de estudio.



Fuente: CEA, 2012.

		medio río Quilme Bajo río Lirquén	río Quilme Bajo río Lirquén
<i>Percilia irwini</i>	Zona de inundación río Huequecura		Alto río Huequecura
	Zona de inundación río Biobío		Tramos aptos aguas arriba zona inundación Biobío
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	Zona de inundación río Huequecura		Alto río Huequecura
	Zona de inundación río Biobío		Tramos aptos aguas arriba zona inundación Biobío
<i>Bullockia maldonadoi</i>	Zona de inundación río Huequecura		Alto río Huequecura
	Zona de inundación río Biobío		Tramos aptos aguas arriba zona inundación Biobío

Fuente: CEA, 2012.

Como se puede observar, el PMAIFI contempla en todo momento como localidad de rescate las zonas de inundación generadas con la construcción del embalse. Actualmente, esto ya no es posible porque las especies críticas ya no se encuentran en la zona embalsada. Es por esto que la propuesta de translocación generada queda ilustrada en la tabla N°9.

Tabla N°9: Tramos aptos para la relocalización de especies nativas con problemas de conservación según criterio de hábitat y atributos ecológicos y criterio de modelo de flujo génico en base a lo propuesto por PMAIFI.

Especie	Localidad Rescate	Localidad Translocación
<i>Trichomycterus areolatus</i>	Río Mininco bajo y medio Río Quilme bajo y medio Río Lirquén bajo	Río Huequecura en tramos medio y alto.
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	Río Quilme bajo y medio	Río Huequecura en tramos medio y alto.
<i>Percilia irwini</i>	Río Mininco bajo y medio Río Quilme Bajo y medio Río Lirquén Bajo	Río Huequecura en tramos medio y alto.
<i>Bullockia maldonadoi</i>	Río Mininco bajo y medio Río Quilme Bajo y medio	Río Huequecura en tramos medio y alto.

Fuente: Elaboración propia en base a datos extraídos desde PMAIFI.

Debido a que las condiciones actuales de la ictiofauna nativa en el área de estudio son diferentes a las estudiadas en el PMAIFI por la creación del embalse, se propone como área de rescate individuos río Mininco bajo y medio, río Quilme bajo y medio y río Lirquén bajo, donde la localidad de translocación es el río Huequecura en tramos medio y alto. No se propone como área de translocación zonas ritrales del río Biobío porque posee un alto grado de intervenciones antrópicas y sus aguas están controladas por los hidropeaking de las centrales con embalse que se encuentran en esta área, de esta forma, las medidas de manejo aquí planteadas apuntan a mantener la integridad genética de las especies críticas en el río Huequecura.

La prioridad de las translocaciones propuestas, se plantean de acuerdo con los resultados de este estudio, en que las especies más críticas resultaron ser *Diplomystes nahuelbutaensis* y *Trichomycterus areolatus*, por lo que deben tener mayor prioridad, seguido del resto de las especies consideradas para la relocalización. Esta propuesta va enlazada con una propuesta de un estudio genético actualizado de las poblaciones del lugar de estudio, para ver de qué manera afecta a las poblaciones la creación de la presa, estando esto sujeto a un posible cambio en la propuesta de los lugares de translocación de las especies. Una vez recuperada las especies críticas del río Huequecura se podrían efectuar nuevas translocaciones de este lugar hacia aguas abajo de la presa, esta medida no es posible efectuarla sin antes haber recuperado las condiciones de las poblaciones críticas en el lugar.

Se desprende de este plan de rescate y relocalización de especies que **se postulan como mejores tramos para los fines de potenciamiento y conservación y translocación de la fauna íctica nativa el tramo alto del río Huequecura** que es el lugar donde se encuentran la mayoría de las especies críticas refugiadas producto de la generación del embalse Angostura, **los tramos bajo y medio del río Mininco y Quilme y el tramo bajo del río Lirquén**, que es otra de las medidas que se debe reforzar de lo efectuado por Central Angostura, el potenciamiento de hábitat que fue realizado mediante la creación de refugios para peces.

Los resultados de esta investigación revelan que las especies nativas están siendo restringidas al río Huequecura, donde han podido mantener poblaciones;

pero están disminuyendo su abundancia en las zonas ritrales y han desaparecido en la zona del embalse. Además, los estudios poblacionales dejan ver que también su condición corporal está disminuyendo, es por esto que es importante **implementar medidas de manejo que logren mejoras de hábitat** para estas especies en el río Huequecura y su tributario el río Quillaileo. La mejora del hábitat de los ríos proporciona el hábitat de cría y refugio necesario para las especies nativas para evitar la depredación de los depredadores introducidos (Power,1984; Rosenberger y Angermeier,2003) o aumenta la separación de nichos de hábitat entre competidores nativos e introducidos. (Hasegawa y Maekawa,2008 ;Hasegawa et al., 2010 ;Korsu et al., 2010). Debido a que la propuesta de potenciamiento de hábitat realizada por el proyecto Central Angostura no tuvo resultados positivos reportados, se postula el tramo alto del río Huequecura como una zona donde se debe potenciar el hábitat tan restringido para estas especies.

Sobre las características de hábitat del río Huequecura, en lo que concierne a lo adecuado que son para el desarrollo de ictiofauna nativa, permitió caracterizar los tramos del río (bajo, medio y alto) como buenas, ya que todas ellas exhiben un desarrollo litoral importante, bajas velocidades de escurrimiento, profundidades sobre 20 cm, vegetación ripariana nativa y un sustrato heterogéneo a grande con predominio de bolones y piedras lo que es adecuado como refugio para peces, especialmente sus estadios tempranos. (CEA, 2012). Por esta razón es importante plantear medidas que tengan como objetivo la conservación en el tiempo de estas características, donde una vez más, se hace esencial que la zona sea declarada como un Área de Conservación de la Fauna Íctica.

Uno de los requerimientos básicos de los peces es la existencia de zonas donde protegerse de las fuertes corrientes de agua y de los depredadores. La propia vegetación acuática y las salientes y cuevas sumergidas en las orillas proporcionan refugios seguros. Igualmente, la profundidad y la turbulencia de las aguas constituyen un refugio en sí, especialmente frente a depredadores ajenos al medio acuático. Uno de los elementos de refugio más importantes, es el propio sustrato del lecho. Así, las piedras de gran tamaño, los bloques y las gravas, que dejan recovecos entre sí, sirven de cobijos permanentes u ocasionales, según

sea su tamaño y el del pez. Cuando estos refugios naturales escasean, la colocación de bloques de piedra, individuales o agrupados, es uno de los tratamientos más simples, económicos y comúnmente utilizados en la mejora del hábitat fluvial.

El manejo y restauración de la ribera también es muy relevante para poder potenciar el hábitat en la zona, donde este debe apuntar a mantener los bosques de galería en la zona, debido a que estos proveen de materia orgánica y nutrientes al sistema fluvial, esenciales para mantener la integridad trófica del ecosistema. Otro de los objetivos prioritarios es la creación de tramos fluviales heterogéneos y variados, con diversidad de formas y condiciones. Un río que tenga microhábitats diversos (pozas, remansos, rápidos, refugios) y zonas apropiadas para la reproducción puede hacer que todo el ciclo vital de especies se desarrolle.

Claramente, es importante comprender la respuesta de la comunidad biótica a la manipulación del hábitat para determinar si estas prácticas de manejo tienen éxito en el fortalecimiento de las poblaciones de peces nativos. (Billman et al., 2013). Por ende, se postula el seguimiento específico de abundancia y condición corporal de las especies más críticas (*Bullockia maldonadoi*, *Diplomystes nahuelbutaensis*, *Percilia irwini* y *Trichomycterus areolatus*) del tramo alto del río Huequecura, previo y posterior a la implantación de las medidas de potenciamiento de hábitat.

En virtud que se observó la disminución de la condición corporal de las especies más críticas en la zona ritral del área de estudio, se propone un estudio de la disponibilidad de macroinvertebrados bentónicos, debido a que estos forman parte de la dieta alimentaria de las especies *Bullockia maldonadoi*, *Diplomystes nahuelbutaensis*, *Percilia irwini* y *Trichomycterus areolatus*, con el fin de ver si es posible implementar medidas en relación a la mejora de la disponibilidad de alimento en la zona.

Tabla N°10: Resumen dieta alimentaria de especies más críticas.

Especie	Dieta alimentaria descrita en bibliografía
<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	El principal ítem en la dieta lo constituyen las larvas de dípteros de la familia Chironomidae, seguido de la familia Simuliidae y en adultos además de las familias

	mencionadas se ha descrito también el consumo de decápodos del género <i>Aegla</i> (Beltrán-Concha,2012).
<i>Percilia irwini</i>	Se alimenta principalmente de larvas de quironómidos y otros insectos acuáticos (moscas de mayo, moscas caddis) y pequeños moluscos (Habit y Belk, 2007).
<i>Trichomycterus areolatus</i>	Prefiere grupos de insectos, principalmente, en estados inmaduros, destacando las presas de Chironomidae, Baetidae, Elmidae, Plecoptera y Hyallela (Habit, et al., 2005).
<i>Bullockia maldonadoi</i>	Faltan estudios específicos de la dieta alimentaria de esta especie.

Fuente: Beltrán-Concha, 2012; Habit, et al., 2005; Habit y Belk, 2007.

Como muestra la tabla N°10, la dieta de las especies nativas son principalmente insectos acuáticos, de los cuales la familia Chironomidae es parte de la dieta de todas las especies más críticas de las cuales hay información disponible, en base a estos estudios de dieta se propone hacer el estudio de dieta de *Bullockia maldonadoi* y luego hacer un estudio de la disponibilidad de estos macroinvertebrados en la zona. Propuesta que tiene el fin de ver si la disminución de la condición corporal de las especies se puede deber a un cambio en la disminución de la disponibilidad alimentaria en el área de estudio.

De la mano con todo planteado, se encuentra de gran relevancia hacer un manejo adecuado de los salmónidos, en este caso dos especies, *Salmo trutta* y *Oncorhynchus mykiss*, debido a que la competencia entre especies con nichos ecológicos superpuestos generalmente está impulsada por la limitación de recursos, como alimentos, espacio o refugio (Connell,1983; Ferguson, White y Marshall, 2013; Pianka,1981). Los competidores superiores acceden a recursos limitados de manera más eficiente y, por lo tanto, pueden reducir directamente la aptitud de los competidores inferiores (Elton,1958 ;Pianka,1981). La introducción de una especie no nativa competitivamente superior puede, por lo tanto, conducir a la pérdida de especies nativas. Esto puede resultar en una pérdida de diversidad y cambios en la estructura del ensamblaje y poner en peligro aún más la recuperación o conservación de especies ya amenazadas (Britton, Ruiz-Navarro, Verreycken y Amat - Trigo, 2018; Gurevitch & Padilla, 2004; Molnar, Gamboa, Revenga y Spalding, 2008).

Es por todo esto que se propone para la CH Angostura, **la generación de un plan de manejo de salmónidos** similar a lo efectuado en el Lago Chungará para

la protección de la especie nativa *Orestias ascotanensis*, más conocido como Karachi (INVASAL, 2020), que contempla ejercer un alto esfuerzo de pesca en el área de estudio que permita a través del uso de redes multipanel, la remoción de individuos de los grupos etarios superiores de trucha arcoíris, con el desafío de no afectar a las especies nativas que allí habitan. Al mismo tiempo se debe buscar bloquear selectivamente el desplazamiento de los salmónidos entre la zona de embalse y su tributario el río Huequecura, impidiendo de esta manera la migración de salmónidos a los ríos Huequecura y Quillaileo para reproducción y como futuras zonas de desove, actividad que se puede llevar a cabo mediante barreras que incluyen vertederos de troncos (Raadik, 1995) y cascadas naturales mejoradas con rocas y concreto. (Sanger y Fulton, 1991).

Adicionalmente en las zonas de baja profundidad en el río y embalse se puede extraer especies invasoras mediante pesca eléctrica. Así de esta manera poder tener controlada la población de especies introducidas que de acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio están aumentando su abundancia año a año luego de la construcción del embalse.

Un punto relevante del plan de manejo de salmónidos en la zona es el valor cultural que poseen las especies introducidas en el lugar, donde la pesca es parte importante de las costumbres de los pueblos de Alto Biobío. Es por esto que para poder integrar el manejo de salmónidos con el medio humano es necesario realizar campañas de pesca con un trasfondo educacional, tanto del daño que generan estas especies introducidas al ecosistema, como también educar sobre la ictiofauna nativa de la cuenca, su importancia y su estado de conservación en esta. Es importante generar estas instancias de educación para toda la comunidad de Alto Biobío.

De esta manera quedan planteadas todas las posibles nuevas propuestas y las mejoras a las propuestas realizadas por Colbún S.A con el fin de restar presiones a las ya existentes sobre la fauna íctica en el área de estudio. Estas mejoras y propuestas se ilustran y resumen en la tabla N°11.

Tabla N°11: Resumen de propuestas para mejorar las condiciones de la fauna íctica en el área de estudio, incluye los puntos básicos de acción para poder llevar a cabo las propuestas formuladas.

Mejoras y Propuestas	Acciones a realizar
<p>Plan de manejo de salmónidos (<i>Salmo trutta</i> y <i>Oncorhynchus mykiss</i>)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Efectuar un alto esfuerzo de pesca en el área de estudio a través del uso de redes multipanel, cuidando restituir al embalse los peces nativos que se capturen. • Bloquear el desplazamiento de los salmónidos entre la zona de embalse y su tributario el río Huequecura, mediante la creación mediante barreras a través de vertederos de troncos (<i>Raadik, 1995</i>) y cascadas naturales mejoradas con rocas y concreto (<i>Sanger y Fulton, 1991</i>). • Extraer especies invasoras mediante pesca eléctrica en zonas de baja profundidad en el río y embalse. <p>Realización de campañas de pesca recreativa con un trasfondo educativo, donde se incluya a toda la comunidad de Alto Biobío.</p>
<p>Propuesta de relocalización de especies nativas con problemas de conservación (<i>Bullockia maldonadoi</i>, <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>, <i>Percilia irwini</i> y <i>Trichomycterus areolatus</i>)</p>	<p>Translocación de las especies más críticas hacia el río Huequecura en tramos medio y alto, desde:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Bullockia maldonadoi</i>: desde río Mininco bajo y medio y río Quilme bajo y medio. • <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>: desde río Quilme bajo y medio. • <i>Percilia irwini</i>: desde río Mininco bajo, medio y río Quilme bajo y medio y río Lirquén bajo • <i>Trichomycterus areolatus</i>: desde río Mininco bajo, medio río Quilme bajo y medio y río Lirquén bajo. <p>Realización de nuevo estudio genético de las especies en el área de estudio con énfasis en las especies más críticas: <i>Bullockia maldonadoi</i>, <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>, <i>Percilia irwini</i> y <i>Trichomycterus areolatus</i></p>
<p>Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica</p>	<p>Establecer Áreas de Conservación de la Fauna Íctica de los lugares prioritarios:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Tramo alto del río Huequecura* •Tramos bajo y medio del río Mininco •Tramo bajo del río Lirquén •Tramo bajo y medio río Quilme <p>(*): Zona de prioridad.</p>

Medidas de potenciamiento de hábitat en el río Huequecura	<ul style="list-style-type: none"> • Colocación de bloques de piedra, individuales o agrupados. • Manejo y restauración de la ribera que apunten a mantener los bosques de galería en la zona. • Mejoramiento de disponibilidad de oferta alimentaria en la zona para las especies <i>Bullockia maldonadoi</i>, <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>, <i>Percilia irwini</i> y <i>Trichomycterus areolatus</i>.
	<ul style="list-style-type: none"> • Seguimiento específico de abundancia y condición corporal de las especies más críticas (<i>Bullockia maldonadoi</i>, <i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>, <i>Percilia irwini</i> y <i>Trichomycterus areolatus</i>) del tramo alto del río Huequecura previo y posterior a la implementación de las medidas de potenciamiento de hábitat en el lugar.

Fuente: Elaboración propia.

Con estas recomendaciones es posible mejorar puntualmente las condiciones de la ictiofauna nativa del área de estudio sumado a todas las investigaciones y seguimiento en el tiempo llevadas a cabo por Colbún S.A., titular de la Central Hidroeléctrica Angostura que son esenciales para poder llevar a cabo investigaciones como el presente estudio.

6.3.2. Manejo integrado de la fauna íctica de la zona ritral del río Biobío

Es de suma importancia destacar que en la zona ritral del río Biobío existen dos grandes centrales hidroeléctrica de embalse aguas arriba de la Central Angostura, la Central Hidroeléctrica Pangué y la Central Hidroeléctrica Ralco. Ambas poseen mayor capacidad instalada y generan embalses más grandes que el de la Central Angostura. Como se pudo evidenciar en esta investigación, la ictiofauna se encuentra restringida en su libre desplazamiento producto de la fragmentación de su hábitat, con esto los peces se han visto sometidos a un cambio brusco de su hábitat debido a la construcción de una presa y creación de un embalse para fines de producción eléctrica. Ahora, si bien el panorama expuesto en esta investigación toma como ejemplo una parte de la zona ritral del río Biobío y sus tributarios Huequecura y Quillaileo, esta situación sucede a lo largo de la zona ritral del río Biobío y sus respectivos tributarios, entre los que se encuentran los ríos Queuco, Malla, Pangué, Quilme, Butaco, entre muchos otros ríos y esteros, aguas arriba de la CH Angostura. En la figura N°16 se aprecia

como los distintos tributarios del río Biobío, que estarían albergando las últimas poblaciones de estas especies En Peligro, se encuentran desconectados del curso principal del cauce, dada la presencia de grandes presas y embalses. En la misma Figura, se incluye la Central Rucalhue, recientemente aprobada y en construcción, la cual inundará y desconectará de la red principal, al río Quilme.

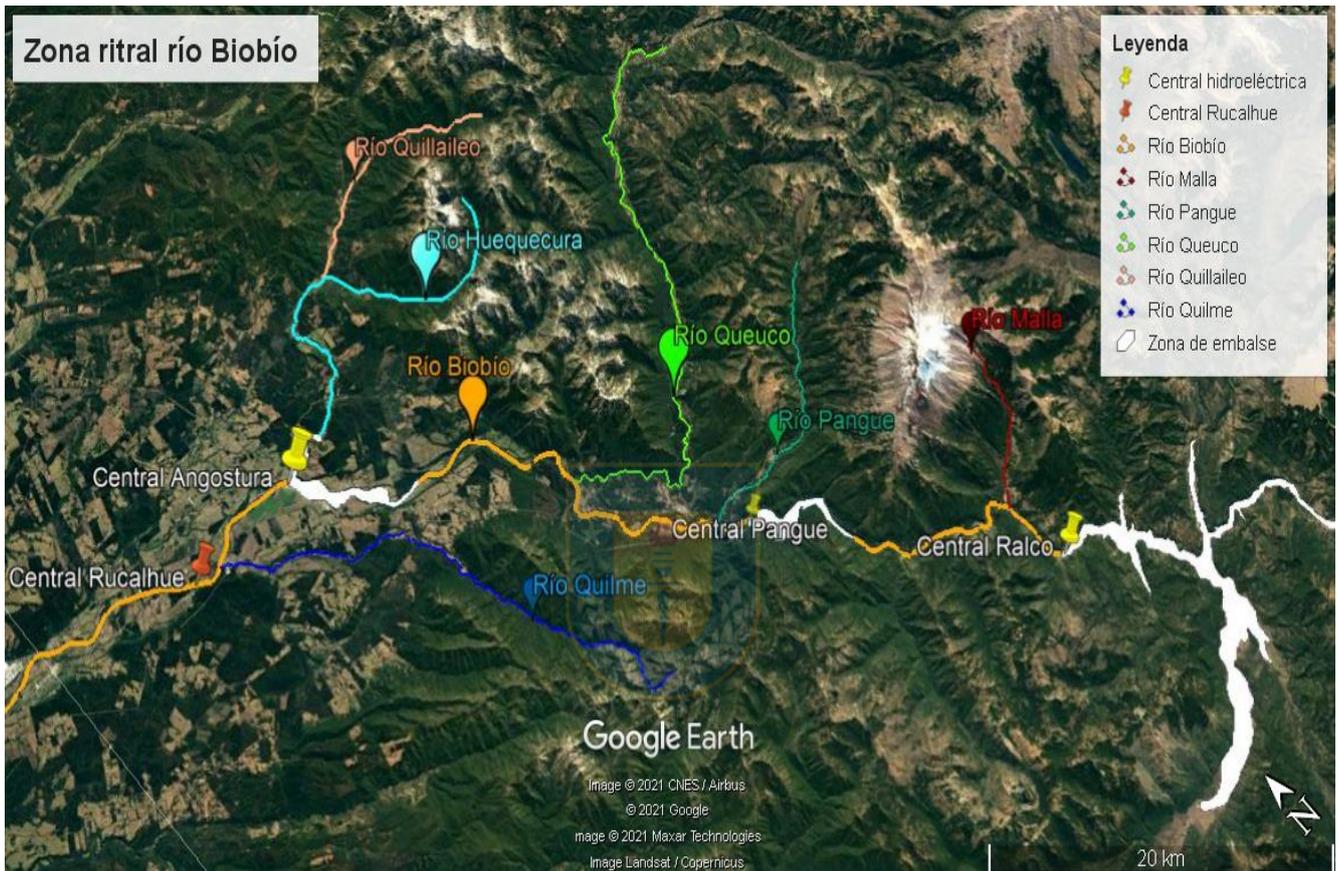


Figura N°16: Panorama general zona ritral del río Biobío y sus futuras proyecciones. Fuente de elaboración propia.

Los estudios sobre la ictiofauna de los distintos tributarios del río Biobío en esta zona ritral no son muy abundantes y se cuenta con poca información de seguimiento, tanto biológico como de las características del hábitat. Aun así, debido a que las condiciones tanto hidrológicas, como geomorfológicas son muy parecidas, es de esperar que la situación de los peces nativos en el lugar sea similar, o peor ya que aguas arriba, el río Biobío va aumentando la fragmentación de hábitat. Sumado a esto se contempla que las proyecciones en términos de abundancia y condición de la ictiofauna para el futuro embalse creado por la Central Rucalhue sean muy similares a las estudiadas, donde el río Quilme

jugará un rol fundamental en la conservación de los peces nativos de agua dulce, al igual que los ríos Huequecura, Quillaileo.

Las propuestas que se realizan para mejorar las condiciones de los peces nativos en la zona ritral del río Biobío están en su mayoría relacionadas con levantar información base, generar estudios de la fauna íctica en la zona, su cambio en el tiempo, hábitats preferenciales y las características de hábitat de los ríos de la zona ritral. Cabe destacar que el seguimiento adecuado y completo sobre las condiciones de la ictiofauna y calidad de los cuerpos de agua a realizarse por parte de los titulares de los diferentes proyectos en la zona es muy relevante al momento de estudiar un cambio en el ecosistema y poder generar las bases mínimas para llevar a cabo medidas de manejo adecuadas a cada lugar, seguimiento que debe incluir a parte de estudios de abundancia y condición corporal de las especies, el monitoreo genético de estas para poder llevar a cabo en caso de ser necesario translocaciones efectivas y eficaces de individuos, es decir cuando las condiciones del hábitat actual de estas poblaciones ya no pueda ser mejorado y las poblaciones se encuentren desconectadas unas de otras, poniendo en riesgo la integridad genética de las distintas poblaciones. En el área de estudio y la zona ritral del río Biobío solo cuenta con estudios de flujo genético a lo largo de toda la cuenca para la especie *P. irwini*, la que en el este estudio no presentó grandes cambios en su abundancia relativa a lo largo del tiempo; pero sí en su condición corporal. Esto hace necesario mirar su panorama general a lo largo del río Biobío, ya que estudios previos demuestran que *P. irwini* es altamente susceptible a cambios en el régimen de flujo como resultado de una disminución en sus hábitats preferentes (García et al., 2011) y ya no se encuentra en la sección del río Biobío entre las presas Pangué y Ralco. (Valenzuela-Aguayo et al., 2019). Esto demuestra que es fundamental hacer análisis a lo largo de toda la cuenca para cada especie en relación a su abundancia, condición corporal y flujo genético.

Otro de los tópicos a mencionar para poder lograr un manejo integrado de la fauna íctica en la zona ritral del río Biobío es destacar la relevancia de los ríos tributarios de toda la zona ritral de este, para esto es necesario efectuar estudios como los realizados en PMAIFI para todos los tributarios de la zona, estos estudios serán la base para la generar las medidas adecuadas de manejo para

la fauna íctica de la zona ritral de la forma en que se efectuaron puntualmente en esta investigación para el área de estudio en la Central Angostura. Estudios que también son base para poder proponer los tributarios del río Biobío en su zona ritral como áreas de Conservación de la fauna íctica.

Por último, con respecto a la gestión de políticas en Chile y el proceso de evaluación de impacto ambiental se sugieren algunas medidas a tener en cuenta para la comprensión y protección de los ecosistemas fluviales. Primero, el Estado necesita alentar programas interdisciplinarios de ciencias fluviales que proporcionen líneas de base hidrológica y ecológica de los sistemas fluviales chilenos, donde la ejecución de estos programas debe ser de manera integrada y coordinada entre los diferentes dueños de estos grandes proyectos en las cuencas, estas líneas de base servirían para priorizar las áreas de conservación que mantienen la biodiversidad acuática. (Habit et al., 2019). Segundo, el proceso de EIA para nuevos proyectos hidroeléctricos deben requerir una evaluación científica independiente, donde además se deba considerar la EIA con extensiones para evaluar los impactos en toda la red fluvial. (Dollar et al., 2007), donde además de esto, el desarrollo de EIA debe considerar las actividades existentes y proyectadas, teniendo en cuenta los posibles efectos sinérgicos (Habit et al., 2019), que hasta el presente no se consideran.

Otra de las propuestas de mejora es que sea obligatoria la inclusión por parte de los titulares de los distintos proyectos un plan de seguimiento espacial y temporal de las poblaciones de peces y hábitat que incluya la planificación de un monitoreo adecuado desde el inicio hasta el final del proyecto. Por último, en relación al proceso de EIA se debería implementar un proceso de renovación de licencia para los proyectos con el fin de incluir las mejoras tecnológicas que se van renovando año a año, los cambios en el uso del agua en las cuencas y considerar los cambios en los valores sociales que respaldan / rechazan proyectos particulares (Habit et al., 2019) y de esta manera ir forjando el camino hacia una gestión ambiental adaptativa. Así, las propuestas para el manejo integrado de la fauna íctica en la zona ritral del río Biobío se resumen en la siguiente tabla:

Tabla N°12: Resumen de las medidas propuestas para el manejo integrado de la ictiofauna de la zona ritral del río Biobío.

Mejoras y Propuestas	Acciones a realizar
<p>Seguimiento adecuado y completo sobre las condiciones de la ictiofauna y calidad de los cuerpos de agua de la zona ritral del río Biobío</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoreo de abundancia de las especies presentes. • Monitoreo de condición corporal de las especies presentes. • Monitoreo de flujo genético de las especies presentes.
<p>Declaración de Área de Conservación de la Fauna Íctica de tributarios imprescindibles para la sobrevivencia de la fauna íctica de la zona ritral del río Biobío</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Efectuar los estudios pertinentes para la generación de la declaración de estas áreas de conservación. • Establecer Áreas de Conservación de la Fauna Íctica de los tributarios al río Biobío en la zona ritral.
<p>Mejoramiento del proceso de evaluación de impacto ambiental en Chile</p>	<ul style="list-style-type: none"> • El proceso de EIA para nuevos proyectos hidroeléctricos debe requerir una evaluación científica independiente. • El proceso de EIA debe considerar las actividades existentes y proyectadas, teniendo en cuenta los posibles efectos sinérgicos en el sistema fluvial. • En relación al proceso de EIA se debería implementar la renovación de licencias de proyectos, para tener en cuenta las mejoras en la tecnología, los cambios en el uso del agua en las cuencas y considerar los cambios en los valores sociales que respaldan/rechazan proyectos particulares. • Obligatoriedad de medidas preventivas y de seguimiento de los medios afectados por el proyecto. • Alentar programas interdisciplinarios de ciencias fluviales que proporcionen líneas de base hidrológica y ecológica de los sistemas fluviales chilenos, de modo que la ejecución de estos programas sea de manera integrada y coordinada entre los diferentes dueños de los proyectos en la cuenca.

Fuente: Elaboración propia.

7. DISCUSIÓN

Parte importante de la cuenca del río Biobío se encuentra en la región andina, donde las pendientes del cauce y de sus afluentes son comparativamente fuertes. Debido a que el río posee un régimen hidrológico pluvio - nival, al ser alimentado tanto por las aguas lluvias en invierno como por las provenientes del derretimiento de nieves en primavera y verano, su caudal en la parte alta es relativamente poco variable, mostrando un período de estiaje sólo entre el término del verano y el inicio del otoño. Esta característica lo hace particularmente interesante como fuente de energía hidroeléctrica (Valdovinos y Parra, 2006)

De esta forma es que esta investigación tuvo lugar en la zona ritral de río Biobío, tomando como caso ejemplo el de la Central Hidroeléctrica Angostura y su embalse generado, además de tomar en cuenta los dos ríos tributarios al embalse. El río Huequecura y Quillaileo. Con respecto a los muestreos durante todo el período del estudio, se encontraron 10 especies, 8 de ellas nativas y dos de carácter introducido, de las 18 especies de peces nativos que alberga toda la cuenca del Río Biobío. (Habit et al., 2020). Es decir, el área en estudio posee casi la mitad de todas las especies registradas para la cuenca del río Biobío. En general, hubo cambios notorios en el ensamble de peces en los 13 años de estudio, que contemplaron las etapas previas a la intervención por parte de la creación de la presa, además la etapa donde se construyó la Central Hidroeléctrica Angostura y también contempló 6 años de funcionamiento del embalse Angostura.

Los análisis revelaron diferencias temporales significativas en los conjuntos de peces y se identificaron dos grupos en torno a las diferencias de abundancias en el tiempo tanto en la zona de embalse como en la zona ritral. La división de estos grupos reflejó con precisión los eventos de construcción y embalsamiento de la Central Angostura. Antes del embalse (hasta el 2014), el conjunto de peces era diverso y uniforme, registrándose tanto especies de hábitos lóxicos como lénticos. La abundancia de las especies lénticas *C. galusdae* y *G. maculatus* se incrementó notablemente después de la creación del embalse en las estaciones pertenecientes al embalse mismo, mientras que las especies lóxicas mostraron

una tendencia opuesta, como es el caso de *P. irwini*, *T. areolatus* y *D. nahuelbutaensis*, donde las últimas dos mencionadas ya no se encuentran en el área de embalse, estas últimas son especies nativas que se encuentran en un estado de conservación muy crítico y son de carácter bentónicas.

La especie que aumentó su abundancia tanto en el embalse como en los ríos fue principalmente *O. mykiss*, ya que al ser una especie oportunista se adaptada bien a los cambios de régimen de flujo. Es importante mencionar que un patrón recurrente en varios reservorios, es el aumento de la población de especies forrajeras las que también conducen al desarrollo de especies piscívoras (Agostinho et al., 2007; Novakowski et al., 2007; Loureiro-Crippa y Hahn, 2006), investigaciones que coinciden con los resultados de este estudio.

Por otro lado en el ensamble de peces de la zona ritral del área de estudio hay una marcada dominancia de dos especies principalmente *P. irwini* y *O. mykiss*, que perdura en los años. La trucha arcoiris es la principal depredadora de las especies nativas que habitan en esta zona. Además, la zona ritral está marcada por un pequeño aumento post-embalse de especies *P. trucha* y *S. trutta*. Al mismo tiempo, *D. nahuelbutaensis* muestra una constante disminución en su abundancia en la zona ritral que rodea al embalse, esto demuestra que esta especie podría estar próxima a una extirpación de la zona. Estos resultados se acompañan de un aumento considerable en la zona de río de individuos de las especies *P. irwini* y *O. mykiss*. Estos resultados coinciden con la tendencia que normalmente se encuentra en los reservorios, donde las especies que tienen menos necesidades para completar su ciclo de vida son más capaces de mantener sus poblaciones y, por esta razón, llegan a dominar el conjunto de peces con el tiempo. (Bergkamp et al., 2000). Según *Fernando y Holcik* (1991), la ictiofauna que coloniza un embalse está determinada por la existencia de especies pre-adaptadas al estilo de vida lacustre en los ríos que forman el embalse. Por lo tanto, las especies más generalistas tienen mayor éxito en estos nuevos hábitats creados.

Evidentemente, el entorno natural provocado por el embalse ya no podía satisfacer las necesidades ecológicas de las especies lólicas y las obligó a desplazarse río arriba para encontrar un hábitat adecuado. Esto ocurrió solo en el río Huequecura, ya que el río Biobío se encuentra muy alterado por el

hydropeaking. Por lo tanto, se observó una mayor afluencia de *P. irwini*, especie de hábitos lóticos, también se observó que las especies lénticas se convirtieron en las especies dominantes del embalse, donde *B. microlepidotus*, *C. galusdae* y *P. trucha* fueron las especies nativas de mayor protagonismo en este. Además de, esto es interesante recalcar que los impactos por etapas de la central angostura se dan de manera diferente ya sea en la zona ritral como en la zona de embalse, es decir los resultados de la disimilitud en términos de abundancia de las especies en la zona ritral muestran que el mayor cambio se da al momento del funcionamiento de la Central Angostura, en ese momento es donde el ensamble de peces comienza a cambiar notoriamente a través de los años, a diferencia de la zona embalsada donde el mayor cambio se da en la etapa de construcción de la central y este resultado tiene mucho sentido, debido a que las estaciones en la zona embalsada fueron directamente intervenidas en la etapa de construcción.

Los índices comunitarios revelaron como resultado interesante que tanto en la zona embalsada como en la zona ritral, el índice de diversidad de Margalef (d') era mayor previo al funcionamiento del embalse (2014), es decir, existía mayor riqueza de especies. Aun así, en la zona ritral este índice mantiene niveles más altos en relación a la riqueza de especies de la zona de embalse, índice que en los últimos 3 años (2018-2020) ha ido disminuyendo en esta zona. Ello que deja a ver que hay especies que ya no se están encontrando en el área. Los índices índice de equidad de Shannon (H' (\log_{10})) e índice de Equidad de Pielou (J') indican que la zona ritral posee una dominancia de especies relativamente baja, mientras que la zona de embalse el conjunto de peces está en su mayoría representado por algunas especies dominantes y disminuyendo su nivel de dominancia en los últimos 5 años (2016-2020).

La condición corporal de los peces reveló que tanto para los ríos Huequecura, Quillaileo y Biobío como para el área embalsada, los individuos disminuyeron su condición corporal en el tiempo. La única especie que comparativamente aumento su condición corporal en ambos hábitats, fue *Ch. galusdae*, los resultados en relación a la condición corporal de las especies fueron significativos solo para las especies muestreadas previo a la construcción del embalse (2007). Es importante mencionar que no existió una gran base de datos

para poder realizar el análisis poblacional debido a que muestreos que incluían tanto longitud y peso fueron escasos, donde solo el año 2007 poseía algunos datos y luego seguido del año 2016 al presente. Además de, esto se sabe que el factor de condición es útil para comparar cambios del estado nutricional de los individuos de una población. (Blackwell et al., 2000; Froese, 2006). Sin embargo, su análisis requiere ser complementado con otras herramientas de observación directa (ej. análisis dietarios, análisis de actividad gonadosómica, seguimiento de cohortes, etc.) (McPherson et al., 2011). Por tal motivo, para alcanzar un entendimiento acabado de la dinámica y los ciclos de vida de los peces nativos del país, se hace perentorio realizar mayores esfuerzos de investigación enfocados en los aspectos biológicos de estas especies. (Cifuentes et al., 2012).

En relación a las medidas de manejo propuestas, se efectuó una revisión de la RCA y el PMAIFI realizado por parte de la Central Hidroeléctrica Angostura con el fin de tener en cuenta cuales medidas que fueron propuestas y realizadas con resultados positivos para mitigar, compensar o restaurar el medio en cuestión. Así se busca aportar a generar un nuevo plan de manejo para la zona en base a lo propuesto por Colbún S.A. pero, además, incluyendo mejoras en el manejo de la fauna íctica y la propuesta de nuevos tópicos. Además de, todas las propuestas realizadas sobre la base de los resultados obtenidos, se realizaron propuestas para poder lograr un manejo integral de toda la zona ritral del río Biobío, lo que se considera esencial. Estas tuvieron como foco el lograr el levantamiento de información y la realización los estudios pertinentes de manera integrada por parte de los distintos usuarios del río y no de manera aislada proyecto por proyecto. El objetivo final es lograr la conservación de las áreas de importancia para la sobrevivencia de las especies más críticas en la zona.

Como se ha mostrado, el río Biobío posee tres grandes represas (> 50 m de altura) que crean embalses, ninguna de ellas posee pasos de peces, escaleras o cualquier otro dispositivo de mitigación para la pérdida de la conectividad biológica. Es decir, las poblaciones de peces han ido quedando completamente aisladas del resto del sistema fluvial, lo que está generando estructuración genética y disminución de tamaños poblacionales. (Valenzuela-Aguayo, McCracken, Manosalva, Habit, & Ruzzante, 2020). La disminución de la diversidad genética es grave ya que le reduce las habilidades de adaptación a

los cambios a las especies. Además de estas tres grandes represas, existe otra central hidroeléctrica en construcción con su RCA N°159, aprobada el año 2016 que ya se encuentra en construcción, la que la generará otro embalse en el curso del río Biobío y parte del río Quilme que como ya vimos en esta investigación posee un alto valor de conservación para la ictiofauna y, por último existe otro proyecto ingresado en el SEIA que propone la construcción de una central hidroeléctrica de pasada en el río Huequecura aun en calificación. Proyectos que, de haber contemplado una evaluación integral y sinérgica en la cuenca, lo más probable es que no se podrían llevar a cabo.

En tanto, si la humanidad desea seguir aprovechando los diversos servicios ecosistémicos que brindan los sistemas fluviales, es fundamental mantenerlos y mejorarlos en el tiempo en todos los aspectos que esto engloba, ya sea en su calidad y cantidad de agua, flora, fauna y todo lo que sustentan los ecosistemas de agua dulce. Donde la gestión de los ecosistemas acuáticos no es posible y menos sostenible en el largo plazo, sin un manejo racional y socialmente equitativo de los sistemas naturales que proveen bienes y servicios esenciales para el bienestar humano. (Díaz, et al., 2017).



8. CONCLUSIONES

El cambio comunitario y poblacional del ensamble de peces se da efectivamente al momento de fragmentar el hábitat, a través, de la construcción de una presa, este cambio se pudo evidenciar en el presente estudio en un periodo corto, solo 6 años de la construcción de la central Angostura. En dicho tiempo, el embalse fue colonizado por especies de hábitos lenticos, estas en su mayoría fueron las especies nativas *P.trutta*, *C. galusdae* y la especie introducida dominante, *O. mykiss*. Resultados que contrastan con la hipótesis propuesta donde fuera de la dominancia de los salmónidos se esperaba una fuerte abundancia de la especie *B. microlepidotus*, que además se encuentra disminuyendo considerablemente su condición corporal tanto en la zona ritral como en la zona embalsada. Igualmente, de una forma esperada sucedió un cambio en la zona ritral donde se vio un aumento de *P. irwini* y *O. mykiss*. Además, este estudio evidenció la constante declinación en términos de abundancia y condición corporal de dos especies de bagres bentónicos, *T. areolatus* y *D. nahuelbutaensis*. Ambos se encuentran actualmente restringidas a la zona ritral de los ríos Huequecura, Quillaileo y Biobío, en el tramo que aún conserva sus características ritrales; pero que está fragmentado por dos centrales hidroeléctricas de embalse.

La predicción de los futuros cambios en la composición de los peces del embalse Angostura y sus ríos tributarios indican que habrá un desplazamiento todas las especies nativas loticas río arriba, congregándose en este limitado tramo que alberga el río Huequecura y Quillaileo. Además, estas especies ya están siendo fuertemente amenazadas por sus depredadores, específicamente *O. mykiss* y *S. trutta*, y la presión de estas aumentara cada vez más. Sumado a lo anterior, existe un proyecto hidroeléctrico ingresado en el SEIA que propone la construcción de una central hidroeléctrica de pasada en el río Huequecura, siendo este el refugio actual de las 3 especies nativas que se encuentran En Peligro de Extinción y del resto de la mayoría de las especies nativas mencionadas en esta investigación. Debido a esto, se considera ambos ríos de sumo valor para la conservación biológica y debe permanecer sin más intervenciones humanas.

Se espera que las especies con requisitos ecológicos lóxicos específicos sigan disminuyendo en el curso superior del río Biobío. Donde las especies con menores exigencias biológicas y mejores capacidades de adaptación serán las nuevas dominantes del embalse. Es por todo lo anteriormente mencionado que estudios de las comunidades y poblaciones de peces se hacen esenciales para predecir futuras evaluaciones de ensambles de peces en situación de embalse, hoy en día los estudios exigidos al momento de evaluar un proyecto son mínimos en este ámbito, es por esto que deben ser estudios rigurosos con medias efectivas de seguimiento de las comunidades y poblaciones de peces.

Finalmente, con todo el panorama expuesto, se considera de alto valor de conservación el río Huequecura y Quillaileo que son los tributarios del río Biobío en el área de estudio, ya que estos albergan a las especies nativas del lugar, dándoles refugio, área de desove, alimentación adecuada para muchas de estas, debido a que poseen las características ritrales esenciales que necesitan las especies para su sobrevivencia y desarrollo, es por esto que se proponen ambos río como una zona de protección de la biodiversidad.

De esta misma manera se hace necesario también la conservación de todos los ríos tributarios al río Biobío en su zona ritral, debido a que el panorama para la ictiofauna es similar en los embalses Pangué y Ralco, pudiendo aplicarse recomendaciones similares a las planteadas para el caso de estudio específico del presente trabajo. Aunque el panorama se va viendo más afectado a medida que se sube por las aguas del río Biobío, en torno a las especies nativas, como es el caso de *P. irwini* que ya no se encuentra entre los embalses de Pangué y Ralco, aún se pueden mantener las condiciones de estos tributarios haciendo las gestiones para que estos sean declarados como zonas de conservación de la biodiversidad, con el fin de conservar las pocas y restringidas poblaciones de peces nativos que van quedando en la cuenca del río Biobío, gestión que si no se realiza estas especies podrían dirigirse hacia la extinción local.

En base a esta investigación también se puede concluir que la situación que se generará al momento de instalar la central Rucalhue, aguas abajo de la central Angostura será similar a la estudiada en esta investigación, donde nuevamente los peces nativos de la zona quedarán restringidos en el río Quilme, solo queda

preguntarse ¿Hasta qué punto resistirán los peces nativos la fragmentación de su hábitat mediante grandes presas?



9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A, Gomes, L, Santos, N, Ortega, J y Pelicice, F. (2016). Ensamblajes de peces en reservorios neotropicales: patrones de colonización, impactos y manejo. *Investigación Pesquera* 173, 26-36.
- Agostinho, A., Gomes, L. y Pelicice, F. (2007). *Ecología y manejo de recursos pesqueros en reservas de Brasil*. Maringá: Ecología y manejo de recursos pesqueros en reservas de Brasil. Maringá: Eduem. 501 p.
- Anderson, M, Gorley, R. y Clarke K. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- APHA. (2017). *Surface Water: Field Sampling and Analysis. Standard Methods 23th Edition*.
- Arratia, G. (1983). Preferencias de hábitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y Trichomyctidae). *Studies of Neotropical Fauna and Environment* 18 (4): 217-237.
- Arriagada, P. González, P. Casas, Y. Baeza, C. Vidal, y Ulloa, C. (2020). Sistemas productivos de la región del Biobío, Evolución y perspectivas a 30 años de su creación. *Eula-Chile, Centro de ciencias ambientales*. (págs. 175-178). Concepción, Chile.
- Basulto, S. (2003). *El largo viaje de los salmones, una crónica olvidada*. 2009 Editorial Maval, Santiago. Chile. 299 pág.
- Beltran-Concha, M., Munoz-Ramírez, C., Ibarra, J., & Habit, E. (2012). Dietary analysis of Diplomystes (Siluriformes: Diplomystidae) from Chile. *Gayana*, 76(2), 102-111. doi:Doi 10.4067/S0717-65382012000300003
- Bergkamp, G., Mccartney, M., Dugan, P., Mcneely, J. y Acreman, M., 2000. *Presas, funciones del ecosistema y restauración ambiental*. Ciudad del Cabo: Comisión Mundial de Presas. 187 p.
- Billman, E., Kreitzer, J. y Creighton, J. (2013). Habitat enhancement and native fish conservation: can enhancement of channel complexity promote the coexistence of native and introduced fishes?. *Environ Biol Fish* 96, 555–566. <https://doi-org.ezpbibliotecas.udec.cl/10.1007/s10641-012-0041-2>
- Blackwell, B., Seamans, T., Helon, D. y Dolbeer, R. (2000). Early loss of Herring Gull glutches after egg-oiling. *Wildlife Society Bulletin* 28(1):70-75.
- Bray J., Curtis J. (1957). An ordination of the upland forest of the southern Wisconsin. *Ecological Monographies* 27: 325–349.

Britton, J., Ruiz - Navarro, A., Verreycken, H. y Amat - Trigo, F. (2018). Consecuencias tróficas de las especies introducidas: impactos comparativos del aumento de interacciones competitivas interespecíficas versus intraespecíficas. *Ecología funcional*, 32, 486 - 495.

Campos, H., Gavilán, J., Alay, F. Y Ruiz, V. (1993). Comunidad íctica de la Hoya Hidrográfica del río Biobío. Monografía Científica Proyecto EULA. Centro EULA. Universidad de Concepción Vol. 12: 249-278. Ed. F. Faranda y O. Parra.

Cifuentes R., González J., Montoya G., Jara A., Ortíz N., Piedra P., y Habit E. (2012). Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). *Gayana (Concepción)*, 76(Supl. 1), 86-100.

Chatfield, C., y Collins, A.J. (1980). Introduction to multivariate analysis. Chapman and hall. London.

Clarke K.R. (1993). Análisis multivariados no paramétricos de cambios en la estructura de la comunidad. Aust J. Clarke KR, 1993. Análisis multivariados no paramétricos de cambios en la estructura de la comunidad. Aust J. Ecol. 18, 117-143.

Clarke K.R. y Warwick R.M. (1994). Cambios en las comunidades marinas: un enfoque para el análisis estadístico y interpretación. Laboratorio Marino de Plymouth, Plymouth.

Clarke, K., Gorley, R., Somerfield, P., y Warwick, R. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth.

Clifford, H.T. y Stephenson W., (1975). An introduction to numerical classification. Academic Press, London. 350 pp.

Colbún S.A. (2008). Estudio de Impacto Ambiental Proyecto Central Hidroeléctrica Angostura.

Colbún S.A. (2012). Plan de manejo ambiental integral de la fauna íctica (PMAIFI). Proyecto central hidroeléctrica angostura modelación y caracterización ecológico-ambiental. Centro de Ecología Aplicada.

Comisión Nacional de Energía. (2019). Anuario estadístico de Energía . Ministerio de Energía. Chile.

Connell, J. (1983). Sobre la prevalencia y la importancia relativa de la competencia interespecífica: evidencia de experimentos de campo. *Naturalista estadounidense*, 122, 661 - 696

Couto, T., y Olden, J. (2018). Proliferación global de pequeñas centrales hidroeléctricas: ciencia y política. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16 (2), 91-100.

Cussac, V., Ortubay, S., Iglesias, G., Milano, D., Lattuca, M.E., Barriga, J.P., Battini, M.A. & Gross, M. (2004). The distribution of South American galaxiid fishes: the role of biological traits and post-glacial history. *Journal of Biogeography* 31: 103-121.

Díaz, G., Arriagada, P., Górski, K., Link, O., Karelavic, B., Gonzalez, J., y Habit, Evelyn. (2019). Fragmentation of Chilean Andean rivers: expected effects of hydropower development. *Revista chilena de historia natural*, 92, 1. Epub 11 de junio de 2019. <https://dx.doi.org/10.1186/s40693-019-0081-5>.

Díaz, M. (2017). Evaluación de los servicios ecosistémicos asociados al recurso hídrico: Cuenca del río Biobío como caso de estudio. Facultad de Ciencias Ambientales Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos Continentales. Universidad de Concepción. Pag 246. Extraído desde: http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/2696/3/Tesis_Evaluacion_de_los_servicios_ecosistemicos.pdf

Díaz M., Figueroa, R., Vidal-Abarca, M., Suárez, M. y Climent, M. Loss of ecosystem services associated with the occurrence of forest fires in the Biobío Region, Chile (En revisión) *Regional Environmental Chang*.

Dollar, E., James, C., Rogers, K., y Thoms, M. (2007). A framework for interdisciplinary understanding of rivers as ecosystems. *Geomorphology*, 89, 147–162. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.022>

Eiler, J. (2000). Fish movements - the missing piece. In *Fish Movement and Migration*. Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, Bendigo, Victoria, September 1999, Australian Society for Fish Biology. D. A. Hancock, D. C. Smith and J. D. Koehn, Sydney 85-92 pp.

Elton, C. (1958). *La ecología de las invasiones de animales y plantas*, presione Editar. Chicago: Prensa de la Universidad de Chicago.

Everitt, B. (1980). *Cluster analysis*. 2nd edn. Heinemann, London.

Fagan, W. (2002). Conectividad, fragmentación y riesgo de extinción en metapoblaciones dendríticas. *Ecología*, 83 (12), 3243 - 3249.

Ferguson, N., White, CR y Marshall, DJ (2013). Competencia en invertebrados marinos bentónicos: el papel no reconocido de la competencia explotadora por el oxígeno. *Ecología*, 94, 126 - 135. <https://doi.org/10.1890/12-0795.1>

Fernando, C. y Holcik, J., (1991). Pescados en embalses. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, vol. 76, no. 2, págs. 149-167.

Figueroa, R., Ruiz, V. H., Berrios, P., Palma, A., Villegas, P., & Andreu-Soler, A. (2010). Trophic ecology of native and introduced fish species from the Chillán River, South-Central Chile. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(1), 78-83. doi:10.1111/j.1439-0426.2009.01347.x

Francisco, V., y de la Cueva, H., (2017). Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin american journal of aquatic research*, 45(2), 261-275. <https://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue2-fulltext-3>

Froese, r. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22:241-253.

García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., y Parra, O. (2011). Efectos ambientales aguas abajo de las operaciones de la presa: cambios en la calidad del hábitat para las especies de peces nativos *Investigación y aplicaciones fluviales*, 27 (3), 312–327. <https://doi.org/10.1002/rra.1358>

García, A., González, J, y Habit, E. (2012). Caracterización del hábitat de peces nativos en el río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). *Gayana (Concepción)*, 76(Supl. 1), 36-44. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382012000100004>

García-Berthou, E. y Moreno-Amich, R. (1993). Multivariante análisis de covarianza en estudios morfométricos del ciclo reproductivo *Revista canadiense de pesca y ciencias acuáticas*, 50, 1394–1399.

García De Jalón, D.; Mayo, M; Hervella, F; Barcelo, E y Fernández, T. (1993). Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales. Ediciones Mundi-Prensa. 247 pp.

González,P., Casas, Y., Baeza, C., Vidal, G., Ulloa, C. y Arriagada, P. (2020). Sistemas productivos de la región del Biobío, Evolución y perspectivas a 30 años de su creación. *Eula-Chile, Centro de ciencias ambientales*. (págs. 175-176). Concepción, Chile.

Gurevitch, J. y Padilla, D. (2004). ¿Son las especies invasoras una de las principales causas de extinciones? *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 470 - 474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>

Habit, E. (2005). Aspectos de la biología y hábitat de un pez endémico de Chile en peligro de extinción (*Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987). *Interciencia* 30: 1-10.

Habit, E., García, A., Díaz, G., Arriagada, P., Link, O., Parra, O. y Thoms, M. (2019). Ciencia y gestión de ríos en Chile: desarrollo de energía hidroeléctrica y comunidades nativas de peces. *Investigación y aplicaciones del río* 35 (5), 489-499.

Habit, E. González, J., Ruzzante, D. y Walde, S. (2012). Riqueza de especies de peces nativos e introducidos en lagos patagónicos chilenos: inferencias sobre mecanismos de invasión utilizando lagos libres de salmónidos. *Diversos. Distrib.* , 18 (12) (2012) , pp. 1.153 - 1 165

Habit, E. Díaz, G. y Manosalva, A. (2020). Peces nativos de aguas continentales de Chile y del Río Biobío, Evolución y perspectivas a 30 años de su creación. Eula-Chile, Centro de Ciencias Ambientales (págs. 141-155). Concepción, Chile.

Habit, E, Victoriano, O, y Parra, O. (2002). Translocacion de peces nativos en la cuenca del rio laja (region del biobio, chile). *Gayana (Concepción)*, 66(2), 181-190. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382002000200012>

Habit, E., y Belk, M. C. (2007). Threatened fishes of the world: *Percilia irwini* (Eigenmann 1927) (Perciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 78(3), 213-214. doi:10.1007/s10641-006-0014-4

Habit, E., Piedra, P., Ruzzante, D., Walde, S., Belk, M. , Cussac, V. , Gonzalez, J. , y Colin, N. (2010). Cambios en la distribución de peces nativos en respuesta a especies introducidas y otros efectos antropogénicos. *Glob. Ecol. Biogeogr.* , 19 , págs. 697 - 710 , 10.1111 / j.1466-8238.2010.00541.x

Habit, E., González, J., Ortiz-Sandoval, J., Elgueta, A., y Sobenes, C. (2015). Efectos de la invasión de peces en ríos y lagos de Chile. *Ecosistemas*, 24 (1) (2015) , pp. 43 - 51, 10.7818 / ECOS.2015.24-1.08

Habit, E., Dyer, B., y Vila, I. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana (Concepción)*, 70(1), 100-113. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382006000100016>.

Habit, E., Victoriano, P., & Campos, H. (2005). Trophic ecology and reproductive aspects of *Trichomycterus areolatus* (Pisces, Trichomycteridae) in irrigation canal environments. *Revista De Biología Tropical*, 53(1-2), 195-210. Retrieved from <Go to ISI>://WOS:000232593200020

Hanks, R. y Hartman, K. (2018). Evaluación de las influencias de los tipos de liberación de presas, el uso de la tierra y el hábitat que afectan la abundancia, riqueza, diversidad y estructura de la comunidad de peces larvales y juveniles. *Canadian Journal de Pesca y Ciencias Acuáticas*, 76 (8), 1388 - 1397.

Hasegawa, K. y Maekawa, K. (2008). Different longitudinal distribution patterns of native white-spotted charr and non-native brown trout in Monbetsu stream, Hokkaido, northern Japan. *Ecol Freshw Fish* 17:189–192

Hasegawa, K., Yamamoto, T. y Kitanishi, S. (2010). Habitat niche separation of the nonnative rainbow trout and native masu salmon in the Atsuta River, Hokkaido, Japan. *Fish Sci* 76:251–256

Horreo, J., Martínez, J., Ayllon, F., Pola, I., Monteoliva, J., Héland, M. y Garci - Vazquez, E. (2011). Impacto de la fragmentación del hábitat en la genética de poblaciones en paisajes dendríticos. *Biología de agua dulce*, 56 (12), 2 567 - 2 579.

Hu, M., Hua, Q., Zhou, H., Wu, Z. y Wu, X. (2015). El efecto de las represas sobre la abundancia y composición larvaria de cuatro especies de carpas en sistemas fluviales clave en China. *Biología Ambiental de los peces*, 98 (4), 1,201 - 1.205.

INVASAL. (2021). Desarrollo de métodos y políticas para el manejo y control de salmónidos invasores en Chile. Núcleo Milenio INVASAL. Extraído el 10 de abril del 2021 desde: <https://invasal.cl/manejo-y-control-de-salmonidos-invasores/>

Iriarte, J. y G. Lobos, G. (2005). Especies invasoras de vertebrados en Chile y su control y seguimiento por agencias gubernamentales. *Rev. Chil. Hist. Nat.* , 78 , pp. 143 - 154 , 10.4067 / S0716-078X2005000100010

Korsu, K., Huusko, A. y Muotka, T. (2010). Invasion of northern European streams by brook trout: hostile takeover or pre-adapted habitat niche segregation? *Biol Invasions* 12:1363–1375

Kruskal, J.B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrica* 29: 1-27

Labourde, A., Gonzalez, A., Sanhueza, C., Arriagada, P., Wilkes, M., Habit, E., y Link, O. (2016). Hydropower development, riverine connectivity, and non-sport fish species: criteria for hydraulic desing on fishways. *River research and applications*.

Letcher, T. (2018). Hidroelectricidad . En Å. Killingtveit, Manejo del calentamiento global (págs. 265-315). Academic Press.

Letcher, .H, Nislow, .H, Coombs, .A, O'Donnell, M. y Dubreuil, T. (2007). Respuesta de la población a la fragmentación del hábitat en una población de truchas de arroyo que habita en arroyos. *Más uno* 2, e1139. Limburg, KE (1995). El estroncio otolito rastrea la historia ambiental del sábalo americano sub-año *Alosa sapidissima*.

Levin, S. (2015). Resiliencia ecológica. *Encyclopædia Britannica*. extraída el 17 de noviembre desde: <https://www.britannica.com/science/ecological-resilience>

Liermann, C., Nilsson, C., Robertson, J. y Ng, RY. (2012). Implicaciones de la obstrucción de presas para la diversidad mundial de peces de agua dulce. *BioScience*, 62 (6), 539 - 548.

Link, O., y Habit, E. (2012). Informe de medidas de manejo especie- específicas 1: Estructuras para generación de hábitat para *Galaxias platei*. Informe Técnico preparado para Colbún S.A. Oficina de Asistencia Técnica, Centro de Ciencias Ambientales EULA, Universidad de Concepción. 70 págs + 1 Anexo.

Lintermans, M. (2000). Recolonization by the mountain galaxias *Galaxias olidus* of a montane stream after the eradication of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Marine and Freshwater Research* 51: 799-804.

Liu, F., Wang, J. y Cao, W. (2012). Cambios a largo plazo en el ensamblaje de peces después de los embalses del embalse de las Tres Gargantas en Hejiang, un alcance protegido del río Yangtze superior. *Conocimiento y gestión de ecosistemas acuáticos* (407).

Lobo, k., y Santos, M. (2019). Modeling and Simulation of Hydroelectric Projects with Reservoirs. *IEEE Latin America Transactions*, vol. 17, no. 10.

LOUREIRO-CRIPPA, V. y HAHN, N. (2006). Uso de los recursos alimenticios por la fauna de peces de un pequeño embalse (río Jordão, Brasil) antes y poco después de su llenado. *Ictiología Neotropical* vol. 4, no. 3, págs. 357-362.

Magurran, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*, 179 pp. Princeton University Press, New Jersey.

McArdle, B. y Anderson, M. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.

McPherson, L., Slotte, A., Kvamme, C., Meier, S. y Marshall, C. (2011). Inconsistencies in measurement of fish condition: a comparison of four indices of fat reserves for Atlantic herring (*Clupea harengus*). *ICES Journal of Marine Science* 68: 52-60.

Ministerio de Energía. (2016). Estudio de cuencas. Análisis de las condicionantes para el desarrollo hidroeléctrico en las cuencas del Maule, Biobío, Toltén, Valdivia, Bueno, Puelo, Yelcho, Palena, Cisnes, Aysén, Baker y Pascua. Gobierno de Chile, Santiago, 104 p

Ministerio de Energía. (2019). Planificación Energética de Largo Plazo. Santiago, Chile.

Ministerio de Energía. (2020). Región del Biobío. Chile. Extraído el 10 de junio del 2020 desde: <https://www.energia.gob.cl/regiones/biobio>.

- Ministerio del Medio Ambiente. (2018). Guía de apoyo docente en biodiversidad, División de Educación Ambiental y Participación, Gobierno de Chile Ciudadana. Santiago Chile. Extraído el 12 de julio del 2020 desde: https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/Guia-biodiversidad-docentes_web.pdf
- Molnar, J., Gamboa, R., Revenga, C. y Spalding, M. (2008). Evaluación de la amenaza global de las especies invasoras para la biodiversidad marina. *Fronteras en ecología y medio ambiente*, 6, 485 - 492. <https://doi.org/10.1890/070064>
- Morita, K., Morita, S. y Yamamoto, S. (2009). Efectos de la fragmentación del hábitat por represas en peces salmónidos: lecciones de charr manchado blanco en Japón. *Investigación ecológica*, 24 (4), 711 – 722.
- Neraas, L. y Spruell, P. (2001). Fragmentación de los sistemas fluviales: los efectos genéticos de las represas en la trucha toro (*Salvelinus confluentus*) en el sistema del río Clark Fork. *Molecular Ecology*, 10 (5), 1,153 - 1 164.
- Nielsen, E., Hansen, M. y Loeschcke, V. (1997). Análisis de ADN de microsatélites de muestras a escala antigua de salmón del Atlántico *Salmo salar*: una comparación de la composición genética durante 60 años. *Ecología molecular*, 6 (5), 487 - 492.
- Novakowski, G., Hahn, N. y Fugii, R., (2007). Alimentação de peixes piscívoros antes y após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, págs. 149-154.
- Pianka, E. (1981). Competencia y teoría de nichos. En R. May, y AR McLean (Eds.), *Ecología teórica; principios y aplicaciones* (págs. 167 - 196). Oxford: OUP Oxford.
- Peet, R. (1975). Relative diversity indices. *Ecology* 56: 496-498.
- Pla, L., Casanoves, F. Y Di Rienzo, J. (2012). Quantifying functional biodiversity, Springer Briefs in Environmental Science. Springer, Nueva York, 95 pp.
- Pool, T. y Olden, T. (2012). Homogeneización taxonómica y funcional de una ictiofauna endémica del desierto. *Diversos. Distrib.* 18, págs. 366 – 376.
- Power, M. (1984). Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology* 65:523–528.
- Raadik, T. (1995). A research recovery plan for the barred galaxias in south-eastern Australia. Flora and Fauna Technical Report No. 141. Victoria, Department of Conservation and Natural Resources.

Rivera, N., Calderón-Ayala, J., Calle, L., Du, S., Brenda, G., Mattias, L. y Armstrong, M. (2010). Multidisciplinary and Multimedia Approaches to Action-Oriented Ecology: A Report of the SEEDS Leadership Meeting: Spanish Version. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 91(3), 322-324. Retrieved November 17, 2020, from <http://www.jstor.org/stable/bullecosociamer.91.3.322>

Ricker, W. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research. Board of Canada*. 191: 382 pp.

Rojas, P. Vila, I. Habit, E. y Castro, S. (2019). Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, Volume 19, Extraído el 23 de agosto del 2020 desde: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419300678>.

Rosenberg, N. (2004). DISTRUCT: Programa para la visualización gráfica de la estructura de la población. *Molecular Ecology Notes*, 4, 137 - 138.

Rosenberger, A. y Angermeier, P. (2003). Ontogenetic shifts in habitat use by the endangered Roanoke logperch (*Percina rex*). *Freshw Biol* 48:1563–157.

Ruiz, V. (1993). Ictiofauna del Río Andalién (Concepción, Chile). *Gayana Zoológica* 57 (2): 109-278.

Ruiz, V. y Marchant, M. (2004). Ictiofauna de aguas continentales. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, departamento de Zoología, Universidad de Concepción, Concepción, Chile 356 pp.

Sanger, A. y Fulton, W. (1991). Conservation of endangered species of Tasmanian freshwater fish. In-land Fisheries Commission Occasional Report 91-01.

Santos, L., Araújo, F. y Brotto, D. (2008). Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation-marine and Freshwater Ecosystems - AQUAT CONSERV.* 18. 896-908. 10.1002/aqc.931.

Valdovinos, C. y Parra, O. (2006). La Cuenca del Río Biobío, Historia Natural de un Ecosistema de uso Múltiple. Centro de Ciencias Ambientales EULA Universidad de Concepción.

Valenzuela-Aguayo, F., McCracken, G., Manosalva, A., Habit, E. y Ruzzante, D. (2019). Efectos de la fragmentación del hábitat inducida por humanos sobre la conectividad, la diversidad y la persistencia de la población de un pez endémico, *Percilia irwini*, en la cuenca del río Biobío (Chile), Dryad, Dataset.

Vila, I., Contreras, M. y Fuentes, L. (1996). Reproduction of *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae). *Gayana Oceanología* 4 (2): 129-137.

Vila, I. y Habit, E. (2015). Situación actual de la ictiofauna en la región mediterránea de los sistemas fluviales andinos en Chile. *Peces en ambientes mediterráneos*, 2, 19-29.

Sanger, A. y Fulton, W. (1991). Conservación de especies en peligro de extinción de peces de agua dulce de Tasmania. Comisión de Pesca Inland de Tasmania, [SI].

SERNAPESCA. (2020). Fichas de especies protegidas (URCEP). Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Ministerio de Economía, Fomento y Turismo. Extraído el 31 de octubre del 2020 desde: <http://www.sernapesca.cl/informacion-utilidad/fichas-de-especies-protegidas-urcep>

Schork, G. y Zaniboni, E. (2017). Dinámica de la estructura de una comunidad de peces durante diez años de formación en el embalse de la central hidroeléctrica en la parte superior del río Uruguay. *Revista Brasileña de Biología* 77 (4), 710-723.

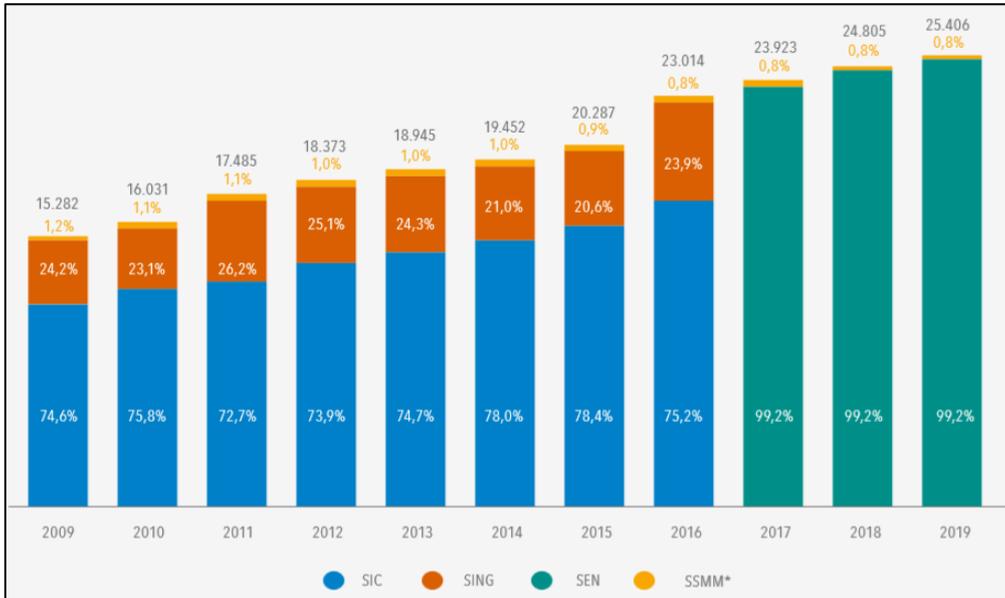
Schlosser, I. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41: 704–712.

Ward, JV y Stanford, J. (1995). Conectividad ecológica en ecosistemas fluviales aluviales y su alteración por regulación de caudal. *Ríos regulados: investigación y gestión* 11, 105-119.

Zwerschke, N., van Rein, H., Harrod, C. y col. (2018). La competencia entre los consumidores nativos e invasores coexistentes cambia entre hábitats. *Funct Ecol.* 2018; 32: 2717 - 2729. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13211>

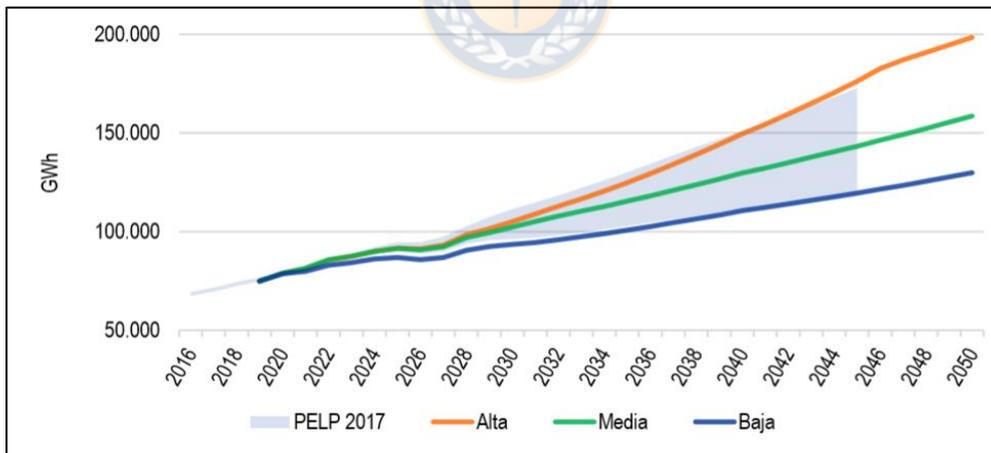
10. ANEXOS

Gráfico N°5: Evolución de la capacidad instalada de generación bruta por sistema en MW.



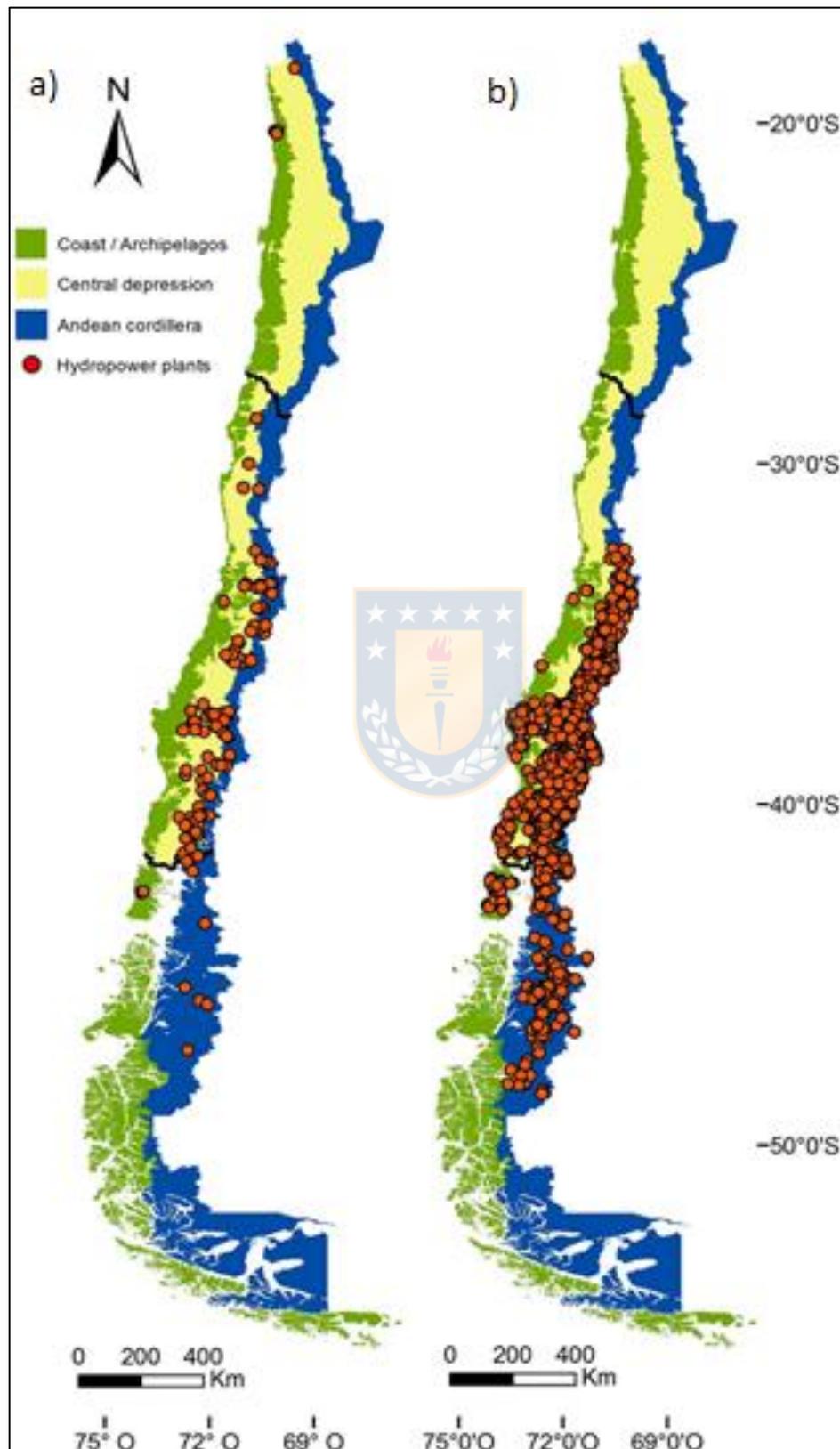
Fuente: Ministerio de Energía, 2019

Gráfico N°6: Proyección de la demanda eléctrica para el periodo 2019-2050.



Fuente: Ministerio de Energía, 2017.

Figura N°17: Distribución de represas hidroeléctricas en Chile: (a) La ubicación de las represas en Chile a partir de 2018; y (b) Presas adicionales planificadas para 2050.



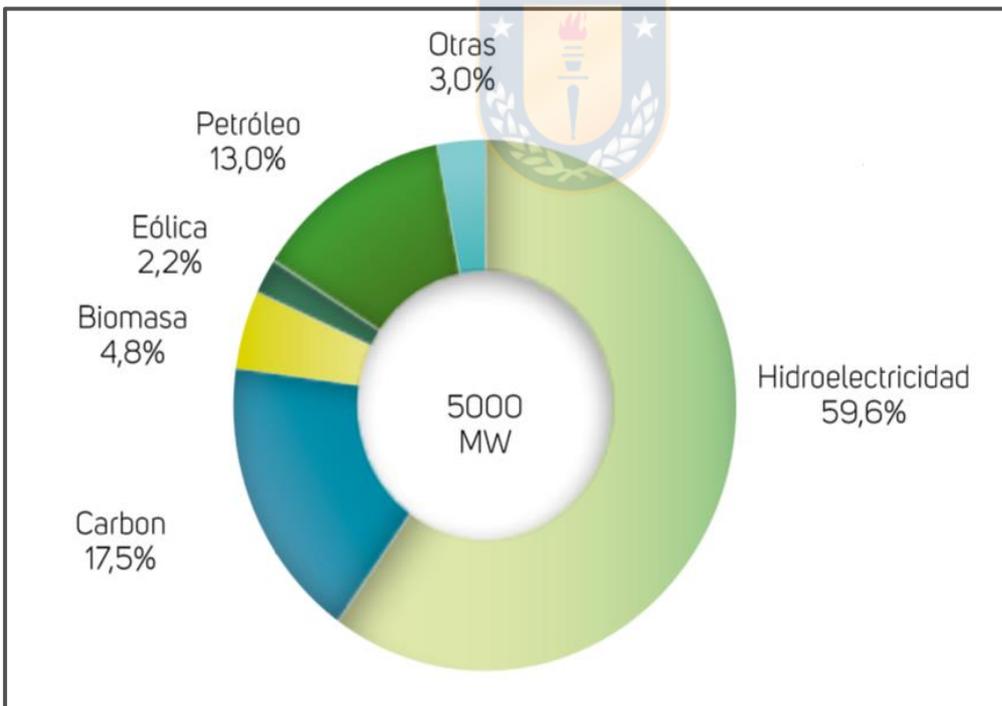
Fuente: Habit et al., 2019.

Tabla N°13: Potencial hídrico por cuenca.

CUENCA	POTENCIAL HIDROELÉCTRICO (MW)	PROPORCIÓN
Maule	1.368,3	8,6%
Biobío	2.902,2	18,2%
Toltén	1.123,4	7,0%
Valdivia	906,0	5,7%
Bueno	807,3	5,1%
Puelo	552,0	3,5%
Yelcho	1.403,0	8,8%
Palena	1.797,0	11,3%
Cisnes	619,0	3,9%
Aysén	848,0	5,3%
Baker	1.918,0	12,0%
Pascua	1.694,0	10,6%
Total 12 cuencas	15.938,2	100%

Fuente: Ministerio de Energía, 2016.

Gráfico N°7: Matriz de operación del Biobío.



Fuente: Arriagada, et al., 2020.

