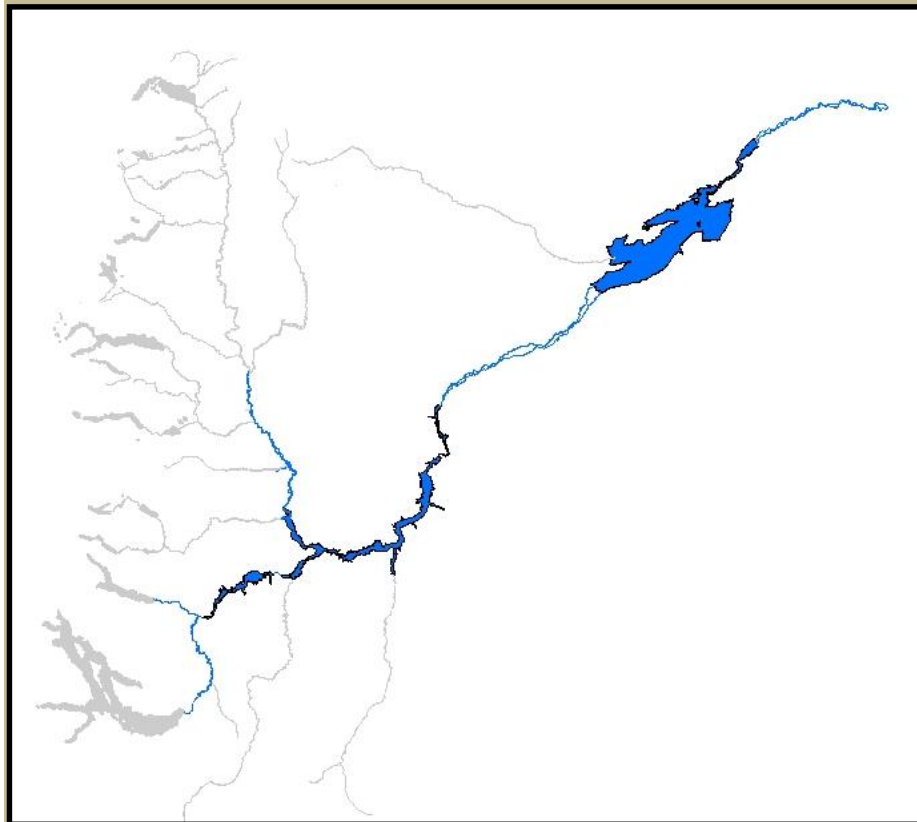




MAESTRÍA EN INTERVENCIÓN AMBIENTAL
ORIENTACIÓN INGENIERÍA AMBIENTAL
FACULTAD DE INGENIERÍA

Dinámica de fósforo en cinco embalses en cadena en la cuenca del río Limay, Norpatagonia Argentina



*Tesis presentada para optar por el título de Magíster en
Intervención Ambiental con orientación en Ingeniería Ambiental*

TESISTA: LIC. MARIELA AYELEN OTHAZ BRIDA

DIRECCIÓN: DR. PEDRO TEMPORETTI

CO-DIRECCIÓN: DRA. GUADALUPE BEAMUD

Julio 2020

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas que han colaborado y brindado su apoyo en la realización de este trabajo.

A mis directores, Pedro y Guada, por su predisposición y paciencia en cada momento que necesité su asistencia, con todo su conocimiento y sencillez, me facilitaron enormemente la realización de esta tesis. ¡Muchísimas gracias a ambos!

A la Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas por proporcionar el apoyo y los datos necesarios para la ejecución de este trabajo, y a mis compañeros de trabajo de las Secretarías Técnicas, por brindarme su tiempo y conocimiento cuando lo necesité.

A Héctor Labollita por incentivar mi crecimiento profesional y propiciar el ámbito para que ello ocurra. Gracias por brindarme tu tiempo, conocimiento y experiencia desde un lugar de gran humildad. ¡Muchas gracias Cacho!

Finalmente, y en un ámbito más personal, quiero agradecer a mi familia por darme su apoyo, y especialmente a mis padres por mostrarme el valor que tienen la perseverancia y el amor en la concreción de los sueños.

A Matías, mi compañero incondicional, por estar siempre...y especialmente en los momentos de desánimo. Tus palabras de aliento y riquísimos mates llenos de energía y amor, fueron fundamentales para concluir este trabajo.

A mis tres lucecitas... Simón, Jazmín y Rocío por darme tanto amor.

ÍNDICE GENERAL

Agradecimientos	1
Índice General	2
Abreviaturas	3
Resumen	4
Abstract	5
1. Introducción	6
1.1. Estado trófico y Eutrofización	7
1.2. Predicción trófica y Capacidad de carga	8
1.3. Embalses en cascada o cadena	9
1.4. Antecedentes en la región	10
2. Objetivos	11
3. Área de estudio	12
3.1. Características físicas naturales de la cuenca del río Limay	12
3.2. Descripción del área de estudio	14
4. Materiales y métodos	19
4.1. Especificaciones técnicas de monitoreos de los PAM	20
4.2. Metodologías de análisis químicos	21
4.3. Datos hidrometeorológicos	25
4.4. Determinación del ET y la capacidad de carga de los embalses de la cuenca	26
4.5. Métodos estadísticos para análisis de las variables	34
5. Resultados	35
5.1. Calidad del agua de los embalses del sistema Limay	35
5.2. Ordenamiento de los embalses de la cuenca del río Limay	45
5.3. Estado trófico de los embalses del sistema Limay	49
5.4. Caracterización de los sedimentos en los embalses del sistema Limay	50
5.5. Capacidad de carga de los embalses de la cuenca del río Limay	55
6. Discusión	69
6.1. Calidad de agua en los embalses del río Limay	69
6.2. Caracterización de los sedimentos de los embalses del río Limay	73
6.3. Dinámica de fósforo en los embalses del río Limay	77
6.4. Capacidad de carga de los embalses de la cuenca del río Limay	79
7. Conclusiones	84
8. Recomendaciones	87
9. Bibliografía	89
10. Anexos	100

ABREVIATURAS

AIC: Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro

ALI: Alicura

ARR: Arroyito

BAP: Biologically Available Phosphorus (fósforo biológicamente disponible)

CEAN: Centro de Ecología Aplicada de Neuquén

CFI: Consejo Federal de Inversiones

Cla: clorofila *a*

CRUB: Centro Regional Universitario Bariloche

Emb.: Embalse

ENSI: Empresa Neuquina de Servicios de Ingeniería

ERM: Ezequiel Ramos Mexía

ET: Estado trófico

GECARA: Grupo de calidad de aguas y recursos acuáticos

NT: nitrógeno total

OECD: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico

PAM: Plan Anual de Monitoreo

PDA: Piedra del Águila

PIAP: Planta Industrial de Agua Pesada

PPL: Pichi Picún Leufú

PRS: fósforo reactivo soluble

PT: fósforo total

TSI: Trophic Status Index (Índice de Estado Trófico)

T_w: Tiempo de residencia

RESUMEN

Los embalses tienen relación con sus cuencas de drenaje, cuyas características regionales, determinan aspectos locales como la escorrentía superficial, los aportes de sedimentos y materiales disueltos. Además de esos procesos que constituyen aportes externos de nutrientes, los embalses utilizados para la cría intensiva de peces, reciben un aporte excesivo de nutrientes y materia orgánica proveniente de los alimentos no consumidos y desechos de la actividad. Esto causa modificaciones en la calidad del agua, los sedimentos y la producción biológica, con el consecuente riesgo de incremento del nivel de eutrofización y deterioro de la calidad para otros usos. En el presente trabajo se caracterizó la calidad del agua y los sedimentos en cinco embalses en cadena ubicados en la cuenca del río Limay, Patagonia Norte, con el fin de evaluar la dinámica de los nutrientes y su calidad trófica. Por otro lado, se estimó la capacidad de carga de los embalses para el desarrollo de piscicultura, y su potencial afectación al sistema. Los resultados evidenciaron un incremento de nutrientes, tanto en la columna de agua como en los sedimentos, desde el primer embalse hacia los embalses aguas abajo, aunque el fósforo aportado actualmente por actividad piscícola, no representa el factor determinante del contenido de fósforo en los restantes embalses.

Palabras clave: embalses en cadena, fósforo, capacidad de carga, piscicultura.

ABSTRACT

The reservoirs are related to their drainage basins, whose regional characteristics determine local aspects such as surface runoff and loads of the sediments and dissolved materials. In addition to those processes that constitute external contributions of nutrients, the reservoirs used for intensive fish farming receive an excessive load of nutrients and organic matter from the unconsumed food and wastes from the activity. This causes changes in the quality of water and sediments, and biological production, with the consequent risk of increasing the level of eutrophication and deterioration of quality for other uses. In the present work, the quality of the water and the sediments in five chained reservoirs located in the Limay river basin, Northern Patagonia, was characterized in order to evaluate the dynamics of the nutrients and their trophic quality. On the other hand, the carrying capacity of the reservoirs for the development of fish farming was estimated, and its potential impact on the system. The results showed an increase in nutrients, both in the water column and in the sediments, from the first reservoir to downstream reservoirs, although the phosphorous currently contributed by fish farming activity does not represent the determining factor of the phosphorus content in the other reservoirs.

Key words: Chained reservoirs, Carrying Capacity, phosphorus, fish farming.

1. INTRODUCCIÓN

La construcción de una represa se hace con el fin de almacenar el agua de un río para utilizarla con distintos objetivos: generación hidroeléctrica, regulación de crecidas, abastecimiento de agua, riego, usos recreativos y productivos, entre otros. Los reservorios de agua artificiales creados generalmente sobre el cauce del río, pierden la condición lotica modificando su dinámica funcional y estructural. Así el nuevo ambiente creado denominado embalse es un híbrido entre río y lago (Margalef, 1983; Kimmel *et al.*, 1990) con mecanismos específicos de funcionamiento: heterogeneidad espacial, corrientes advectivas, turbulencia, fluctuaciones de nivel de agua y tiempo de residencia (Tundisi, 1988; Thornton *et al.*, 1990). Sin embargo, a pesar de representar una modificación radical del ecosistema, el embalse mantiene una característica fundamental similar a la del ambiente fluvial preexistente, su gran relación e interdependencia con la cuenca de drenaje (Straskraba & Tundisi, 1999). Esta relación depende en gran medida de características regionales tales como la geología, topografía, clima, tipo de suelos y cobertura vegetal de la cuenca de drenaje; y determinan aspectos locales como las variaciones de temperatura, la escorrentía superficial, los aportes de sedimentos y materiales disueltos (Thornton *et al.*, 1990). Estos procesos incorporan nutrientes y sólidos suspendidos a los cuerpos de agua condicionando la interacción de los diferentes componentes bióticos y abióticos, y los procesos que ocurren dentro del ecosistema acuático marcando su composición física, química y biológica (Thorp *et al.*, 2006).

Además de los aportes externos de nutrientes de la cuenca de drenaje, los embalses utilizados para actividades productivas tales como la cría intensiva de peces, están sometidos a impactos que afectan su calidad y provocan alteraciones a nivel ecosistémico. El alimento balanceado suministrado a los peces para su engorde, constituye un aporte excesivo de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y materia orgánica que incrementa la producción biológica de los sistemas acuáticos, aumentando el grado de trofismo de estos (Beveridge, 1986; Håkanson *et al.*, 1988; Welcomme, 1996; Bergheim y Åsgård, 1996).

1.1. ESTADO TRÓFICO Y EUTROFIZACIÓN

El concepto de *estado trófico* de los cuerpos de agua es una noción fundamental en el ordenamiento de los mismos, y se refiere a la relación entre el estado de nutrientes en un ambiente acuático y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo. Un estado de *oligotrofia* se caracteriza por su baja biomasa fitoplanctónica, una alta transparencia del agua y una muy baja concentración de nutrientes; contrariamente el estado de *eutrofia* implica una elevada biomasa algal, reducida transparencia del agua, y alta carga de nutrientes. Existen estados intermedios entre los límites antes mencionados que se definen como *mesotrofia*, así como situaciones extremas de *ultra-oligotrofia* o *hipereutrofia*. El proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior como consecuencia de la incorporación de nutrientes, se lo denomina *eutrofización* del cuerpo de agua (Schindler, 2006; Paerl & Huisman, 2008). Si bien la eutrofización es un proceso natural de envejecimiento de los cuerpos de agua que ocurriría independientemente de las actividades del ser humano (Smith, 2003), normalmente es un proceso inducido por acción antrópica denominado eutrofización artificial. Éste ocurre generalmente de forma acelerada deteriorando la calidad de los cuerpos de agua, y comprometiendo seriamente sus posibles usos.

La productividad del fitoplancton en lagos y embalses es controlada por varios factores, unos definidos a nivel de cuenca y otros vinculados a las características propias del cuerpo de agua. Entre ellos, se destaca el rol que tiene el fósforo como nutriente limitante en relación al control de la producción de biomasa algal, el cual constituye un dogma central en limnología (Vollenweider, 1969; Reynolds, 1992; Håkanson & Peters, 1995). Así, la concentración de clorofila *a* en un cuerpo de agua es una función de la concentración de fósforo en el mismo, y éste, a su vez, es una función de la carga externa e interna (Vollenweider, 1969; Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982; Quirós, 1988; Reynolds, 1992). En tal sentido, resulta esencial conocer las concentraciones de fósforo presentes en el cuerpo de agua y su dinámica (entradas, salidas y almacenamiento), a efectos de evitar el incremento de la velocidad de eutrofización de un cuerpo de agua.

Para establecer el estado trófico de un cuerpo de agua y evaluar su variación en el tiempo asociada a procesos naturales o actividades antrópicas (como la

producción piscícola), una forma es cuantificar variables representativas y contrastarlas con criterios establecidos de estado trófico. Esta evaluación puede ser mediante el cálculo de índices, como por ejemplo el Índice de Estado Trófico (TSI por sus siglas en inglés) de Carlson (1977), o bien comparar los valores de determinadas variables ambientales medidas, con valores fijos (criterios) propuestos para cada rango de trofía. En este sentido, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, 1982) estableció criterios de referencia de estado trófico basados en carga de fósforo (media anual de fósforo total), clorofila *a* (media anual eufótica) y transparencia (profundidad media anual de disco de Secchi).

1.2. PREDICCIÓN TRÓFICA Y CAPACIDAD DE CARGA

Para lograr una adecuada gestión de los cuerpos de agua manteniendo una determinada calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, es necesario evaluar los efectos adversos, actuales y potenciales, generados por las distintas actividades antrópicas. La piscicultura intensiva en jaulas flotantes representa una actividad eutrofizante de los cuerpos de agua donde se realiza, siendo de suma importancia el monitoreo de la concentración de nutrientes y la determinación de la cantidad de peces que pueden cultivarse minimizando su impacto sobre el ecosistema. Así, la *capacidad de carga* de un ecosistema acuático se refiere a la biomasa de peces que puede mantener ese ambiente, sin sobrepasar el estado trófico establecido como límite (Cañete, 2001; Arenas Morales, 2001). La definición reconoce el impacto de la actividad productiva piscícola, y procura mantenerlo dentro de los límites de la categoría trófica que los administradores del recurso hayan definido. Para estimar la capacidad de carga de un cuerpo de agua, es necesario establecer la diferencia entre la productividad del cuerpo de agua antes de la explotación y el nivel final de productividad que se desea alcanzar. Para ello debe conocerse el balance de nutrientes (específicamente fósforo) en el cuerpo de agua, determinar la cantidad de fósforo que modificaría el estado trófico actual para pasar al siguiente, y estimar la cantidad de peces cultivados equivalentes a esa cantidad de fósforo necesaria para el cambio de estado trófico (Beveridge, 1986; Cañete, 2001; Arenas Morales, 2001). Queda en evidencia la necesidad de lograr una adecuada capacidad predictiva, para aportar al desarrollo y uso sustentable de los cuerpos de agua.

Las herramientas predictivas principales son modelos, que permiten, a partir de una base de datos fuerte y consistente, presentar escenarios diversificados sobre los impactos en sistemas acuáticos. La base para cualquier consideración práctica o teórica, pertinente a la gestión de un cuerpo de agua es un adecuado balance de masas (Håkanson & Peters, 1995).

Los modelos de balance de masas consideran al cuerpo de agua como un “tanque de reacción” que tiene mezcla completa durante un determinado intervalo de tiempo. Los procesos dentro del ambiente acuático se resumen en un modelo de entradas y salidas, en el cual las entradas son las fuentes de aportes puntuales y no puntuales (difusas) que ingresan al cuerpo de agua desde el exterior. Mientras que las salidas son sus efluentes, adsorción en los sedimentos y pérdidas hacia la atmósfera. Los modelos de predicción trófica son ampliamente conocidos y existe numerosa bibliografía al respecto (Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982; Håkanson *et al.*, 1988; Papatryphon *et al.*, 2005; Ross *et al.*, 2013; Falconer *et al.*, 2016). La estimación trófica contempla dos pasos, primero estimar la concentración de fósforo total (PT), y segundo, estimar la concentración de clorofila (Cl_a). De este modo se considera el estado trófico inicial del cuerpo de agua, y se evalúa el agregado de la fuente adicional de nutrientes, por la incorporación de una nueva actividad antrópica. Dependiendo del estado trófico al que se decida desplazar el ambiente, será la magnitud de aporte de nutrientes admitida para la nueva actividad.

1.3. EMBALSES EN CASCADA O CADENA

Los sistemas de embalses en cascada están conformados por una serie de represas localizadas a lo largo del cauce de un mismo río. Ward & Standford (1995), analizando la respuesta de algunas características del agua (temperatura, turbidez, oxígeno) así como la diversidad biótica, plantearon el concepto de *discontinuidad serial*. Esos autores definen que los embalses, como nuevos sistemas acuáticos, alteran el continuo del río (Vannote *et al.*, 1980) interrumpiendo el flujo natural del agua, los sedimentos y los nutrientes, perturbando así el hábitat y con ello la distribución y reproducción de los organismos acuáticos. Los efectos mencionados pueden ser acumulativos en sistemas que presentan múltiples embalses en serie (Stanford & Ward, 2001), porque alteran la dinámica de nutrientes del sistema y, en

consecuencia, la productividad en embalses aguas abajo. A pesar de estos cambios, las condiciones ecológicas de los ríos tienden a restablecerse a su estado inicial aguas abajo del sector embalsado, dado que las aguas que ingresan al río desde otras cuencas de aporte ejercen un efecto de “restauración”, ya que oxigenan las aguas, se incrementan los sedimentos en el agua y la fauna que compone el lecho del cauce (Stanford & Ward, 2001).

La capacidad de un embalse para influir sobre otro depende de las características de la cuenca hidrográfica en que está insertado el embalse, de la distancia existente entre los embalses y de las características propias de cada embalse (morfología, estado trófico). Embalses profundos, estratificados y con tiempo de retención grandes tienden a provocar efectos pronunciados en el río y embalses localizados aguas abajo. Por otro lado, los efectos disminuyen conforme mayor es la distancia del embalse ubicado aguas arriba (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008). No obstante, la serie de represas puede contribuir a la reducción de componentes contaminantes a lo largo de su secuencia espacial, dado que el embalse ubicado aguas arriba retiene parte de los componentes contaminantes y nutrientes, mejorando la calidad del agua y sedimentos cascada abajo (Sendacz *et al.*, 2006).

1.4. ANTECEDENTES EN LA REGIÓN

Existen varios estudios vinculados al conocimiento general de los embalses de la región patagónica, como la determinación del estado trófico (Labollita & Pedrozo, 1997), la composición y dinámica de nutrientes para estimar la capacidad de carga (Bassani & Cabaña, 1989; Temporetti, 1998; Wiccki & Luchini, 2002; CFI *et al.*, 2017), los impactos producidos por la producción piscícola sobre el ecosistema de los embalses (Diaz *et al.*, 2001; Temporetti *et al.*, 2001; CFI *et al.*, 2013; Navone, 2017). Estos antecedentes son fundamentales para analizar la evolución en el tiempo de los embalses, permitiendo proponer estrategias de gestión y desarrollo de los cuerpos de agua de la zona.

Actualmente en la cuenca del río Limay, región norte de la Patagonia, existen cinco represas en cadena construidas sobre el cauce del río. Los embalses formados en consecuencia son utilizados con múltiples objetivos, tales como generación

hidroeléctrica, atenuación de crecidas, abastecimiento para consumo humano, riego y producción acuícola. En los dos primeros embalses localizados aguas arriba (Alicura y Piedra del Águila) a partir de la década de 1990, fomentado por los gobiernos de las provincias de Neuquén y Río Negro, se comenzaron a instalar estaciones de pisciculturas para la cría intensiva de salmónidos. En la actualidad la producción se concentra en el embalse Alicura donde existen siete empresas dedicadas a esta actividad con una producción total de 1200 Tn/año y Piedra del Águila con tres establecimientos y una producción total de 100 Tn/año. Si bien en los restantes embalses no se han instalado pisciculturas hasta el momento, representan ambientes de interés por su potencialidad para desarrollar la actividad (Wiccki & Luchini, 2002).

A partir de una extensa base de datos registrada en los embalses del río Limay, en el presente trabajo se pretende generar conocimiento sobre el funcionamiento de embalses en cadena en relación a la dinámica de nutrientes, particularmente del fósforo. Analizando de forma individual cada embalse, así como su relación con los demás reservorios de la cuenca. El estudio de embalses en cadena en Argentina resulta novedoso, ya que no existen antecedentes bibliográficos al respecto. En este sentido, se plantea la siguiente **hipótesis** general de trabajo:

- Las concentraciones de fósforo aumentan, por el efecto cascada, desde el embalse Alicura hacia los embalses ubicados aguas abajo: Piedra del Águila, Pichi Picún Leufú, Ramos Mexía y Arroyito; poniéndose en evidencia el efecto de la producción acuícola desarrollada en Alicura.

Para poner a prueba la hipótesis planteada, se plantearon los siguientes objetivos.

2. OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo general de este trabajo es evaluar la dinámica de los nutrientes y la calidad trófica, en cinco embalses en cadena ubicados en la cuenca del río Limay, Patagonia Norte.

Objetivos particulares:

- 1- Determinar el estado trófico y la capacidad de carga de cada uno de los embalses en cadena, caracterizando física y químicamente la calidad del agua y sus sedimentos.
- 2- Estimar la capacidad de retención de fósforo en los sedimentos de cada embalse, analizando las distintas fracciones de fósforo asociadas a los mismos.
- 3- Evaluar el efecto que tiene la presencia de embalses en cadena localizados aguas abajo de la actividad productiva desarrollada en el primero de ellos, analizando el traslado de nutrientes totales y sólidos suspendidos de un embalse a otro.
- 4- Plantear herramientas de gestión en los distintos embalses considerando las condiciones particulares de cada ambiente, así como la dinámica integral del sistema de la cuenca del río Limay.

3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS NATURALES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY

El río Limay representa un importante sistema hídrico que se extiende a lo largo de 500 Km hasta confluir con el río Neuquén y dar origen al río Negro. El río Limay tiene su nacimiento en el lago Nahuel Huapi, de origen glacial, el cual drena una superficie total de 60671 Km² (AIC, 2016) con un caudal medio anual de 716 m³/s, y posee un régimen irregular de tipo fluvio-nival presentando oscilaciones muy dispares según años secos o húmedos. Su hidrograma anual presenta dos picos de crecidas a lo largo del ciclo hidrológico: por precipitaciones invernales de mayor intensidad en el mes de junio, y por la fusión de la nieve en los meses de octubre a noviembre (AIC, 2011).

En cuanto al clima, las precipitaciones en esta parte de la cordillera de los Andes son producto del ingreso de masas de aire húmedo provenientes del océano Pacífico. Estas se ven obligadas a ascender por presencia de la barrera orográfica de

los Andes, con una altura media de 2000 msnm, enfriándose en el ascenso y luego condensando y precipitando en forma de lluvia o nieve. Las precipitaciones del orden de 3000 mm anuales ocurren en la parte alta de la cordillera en el límite con Chile, mientras que, en parte oriental de la cuenca, la precipitación media anual es sólo 200 mm. Esta brusca variación es causada por la pérdida de gran parte de la humedad de las masas de aire por la presencia de dos barreras orográficas, la cordillera de los Andes y las Sierras del Catan Lil (Ostertag *et al.*, 2008; Guanca *et al.*, 2012). Considerando la magnitud del aporte hídrico, la cuenca del río Limay puede subdividirse en dos zonas con características muy diferentes. Por un lado, la cuenca superior, comprendida entre la cordillera de los Andes y la confluencia de los ríos Limay y Collón Cura, y la cuenca inferior, que alcanza hasta la confluencia de los ríos Limay y Neuquén. La cuenca superior, donde se concentran las mayores precipitaciones es hídricamente más activa que la cuenca inferior, que presenta volúmenes de escorrentía muy poco relevantes (AIC, 2011).

El gradiente de precipitaciones observado de oeste a este condiciona la vegetación presente en la cuenca. Al oeste, se ubican los bosques patagónicos también conocidos como Sub-Antárticos o Andino-Patagónicos, formando una estrecha franja recostada sobre el macizo cordillerano (Guanca *et al.* 2012). Hacia el este, donde se localizan los embalses objetos del presente estudio, se ubica la región fitogeográfica conocida como estepa (Guanca *et al.* 2012). Los vientos se presentan con fuerza en dirección oeste-este evaporando la humedad y creando un clima de extrema aridez, allí se combinan coirones, pastos duros, con arbustos redondeados como el neneo, los cuales viven adosados al suelo para protegerse del viento y la sequía (Capua, 2003). Las lluvias en esta zona se presentan mayormente en forma de tormentas con chaparrones, y junto con la escasa vegetación presente, dan lugar a una baja permeabilidad e infiltración de los suelos. Por tal motivo, durante eventos de precipitaciones sustanciales las cuencas de aporte presentan un importante escurrimiento superficial, observándose procesos erosivos con arrastre de material y sedimentos que finalmente son aportados a los cuerpos de agua (arroyos, ríos, embalses). Situación contrapuesta se observa en la zona cordillerana, con abundante vegetación presente y suelos desarrollados a partir de cenizas volcánicas que presentan elevada retención de agua (Capua, 2003). Estos suelos con componentes de origen volcánico, aportan sólidos y sedimentos inorgánicos y orgánicos a los

arroyos de cabecera. La carga de materia orgánica es procesada mayormente en el río Limay, aportando nutrientes y sedimentos a los cuerpos de agua localizados aguas abajo.

3.2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El presente trabajo plantea como área de estudio el complejo sistema hidrológico configurado por los cinco embalses en cadena existentes en la Cuenca del río Limay (Fig. 1). Es un ambiente lótico que nace en el lago Nahuel Huapi con módulo anual Q_m de 164 m³/s (AIC, 2011). Tiene un flujo unidireccional desde los relieves más altos a los más bajos en términos relativos respecto del nivel del mar, con un desnivel cercano a los 500 m, en una distancia de 450 km aproximadamente. Sus principales afluentes son los ríos Traful y Collón Cura, con un Q_m de 36 m³/s y 276 m³/s, respectivamente (AIC, 2011). Esas características convierten al río Limay en un recurso de gran interés para aprovechar su fuerza hidráulica, siendo su cuenca una de las más estudiadas en pos de desarrollar su enorme potencial hidroenergético (Valicenti, 2004).

En la actualidad, sobre el cauce del río Limay existen cinco aprovechamientos hidroeléctricos, construidos entre los años 1977 y 1999. Estas monumentales obras han embalsado el río modificando la dinámica y escurrimiento natural, dando lugar a la formación de los lagos artificiales o embalses de la región del Comahue. En la década del 60, con la creación de la empresa estatal Hidronor S. A. se inició con las obras de los aprovechamientos hidroeléctricos, siendo la primera represa construida la de El Chocón (1977), luego le siguieron Arroyito (1984), Alicura (1985), Piedra del Águila (1994) y finalmente Pichi Picún Leufú (1999).

En orden de ubicación progresivo desde aguas arriba hacia aguas abajo (Fig. 1), el río Limay fluye desde su nacimiento hasta el primer embalse, Alicura (**ALI**) localizándose su presa en coordenadas geográficas 40°35'09" de latitud sur y 70°45'09" longitud oeste. A su vez el embalse Alicura recibe los aportes hídricos provenientes de la cuenca del río Traful que nace en el lago homónimo. El caudal erogado por esta represa es restituido al río Limay e ingresa al embalse Piedra del Águila (**PDA**) cuya presa se localiza en los 40°11'25"S y 69° 59'30'O, enclavado en

una zona desértica con vegetación xerófila. Así mismo, son afluentes del embalse Piedra del Águila los ríos Collón Cura y Caleufu, y los arroyos Pichi Leufu y Comayo, que representan extensas áreas o subcuencas de aporte al embalse. Su único efluente es el río Limay que fluye hasta ingresar al cuerpo de agua formado por el dique compensador Pichi Picún Leufú (**PPL**) localizado en los 40°00'42"S y 69°59'23"O. Éste tercer embalse, es el reservorio de menor tamaño de los cinco y, por sus características morfológicas, se considera un embalse de pasada. Sobre la margen oeste recibe los aportes del arroyo Sañico, siendo su único efluente el río Limay que luego de recorrer aproximadamente 80 km, el tramo denominado "Limay medio", ingresa al embalse Ramos Mexía (**ERM**). Este cuerpo de agua es el de mayor superficie y volumen embalsado y se formó por la construcción de la represa El Chocón localizada en 39°16'06"S y 68°45'27"O. Las costas del embalse en gran parte son acantiladas, con numerosos aportes temporarios siendo el de mayor importancia el arroyo Picún Leufú sobre la margen oeste en proximidades a la cola. Sobre esta misma margen se encuentra la Villa El Chocón, asentamiento poblacional creado a partir de la construcción del complejo hidroeléctrico, que en la actualidad tiene una población estable, de acuerdo con el censo de 2010, de 1174 habitantes. El único efluente del embalse Ramos Mexía es el río Limay que fluye aguas abajo hasta su compensador el dique Arroyito (**ARR**), quinto y último embalse del sistema. Arroyito se ubica a 39°06'35"S y 68°35'04"O, situándose en su margen izquierda, la Planta Industrial de Agua Pesada (PIAP) operada por la empresa ENSI S. E., con la mayor producción a nivel mundial. La presa Arroyito restituye el agua embalsada al curso del río Limay que luego de recorrer aproximadamente 60 km y atravesar una zona densamente poblada, confluye con el río Neuquén para formar el río Negro.

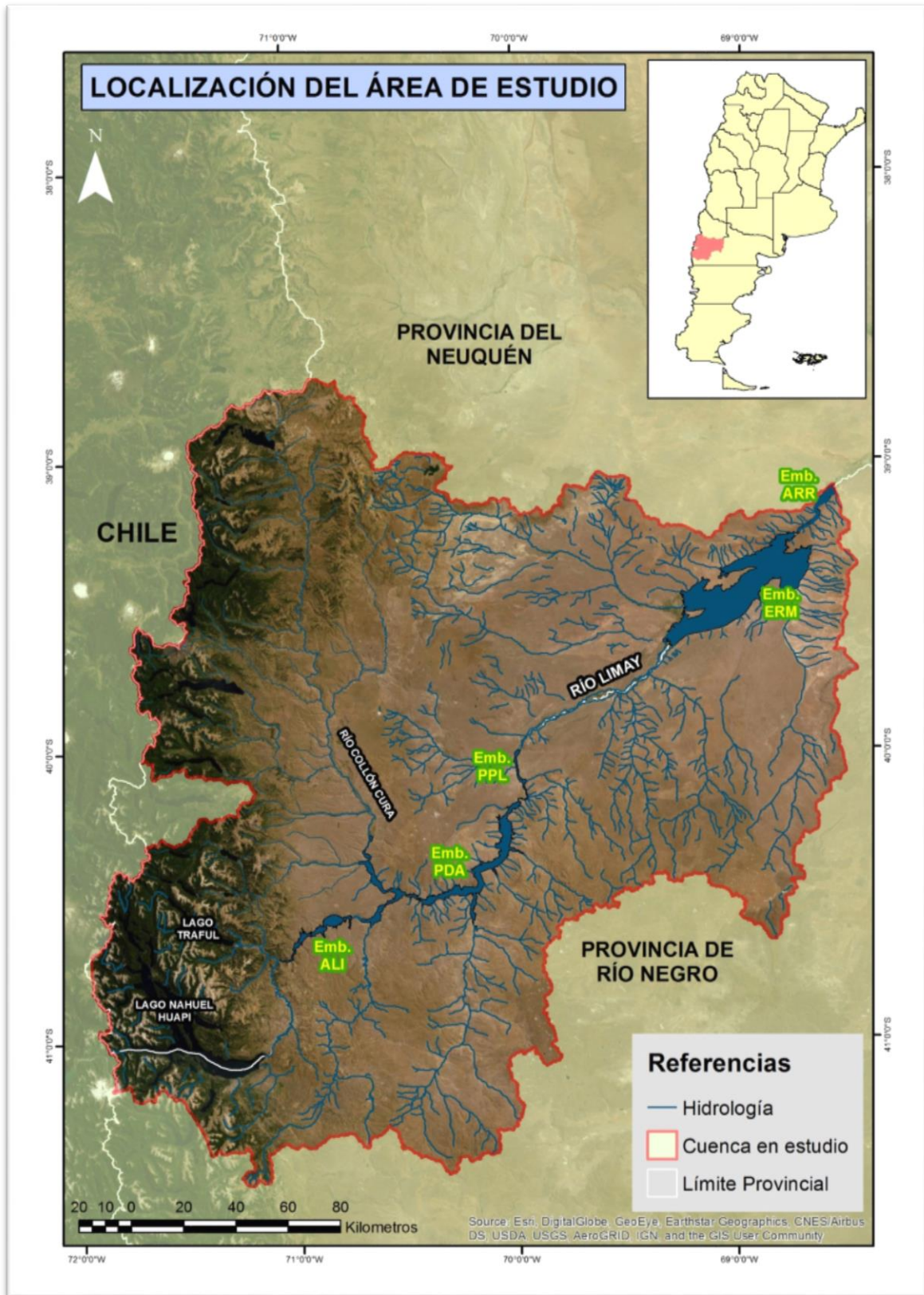


Figura 1: Localización de los embalses de la cuenca del río Limay.

Las características morfométricas de los embalses brindan información sobre el comportamiento de las variables físicas, químicas y biológicas, relacionadas íntimamente a la forma de las cubetas que ocupan. Ésta determina el modo de circulación del agua, influenciando sobre la dinámica de los procesos que ocurren en el agua y en el sedimento (Thornton *et al.*, 1990). Las características morfométricas de los embalses del río Limay se presentan en la Tabla I.

Comparando los embalses ALI, PDA y ERM, que presentan las mayores dimensiones en cuanto al área y el volumen, se observa de oeste a este, un gradiente creciente de ambos parámetros morfométricos mencionados y en el tiempo de residencia del agua (T_w). Contrariamente, disminuye la profundidad media de los embalses.

PARÁMETRO	EMBALSE				
	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Ubicación	40°35'09"S	40°11'25"S	40°00'42"S	39°16'06"S	39°06'35"S
	70°45'09"O	69°59'30"O	69°59'23"O	68°45'27"O	68°35'04"O
Área (Km ²)	65	285	19	826	35
Volumen (Km ³)	3.1	12	0.2	20.2	0.3
Z _m (m)	48.3	40	11.4	23.4	8.5
Cota máx. (msnm)	705	592	479	381	315
Var. máx. nivel (m)	13	16	2	10	5
Área _{exp.} (%)	17.6	22.3	-	19.7	16.2
T _w (año)	0.36	0.52	0.01	0.96	0.01
r (año ⁻¹)	2.8	1.9	111.9	1	73.4
L ₀ (Km)	183	586	74	373	50
Z _{max.} (m)	115	120	25	60	20
S _{sc} (Km ²)	887	11409	2504	12751	388
S _{sc} (Km ²) *	736	12548	3073	12745	404

Referencias:

Z_m: profundidad media

L₀: longitud de línea de costa

Área_{exp}: Área expuesta potencial

Z_{máx}: profundidad máxima

T_w: tiempo de residencia

S_{sc}: superficies de las subcuencas de aporte por escorrentía

r: tasa de renovación

S_{sc}*: superficies de aporte calculadas en el presente estudio

Tabla I: Características morfométricas de los embalses del río Limay (Labollita & Tesoniero, 1999; Valicenti, 2004).

En relación con las características químicas del agua de los embalses del río Limay, los antecedentes indican una baja concentración de sólidos en suspensión y muy baja conductividad comparados con los demás embalses de la región del Comahue (Labollita, 2008). Esta situación se debe a las características propias de las subcuencas de aporte al río Limay, con presencia de lagos de cabecera (Nahuel Huapi, Traful, Aluminé, Huechulafquen) y una densa vegetación de tipo boscosa. Ambas condiciones minimizan la afluencia de sólidos suspendidos a los embalses **ALI** y **PDA**, que reflejan los menores valores de conductividad, parámetro que va aumentando aguas abajo, al igual que la concentración de nutrientes totales (nitrógeno y fósforo), clorofila **a** y el estado trófico, que cambia de oligotrófico para **ALI** a mesotrófico para **ERM** (Tabla II) (Labollita & Pedrozo, 1997; Labollita, 2008).

PARÁMETRO	EMBALSE				
	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Temperatura (°C) [∞]	12.5	13	11.5	14.3	14.6
Conductividad (µS/cm) [∞]	36	50	57	86	87
pH [∞]	7.4	7	7	7.7	7.8
Oxígeno (mg/L) [∞]	9.4	10	9.7	9.1	9.1
Transparencia (m) [#]	6.9	6.4	-	4.6	3.7
Transparencia (m) [∞]	7.3	6.7	4.6	4.5	3.8
Clorofila a (µg/L) [#]	0.7	1.2	-	2	1.9
Clorofila a (µg/L) [∞]	0.6	1.1	0.6	1.7	1.6
Fósforo Total (µg/L) [#]	7	8	-	13	14
Fósforo Total (µg/L) [∞]	8	10	12	14	14
Nitrógeno Total (µg/L) [#]	56	74	-	85	91
Nitrógeno Total (µg/L) [∞]	58	72	79	98	84
Fósforo Reactivo Soluble (µg/L) [#]	3	2.1	-	4.4	4.8
Fósforo Reactivo Soluble (µg/L) [∞]	2.5	3.1	2.2	3.6	3.4
Período de Estratificación ^{#∞}	verano	verano	nunca	nunca*	nunca
Estado Trófico ^{#∞}	oligotrófico	oligotrófico	mesotrófico	mesotrófico	mesotrófico

Referencias: [#]Labollita & Pedrozo, 1997; [∞]Labollita, 2008.

Tabla II: Parámetros de calidad del agua (medios anuales) y características tróficas de los embalses del río Limay ([∞]Labollita, 2008; [#] Labollita & Pedrozo, 1997).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

La Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC) es un organismo interjurisdiccional creado en el año 1985, con el objetivo de lograr una gestión eficiente de los recursos hídricos de las cuencas tendiente a optimizar su uso. A partir de 1993 motivado por la privatización de los aprovechamientos hidroeléctricos, se designa a la AIC como Autoridad de Aplicación de los contratos de concesión, en materia de manejo de aguas, protección del ambiente y protección civil. La AIC monitorea los cuerpos y cursos de agua dentro de la cuenca, así como los eventos meteorológicos que ocurren, mediante estaciones hidrometeorológicas y sitios de monitoreo permanentes de calidad de agua distribuidos estratégicamente dentro del territorio. Particularmente en la cuenca hidrográfica del río Limay y sus tributarios existen más de cincuenta estaciones hidrometeorológicas y cerca de cien sitios de monitoreo de calidad del agua.

Para dar cumplimiento a las obligaciones contractuales indicadas en el Anexo VIII de las Normas de Protección del Ambiente del Contrato de Concesión, los concesionarios hidroeléctricos de la cuenca ejecutan monitoreos permanentes de calidad de agua y sedimentos en los embalses. Aplican sistemáticamente técnicas de muestreo y metodologías analíticas especificadas en el Plan Anual de Monitoreo (PAM), basadas en estándares internacionales. Anualmente cada concesionario presenta su PAM a la AIC para su revisión y aprobación. Esto pretende garantizar cierta calidad de los datos generados, permitiendo realizar análisis comparativos entre los embalses y establecer tendencias en el tiempo de estado trófico de cada uno de ellos.

Para realizar la presente tesis se emplearon las bases de datos de la AIC correspondientes al período 2011-2017, inclusive. Los datos de calidad de agua de los cinco embalses del río Limay y sus tributarios, corresponden a los resultados obtenidos en el marco de los PAM de cada concesionario hidroeléctrico (PAM 2011 – 2017, AIC). En cuanto a los datos de sedimentos, sólo en los embalses Piedra del Águila y Ramos Mexía se contó con registros para el período analizado en el presente trabajo (PAM 2011 – 2017, AIC). En el embalse Alicura la base de datos existente es hasta el año 2011, previo a la erupción del complejo volcánico Puyehue-Cordón Caulle, al tratarse de datos anacrónicos, se decidió no utilizarlos. Para efectuar las

comparaciones entre embalses en los sedimentos, para el embalse Alicura se adoptó los resultados publicados en el trabajo del CFI (CFI *et al.*, 2013). En cuanto a los embalses Pichi Picún Leufú y Arroyito, la AIC no cuenta con registros de mediciones efectuadas en sus sedimentos, por tal motivo no pudieron incluirse en la comparación de las características físico-químicas, que se realizó con los tres embalses restantes.

En cuanto a los datos correspondientes a caudales de los afluentes de cada embalse, las erogaciones de las centrales hidroeléctricas, y las precipitaciones ocurridas, corresponden a la base de datos generada por la red hidrometeorológica de la AIC para el período 2011-2017.

4.1. ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE MONITOREO DE LOS PAM

Las empresas a cargo de la ejecución de las tareas de los monitoreos previstas en los PAM, así como los laboratorios encargados de los análisis químicos, son elegidos anualmente por las concesionarias hidroeléctricas a través de licitaciones públicas. Las particularidades de los monitoreos de calidad del agua y sedimentos se encuentran detallados en los PAM de cada uno de los concesionarios hidroeléctricos, y se presentan sintéticamente en la Tabla III.

VARIABLE	EMBALSE				
	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
<i>N° sitio muestreo</i>	5	5	4	4	2
<i>Frecuencia muestreo</i>	Bimestral	Bimestral	Estacional	Bimestral	Estacional
<i>Muestras superficiales</i>	5	5	4	4	2
<i>Muestras de fondo</i>	2	2	1	2	1
<i>Sedimentos</i>	si	si	no	si	no
<i>Laboratorio analítico</i>	Servicios Analíticos	CRUB ¹	CEAN ²	CRUB	CRUB
<i>Empresa que realizó el muestreo</i>	ICTIO'S	ICTIO'S	CEAN	Monitoreos Ambientales	Monitoreos Ambientales

¹ CRUB: Centro Regional Universitario Bariloche, ² CEAN: Centro de Ecología Aplicada de Neuquén

Tabla III: características de los muestreos ejecutados en cada embalse y tributarios.

En el anexo 1 se encuentran los mapas de ubicación de los sitios de monitoreo donde se colectaron las muestras de agua y sedimentos, y se realizan las mediciones *in situ* en cada embalse y afluentes. Las metodologías unificadas para colección de muestras y registros *in situ* utilizadas en los muestreos están descritas dentro de las especificaciones técnicas de los PAM, y se puntúan a continuación.

- Tipo de muestras: en **todos los embalses** se efectuaron mediciones *in situ*, y colectaron muestras de agua con botella tipo Van Dorn para realizar los análisis de laboratorio. **Sólo en los embalses Piedra del Águila y Ramos Mexía**, se colectaron muestras de sedimentos mediante una draga tipo Ekman-Birge y/o Corer para las determinaciones analíticas.
- Profundidad de muestreo: las muestras de “superficie” se colectaron a una profundidad aproximada entre 0 y 5 m, y las muestras de “fondo” a una distancia entre 1 y 2 m sobre el lecho del embalse.
- Mediciones *in situ*: los parámetros medidos *in situ* fueron temperatura (Termistor), pH (peachímetro), conductividad (conductímetro), transparencia (disco de Secchi) y oxígeno disuelto (oxímetro).
- Parámetros analizados en agua: Clorofila **a** y feopigmentos, fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS) o lábil, nitrógeno total (NT) y sólidos suspendidos totales (SST). Ver el detalle en “metodología de análisis químicos”.
- Parámetros analizados en sedimentos: Textura, granulometría, NT, PT, PRS, fraccionamiento de fósforo (ligado al hierro (P-Fe), ligado al calcio (P-Ca) y ligado a la materia orgánica (P-MO) y capacidad de fijación. Ver el detalle en “metodología de análisis químicos”.

4.2. METODOLOGÍA DE ANÁLISIS QUÍMICOS

Las determinaciones analíticas de los parámetros indicados precedentemente, efectuadas sobre las muestras de agua y sedimentos, fueron realizadas por laboratorios de análisis químicos (ver Tabla III) siguiendo las recomendaciones propuestas por APHA (1995) y Grasshoff *et al.* (1983). Las metodologías analíticas utilizadas figuran en los PAM de las hidroeléctricas, y se detallan a continuación.

Muestras de Agua

- Clorofila a y feopigmentos: sobre agua filtrada por filtro de fibra de vidrio de 1,2 μm de poro y método espectrofotométrico con corrección por feopigmentos (APHA,1995).
- Fósforo Total: sobre muestra sin filtrar, método del ácido ascórbico (espectrofotométrico), previa digestión con ácido sulfúrico y persulfato de potasio o amonio (APHA, 1995).
- Fósforo Reactivo Soluble o Lábil: sobre muestra de agua filtrada a través de filtro de membrana de 0,45 μm de poro y método del ácido ascórbico (espectrofotométrico) (APHA, 1995).
- Nitrógeno Total: sobre muestra de agua sin filtrar y método de oxidación básica (persulfato de potasio) y reducción de nitratos a nitritos en columna de cadmio (espectrofotométrico) (Grasshoff *et al.*, 1983).
- Sólidos Suspendidos Totales: método gravimétrico. Filtración de la muestra a través de filtros de fibra de vidrio tipo GF/C de 0,7 μm y secado a 105 °C (APHA, 1995).

Muestras de Sedimentos

Los siguientes análisis fueron realizados sobre las muestras de sedimento secadas en estufa a 60 °C:

- Textura: el análisis se realizó utilizando una batería de tamices de: 2 mm (Newark, ASTM N° 10 U.S.A. Standard Series Sieves), 1mm (Newark, ASTM N° 18 U.S.A. Standard Series Sieves) y 0,25 mm (Newark, ASTM N° 60 U.S.A. Standard Series Sieves). Cada fracción retenida sobre el tamiz fue pesada y se calculó el porcentaje de las siguientes fracciones: Arena gruesa (> 2 mm), Arena media (2-1 mm), Arena fina (1-0,25 mm) y Arena muy fina (0,25-0,05 mm). Sobre la fracción que quedó después de pasar por la batería de tamices, se determinó las fracciones de Limo (0,05-0,002 mm) y Arcilla (< 0,002 mm) por el método del densímetro (Ingram,1971; Forsythe, 1985).

- Fósforo Total: de acuerdo con Carter (1993); una alícuota de cada muestra fue digerida a 440 °C, con ácido sulfúrico (SO₄H₂) y peróxido de hidrógeno (H₂O₂) 30%. Luego de la digestión se determinó el contenido de PRS de acuerdo a la metodología propuesta por [Murphy y Riley (1962).
- Nitrógeno Total: se determinó mediante analizador automático Thermo FlashEA 1112.
- Fraccionamiento de Fósforo: las diferentes fracciones de fósforo se determinaron de acuerdo con el esquema de fraccionamiento propuesto por Hieltjes & Lijklema (1980). Se discriminó la fracción lábil (P-lábil) extraída con CINH₄ 1 M, la fracción unida al hierro y al aluminio (P-Fe/Al) extraída con NaOH 0.1 M, y la fracción unida al calcio (P-Ca), extraída con HCl 0.5 M. La fracción de fósforo unida a la materia orgánica (P-MO) se calculó de la diferencia entre el PT y de la suma de las fracciones anteriores.
- Isotermas de fijación de Fósforo: la metodología se describe en el punto 4.2.1.

4.2.1 Isotermas de fijación de fósforo en los sedimentos

En la bibliografía consultada no se encontraron valores de capacidad de fijación de fósforo en los sedimentos del embalse Ramos Mexía, ni estimados ni medidos experimentalmente. Por ello, para cumplir con los objetivos planteados en esta tesis, se realizaron las experiencias de fijación de fósforo en dichos sedimentos en el laboratorio del GECARA del Centro Regional Universitario Bariloche (CRUB). Mientras que, a partir de bibliografía se obtuvo la capacidad de fijación de los sedimentos del embalse Alicura (CFI *et al.*, 2013) y Piedra del Águila (CFI *et al.*, 2017). En los tres embalses se empleó la misma metodología propuesta por Langmuir (1997). Esta consistió en la incubación de los sedimentos (secados en estufa y tamizados por tamiz de 500 µm de poro) colectados anualmente durante el período 2009 – 2018 en el sitio S3 (“Islas”) próximo al muro de la presa para el caso del embalse Ramos Mexía, y de un muestreo puntual que abarcó todo el cuerpo de agua para los embalses Alicura y Piedra del Águila. Las incubaciones se realizaron por triplicado con soluciones estándar de diferentes concentraciones de fósforo (0, 1700, 2700, 3700, 4500, 5500,

8500, 10000, 15000 y 20000 µg P/L) preparadas a partir de una solución estándar de fósforo marca Merck de 1000 mgP-PO₄/L durante 48 horas en oscuridad y a temperatura constante (20°C), determinándose posteriormente el PRS en solución (APHA, 1995). Los resultados fueron graficados en función de las ecuaciones de Freundlich y de Langmuir.

$$P_o + P_{ads} = K * (P_{dis})^b$$

Isoterma de Freundlich

Dónde:

- K y b son constantes
- P_o: Corresponde a la concentración inicial de fósforo en el sedimento.
- P_{ads}: Corresponde al fósforo fijado al sedimento.
- P_{dis}: Corresponde a la concentración de fósforo remanente en solución.

$$P_{dis} / [P_o + P_{ads}] = [1/(k * P_{m\acute{a}x})] + [(1/P_{m\acute{a}x}) * P_{dis}]$$

Isoterma de Langmuir

Dónde:

- P_{máx}: Representa la capacidad de fijación máxima de fósforo por parte del sedimento.
- k: Constante que vincula, según Olsen y Watanabe (1957), a la energía de unión del fósforo con el sedimento.

De esta última ecuación se calculó la capacidad máxima de adsorción de fósforo en los sedimentos, mientras que el coeficiente de retención de fósforo de éstos, fue calculado considerando la concentración máxima de adsorción de fósforo y la concentración real medida en los mismos.

4.3. DATOS HIDROMETEOROLÓGICOS

Los datos de los caudales de los afluentes a cada embalse, las erogaciones de las centrales hidroeléctricas, y las precipitaciones ocurridas se obtuvieron de la base de datos generada por la red hidrometeorológica perteneciente a la AIC (Tabla IV). Para todas las variables hidrometeorológicas analizadas se extrajeron de la base de datos los valores medios diarios dentro del período en estudio (2011-2017), y a partir de ellos se calcularon las medias anuales para el período analizado. Contar con la base de datos a paso diario, permitió detectar eventos climáticos (precipitaciones) y crecidas puntuales en las cuencas de aporte a los embalses, logrando una mejor caracterización del sistema hídrico Limay.

	Estación	Código*	Parámetro	Descripción
ALICURA	Villa Llanquín	02000.62	CaudalMDTr	Caudal Calculado Medio Diario
	La Cantera	02200.03	CaudalMDTr	Caudal Calculado Medio Diario
	Embalse ALI	00000.01	Qerogado (vert+tur)	Caudal Erogado Medio Diario
	Embalse ALI	00000.01	CtEOb	Cota embalse observador
	Alicura	02000.08	LluviaDia	Lluvia diaria corregida
P. DEL ÁGUILA	Collón Cura (desembocadura)	04000.07	CaudalMD	Caudal Calculado Medio Diario
	Embalse PDA	00000.02	Qerogado (vert+tur)	Caudal Erogado Medio Diario
	Embalse PDA	00000.02	CtEOb	Cota embalse observador
	Piedra del Águila	02010.02	LluviaDia	Lluvia diaria corregida
P.P.LEUFÚ	Embalse PPL	00000.03	CtEOb	Cota embalse observador
	Pichi Picún Leufú	02000.60	LluviaDia	Lluvia diaria corregida
	Pichi Picún Leufú (Nueva)	02000.58	CaudalMDTr	Caudal Calculado Medio Diario
E.R.MEXÍA	Embalse ERM	00000.04	Qerogado (vert+tur)	Caudal Erogado Medio Diario
	Embalse ERM	00000.04	CtEOb	Cota embalse observador
	El Chocón	02060.01	LluviaDia	Lluvia diaria corregida
ARROYITO	Embalse ARR	00000.05	CtEOb	Cota embalse observador
	Camping YPF (Arroyito)	02000.67	CaudalMDTr	Caudal Calculado Medio Diario

* Código correspondiente a la red de estaciones hidrometeorológicas de la AIC.

Tabla IV: listado de estaciones hidrometeorológicas empleadas para caracterizar los aportes, erogaciones y precipitaciones en cada embalse.

4.4. DETERMINACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y LA CAPACIDAD DE CARGA DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA

Los estudios de estimación trófica de cuerpos de agua contemplan el desarrollo de dos etapas: en la primera se aplica un modelo para estimar la concentración de PT, y en la segunda, un modelo para estimar la concentración de clorofila. En ambas, se considera el estado trófico inicial del cuerpo de agua y la incorporación de una fuente adicional de nutrientes por el desarrollo de una nueva actividad antrópica.

4.4.1. Determinación del Estado Trófico

En el presente trabajo se adoptaron los criterios fijados por la OECD (1982) (Tabla V) para establecer el estado trófico actual de los embalses, seleccionando a la concentración de *Chl a* como parámetro de referencia, ya que expresa la biomasa de fitoplancton y representa el grado de trofismo limitado por el nutriente biodisponible.

CATEGORÍA TRÓFICA	Fósforo Total medio (µg/L)	Clorofila <i>a</i> media (µg/L)	Prof. media del disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	≤ 4.0	≤ 1.0	≥ 12.0
Oligotrófico	≤ 10.0	≤ 2.5	≥ 6.0
Mesotrófico	10 - 35	2.5 - 8.0	6.0 - 3.0
Eutrófico	35- 100	8.0 - 25.0	3.0 - 1.5
Hipertrófico	≥ 100	≥ 25.0	≤ 1.5

Tabla V: Criterios de referencia de estado trófico basados en carga de fósforo, clorofila *a* y transparencia (OECD, 1982).

4.4.2. Estimación del balance de masas de fósforo

Los modelos de balance de masas son herramientas ampliamente conocidas y aplicadas (Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982) que predicen las concentraciones de fósforo esperadas para un determinado cuerpo de agua, mediante

un modelo simple de transporte de nutrientes. Éstos modelos se han elaborado a partir de la evaluación de un amplio espectro de cuerpos de agua, tanto naturales como artificiales del hemisferio norte.

Existen varios modelos para estimar la concentración de PT esperada en el cuerpo de agua en función de las distintas cargas de PT entrante y saliente (Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982; Håkanson *et al.*, 1988; Reynolds, 1992). En la presente tesis se empleó el modelo de Dillon & Rigler (1974) para estimar la concentración de PT en los embalses del río Limay, por ser el modelo utilizado también en otros estudios realizados en los embalses ALI (Bassani y Cavanna, 1989; Temporetti, 1998) y PDA (CFI *et al.*, 2017).

Modelo de Dillon & Rigler (1974)

El modelo de Dillon & Rigler plantea una modificación al modelo desarrollado originalmente por Vollenweider (1968) que correlaciona la concentración de fósforo y de clorofila *a* como indicador del crecimiento de fitoplancton, en un cuerpo de agua. Los supuestos del modelo de Vollenweider, que asumen también Dillon & Rigler son:

- 1- La tasa de sedimentación de una sustancia es proporcional a la cantidad de esa sustancia en el cuerpo de agua.
- 2- La sustancia se mezcla completamente en todo el cuerpo de agua tan pronto ingresa.
- 3- La concentración de la sustancia en el flujo de salida es igual a la concentración en el cuerpo de agua.
- 4- No hay fluctuaciones estacionales en la tasa de carga de la sustancia.

El modelo de Dillon & Rigler (ver ecuación abajo), considera que la concentración de PT en el cuerpo de agua receptor es directamente proporcional al aporte de nutrientes (específicamente P) desde la cuenca, corregido por un factor de retención, e inversamente proporcional a la profundidad media y a la renovación del agua. La carga de P se refiere al aporte específico anual proveniente de diversas fuentes, considerando el aporte por afluentes, por precipitación, por escorrentía y por aportes antrópicos (como las pisciculturas y los vertidos de efluentes).

$$[PT] = [PL \times (1 - R)] / [Z_m \times r]$$

Ecuación de Dillon & Rigler (1974)

Dónde:

[PT]: concentración de fósforo total estimada (mg/m³)

PL: carga específica areal de fósforo (mg/m² año)

Z_m: profundidad media (m)

r: tasa de renovación del agua (año⁻¹) = 1/T_w

T_w: tiempo de residencia del agua (año)

R: coeficiente de retención de fósforo, calculado como $R = 1 - ([PL_s]/[PL_e])$

PL_s = Q_s x [PT_s] masa anual de PT transportada por el efluente (kg/año)

PL_e = Σ (Q_e x [PT_e]), sumatoria de los aportes de fósforo por precipitación atmosférica, escorrentía, afluentes y producción piscícola intensiva en jaulas (kg/año).

Q_s: caudal acumulado anual de salida (m³/s)

Q_e: caudal acumulado anual de entrada (m³/s)

[PT_s]: concentración media de PT en el efluente

[PT_e] concentración media de PT afluente

En la presente tesis, las *cargas de PT aportadas por los afluentes* se calcularon como el producto del caudal medio estacional de cada afluente al embalse por la concentración media estacional de PT de dicho afluente, luego se hizo la sumatoria de los cuatro valores estacionales para obtener el aporte anual para cada uno de siete años del período evaluado y se calculó la carga promedio. El cálculo de la *carga de PT exportada por el efluente* de cada embalse, se realizó de igual modo que para los afluentes, multiplicando el caudal saliente (erogado + vertido) estacional por su concentración de PT, lográndose un promedio anual del período estudiado.

Las *cargas de PT aportadas por precipitación* se calcularon extrapolando al área total del embalse, una concentración de 9,3 µg/L de PT (tomado de Pedrozo *et al.*, 1997) en el agua de lluvia, considerando la precipitación promedio en cada embalse ocurridas durante el período en estudio. Los *aportes por escorrentía* se estimaron multiplicando la superficie de las subcuencas que drenan por escorrentía superficial directa a cada cuerpo de agua (Tabla VI), por un factor de 0,01 g P/m²/año

para los embalses ALI, PDA y PPL, y de 0,02 g P/m²/año para ERM y ARR (Rast & Lee, 1983). Se excluyeron del cálculo las subcuencas de aporte correspondientes a los ríos monitoreados ingresantes a cada embalse, asumiendo que el aporte de nutrientes en esos casos, es cuantificado dentro del cálculo de *cargas aportadas por afluentes* (ver mapas en anexo 1). Las *cargas de PT aportadas por las pisciculturas* se estimaron considerando la producción declarada por los establecimientos en actividad en los embalses, una tasa de conversión de alimento-peíz de 1.5:1, un porcentaje de 1.77 % de fósforo en los alimentos balanceados utilizados en la región (CFI *et al.*, 2017) y un contenido de 0.5 % de fósforo en los tejidos de los peces (Temporetti, 1998).

Embalse	Denominación de la subcuenca de aporte	Área subcuenca de aporte (km ²)	Área considerada en la Escorrentía Superficial (km ²)	Área Total de la Cuenca (km ²)
ALI	Lago Nahuel Huapi	3,955		6942
	Río Limay superior	832		
	Río Traful	1,419		
	Cuencas escorrentía directa	736	736	
PDA	Cuenca Total Emb. ALI	6,942		33095
	Río Collón Cura	13,605		
	Río Caleufu	2,238		
	A° Comallo	4,438	12548	
	A° Pichileufu	2,611		
	Cuencas escorrentía directa	3,261		
PPL	Cuenca Total Emb. PDA	33,095		36168
	Qa. Curru Mahuida	252		
	C. Pilahué o de Mencue	950	3073	
	A° Sañico	1,621		
	Cuencas escorrentía directa	250		
ERM	Cuenca Total Emb. PPL	36,168		54950
	Río Limay medio	6,037		
	A° China Muerta	1,656		
	A° Picún Leufú	4,387	12745	
	A° Sin nombre	3,180		
	A° Sin nombre 2	1,220		
	Cuencas escorrentía directa	2,302		
ARR	Cuenca Total Emb. ERM	54,950		55354
	Cuencas escorrentía directa	404	404	

Tabla VI: Subcuencas de aporte consideradas en la estimación de aportes por escorrentía y cuencas de aporte total de cada embalse.

4.4.3. Relación entre el fósforo y el crecimiento algal

La mayoría de los ecosistemas acuáticos son naturalmente deficientes en fósforo biodisponible, es decir, en las fracciones de la masa total de fósforo presentes en solución o fácilmente solubles (como iones de ortofosfato), y la porción del fósforo que se ha asimilado (intracelular) (Reynolds & Davies, 2001). El fósforo presente en los embalses del río Limay se halla mayoritariamente en formas no biodisponibles, evidenciado en una baja relación PRS/PT (Labollita, 2008).

Para establecer el modelo que mejor expresa la relación entre la concentración de P y **Cl_a** en los embalses del río Limay, se aplicaron y compararon tres modelos predictivos de la concentración de **Cl_a**, y así poder estimar la capacidad de carga de los embalses. Los modelos aplicados fueron: 1) Quirós (1988) desarrollado para cuerpos de agua argentinos, 2) Vollenweider & Kerekes (1982), y 3) Reynolds (1992) desarrollados ambos para ambientes acuáticos del hemisferio norte. Los dos primeros modelos proponen relaciones entre las concentraciones de **Cl_a** y de PT, mientras que el tercer modelo establece la relación entre la concentración de **Cl_a** máxima y la concentración de PRS máximo.

4.4.3.1. Modelo de Quirós (1988)

Este autor analizó la relación entre la concentración de clorofila **a** y los niveles de nutrientes, la morfometría, y las características climáticas, en un grupo altamente heterogéneo de 103 cuerpos de agua de Argentina. En un nivel general, encontró que los valores de biomasa algal de los ambientes estudiados son explicados principalmente por los niveles de nutrientes de estos, hallando una correlación entre la [**Cl_a**] y la [PT]. A partir de los modelos propuestos por Quirós (1988) es posible calcular la [**Cl_a**] de un ambiente determinado a partir de la [PT]. En la presente tesis se utilizó la siguiente ecuación para lagos y embalses patagónicos.

$$\text{Log [Cl}_a\text{]} = -2.50 + 1.29 \text{ Log [PT]} \quad \text{Ecuación de Quirós (1988) para Patagonia}$$

4.4.3.2. Modelo de Vollenweider & Kerekes (1982)

El modelo de regresión presentado por Vollenweider & Kerekes (1982), propone una relación entre la concentración media anual observada de clorofila **a** en un cuerpo de agua, y la concentración media anual de PT medido, resultante de la carga externa anual de fósforo. La ecuación de regresión postulada a partir del estudio de cuerpos de agua del hemisferio norte, contemplan una importante fracción de P biodisponible en la masa que define el fósforo total (Reynolds & Davies, 2001). Un alto porcentaje de la concentración de PT medida en los lagos estudiados son aportes generados por actividades antrópicas (urbanos, agrícolas). La ecuación de regresión del modelo, se presenta a continuación.

$$\text{Log [Cla]} = 0.91 \text{ Log [PT]} - 0.435$$

Ecuación de Vollenweider & Kerekes (1982)

4.4.3.3. Modelo de Reynolds (1992)

El modelo de regresión propuesto por Reynolds (1992) incorpora el concepto de rendimiento máximo de fitoplancton (en oposición al promedio) determinado por la disponibilidad de fósforo (factor limitante). El modelo permite estimar la biomasa algal máxima (Cla máxima) a partir de la concentración máxima de fósforo biológicamente disponible (biodisponible) o BAP (Biologically Available Phosphorus) medido. La ecuación de regresión se presenta a continuación:

$$\text{Log [Cl a}_{\text{max}}] = 0.585 [\text{log BAP}_{\text{max}}] + 0.801$$

Ecuación de Reynolds (1992)

La medida ideal del BAP es la suma de la fracción determinada analíticamente como fósforo reactivo soluble (PRS) y la porción del fósforo ya asimilada que está de forma intracelular formando la biomasa (PB). Sin embargo, debido a que la suma de PRS+PB es difícil de determinar directamente, y la concentración de PRS en general coincide bastante bien con la concentración de BAP (Reynolds & Davies, 2001), se consideran concentraciones equivalentes (BAP = PRS).

4.4.3.4. Determinación del modelo con mejor ajuste para la relación fósforo – clorofila *a*

Considerando que las medidas de PT incluyen fracciones importantes de fosfatos poco solubles y escasamente disponibles para la producción de biomasa, con lo cual apenas afectan la relación *Cla*-PT (Reynolds & Davies, 2001) y en función de la baja relación PRS/PT registrada en los embalses del río Limay (Labollita, 2008; CFI *et al.*, 2017) se decidió aplicar y comparar los modelos propuestos por Quirós (1988) y Vollenweider & Kerekes (1982) en dos situaciones. Una, según indica la ecuación de regresión original, empleando la concentración de PT observada para estimar la *Cla*; y la otra, sustituyendo el PT por la concentración de PRS observada, considerada una medida útil para estimar la [*Cla*] (Reynolds, 1992; Reynolds & Davies, 2001). Además, se aplicó el modelo de Reynolds según la ecuación original (1992) con la concentración de PRS ([PRS]), analizando en total cinco modelos de regresión, determinando aquel con mejor ajuste para la relación fósforo – clorofila *a*.

Modelos comparados:

- 1- Quirós (1988): $\text{Log } [C\text{la}] = 1.29 \text{ Log } [PT] - 2.50$
- 2- Quirós (1988): $\text{Log } [C\text{la}] = 1.29 \text{ Log } [PRS] - 2.50$
- 3- Vollenweider & Kerekes (1982): $\text{Log } [C\text{la}] = 0.91 \text{ Log } [PT] - 0.435$
- 4- Vollenweider & Kerekes (1982): $\text{Log } [C\text{la}] = 0.91 \text{ Log } [PRS] - 0.435$
- 5- Reynolds (1992): $\text{Log } [C\text{la}_{\text{max}}] = 0.585 \text{ Log } [PRS_{\text{max}}] + 0.801$

La ecuación que presentó un mejor ajuste, es decir mayor coeficiente de correlación de Pearson con un p-valor significativo entre la *Cla* estimada y la medida, fue utilizada para los cálculos de capacidad de carga de los embalses del río Limay.

4.4.4. Capacidad de Carga

La productividad primaria y consecuente estado trófico de los embalses del río Limay se establecieron a partir de la variable clorofila *a*, según las categorías definidas en la Tabla VII (OECD, 1982).

Para calcular la capacidad de carga de los cuerpos de agua se asumió el criterio definido por la AIC (Labollita com. pers.), en el marco de una política sustentable de la actividad productiva piscícola dentro de la cuenca. La AIC definió que los embalses ALI, PDA y PPL presentan condiciones compatibles para el desarrollo de la piscicultura intensiva en jaulas flotantes, siendo posible desarrollar la actividad en esos embalses priorizando un enfoque sustentable de la actividad. Por otro lado, establece que los embalses ERM y ARR no son adecuados para el desarrollo de la actividad productiva mencionada, debido a la ocurrencia periódica de floraciones de cianobacterias tóxicas en sus aguas (Guarrera *et al.*, 1981; Labollita, 2011). Estos eventos representan un riesgo constante para la actividad productiva, afectando negativamente la calidad del producto (deterioro de las características organolépticas y bioacumulación de toxinas en los peces), y generando incluso mortandad de peces. A su vez, la incorporación de nutrientes al cuerpo de agua, requerida para el desarrollo de la actividad piscícola, favorece aún más las condiciones propicias para la ocurrencia de las floraciones algales en los dos embalses mencionados.

Los escenarios posibles de estado trófico de los embalses y la capacidad de carga de piscicultura se establecieron limitando la [Cl_a] que se definió alcanzar. A ésta se le descontó la [Cl_a] promedio anual medida en los embalses para establecer la [Cl_a] posible de incrementar, y con ésta, mediante el modelo que mejor ajustó a la relación Cl_a-P se estimó la carga externa máxima de P que pueden recibir los embalses.

A partir de esa [P] máxima, se estimó con el modelo de Dillon & Rigler (1974) la carga específica areal y la carga total anual de P que aportaría la producción de peces (Beveridge, 1986). La masa de P obtenida se convirtió en toneladas de alimento asumiendo un porcentaje de 1.77 % de fósforo en los alimentos utilizados en la región (CFI *et al.*, 2017). A partir de la cantidad de alimento calculada, y asumiendo una tasa de conversión de alimento-pez de 1.5:1, se estimó la producción de peces en cada embalse y para cada escenario.

Finalmente, los alimentos utilizados en la producción piscícola aportan P mayoritariamente de naturaleza orgánica (Diaz *et al.*, 2001), fácilmente biodisponible para el crecimiento algal. Éste aporte de P lábil, con características muy diferentes a los aportes de P procedentes de las fuentes naturales (ríos, escorrentía, lluvia), modificará la condición del sistema hídrico aguas abajo de los embalses ALI, PDA y PPL. Para evaluar el impacto que generaría la cría intensiva de peces en los dos

escenarios, se aplicó el modelo de Dillon & Rigler (1974) para estimar el incremento en la exportación de P aguas abajo del embalse PPL hacia el tramo medio del río Limay. A su vez esa nueva carga de P representaría un incremento de la concentración de fósforo del embalse ERM, y considerando que es fósforo fácilmente biodisponible, representaría un incremento en la concentración de Cl_a , que fue estimado por el modelo de Vollenweider & Kerekes (1982). Así mismo, se hizo el análisis para el embalse ARR, último en la cadena de embalses del río Limay. A continuación (Tabla VII), se detallan las condiciones asumidas en los escenarios evaluados para estimar la capacidad de carga de los embalses ALI, PDA y PPL.

ESCENARIO	Límite de Cl_a ($\mu\text{g/L}$) *		
	ALI	PDA	PPL
1 (Conservativo)	2.5	2.5	5.0
2	4.0	3.5	5.0

* según los umbrales de Estado Trófico establecidos por OECD (1982).

Tabla VII: límites de clorofila a asumidas para estimar la capacidad de carga en los escenarios evaluados.

4.5. MÉTODOS ESTADÍSTICOS PARA ANÁLISIS DE LAS VARIABLES

A la base de datos de parámetros de calidad de agua y sedimentos se aplicaron métodos de análisis exploratorio multivariado para detectar patrones de comportamiento general. Las técnicas multivariadas se aplicaron para describir estructuras y asociaciones en las observaciones (Lebart *et al.*, 1995). Se emplearon los coeficientes de correlación de Pearson y/o Spearman para determinar el grado de asociación entre las variables químicas y las fechas de muestreos. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando los paquetes estadísticos CANOCO 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012) e Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011).

5. RESULTADOS

5.1. CALIDAD DEL AGUA DE LOS EMBALSES DEL SISTEMA LIMAY

5.1.1. Embalse ALICURA

En la tabla VIII se presentan las concentraciones promedio, máximas y mínimas de los parámetros físicos y químicos de los sitios muestreados en el embalse Alicura y sus afluentes, para el período en estudio. En cuanto a la calidad del agua de ambos afluentes al embalse, el pH resultó levemente alcalino con un valor de 7.4. La concentración de oxígeno disuelto (OD) fue alta y muy similar, con 10.5 mg O₂/L en Trafal y 10.2 mg O₂/L en el Limay. En río Trafal, los sólidos en suspensión representaron casi el doble (103.0 mg/L) que los registrados para el río Limay (62.9 mg/L), en consonancia con una mayor conductividad eléctrica (CE) en el río Trafal (41.4 μS/cm) en relación con río Limay (29.2 μS/cm). En cuanto a los nutrientes el río Trafal también registró mayores concentraciones de PT (13.1 μg P/L) en comparación con el río Limay (PT 9.6 μg P/L), observándose una tendencia similar en la fracción disuelta del fósforo (PRS = 3.32 μg P/L en el Trafal y PRS = 2.80 μg P/L en el Limay). La concentración de NT fue ligeramente menor en el río Trafal (114.0 μg N/L) comparado con el río Limay (129.7 μg N/L). La concentración de clorofila *a* para Trafal fue de 0,21 μg/L y 0.12 μg/L de feopigmentos, mientras que en el Limay de 0.23 μg/L y 0.11 μg/L, respectivamente.

Afluentes embalse ALI		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Sólidos suspen	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 1 río Limay	PROMEDIO	12.1	10.2	7.4	29.2	62.9	129.7	9.6	2.80	0.23	0.11
	MÍNIMO	4.1	8.2	6.4	22.1	3.8	5.4	0.9	0.17	0.10	0.10
	MÁXIMO	20.8	12.2	8.3	36.2	544.5	1464.2	97.2	61.71	0.42	0.24
Sitio 2 río Trafal	PROMEDIO	11.5	10.5	7.4	41.4	103.0	114.0	13.1	3.32	0.21	0.12
	MÍNIMO	3.9	8.3	6.6	30.5	4.0	5.4	0.2	0.16	0.10	0.10
	MÁXIMO	22.8	13.7	8.5	93.2	851.3	824.3	131.0	57.46	0.42	0.18
Embalse ALI		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Secchi	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(m)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 3 Malal Huaca (superficie)	PROMEDIO	11.9	10.2	7.4	31.1	6.2	113.1	6.8	1.22	0.20	0.12
	MÍNIMO	5.5	7.0	7.0	23.1	1.0	5.4	1.4	0.17	0.10	0.10
	MÁXIMO	21.1	12.3	7.9	37.5	12.9	363.3	22.3	3.23	0.37	0.21
Sitio 3 Malal Huaca (fondo)	PROMEDIO	10.1	9.3	7.5	32.2		138.3	10.1	2.14	0.14	0.10
	MÍNIMO	6.7	6.9	7.0	20.8		5.4	2.2	0.17	0.10	0.10
	MÁXIMO	15.5	11.9	8.2	40.6		417.6	48.4	13.94	0.31	0.14
Sitio 4 Presa (superficie)	PROMEDIO	12.6	10.3	7.4	32.7	8.2	111.5	5.2	1.02	0.19	0.12
	MÍNIMO	7.3	7.2	6.8	23.5	1.4	5.4	0.2	0.16	0.10	0.10
	MÁXIMO	20.2	12.0	8.3	43.1	12.1	319.9	28.1	4.08	0.38	0.27
Sitio 4 Presa (fondo)	PROMEDIO	9.2	8.7	7.4	33.1		107.5	8.4	1.30	0.14	0.10
	MÍNIMO	6.4	6.2	6.3	21.4		10.8	1.3	0.17	0.10	0.10
	MÁXIMO	14.6	11.0	8.2	43.3		303.7	62.6	4.76	0.28	0.15

Tabla VIII: valores promedios, máximos y mínimos registrados en los sitios muestreados del embalse Alicura y sus afluentes, los ríos Limay y Trafal.

En los sitios muestreados del embalse (Tabla VIII), la temperatura resultó ligeramente superior en las muestras de superficie en comparación con las del fondo, en ambos sitios. Si bien los valores máximos y mínimos de transparencia resultaron similares en ambos sitios, en Malal Huaca la transparencia promedio fue menor (6.2 m), en comparación con el sitio Presa (8.2 m). El pH resultó levemente alcalino para ambos sitios y estratos de la columna de agua (7.4). Los valores de CE fueron similares en ambos sitios, tanto en superficie como en fondo, con valores promedios entre 31.1 µS/cm y 33.1 µS/cm. Las concentraciones de OD indican aguas bien oxigenadas, registrándose concentraciones levemente mayores en superficie (10.2 mg/L en Malal Huaca y 10.3 mg/L en Presa) comparadas con las del fondo (9.3 mg/L en Malal Huaca y 8,7 mg/L en Presa).

La concentración promedio de PT de las muestras de fondo en ambos sitios (Malal Huaca=10.1 µg P/L y Presa=8.4 µg P/L), resultó casi el doble que las registradas en las muestras de superficie (Malal Huaca=6.8 µg P/L y Presa=5.2 µg P/L), registrándose el valor máximo (62.6 µg P/L) en una muestra de fondo del sitio Presa. Igual situación se observó en el PRS en las muestras de fondo, en donde la

concentración promedio (Malal Huaca=2.14 $\mu\text{g P/L}$ y Presa=1.30 $\mu\text{g P/L}$) resultó mayor que las concentraciones halladas en las muestras de superficie (Malal Huaca=1.22 $\mu\text{g P/L}$ y Presa=1.02 $\mu\text{g P/L}$). En el sitio Malal Huaca se registraron las mayores concentraciones de NT (entre 5.4 – 363.3 $\mu\text{g N/L}$ en superficie y 5.4 – 417.3 $\mu\text{g N/L}$ en profundidad), en comparación con el sitio Presa (entre 5.4 – 319.9 $\mu\text{g N/L}$ en superficie y 10.8 – 303.7 $\mu\text{g N/L}$ en profundidad).

La concentración de clorofila **a**, resultó levemente superior en superficie (Malal Huaca=0.20 $\mu\text{g/L}$ y Presa=0.19 $\mu\text{g/L}$) en relación con las muestras de fondo (0.14 $\mu\text{g/L}$ en ambos sitios). Las concentraciones de feopigmentos, también resultaron levemente mayores en las muestras de superficie de ambos sitios (0.12 $\mu\text{g/L}$) en relación con las muestras de profundidad (0.10 $\mu\text{g/L}$).

5.1.2. Embalse PIEDRA DEL ÁGUILA

En la Tabla IX se presentan las concentraciones promedio, máximas y mínimas de los parámetros físicos y químicos de los sitios muestreados en el embalse Piedra del Águila y sus afluentes, para el período en estudio. En ambos afluentes el pH resultó levemente alcalino con un valor de 7.5, y la concentración de OD fue la misma en ambos (10.1 mg/L). En cuanto a los sólidos en suspensión los valores fueron similares en el río Collón Cura (9.0 mg/L) y en el río Limay (8.4 mg/L) registrándose una mayor conductividad del primero (64.6 $\mu\text{S/cm}$) en comparación con el río Limay (43.2 $\mu\text{S/cm}$).

El río C. Cura registró mayores concentraciones de nutrientes que el río Limay. La concentración de PT en el C. Cura (32.5 $\mu\text{g P/L}$) resultó el doble que en río Limay (15.4 $\mu\text{g P/L}$), observándose una tendencia similar en la fracción disuelta del fósforo, con un valor de PRS en el C. Cura (6.38 $\mu\text{g P/L}$) tres veces mayor que en el río Limay (2.00 $\mu\text{g P/L}$). Así mismo, el río C. Cura registró una concentración de NT del doble (121.2 $\mu\text{g N/L}$) en relación con el río Limay (60.7 $\mu\text{g N/L}$). La concentración de clorofila **a** en el río C. Cura fue de 1.34 $\mu\text{g/L}$ y 0.69 $\mu\text{g/L}$ de feopigmentos, mientras en el río Limay fue de 0.75 $\mu\text{g/L}$ de clorofila **a** y 0.21 $\mu\text{g/L}$ de feopigmentos.

Afluentes embalse PDA		Temp (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conduc (µS/cm)	Sólidos suspen (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)	PRS (µg/L)	Clorofila a (µg/L)	Feopigm (µg/L)
Sitio 1 río Limay	PROMEDIO	12.7	10.1	7.5	43.2	8.4	60.7	15.4	2.00	0.75	0.21
	MÍNIMO	6.2	7.4	7.0	27.3	0.3	24.0	5.0	0.20	0.07	0.01
	MÁXIMO	21.3	13.6	8.3	104.3	217.2	143.0	43.0	9.30	2.77	1.42
Sitio 2 río Collón Cura	PROMEDIO	11.5	10.1	7.5	64.6	9.0	121.2	32.5	6.38	1.34	0.69
	MÍNIMO	3.3	7.6	6.7	28.7	0.5	48.0	13.0	0.20	0.20	0.01
	MÁXIMO	21.3	13.1	8.5	229.0	120.8	492.0	78.0	36.70	18.32	6.70

Embalse PDA		Temp (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conduc (µS/cm)	Sólidos suspen (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)	PRS (µg/L)	Clorofila a (µg/L)	Feopigm (µg/L)	Secchi (m)
Sitio 3 Cola (superficie)	PROMEDIO	12.7	10.2	7.5	48.8	1.9	73.8	18.0	2.19	1.11	0.29	6.4
	MÍNIMO	5.6	6.0	7.0	31.8	0.1	34.0	8.0	0.20	0.15	0.01	0.5
	MÁXIMO	20.7	12.9	8.1	111.6	11.5	177.0	44.0	9.00	3.44	1.30	13.2
Sitio 3 Cola (fondo)	PROMEDIO	10.4	9.3	7.5	48.9	4.1	83.8	22.7	3.11	1.00	0.28	
	MÍNIMO	5.0	6.0	7.0	32.3	0.2	45.0	8.0	0.20	0.26	0.01	
	MÁXIMO	18.0	12.5	8.1	104.9	49.9	292.0	75.0	19.10	2.73	1.47	
Sitio 4 Presa (superficie)	PROMEDIO	13.4	10.0	7.5	51.9	0.9	69.0	14.2	1.81	0.89	0.42	9.5
	MÍNIMO	7.6	7.2	7.0	32.4	0.1	37.0	7.3	0.20	0.19	0.02	1.0
	MÁXIMO	20.3	12.5	8.3	126.2	5.2	174.0	40.0	9.30	3.59	8.00	14.7
Sitio 4 Presa (fondo)	PROMEDIO	8.6	8.9	7.5	52.2	2.6	87.8	18.3	2.98	1.07	0.28	
	MÍNIMO	6.3	5.8	7.0	33.4	0.1	48.0	7.0	0.20	0.07	0.01	
	MÁXIMO	16.4	12.6	8.3	113.0	10.6	168.0	62.0	12.80	6.28	2.74	

Tabla IX: valores promedios, máximos y mínimos registrados en los sitios muestreados del embalse Piedra del Águila y sus afluentes, los ríos Limay y Collón Cura.

En los sitios muestreados del embalse (Tabla IX), la temperatura resultó superior en las muestras de superficie (Cola=12.7 °C y Presa=13.4 °C) en comparación con las del fondo (Cola=10.4 °C y Presa=8.6 °C). La transparencia resultó ser bastante menor en el sitio Cola (6.4 m) en comparación con el sitio Presa (9.5 m). El pH resultó levemente alcalino para ambos sitios y estratos de la columna de agua (7.5). Los valores de CE resultaron levemente inferiores en el sitio Cola (48.8 µS/cm en superficie y 48.9 µS/cm en fondo) en relación con los valores del sitio Presa (51.9 µS/cm y 52.2 µS/cm en fondo). Las concentraciones de OD indican aguas bien oxigenadas, registrándose concentraciones levemente mayores en superficie (10.2 mg/L en Cola y 10.2 mg/L en Presa) comparadas con las del fondo (9.3 mg/L en Cola y 8.9 mg/L en Presa).

El contenido de nutrientes en las muestras de fondo resultó mayor en relación con las muestras de superficie en ambos sitios. La concentración de PT para las muestras de fondo en el sitio Cola fue de 22.7 µg P/L y en el sitio Presa de 18.3 µg P/L. En tanto en las muestras de superficie en el sitio Cola fue de 18.0 µg P/L y en Presa de 14.2 µg P/L. Igual situación se observó en el PRS en las muestras de fondo

(Cola=3.11 $\mu\text{g P/L}$ y Presa=2.98 $\mu\text{g P/L}$), resultando mayor que en superficie tanto en el sitio Cola (2.19 $\mu\text{g P/L}$) como en el sitio Presa (1.81 $\mu\text{g P/L}$). La concentración de NT resultó similar en las muestras de fondo de ambos sitios (Cola=83.8 $\mu\text{g N/L}$ y Presa=87.8 $\mu\text{g N/L}$), y superior a las muestras de superficie (Cola=73.8 $\mu\text{g N/L}$ y Presa=69.0 $\mu\text{g N/L}$).

La concentración de clorofila **a** resultó muy similar en ambos sitios y estratos de la columna de agua, con valores entre 0.89 $\mu\text{g/L}$ en el sitio Presa en superficie y 1.11 $\mu\text{g/L}$ en Cola en superficie. En tanto la concentración promedio de feopigmentos resultó muy similar (0.28 $\mu\text{g/L}$ en Cola y Presa en fondo y 0.29 $\mu\text{g/L}$ en Cola superficie), excepto en el sitio Presa en superficie con un valor promedio de 0.42 $\mu\text{g/L}$, y un valor máximo de 8.00 $\mu\text{g/L}$.

5.1.3. Embalse PICHI PICÚN LEUFÚ

En la Tabla X se presentan las concentraciones promedio, máximas y mínimas de los parámetros físicos y químicos medidos en los sitios muestreados del embalse Pichi Picún Leufú y su afluente. En el río Limay el pH resultó levemente alcalino con un valor promedio de 7.2, un mínimo de 6.3 y un máximo de 8.2. La concentración de OD promedio fue 10.1 mg/L , con un valor mínimo de 8.5 mg/L y un máximo de 12.3 mg/L . Los sólidos en suspensión presentaron una concentración de 2.8 mg/L y la conductividad un valor de 55.1 $\mu\text{S/cm}$. La concentración promedio de PT registrada fue de 12.9 $\mu\text{g P/L}$, el PRS de 4.80 $\mu\text{g P/L}$, y el contenido de NT fue de 77.9 $\mu\text{g N/L}$. La concentración de clorofila **a** registró un valor de 1.92 $\mu\text{g/L}$ y los feopigmentos de 0.43 $\mu\text{g/L}$.

Afluente embalse PPL		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Sólidos suspen	NT	PT	PRS	Clorofilaa	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 1 río Limay	PROMEDIO	11.9	10.1	7.2	55.1	2.8	77.9	12.9	4.80	1.92	0.43
	MÍNIMO	7.4	8.5	6.3	22.0	0.1	10.8	1.9	0.50	0.11	0.01
	MÁXIMO	18.0	12.3	8.2	69.0	23.9	178.0	30.0	15.88	5.00	1.20

Embalse PPL		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Sólidos suspen	NT	PT	PRS	Clorofilaa	Feopigm	Secchi
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(m)
Sitio 2 A ^a Sañico	PROMEDIO	12.3	10.1	7.3	77.6	1.9	102.7	18.6	4.83	2.61	0.69	3.6
	MÍNIMO	6.7	7.1	6.0	40.3	0.1	4.0	4.0	0.10	0.50	0.02	0.7
	MÁXIMO	20.0	12.4	8.5	149.0	6.4	226.0	29.8	14.35	5.27	1.60	6.6
Sitio 3 Presa (superficie)	PROMEDIO	12.3	10.0	7.1	55.1	1.7	80.1	13.9	2.91	2.50	0.43	6.0
	MÍNIMO	6.5	8.0	6.2	42.0	0.1	2.1	2.8	0.40	0.20	0.02	1.5
	MÁXIMO	20.9	12.0	8.2	70.0	5.5	213.0	28.6	11.45	5.70	1.50	10.0
Sitio 3 Presa (fondo)	PROMEDIO	11.2	10.1	7.1	56.2	2.8	95.9	17.8	3.67	2.98	0.43	
	MÍNIMO	5.4	8.1	6.3	43.0	0.2	2.2	2.2	0.60	0.43	0.02	
	MÁXIMO	17.5	11.8	8.3	72.0	21.2	235.0	48.1	25.07	6.70	1.40	

Tabla X: valores promedios, máximos y mínimos registrados en los sitios muestreados en el embalse PPL y su afluente, el río Limay.

En los sitios muestreados del embalse (Tabla X), la temperatura resultó levemente superior en las muestras de superficie (12.3 °C) en comparación con la de fondo (11.2 °C). La transparencia resultó ser bastante mayor en el sitio Presa (6.0 m) en comparación con el sitio 2 ubicado en la bahía donde desemboca el A. Sañico (3.6 m). El pH resultó levemente alcalino para ambos sitios y algo mayor en el sitio A. Sañico (7.3). Igual situación se registró en los valores de CE, con un valor promedio en el sitio A. Sañico (77.6 µS/cm) bastante superior en relación con el sitio Presa (55.1 µS/cm en superficie y 56.2 µS/cm en fondo). Las concentraciones de OD indican aguas bien oxigenadas, en ambos sitios y estratos (entre 10.0 mg/L y 10.1 mg/L).

Se registraron concentraciones de nutrientes similares en ambos sitios, resultando levemente superiores en la bahía del embalse (sitio 2). La concentración de PT fue de 18.6 µg P/L, mientras en el sitio Presa en superficie fue de 13.9 µg P/L y en fondo de 17.8 µg P/L. Una situación similar se observó en las concentraciones de PRS, con un mayor valor en el sitio A. Sañico (4.83 µg P/L) comparado con el sitio Presa (2.91 µg P/L superficie y 3.67µg P/L en fondo). La concentración de NT resultó de 102.7 µg N/L en la bahía mientras que en el sitio Presa fue de 80.1 µg N/L en superficie y 95.9 µg N/L en fondo.

La concentración de clorofila **a**, resultó similar en los sitios A. Sañico (2.61 µg/L) y Presa superficie (2.50 µg/L) y levemente mayor en Presa fondo (2.98 µg/L), en tanto

la concentración de feopigmentos en la bahía del A. Sañicó fue mayor (0.69 µg/L) en relación a la concentración registrada en el sitio Presa (0.43 µg/L en ambos estratos).

En la Tabla XI se presentan los resultados de las variables físicas y químicas analizadas en el río Limay efluente del embalse PPL. En este, las variables físicas presentaron valores similares a los registrados en el sitio Presa del embalse, con valores promedio de temperatura de 12.3 °C, OD de 10.1, un pH levemente alcalino (7.2), CE de 56.3 µS/cm y SST de 2.1 mg/L. En tanto que los nutrientes y los pigmentos, resultaron inferiores a las concentraciones registradas en el embalse. La concentración de PT fue de 14.1 µg P/L, el PRS de 2.35 µg P/L y el contenido de NT fue 84.4 µg N/L. La clorofila *a* registró una concentración de 1.79 µg/L y los feopigmentos de 0.41 µg/L.

Efluente embalse PPL		Temp (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conduc (µS/cm)	Sólidos suspen (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)	PRS (µg/L)	Clorofila _a (µg/L)	Feopigm (µg/L)
<i>Sitio 4</i>	PROMEDIO	12.3	10.1	7.2	56.3	2.1	84.4	14.1	2.35	1.79	0.41
<i>río Limay</i>	MÍNIMO	7.1	7.2	6.3	40.0	0.1	23.6	3.4	0.30	0.23	0.04
<i>(turbinado)</i>	MÁXIMO	19.0	12.3	8.0	74.0	14.8	211.0	27.6	5.00	3.73	1.20

Tabla XI: valores promedios, máximos y mínimos registrados en el sitio muestreado del río Limay erogado por la central del embalse PPL.

5.1.4. Embalse RAMOS MEXÍA

En la Tabla XII se presentan las concentraciones promedio, máximas y mínimas de los parámetros físicos y químicos medidos los sitios muestreados en el embalse Ramos Mexía y su afluente el río Limay, que posterior a su restitución por la represa PPL, recorre 80 km antes de su ingreso al embalse ERM. En este sitio, el río Limay entrante registró una temperatura media de 13.6 °C y un pH levemente alcalino (7.7). La concentración de oxígeno disuelto fue de 9.7 mg/L, los sólidos en suspensión registraron una concentración promedio de 2.8 mg/L y la conductividad fue de 55.5 µS/cm. Las concentraciones de nutrientes registradas en el río Limay entrante (NT=85.1 µg N/L y PT=20.4 µg P/L), resultaron mayores comparadas con las medidas en la restitución de la represa PPL (NT=84.4 µg N/L y PT=14.1 µg P/L), especialmente el PT. Sin embargo, el PRS medido en el Limay ingresante a ERM (1.92 µg P/L) resultó

menor al registrado en la restitución de PPL (2.35 µg P/L). La concentración de clorofila **a** registrada fue de 0.77 µg/L, y los feopigmentos de 0.21 µg/L, menos de la mitad que la registrada en la restitución de PPL (1.79 µg/L y 0.41 µg/L, respectivamente).

Afluente embalse ERM		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Sólidos suspen	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 1 río Limay	PROMEDIO	13.6	9.7	7.7	55.5	2.8	85.1	20.4	1.92	0.77	0.21
	MÍNIMO	6.2	7.3	6.7	39.0	0.4	43.2	8.8	0.10	0.10	0.01
	MÁXIMO	21.2	12.2	8.4	82.0	33.1	156.8	65.4	11.50	3.51	0.85
Embalse ERM		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Secchi	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(m)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 2 Cola (superficie)	PROMEDIO	14.4	9.6	7.7	66.2	3.4	97.6	21.1	2.12	1.03	0.28
	MÍNIMO	6.9	7.5	6.8	47.9	0.8	37.2	8.7	0.10	0.17	0.01
	MÁXIMO	21.9	12.0	8.3	111.0	7.0	176.1	79.5	9.60	2.64	1.02
Sitio 2 Cola (fondo)	PROMEDIO	13.4	9.4	7.7	67.0		109.6	21.9	2.09	1.00	0.32
	MÍNIMO	6.6	7.3	7.0	47.5		38.4	9.9	0.10	0.17	0.01
	MÁXIMO	20.0	12.3	8.2	114.0		196.5	84.8	9.90	2.79	1.45
Sitio 3 Islas (superficie)	PROMEDIO	14.9	9.5	7.7	74.7	4.4	102.6	18.4	3.25	1.15	0.28
	MÍNIMO	7.7	7.8	7.2	55.0	1.1	71.6	9.3	0.10	0.25	0.01
	MÁXIMO	21.8	12.2	8.2	90.0	8.3	154.8	45.0	11.30	3.14	0.85
Sitio 3 Islas (fondo)	PROMEDIO	13.1	9.0	7.6	73.8		110.5	19.5	3.44	0.99	0.27
	MÍNIMO	7.6	6.9	6.8	50.6		53.6	10.8	0.10	0.15	0.01
	MÁXIMO	19.3	11.9	8.2	91.0		168.2	44.3	16.70	3.04	0.98

Tabla XII: valores promedios, máximos y mínimos registrados en los sitios muestreados en el embalse ERM y su afluente, el río Limay.

En los sitios muestreados del embalse (Tabla XII), la temperatura resultó levemente superior en las muestras de superficie (Cola=14.4 °C y Presa=14.9 °C) en comparación con las del fondo (Cola=13.4 °C y Presa=13.1 °C). La transparencia resultó menor en el sitio Cola (3.4 m) en comparación con el sitio Presa (4.4 m). El pH fue levemente alcalino para ambos sitios y estratos de la columna de agua (7.6 en Islas fondo y 7.7 en el resto). Los valores de CE resultaron levemente inferiores en el sitio Cola (66.2 µS/cm en superficie y 67.0 µS/cm en fondo) en relación con los valores del sitio Islas (74.7 µS/cm y 73.8 µS/cm en fondo). Las concentraciones de OD indican aguas bien oxigenadas, registrándose concentraciones levemente mayores en superficie (9.6 mg/L en Cola y 9.5 mg/L en Presa) comparadas con las del fondo (9.4 mg/L en Cola y 9.0 mg/L en Islas).

El contenido de nutrientes resultó mayor en las muestras de fondo en relación con las muestras de superficie en ambos sitios. La concentración de PT en las muestras de fondo fue de 21.9 µg P/L en Cola y 1.5 µg P/L en el sitio Islas, mientras que en superficie fue de 21.1 µg P/L en Cola y 18.4 µg P/L en Islas. En cuanto al PRS se observó que las mayores concentraciones se registraron en el sitio Islas en ambos estratos (superficie=3.25 µg P/L y fondo=3.44 µg P/L), comparadas con el sitio Cola (superficie=2.12 µg P/L y fondo=2.09 µg P/L). La concentración de NT resultó mayor en las muestras de fondo (Cola=109.6 µg N/L - Islas=110.5 µg N/L), en comparación con las muestras de superficie (Cola=97.6 - Islas=102.6 µg N/L).

La concentración de clorofila *a* resultó muy similar en ambos sitios y estratos de la columna de agua, con valores entre 0.99 µg/L en el sitio Islas en fondo y 1.15 µg/L en superficie para el mismo sitio. En tanto la concentración de feopigmentos resultó muy similar (0.27 µg/L en Islas fondo, 0.28 µg/L en superficie en ambos sitios y 0.32 µg/L en Cola en el fondo).

5.1.5. Embalse ARROYITO

En la Tabla XIII se presentan las concentraciones promedio, máximas y mínimas de los parámetros físicos y químicos medidos en el embalse Arroyito y su afluente, el río Limay erogado desde el embalse ERM. El pH del río afluente resultó levemente alcalino con un valor de 7.6, y una concentración de oxígeno disuelto de 9.0 mg O₂/L. Los sólidos en suspensión presentaron una concentración de 2.0 mg/L y la conductividad un valor de 75.6 µS/cm. En cuanto a los nutrientes, la concentración de PT registrada fue de 18.7 µg P/L, el PRS de 4.13 µg P/L, y el contenido de NT fue de 93.3 µg N/L. La concentración de clorofila *a* fue de 0.96 µg/L y los feopigmentos 0.25 µg/L.

Afluente embalse ARR		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Sólidos suspen	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 1 río Limay	PROMEDIO	14.6	9.0	7.6	75.6	2.0	93.3	18.7	4.13	0.96	0.25
	MÍNIMO	7.7	7.5	7.1	65.3	0.2	60.4	9.5	0.10	0.20	0.01
	MÁXIMO	20.3	10.9	8.0	88.0	6.6	146.6	66.6	11.50	2.29	0.92
Embalse ARR		Temp	Oxígeno Disuelto	pH	Conduc	Secchi	NT	PT	PRS	Clorofila a	Feopigm
		(°C)	(mg/L)		(µS/cm)	(m)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sitio 2 Presa (superficie)	PROMEDIO	15.7	9.4	7.8	76.4	3.7	107.0	18.4	3.03	1.05	0.33
	MÍNIMO	7.7	7.4	7.2	58.0	1.1	68.0	9.6	0.10	0.25	0.04
	MÁXIMO	22.7	12.5	8.4	107.0	6.9	196.5	38.7	11.60	3.02	0.91
Sitio 2 Presa (fondo)	PROMEDIO	14.8	9.2	7.7	76.2		128.2	21.1	3.12	1.03	0.33
	MÍNIMO	7.7	7.1	7.1	61.0		87.5	10.8	0.10	0.27	0.07
	MÁXIMO	21.3	10.9	8.2	90.0		230.8	43.6	11.50	3.79	0.92

Tabla XIII: valores promedios, máximos y mínimos registrados en los sitios muestreados del embalse ARR y su afluente, el río Limay.

En el sitio muestreado del embalse (Tabla XIII), la temperatura resultó levemente superior en la muestra de superficie (15.7 °C) en comparación con la de fondo (14.8 °C). La transparencia tuvo un valor promedio de 3.7 m con un valor máximo de 6.9 m y un mínimo de 1.1 m. El pH resultó levemente alcalino y muy similar en ambos estratos (7.8 superficie y 7.7 fondo), al igual que la CE (76.4 µS/cm superficie y 76.2 µS/cm fondo). Las concentraciones de OD indican aguas bien oxigenadas tanto en superficie (9.4 mg/L) como en fondo (9.2 mg/L).

Se registraron concentraciones de nutrientes levemente superiores en las muestras de fondo. La concentración de PT en el fondo fue de 21.1 µg P/L mientras que en superficie fue de 18.4 µg P/L, y los registros de PRS mostraron una diferencia mucho menor entre superficie (3.03 µg P/L) y fondo (3.12 µg P/L). En tanto la concentración de NT resultó de 107.0 µg N/L en superficie y de 128.2 µg N/L en fondo.

La concentración de clorofila *a*, resultó muy similar en ambos estratos (1.04 µg/L en superficie y 1.03 µg/L en fondo), al igual que la concentración de feopigmentos (en superficie 0.33 µg/L y 0.34 µg/L en fondo).

En la Tabla XIV se presentan los resultados de las variables físicas y químicas analizadas en el sitio localizado en el río Limay efluente del embalse ARR, último sitio del sistema Limay. En este, las variables físicas presentaron valores similares a los registrados en el embalse, mientras que los nutrientes y pigmentos resultaron levemente inferiores a las concentraciones registradas en el embalse ARR. El valor

de PT fue de 18.2 µg P/L, PRS de 3.17 µg P/L y el contenido de NT fue 102.0 µg N/L. La clorofila **a** registró una concentración de 1.00 µg/L y los feopigmentos de 0.30 µg/L.

Efluente embalse ARR	Temp (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conduc (µS/cm)	Sólidos suspens (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)	PRS (µg/L)	Clorofila a (µg/L)	Feopigm (µg/L)
<i>Sitio 3</i> PROMEDIO	14.8	9.3	7.8	79.1	2.6	102.0	18.2	2.80	1.00	0.30
<i> río Limay</i> MÍNIMO	7.3	6.8	7.0	57.0	0.2	71.7	11.6	0.10	0.22	0.03
<i>(turbinado)</i> MÁXIMO	22.2	11.2	8.6	155.0	17.5	163.5	47.8	11.80	3.56	1.02

Tabla XIV: valores promedios, máximos y mínimos registrados en el río Limay erogado por la central del embalse ARR.

5.2. ORDENAMIENTO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY

Para reducir el número de variables y simplificar el análisis integral de los embalses del sistema Limay, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), logrando examinar la variación en las características físico-químicas de los embalses y ordenarlos en función de los gradientes ambientales hallados. Se efectuó un ACP con los datos de los sitios “Presa” (Fig. 2) de cada embalse y otro para los sitios “Cola” (Fig. 3), discriminando en ambos ACP las variables medidas en la columna de agua en “superficie” y “fondo”, y la estacionalidad.

5.2.1. Análisis de los sitios “Presa”

En el diagrama de ordenamiento de la Fig. 2 se muestra la relación entre las variables ambientales analizadas en la columna de agua en los sitios “Presa”, y la distribución de los embalses en función de los gradientes ambientales. Los dos primeros ejes de la ordenación ACP explican la mayor parte de la varianza (60.2 %). El primer componente (CP1) captura el 34.6 % de la variación de los datos, resultando ser un gradiente ambiental con correlaciones positivas de las concentraciones de conductividad eléctrica, fósforo (PRS y PT), clorofila **a** y feopigmentos. Mientras que el segundo componente (CP2) explica el 25.6 % de la variación de los datos y evidencia un segundo gradiente regido por las concentraciones de OD, NT, el pH y la

temperatura. La distribución general de los embalses en relación con los ejes marca un gradiente ambiental siguiendo un ordenamiento geográfico suroeste – noreste en el sentido del embalsamiento del río Limay. Iniciando en el embalse ALI con los menores valores de los parámetros indicadores de estado trófico (PT y Cla) y conductividad, hasta los embalses ERM y ARR con las mayores concentraciones. Complementariamente, se evidencia un segundo gradiente ambiental con las mayores temperaturas, valores de pH y concentraciones de NT en los embalses localizados aguas abajo. Asimismo, se observa un ordenamiento individual de los embalses en relación a una dinámica estacional, más evidente en los embalses ERM y ARR.

El embalse ALI, primero del sistema de embalses, se separa del resto, indicando tener una dinámica diferente con las menores concentraciones de PRS, PT, Cla, feopigmentos y CE, con características similares a la naciente del río Limay en el lago Nahuel Huapi. Luego hacia el centro del diagrama (intersección de los ejes) se ubicó el embalse PDA con valores intermedios de fósforo, pigmentos y CE, no obstante, sus características son regidas más fuertemente por el gradiente ambiental del CP2, observándose ciertas diferencias por la estacionalidad.

El embalse PDA presentó mayores concentraciones de NT, mayor temperatura, pH y menores concentraciones de OD en verano, valores intermedios en primavera y otoño, mientras que en invierno se registraron mínimas concentraciones de NT, máximas concentraciones de OD y mayores concentraciones de pigmentos. Con esas mismas condiciones registradas en PDA se agrupó el embalse PPL, también explicado principalmente por el CP2 (mínimas concentraciones de NT, máximas de OD y pigmentos). Diferenciándose los registros de verano en PPL (tanto superficie como fondo) que se agruparon en función del CP1 con características similares a los embalses ERM y ARR en invierno y primavera, mostrando las mayores concentraciones de PRS.

Finalmente, en el otro extremo del gradiente geográfico mencionado, se ubicaron los embalses ERM y ARR comportándose como un bloque. Registrando las mayores concentraciones de pigmentos en invierno, mayores concentraciones de PT y PRS en primavera y otoño, y como es esperado máximas temperaturas en verano, acompañadas con las máximas concentraciones de NT y pH del sistema Limay.

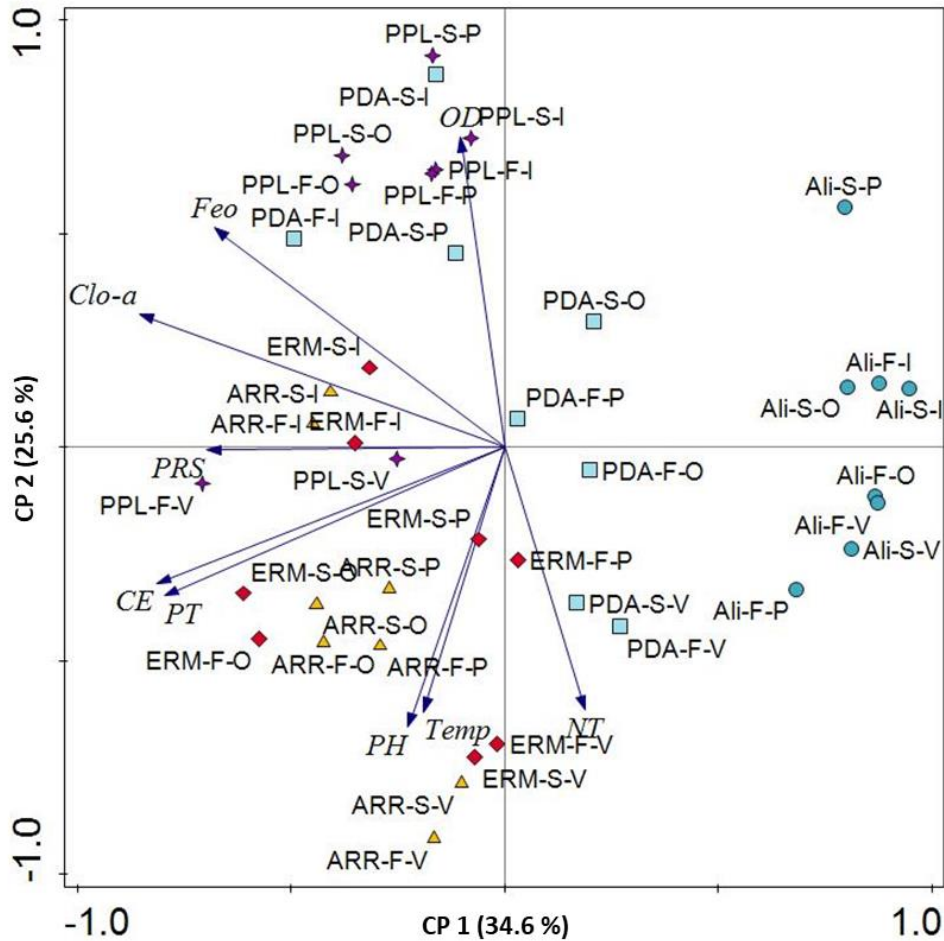


Figura 2: Ordenamiento de los embalses de acuerdo al ACP, basado en las variables físico – químicas medidas en los sitios “Presa” de cada embalse; en los estratos superficie (S) y fondo (F), en las estaciones verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P).

5.2.2. Análisis de los sitios “Cola”

En la Fig. 3, se muestra el diagrama de componentes principales para el sitio “Cola” determinado en los tres embalses de mayor tamaño (ALI, PDA y ERM), correspondiente a las variables ambientales medidas en la columna de agua. Tanto los gradientes ambientales formados, como el ordenamiento de los embalses, son similares a los hallados en el ACP del sitio “Presa”.

Para el ACP de los sitios “Cola”, el primer eje (CP1) captura el 45.8 % de la variación de los datos, e indica un primer gradiente ambiental formado por variación en los valores de CE, pH, mayores concentraciones de fósforo (PT y PRS) y de pigmentos. El segundo eje (CP2) explica el 21.7 % de la variación de los datos y

evidencia un segundo gradiente regido principalmente por las concentraciones de OD y la temperatura, y en menor grado el NT.

En líneas generales, los tres embalses se diferenciaron entre sí en función del CP1, mientras que en cada embalse los registros se separaron según el CP2. Así y de forma similar a lo observado en los sitios “Presa”, el embalse ALI presentó las menores concentraciones de PRS, PT, *Cla*, feopigmentos, bajos valores de CE, y mayores concentraciones de NT. Así mismo se observó una separación de los registros en relación al gradiente OD-temperatura, vinculada aparentemente más a la profundidad de colección de muestras, que a la estacionalidad. Registrándose las máximas concentraciones de NT en las muestras de “fondo” durante todo el año, y durante el verano en la superficie.

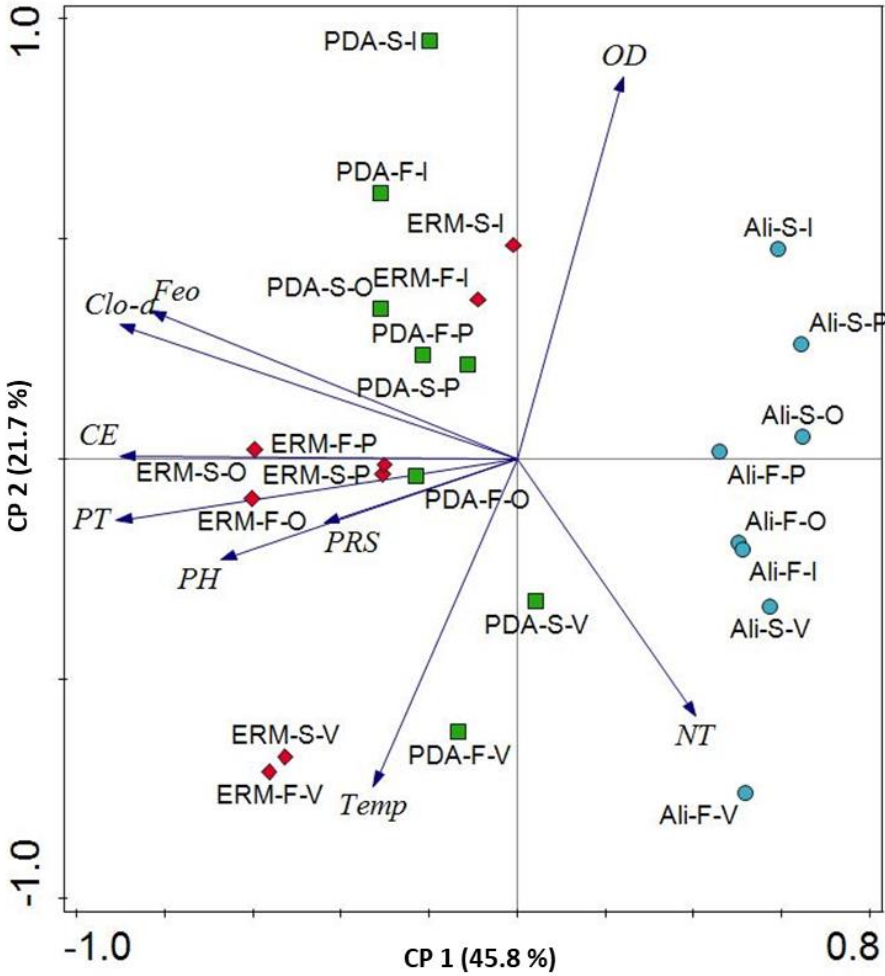


Figura 3: Ordenamiento de los embalses de acuerdo al ACP, basado en las variables físico – químicas medidas en los sitios “Cola” de los embalses ALI, PDA, y ERM; en los estratos superficie (S) y fondo (F), en verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P).

En el centro del diagrama de la Fig. 3 (en el “cero” del CP1) se ubicó el embalse PDA con valores intermedios de fósforo, pigmentos (Clorofila *a* y feopigmentos), pH y CE. Mostrando una vinculación fuerte al gradiente ambiental del CP2, con ciertas diferencias asociadas a la estacionalidad. Las mayores temperaturas y concentraciones de NT, y menores concentraciones de OD se registraron en verano, siendo a la inversa en invierno, y con situaciones intermedias en las estaciones de otoño y primavera. El embalse ERM presentó una distribución muy similar a la descrita para el embalse PDA en relación con el CP2, aunque con mayores valores de CE, pH, concentraciones de fósforo y pigmentos. Se observaron diferencias muy evidentes vinculadas a la estacionalidad de los registros, con agrupamientos en duplas “superficie y fondo” según la estación del año. En verano se observaron las mayores temperaturas y las menores concentraciones de OD, siendo de forma inversa en invierno, mientras que en primavera y otoño las diferencias se vincularon principalmente al CP1. Con mayores concentraciones de fósforo y pigmentos en otoño en relación con los registros de primavera.

5.3. ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DEL SISTEMA LIMAY

En la Tabla XV se presentan los valores medios anuales de PT, *Cla* y transparencia requeridos para establecer el Estado Trófico (ET) actual de los embalses de la cuenca del río Limay, según los criterios de OECD (1982).

A				PARÁMETROS DE ESTADO TRÓFICO		
CATEGORÍA	PT medio (µg/L)	<i>Cla</i> eufótica media (µg/L)	Transparencia (m)			
Ultraoligotrófico	≤ 4.0	≤ 1.0	≥ 12.0			
Oligotrófico	≤ 10.0	≤ 2.5	≥ 6.0			
Mesotrófico	10 - 35	2.5 - 8.0	6.0 - 3.0			
Eutrófico	35- 100	8.0 - 25.0	3.0 - 1.5			
Hipertrófico	≥ 100	≥ 25.0	≤ 1.5			
B				PARÁMETROS OBTENIDOS EN CADA EMBALSE		
PARÁMETRO	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR	
PT medio (µg/L)	7.6	18.3	16.8	20.2	19.7	
<i>Cla</i> eufótica media (µg/L)	0.19	1,00	2.56	1.09	1.05	
Transparencia (m)	7.2	8.0	6.0	3.9	3.7	
ESTADO TRÓFICO	oligotrófico	oligotrófico	mesotrófico	mesotrófico	mesotrófico	

Tabla XV: Criterios de referencia de estado trófico (OECD, 1982) (A) y valores promedios de los parámetros de ET para los embalses de la cuenca del río Limay (B).

Las variables de ET registradas para el embalse ALI (PT=7.6 µg/L, Cl_a=0.19 µg/L y transparencia=7.2 m) lo clasifican como **oligotrófico**. En el caso del embalse PDA, si bien el valor medido de PT (18.3 µg/L) es superior al límite establecido para oligotrofia (<10 µg/L), los valores registrados de clorofila **a** (1.00 µg/L) y transparencia (8,0 m) lo ubican dentro de ese estado trófico, definiendo el ET del embalse como **oligotrófico**. Los tres embalses restantes del sistema presentaron concentraciones promedio de PT similares a las registradas en PDA (Tabla XV), PPL 16.8 µg/L, ERM 20.2 µg/L y ARR 19.7 µg/L. En cuanto a las concentraciones de Cl_a, el embalse PPL registró un valor de 2.56 µg/L, resultando superior al límite de oligotrofia (2.5 µg/L), y casi triplicando las concentraciones halladas en ERM (1,09 µg/L) y ARR (1.05 µg/L). Finalmente, el último parámetro a considerar para definir el ET, la transparencia, para los tres embalses mencionados resultaron ser en PPL = 6.0 m, ERM = 3.9 y ARR = 3.7 m. Con los valores indicados para cada embalse se establece que PPL, ERM y ARR son embalses **mesotróficos**.

5.4. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS EN LOS EMBALSES DEL SISTEMA LIMAY

5.4.1. Características Físico-químicas

El análisis de textura realizado a las muestras de sedimento extraídas en los embalses se muestra en la Fig. 4. Los tres embalses mostraron resultados similares siendo la fracción arena la más importante, con un 99.31 % en ALI, un 99.20 % en PDA y 98.98 % en EMR. La segunda fracción en importancia resultó ser la arcilla, con un 0.67 % en ALI, 0.70 % en PDA y 1.04 % ERM, mientras que la fracción limo resultó muy baja en los tres embalses (0.02 % en ALI y PDA y 0.01 % en ERM).

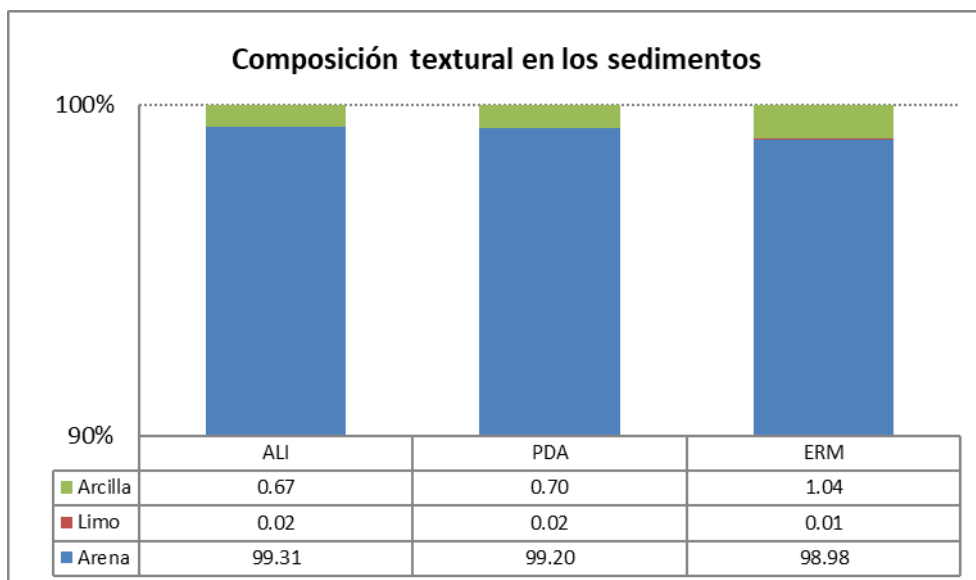


Figura 4: Distribución porcentual promedio de texturas de los sedimentos en los embalses ALI, PDA y EMR.

En la Fig. 5 se presentan los valores promedios de nutrientes en los sedimentos de los sitios muestreados de los embalses. ALI registró las menores concentraciones de PT (550 $\mu\text{gP/g p.s.}$) y NT (0.07 % equivalente a 0.68 $\mu\text{gN/g p.s.}$) y seguido por PDA (PT=632 $\mu\text{gP/g p.s.}$ y NT=0.09 % equivalente a 0.90 $\mu\text{gN/g p.s.}$) y finalmente ERM presentó las mayores concentraciones en ambos nutrientes (PT=648 $\mu\text{gP/g p.s.}$ y NT=0.18 % equivalente a 1.84 $\mu\text{gN/g p.s.}$).

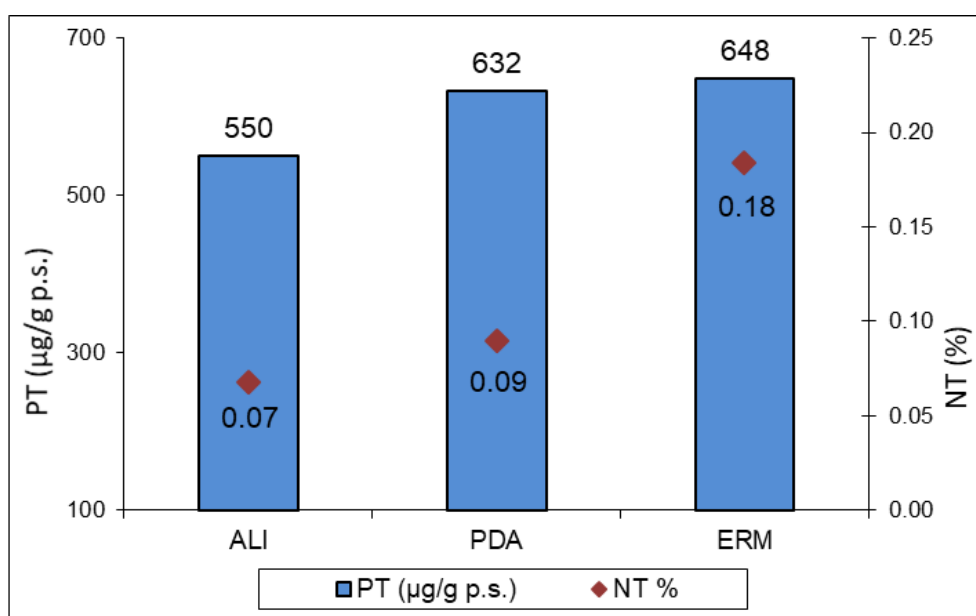


Figura 5: Concentración de nutrientes, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) en los sedimentos de los sitios analizados en los embalses ALI, PDA y EMR.

Las fracciones de fósforo halladas en los sedimentos (Fig. 6) presentaron la misma tendencia en los tres embalses, hallándose la mayor proporción de fósforo asociado al calcio (P-Ca), resultando en ALI un porcentaje algo mayor (52.5 %) en comparación con PDA (42.4 %) y ERM (48.2 %). La segunda fracción más importante resultó ser la ligada a la materia orgánica (P-MO), siendo muy similar en ALI (32.2 %) y PDA (31.2 %), y en mayor proporción en ERM (36.5 %). La tercera fracción en importancia fue la ligada al hierro (P-Fe), siendo en ALI (14.3 %) muy similar a ERM (14.5 %), y algo mayor en proporción en PDA (25.8 %). Finalmente, en los tres embalses, la fracción de P-lábil resultó muy baja siendo levemente superior en ALI (1.0 %) en comparación con PDA (0.5 %) y ERM (0.7 %).

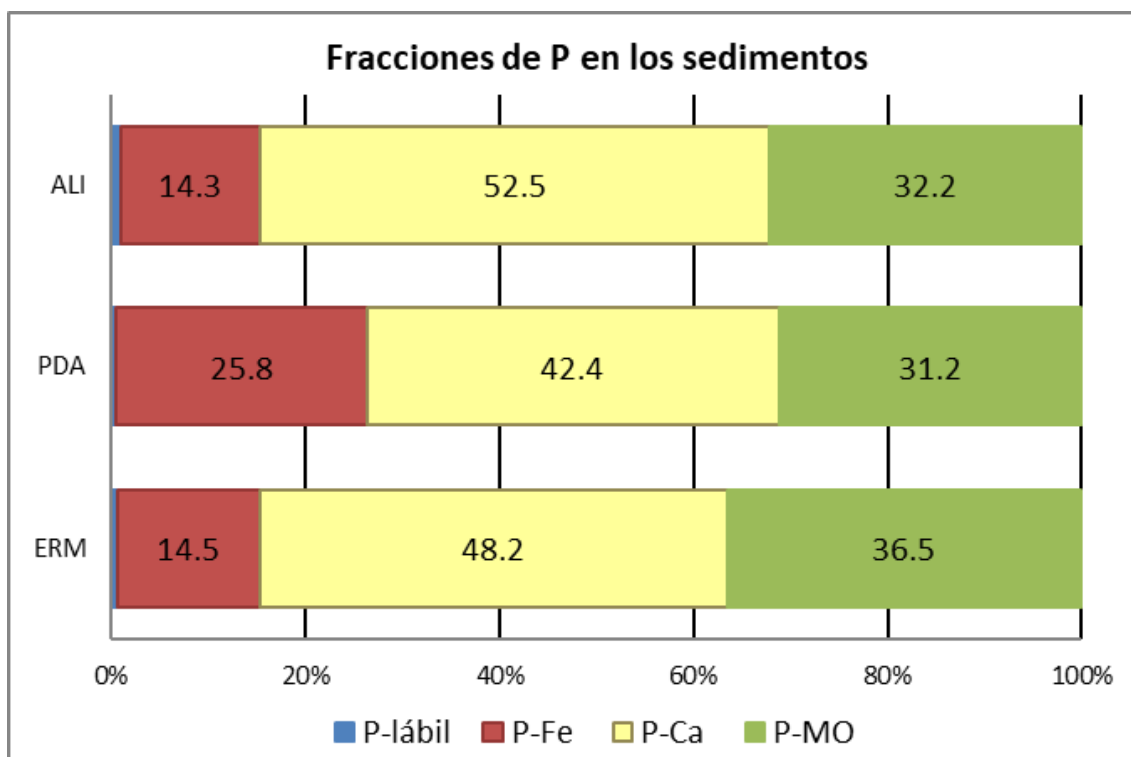


Figura 6: Porcentaje de las fracciones de fósforo en los sedimentos de los embalses ALI, PDA y ERM; P lábil: fracción de fósforo biodisponible; P-Fe: fósforo ligado al hierro; P-Ca: fósforo ligado al calcio, P-MO: fósforo asociado a la materia orgánica.

5.4.2. Ordenamiento de los embalses según variables Físico-químicas de los sedimentos

A partir de las variables físico-químicas medidas en los sedimentos de los tres embalses (ALI, PDA y ERM), se realizó un ACP examinando la variación en las características físicas y químicas de los embalses estudiados para determinar algún ordenamiento en función de estas. En el diagrama de ACP obtenido (Fig. 7) el CP1 explica el 58.4 % de la variación de los datos, y define un primer gradiente ambiental vinculado principalmente a la composición textural, el contenido de NT y la fracción de fósforo asociada a la materia orgánica (P-m.o.), correspondiendo las mayores concentraciones de estas, con la textura fina (arcilla). El segundo eje (CP2) explica el 41.6 % de la variación de los datos, mostrando un segundo gradiente ambiental vinculado al contenido de PT y a las fracciones de P-Fe, P-Ca y P-lábil, correspondiéndose las mayores concentraciones de PT y P-Fe con las menores concentraciones de P-Ca y P-lábil.

En el diagrama de ordenamiento, se observa que los sedimentos de los embalses se ubican completamente separados, indicando diferencias claras en sus características. Mientras que los sedimentos del embalse ERM están regidos principalmente por el gradiente formado por el CP1, los sedimentos de los embalses ALI y PDA lo están principalmente por el CP2. Los sedimentos del embalse ALI se caracterizan por las menores concentraciones de nutrientes totales (PT y NT) siendo las fracciones de fósforo P-Ca y P-lábil, las halladas en mayor concentración, con una composición mayormente arenosa. En tanto los sedimentos de PDA, presentaron las mayores concentraciones de la fracción P-Fe con mayor contenido limoso en relación al resto, y valor intermedio de PT. Finalmente, los sedimentos del embalse ERM, se asociaron con las mayores concentraciones de NT y PT, resultando más importante la fracción de fósforo asociada a la materia orgánica, y con mayor porcentaje de arcilla en su composición textural.

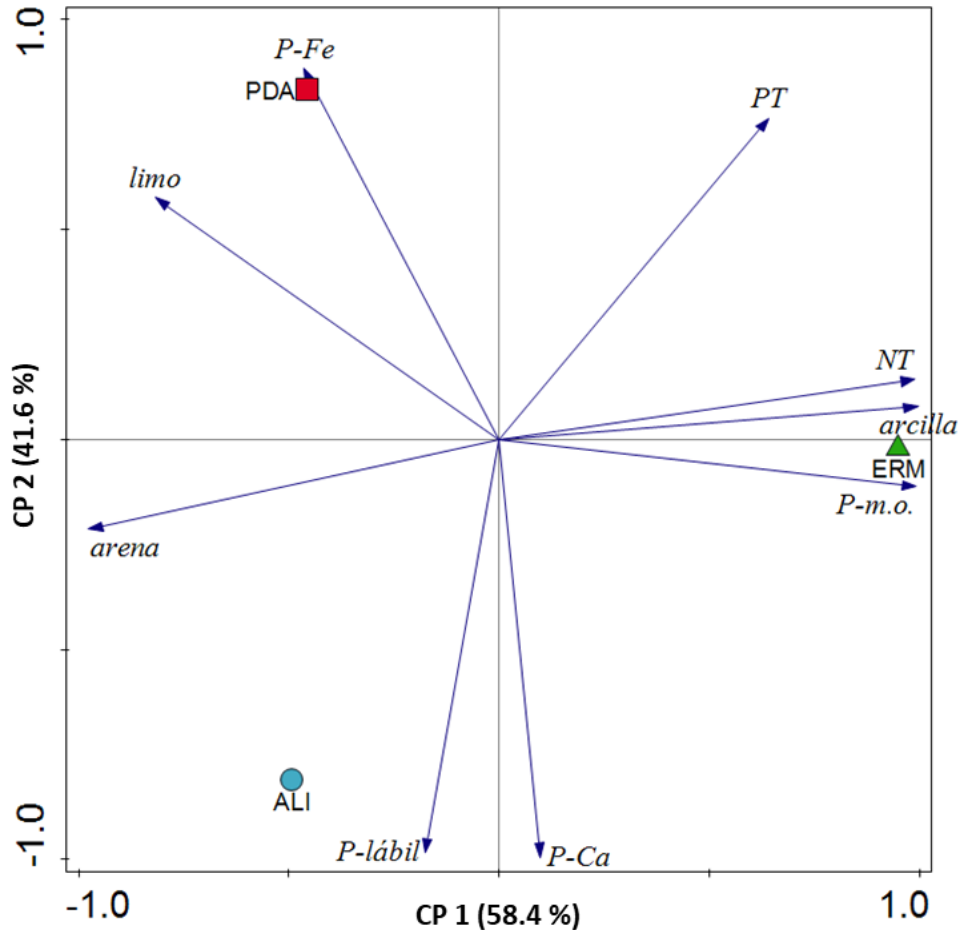


Figura 7: Ordenamiento de los embalses ALI, PDA y ERM de acuerdo con el ACP, basado en las variables físico – químicas medidas en sus sedimentos; P-lábil: fracción de fósforo biodisponible; P-Fe: fósforo ligado al hierro; P-Ca: fósforo ligado al calcio, P-m.o.: fósforo asociado a la materia orgánica.

5.4.3. Capacidad de fijación de fósforo en los sedimentos de los embalses ALI, PDA y ERM

En la Tabla XVI se presentan las concentraciones de P medidas en los sedimentos, las capacidades máximas de adsorción, la energía de unión y los porcentajes de retención de P en los sedimentos de los embalses (en el Anexo 2 se encuentran los resultados obtenidos de las experiencias de fijación de P en los sedimentos del embalse ERM). Los resultados presentados de ALI corresponden a valores promedio registrados en un muestreo puntual, en los sedimentos de los sitios S1, S2, S4, S9 y S10 (eje del embalse) (CFI *et al.*, 2013). Para el embalse PDA, los resultados corresponden a valores promedio registrados en un muestreo puntual en los sedimentos de los sitios S1, S2, S3 y S4 (eje del embalse) (CFI *et al.*, 2017). Los

valores presentados para el embalse ERM corresponden a los resultados obtenidos en el presente trabajo (muestreo en el sitio Islas, durante el período 2009-2018).

Embalse	PT medido en el sedimento	PT máximo adsorbido	Energía de Unión del P al sedimento	Retención de P en el sedimento
	($\mu\text{g/g p.s.}$)	($\mu\text{g/g p.s.}$)	(k)	(%)
ALI	550	1026	0,0033	47
PDA	632	1268	0,0020	52
ERM	648	1547	0,0013	59

Tabla XVI: Capacidades máximas de adsorción y porcentaje de retención de P medidas en los sedimentos de ALI (CFI *et al.*, 2013), PDA (CFI *et al.*, 2017) y ERM

Si bien las concentraciones de PT medidas en los sedimentos resultaron muy similares, registrándose la menor en ALI (550 $\mu\text{g P/g}$), seguida por PDA (632 $\mu\text{g P/g}$) y la mayor en ERM (648 $\mu\text{g P/g}$), la capacidad máxima de adsorción de PT al sedimento fue menor en ALI (1026 $\mu\text{g P/g}$), con una mayor energía de unión (0.0033), mientras que los sedimentos de ERM registraron la mayor capacidad de fijación (1547 $\mu\text{g P/g}$) con la menor energía de unión (0.0013). En tanto los sedimentos del embalse PDA mostraron valores intermedios de capacidad de fijación (1268 $\mu\text{g P/g}$) y energía de unión del P (0.0020). Finalmente, se observó un incremento de la capacidad de retención de P en los sedimentos desde el primer embalse (ALI=47 %) hacia aguas abajo (PDA=52 % y ERM=59 %).

5.5. CAPACIDAD DE CARGA DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY

5.5.1. Estimación del balance de masas de fósforo en los embalses del sistema Limay

En el Anexo 3 se presentan los detalles de las estimaciones de las cargas totales de fósforo aportadas en promedio a los embalses de la cuenca del río Limay, desde las diferentes fuentes puntuales y no puntuales durante el período 2011-2017. Los resultados indicaron cargas totales de PT muy dispares en los distintos embalses (Tabla XVII), correspondiendo la menor carga al embalse ALI (105.7 Tn P/año), luego

ARR (251.4 Tn P/año) y PPL (271.5 Tn P/año) con cargas similares, y finalmente PDA (501.8 Tn P/año) y ERM (551.6 Tn P/año) con las mayores cargas calculadas.

Analizando las diferentes cargas aportadas por distintas fuentes, los aportes de los afluentes (Tabla XVII) representaron la fuente de mayor carga de PT en todos los embalses, en ALI fueron 68.2 Tn P/año (64.5 %), en PDA 374.8 Tn P/año (74.7 %), en PPL 238.0 Tn P/año (87.7 %), en ERM 294.3 Tn P/año (53.4 %) y finalmente en ARR fueron 243.3 Tn P/año (96.8 %).

FUENTES DE APORTE		ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Escorrentía	<i>(Tn/año)</i>	7.4	125.5	30.7	254.9	8.1
	%	7.0	25.0	11.3	46.2	3.2
Precipitación	<i>(Tn/año)</i>	0.11	0.38	0.02	1.50	0.06
	%	0.1	0.1	0.0	0.3	0.0
Afluentes	<i>(Tn/año)</i>	68.2	374.8	238.0	294.3	243.3
	%	64.5	74.7	87.7	53.4	96.8
Piscicultura	<i>(Tn/año)</i>	30.0	1.1	0.0	0.0	0.0
	%	28.4	0.2	0.0	0.0	0.0
Población	<i>(Tn/año)</i>	0.0	0.0	2.7	0.9	0.0
	%	0.0	0.0	1.0	0.2	0.0
Carga PT	<i>(Tn/año)</i>	105.7	501.8	271.5	551.6	251.4
TOTAL	%	100	100	100	100	100

Tabla XVII: Carga anual de PT (Tn/año) estimadas para los embalses de la cuenca río Limay, desde diferentes fuentes de aporte

Para todos los embalses excepto para el embalse ALI, la segunda fuente en importancia de carga de PT fue el aporte por escorrentía (Tabla XVII). En el embalse PDA esta fuente representó el 25.0 % (125.5 Tn P/año), en PPL 11.3 % (30.7 Tn P/año) en ERM representó el 46.2 % del total de aportes (254.9 Tn P/año), mientras que para el embalse ARR representó solamente el 3.2 % (8.1 Tn P/año). Para el embalse ALI el aporte por escorrentía no resultó ser la segunda fuente de aporte de P y solo representó el 7.0 % (7.4 Tn P/año), siendo la carga por piscicultura (Tabla XVII) el aporte más importante de P después del de los afluentes representando un 28.4 % del total de los aportes (30.0 Tn P/año). Por otro lado, los aportes por piscicultura en el embalse PDA significaron solamente el 0.2 % del aporte total (1.1 Tn P/año). Dado que en los otros tres embalses (PPL, ERM y ARR) no hay actividad productiva de pisciculturas, los aportes por esta fuente fueron nulos en estos ambientes.

El aporte por precipitación (Tabla XVII) resultó muy bajo en todos los embalses, con los menores valores en PPL (0.02 Tn P/año) y ARR (0.06 Tn P/año), seguido por ALI (0.11 Tn P/año) y PDA (0.38 Tn P/año) y finalmente el mayor aporte por precipitación fue calculado para el embalse ERM (1.5 Tn P/año).

La carga de PT estimada por población (Tabla XVII) fue de 2.7 Tn P/año (1.1%) en PPL, vinculado a la población de Piedra del Águila, mientras que en ERM el aporte fue de 0.9 Tn P/año (0.2 %) en relación con la población de Villa El Chocón. En el resto de los embalses el aporte por esta fuente fue nulo.

En la Tabla XVIII se presentan los valores calculados promedio de carga de PT exportada aguas abajo de cada uno de los embalses del sistema, y el coeficiente de retención de P estimado. Las exportaciones de P desde todos los embalses fueron muy similares, a excepción de ALI resultando menos de la mitad (95.2 Tn P/año) que el resto. En PDA se registró una exportación de 238.0 Tn P/año, en PPL 224.4 Tn P/año, en ERM 243.3 Tn P/año y finalmente en ARR 241.3 Tn P/año. Los coeficientes de retención de P al sedimento estimados a partir de los balances de masa para cada embalse (Tabla XVIII) indican que las mayores retenciones de P en los sedimentos fueron en los embalses ERM (0.56) y PDA (0.53), resultando muy bajos en PPL (0.17) y ALI (0.10), y casi nulo en ARR (0.04). En el anexo 4, se presentan los balances de carga de P entrantes y salientes a los embalses, calculados para cada año del período analizado en la presente tesis.

<i>Balance de PT</i>	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total <i>(Tn/año)</i>	105.7	501.8	271.5	551.6	251.4
Carga PT exportada <i>(Tn/año)</i>	95.2	238.0	224.4	243.3	241.3
Retención (Tn/año)	10.5	263.8	47.1	308.3	10.1
Coef. Retención R	0.10	0.53	0.17	0.56	0.04

Tabla XVIII: Balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos.

En la Tabla XIX se presentan las variables empleadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974) para predecir la concentración de fósforo total en los cuerpos de agua. En el caso de los embalses ALI, PDA y ERM se utilizaron los valores de coeficiente de retención de P en los sedimentos determinados experimentalmente, mientras que para PPL y ARR se utilizaron los coeficientes de retención estimados (Tabla XVIII).

Dillon y Rigler:	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
$[PT] (\mu\text{g/L}) = [PL * (1-R)]/[z*r]$					
R (medido)	0.47	0.52	0.17*	0.59	0.04*
PL (mg/m ² /año)	1618	1763	14401	668	7164
z (m)	48.3	40.0	11.4	23.4	8.5
r (1/año)	2.8	1.9	100.0	1.0	100.0
Superficie (Km ²)	65.3	284.6	18.9	826.3	35.1
PL (Tn/año)	105.7	501.8	271.5	551.6	251.4
PT estimado	6.4	11.0	10.5	11.2	8.3
PT medido	7.6	18.3	16.8	19.6	18.4

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla XIX: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), y valores de PT estimados y medidos en los embalses del sistema Limay.

El análisis de correlación entre la concentración de PT promedio estimada con el modelo de Dillon & Rigler, y el PT promedio medido en cada uno de los embalses (Tabla XIX) resultó no significativa ($R^2 = 0.69$; $p=0.08$; $n=5$). Sin embargo, al analizar la correlación entre PT estimado y PT medido anualmente en los embalses (Fig. 8), ésta resultó ser altamente significativa ($R^2 = 0.61$; $p<0.05$; $n=35$). Incrementándose el grado de correlación al excluir del análisis a los reservorios PPL y ARR con tasas de recambio del agua muy altas ($R^2 = 0.86$; $p<0.05$; $n=21$). Si bien se evidencia una correlación significativa, el modelo de Dillon & Rigler subestima las concentraciones de PT medidas en los distintos embalses.

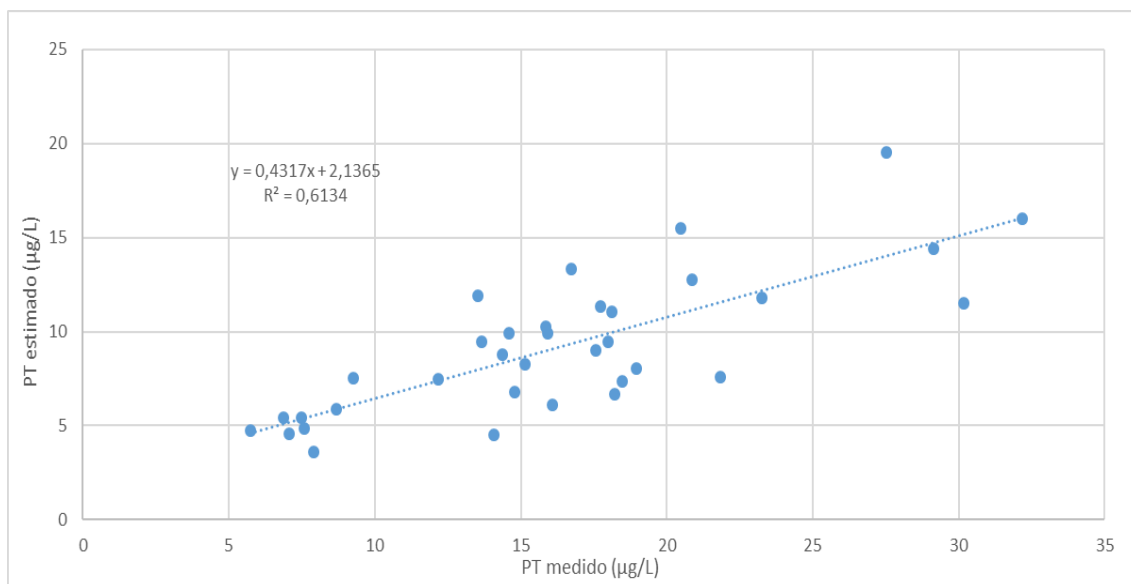


Figura 8: Correlación ($p < 0.05$) entre PT estimado y PT medido anualmente en los embalses del río Limay.

5.5.2. Distribución del fósforo en los embalses del río Limay

Los embalses del sistema Limay reciben más del 70 % de las cargas anuales de P a través de la cuenca de drenaje, considerando los aportes por afluentes y por escorrentía superficial (Tabla XVII). En este sentido, se halló una fuerte correlación ($R^2 = 0.88$; $p < 0.05$) entre esas fuentes de aporte (afluentes + escorrentía) y la concentración de PT medida en la columna de agua de los embalses (Fig. 9).

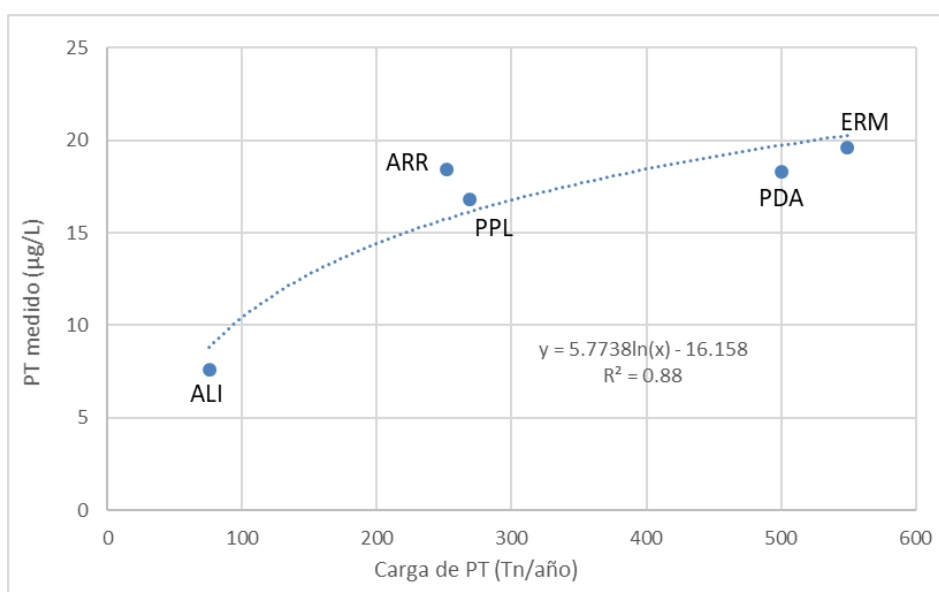


Figura 9: Regresión logarítmica ($p < 0.05$) entre la carga de PT aportada por las cuencas de drenaje (afluentes + escorrentía) y el PT promedio medido en los embalses.

Particularmente los embalses PDA y ERM con extensas cuencas de drenaje y escasa influencia antrópica, presentaron las mayores cargas anuales de PT. De modo complementario, se halló una baja relación entre las concentraciones de fósforo biodisponible (PRS) y de PT registradas en la columna de agua de los embalses (Tabla XX). Justamente los embalses PDA y ERM mostraron ambos la menor relación (14 %), seguidos por ARR (17 %), ALI (19 %) y finalmente PPL (23 %).

Variable	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
<i>[PT] medida (µg/L)</i>	7.6	18.3	16.8	19.6	18.4
<i>[PRS] medida (µg/L)</i>	1.42	2.52	3.80	2.73	3.10
<i>PRS/PT (%)</i>	19	14	23	14	17

Tabla XX: concentración de PT y PRS promedio medida en los embalses del río Limay, y la relación PRS/PT en cada uno.

En la Fig. 10 se presentan las cargas de fósforo aportadas individualmente por los afluentes a los distintos embalses, así como las cargas exportadas por cada uno. El río Limay aporta a ALI 53 Tn/año de PT de las cuales el 13% (7 Tn/año) corresponden a PRS, en tanto el río Traful aporta 15 Tn/año de PT con un 25% de PRS (4 Tn/año). Desde el embalse ALI se exportan 95 Tn/año de PT (12 Tn/año=PRS) que ingresan al embalse PDA a través del río Limay, mientras que la cuenca del río Collón Cura triplica la carga de PT (280 Tn/año) aportada a PDA, y quintuplica la carga correspondiente a PRS (55 Tn/año). Desde el embalse PDA se exportan hacia aguas abajo e ingresan al embalse PPL 238 Tn/año de PT (PRS=68 Tn/año), y desde éste se exportan hacia agua abajo 224 Tn/año de PT (PRS=73 Tn/año). Al embalse ERM ingresan por el río Limay 294 Tn/año de PT (PRS=35 Tn/año), y se exporta una carga de PT de 243 Tn/año (PRS=50 Tn/año) que ingresan al embalse ARR, resultando muy similar a las 241 Tn/año de PT (PRS=37 Tn/año), exportadas por éste último embalse.

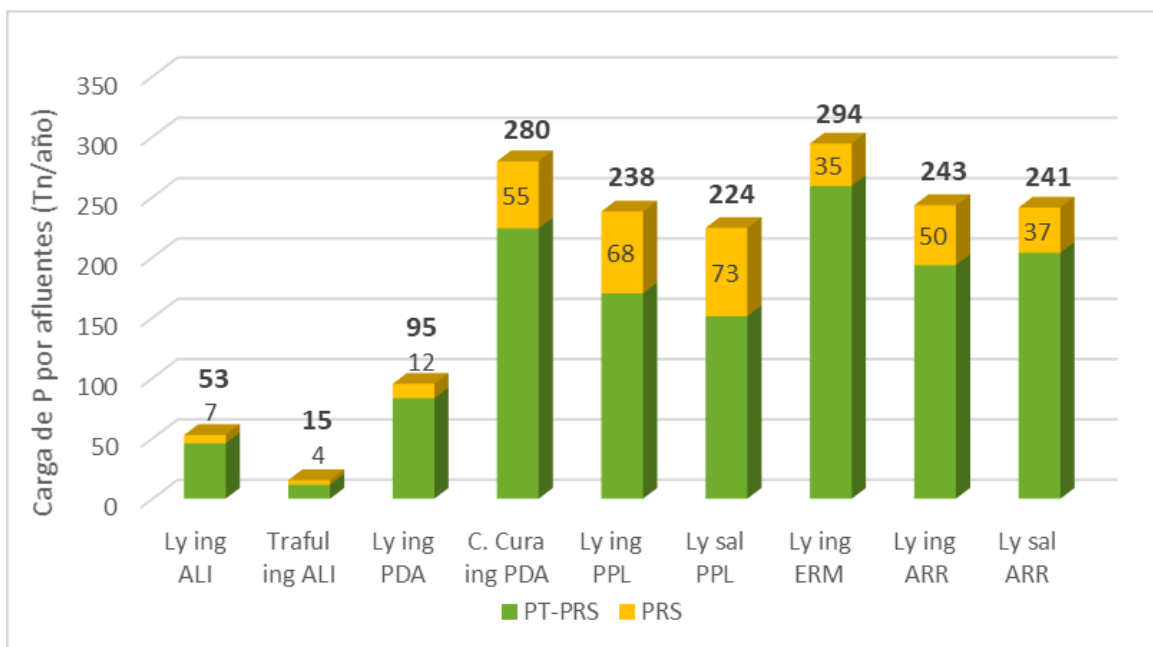


Figura 10: cargas de PT (CPT) en los afluentes y efluente de los embalses del sistema Limay: Ly ing ALI y Traful ing ALI (ríos Limay y Traful ingresantes a ALI, respectivamente), Ly ing PDA y C. Cura ing PDA (río Limay y Collón Cura ingresantes a PDA, respectivamente), Ly ing PPL y Ly sal PPL (río Limay ingresante y saliente de PPL, respectivamente, Ly ing ERM (río Limay ingresante a ERM) y Ly ing ARR y Ly sal ARR (río Limay ingresante y saliente de ARR, respectivamente).

5.5.3. Evaluación del modelo con mejor ajuste para la relación entre el fósforo y el crecimiento algal, en los embalses del río Limay

En la Tabla XXI se presentan las estimaciones de clorofila *a* obtenidas a partir de la aplicación de los modelos originales y modificados de Quirós para Patagonia (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992). Así mismo, se muestran los resultados de los coeficientes de Pearson y los R^2 , resaltando en rojo los modelos con resultados significativos ($p < 0.05$); en estos casos se presentan, entre paréntesis, los porcentajes de diferencia entre cada valor estimado y medido, los negativos indican subestimaciones. Adicionalmente, en el anexo 5 se presentan las estimaciones de clorofila *a* calculadas con los tres modelos para cada año del período analizado.

Las estimaciones de la $[Cl_a]$ obtenidas a partir de la $[PT]$ promedio medida en los embalses, utilizando los modelos de Quirós (1988) y de Vollenweider & Kerekes (1982), no presentaron correlación con las $[Cl_a]$ medidas (Tabla XXI), siendo

sobreestimadas con ambos modelos. El modelo de Quirós (1988) con PT, presentó un R^2 de 0.23 ($p = 0.40$), mientras que el de Vollenweider & Kerekes (1982) con PT, un R^2 de 0.26 ($p = 0.38$).

Embalse	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{la} estimada ω (µg/L)		C _{la} estimada φ (µg/L)		C _{la} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
ALI	0.19	0.38	1.12	0.17 (-11)	4.10	1.30 (584)	5.07 (1235)
PDA	1.00	3.59	3.49	0.27 (-73)	9.12	1.50 (50)	8.21 (129)
PPL	2.56	5.70	3.13	0.46 (-82)	8.44	2.31 (-10)	10.58 (86)
ERM	1.09	3.14	3.81	0.30 (-72)	9.71	1.61 (48)	9.20 (193)
ARR	1.05	3.02	3.51	0.35 (-67)	9.16	1.80 (71)	9.34 (209)
Pearson			0.49	0.95	0.51	0.96	0.92
R ²			0.23	0.91	0.26	0.93	0.85
valor-p			0.40	0.01	0.38	0.01	0.02

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla XXI: estimaciones de la concentración C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), y las correlaciones obtenidas; entre paréntesis se presenta la diferencia porcentual entre valor observado y estimado.

Por otro lado, las estimaciones de la [C_{la}] calculadas a partir de la [PRS] registrado en los embalses, utilizando los modelos de Quirós (1988) y de Vollenweider & Kerekes (1982), presentaron una correlación significativa con los valores de [C_{la}] medida en los embalses (Tabla XXI). El modelo de Quirós (1988) con PRS, presentó un R^2 de 0.91 ($p = 0.01$), subestimando entre un 11 % (ALI) y un 82 % (PPL) las concentraciones medidas. Mientras que el modelo de Vollenweider & Kerekes (1982) con PRS presentó un R^2 de 0.93 ($p = 0.01$), subestimando levemente la [C_{la}] para el embalse PPL (10 %) y sobreestimando [C_{la}] en los demás embalses entre un 48 % (PDA) y un 584 % (ALI). Finalmente, las estimaciones de [C_{la}] máxima con el PRS máximo utilizando el modelo de Reynolds (1992), presentó un R^2 de 0.85 ($p = 0.02$). En todos los embalses el modelo sobreestimó la [C_{la}] máxima entre un 86 % (PPL) y un 1235 % (ALI). Estos resultados indican que los modelos de Quirós (1988) y de Vollenweider & Kerekes (1982) calculados con la concentración de PRS representan con mejor ajuste la relación C_{la}-P, empleándose éste último para estimar la capacidad de carga por piscicultura. Complementariamente, en el anexo 6 se presentan las estimaciones de capacidad de carga calculadas con el modelo de Quirós (1988).

5.5.4. Determinación de la capacidad de carga

La [Cl_a] media registrada en la presente tesis para el embalse ALI ([Cl_a] = 0.19 µg/L), no representaría efectivamente la producción de biomasa en éste cuerpo de agua según los antecedentes considerados (Labollita & Pedrozo, 1997; Temporetti, 1998; Labollita, 2008; CFI *et al.*, 2013). Por ello, se decidió incorporar a modo comparativo, dos valores más de [Cl_a] como concentración inicial para calcular la capacidad de carga del embalse ALI, estimándose tres situaciones diferentes. En la primera se utilizó la [Cl_a] = 0.19 µg/L (definida como ALI^o), en la segunda se empleó la [Cl_a] promedio registrada por el CFI *et al.* en 2013 (1.34 µg/L), indicada como ALI[#], y finalmente en la tercera, la [Cl_a] promedio obtenida en la presente tesis en el turbinado del embalse ALI ([Cl_a] = 0.75 µg/L), definida como ALI. Se destaca que, tanto la producción ictícola total estimada en cada escenario, así como la condición del sistema aguas abajo del embalse PPL, se calcularon con la situación que adopta la [Cl_a] medida en el turbinado del embalse ALI.

Escenario 1 (conservativo)

Bajo un criterio de sustentabilidad de la explotación piscícola, este escenario se planteó como la situación más conservativa, manteniendo el estado trófico actual de los embalses. En la Tabla XXII, se presentan variables definidas, producción estimada y condición esperada en el sistema del río Limay aguas abajo del embalse PPL.

Para el embalse Alicura, analizando la situación ALI^o, se estimó un incremento en la [Cl_a] de 2.33 µg/L. A partir de este valor se estimó la [PRS] máxima admisible que es posible incrementar (4.09 µg P/L), resultando en una carga total anual de P(P_L) de 68 Tn/año que aportaría la producción de peces. Esta carga representaría una cantidad de 3816 Tn/año de alimento y una producción ictícola estimada de 2544 Tn/año en el ALI^o (Tabla XXII). Para la segunda condición en ALI[#], se estimó un incremento en la [Cl_a] de 1.16 µg/L, correspondiendo a una [PRS] máxima a incrementar de 1.90 µg P/L, resultando en una carga anual P_L de 31 Tn/año que aportaría la producción de peces. Esta carga representaría una cantidad de 1773 Tn/año de alimento y una producción ictícola estimada de 1182 Tn/año en el ALI[#]

(Tabla XXII). Considerando la tercera condición en ALI, con una [Cl_a] inicial de 0.75 µg/L, se calculó un incremento en [Cl_a] de 1.75 µg/L que representó una [PRS] máxima a incrementar de 2.98 µg P/L, resultando en una P_L de 49 Tn/año que aportaría la producción ictícola. Esta carga representaría una cantidad de alimento de 2786 Tn/año, equivalentes a una producción de 1857 Tn/año. Adicionando esta última estimación a la producción actual de ALI, resultó en una capacidad de carga ictícola total de **2992 Tn/año** (Tabla XXII). Para el embalse PDA se estimó un incremento de la [Cl_a] de 1.48 µg/L, y una [PRS] a incrementar máxima de 2.48 µgP/L, resultando en una P_L de 113 Tn/año que aportaría la producción de peces, representando unas 6394 Tn/año alimento y una producción estimada de 4263 Tn/año (Tabla XXII). Considerando esta cantidad más la producción actual, se estimó una producción total de **4305 Tn/año** para el embalse PDA. Para el embalse PPL se estimó un incremento en la [Cl_a] de 2.30 µg/L, y una [PRS] a incrementar máxima de 4.03 µgP/L, resultando en una P_L de 92.1 Tn/año aportada por la producción de peces, que representaría una cantidad de 5203 Tn/año de alimento y una producción ictícola estimada de **3468 Tn/año** en el embalse PPL (Tabla XXII). Finalmente, entre los tres embales, la producción de peces total estimada resultó ser de **10765 Tn/año**.

ESCENARIO 1	ALI ^o	ALI [#]	ALI	PDA	PPL	Condición aguas abajo de ALI	PDA
Cl _a límite definida (µg/L)	2.50	2.50	2.50	2.50	5.00		incremento [P]: 3.0 µg/L
Cl _a a incrementar (µg/L)	2.33	1.16	1.75	1.48	2.30		incremento [Cl _a]: 1.76 µg/L
PRS actual (µg/L)	1.40	1.40	1.40	2.50	3.80		Limay medio
PRS a incrementar (µg/L)	4.09	1.90	2.98	2.48	4.03		incremento de fósforo: 150 Tn/año
P _L anual (Tn/año)	68	31	49	113	92		ERM
Cantidad de alimento (Tn/año)*	3816	1773	2786	6394	5203		incremento [P]: 3.1 µg/L
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	2544	1182	1857	4263	3468		incremento [Cl _a]: 1.81 µg/L
Producción actual (Tn/año)	1135	1135	1135	42	0		ARR
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	3679	2317	2992	4305	3468		incremento [P]: 2.0 µg/L
Producción Total Estimada del sistema (Tn/año)				10765		incremento [Cl _a]: 1.22 µg/L	

* Asumiendo 1.77 % P en el alimento

** Asumiendo una tasa de conversión alimento-pez de 1.5:1

^o Estimación utilizando la [Cl_a] promedio para el período 2011-2017 ([Cl_a]=0.19 µg/L)

[#] Estimación utilizando la [Cl_a] promedio de CFI *et al.*, 2013 ([Cl_a]=1.34 µg/L)

Tabla XXII: variables definidas y producción estimada para el escenario 1, conservando la trofia actual de los embalses; y condición esperada en el sistema Limay aguas abajo del embalse PPL.

El incremento de producción ictícola en el embalse ALI incrementaría la carga de P exportada por éste e ingresa a embalse PDA. Dicho aumento sumado a la carga que representaría la producción piscícola estimada en PDA, representa un incremento de 3.0 µg P/L en la [P] del embalse PDA. Al tratarse de fósforo de característica biodisponible, representaría un incremento en la [Cl_a] de 1.76 µg/L (Tabla XXII). Así mismo, la producción de peces estimada entre los tres embales (10765 Tn/año), modificaría la condición del sistema aguas abajo del embalse PPL, generando un aumento en la exportación de fósforo de 150 Tn anuales desde PPL hacia el tramo medio del río Limay. Esa carga representaría un incremento de 3.1 µg P/L en la concentración de fósforo del embalse ERM, y de 1.81 µg/L en la [Cl_a] (Tabla XXII). En tanto en el embalse ARR se vería incrementada en 2.0 µg P/L la [P] y en 1.22 µg/L la [Cl_a] (Tabla XXII).

Escenario 2

En este escenario se planteó incrementar a mesotrófico el estado trófico de los embalses ALI (Cl_a = 4.0 µg/L) y PDA (Cl_a = 3.5 µg/L), y mantener el del embalse PPL (mesotrófico, Cl_a = 5.0 µg/L). En el embalse Alicura, para la condición ALI^o, se estimó un incremento en la [Cl_a] de 3.83 µg/L, resultando en un incremento en la [PRS] máxima admisible de 7.05 µgP/L, equivalente a una P_L de 116.6 Tn/año que aportaría la producción de peces. Esta carga representaría una cantidad de 6589 Tn/año de alimento y una producción ictícola estimada de 4392 Tn/año en el ALI^o (Tabla XXIII). En la segunda condición ALI[#], se estimó un incremento en la [Cl_a] de 2.66 µg/L, resultando en un incremento en la [PRS] máxima admisible de 4,73 µgP/L equivalente a una P_L de 78.1 Tn/año aportada por la producción de peces. Esta carga representaría una cantidad de 4414 Tn/año de alimento y una producción ictícola estimada de 2943 Tn/año en el ALI[#] (Tabla XXIII). Por último, en la tercera condición en ALI ([Cl_a] inicial de 0.75 µg/L), se calculó un incremento en [Cl_a] de 3.25 µg/L, resultando en una [PRS] máxima a incrementar de 5.89 µg P/L. Este valor se correspondió con una P_L de 97.4 Tn/año, que representaría una cantidad de alimento de 5501 Tn/año, equivalentes a una producción ictícola de 3667 Tn/año en ALI. Adicionando esta estimación a la producción actual de ALI, la capacidad de carga estimada total resultó de **4802 Tn/año** (Tabla XXIII).

Para el embalse PDA se estimó un incremento de la [Cl_a] de 2.48 µg/L, y una [PRS] a incrementar máxima de 4.38 µg P/L, resultando en una P_L de 199.6 Tn/año equivalente a una cantidad de alimento de 11276 Tn/año y una producción de peces de 7517 Tn/año. Considerando esta cantidad más la producción actual, se estimó una capacidad de carga total de **7559 Tn/año** para el embalse PDA (Tabla XXIII). Para el embalse PPL no se modificó el límite de la [Cl_a] establecido respecto al escenario anterior, manteniéndose una producción estimada de **3468 Tn/año**, resultando en una producción ictícola total del sistema de **15829 Tn/año** (Tabla XXIII). La producción ictícola estimada en el embalse ALI incrementaría la carga de P exportada en el efluente, que sumada al aumento de carga originada por la producción estimada en PDA, representaría un incremento en la [P] de 5.5 µg P/L en éste último, provocando un incremento en la [Cl_a] de 3.05 µg/L (Tabla XXIII). Así mismo, la producción de peces estimada entre los tres embalses (15829 Tn/año), generaría un incremento en la exportación de fósforo de 200 Tn anuales desde el embalse PPL hacia aguas abajo. Esa carga representaría para el embalse ERM un incremento de 4.1 µg P/L en la [P] y de 2.34 µg/L en la [Cl_a]; mientras que en ARR la [P] incrementaría 2.6 µg P/L, en tanto la [Cl_a] aumentaría 1.54 µg/L (Tabla XXIII).

ESCENARIO 2	ALI ^o	ALI [#]	ALI	PDA	PPL	Condición aguas abajo de ALI	PDA
Cl _a límite definida (µg/L)	4.00	4.00	4.00	3.50	5.00		incremento [P]: 5.5 µg/L
Cl _a a incrementar (µg/L)	3.83	2.66	3.25	2.48	2.30		incremento [Cl _a]: 3.05 µg/L
PRS actual (µg/L)	1.40	1.40	1.40	2.50	3.80		Limay medio
PRS a incrementar (µg/L)	7.05	4.73	5.89	4.38	4.03		incremento de fósforo: 200 Tn/año
P _L anual (Tn/año)	116.6	78.1	97.4	199.6	92.1		ERM
Cantidad de alimento (Tn/año)*	6589	4414	5501	11276	5203		incremento [P]: 4.1 µg/L
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	4392	2943	3667	7517	3468		incremento [Cl _a]: 2.34 µg/L
Producción actual (Tn/año)	1135	1135	1135	42	0		ARR
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	5527	4078	4802	7559	3468		incremento [P]: 2.6 µg/L
Producción Total Estimada del sistema (Tn/año)					15829	incremento [Cl _a]: 1.54 µg/L	

* Asumiendo 1.77 % P en el alimento

** Asumiendo una tasa de conversión alimento-pez de 1.5:1

^o Estimación utilizando la [Cl_a] promedio para el período 2011-2017 ([Cl_a]=0.19 µg/L)

[#] Estimación utilizando la [Cl_a] promedio de CFI *et al.*, 2013 ([Cl_a]=1.34 µg/L)

Tabla XXIII: variables definidas y producción estimada para el escenario 2, aumentando a mesotrófico el estado ALI y PDA; y condición esperada en el sistema Limay aguas abajo del embalse PPL.

En la Figura 11 se presentan las estimaciones de [PT] y [C_{la}] esperadas a medida que se agrega escalonadamente la producción en cada embalse, desde aguas arriba hacia aguas abajo en el escenario conservativo. En tal sentido, considerando sólo la producción estimada en el embalse ALI (3000 Tn/año) se esperaría un incremento de 3.0 µgP/L en el propio embalse, disminuyendo a medida que aumenta la distancia hacia aguas bajo (PDA=0.6 µgP/L > PPL=0.5 µgP/L > ERM=0.3 µgP/L > ARR=0.1 µgP/L). Asimismo, se esperaría un aumento de la biomasa algal, incrementando 1.75 µg/L la [C_{la}] en ALI y en los demás embalses de forma decreciente (PDA=0.41 µg/L > PPL=0.36 µg/L > ERM=0.22 µg/L > ARR=0.11 µg/L). Considerando la producción máxima estimada para los embalses ALI y PDA (7300 Tn/año) se esperaría un incremento en la concentración de fósforo de 3.0 µgP/L en ambos embalses, que iría disminuyendo hacia aguas bajo (PPL=2.9 µgP/L > ERM=1.3 µgP/L > ARR=0.8 µgP/L). Consecuentemente incrementaría la [C_{la}] en los embalses ALI y PDA (1.75 µg/L) y en los demás de forma decreciente (PPL=1.71 µg/L > ERM=0.82 µg/L > ARR=0.53 µg/L).

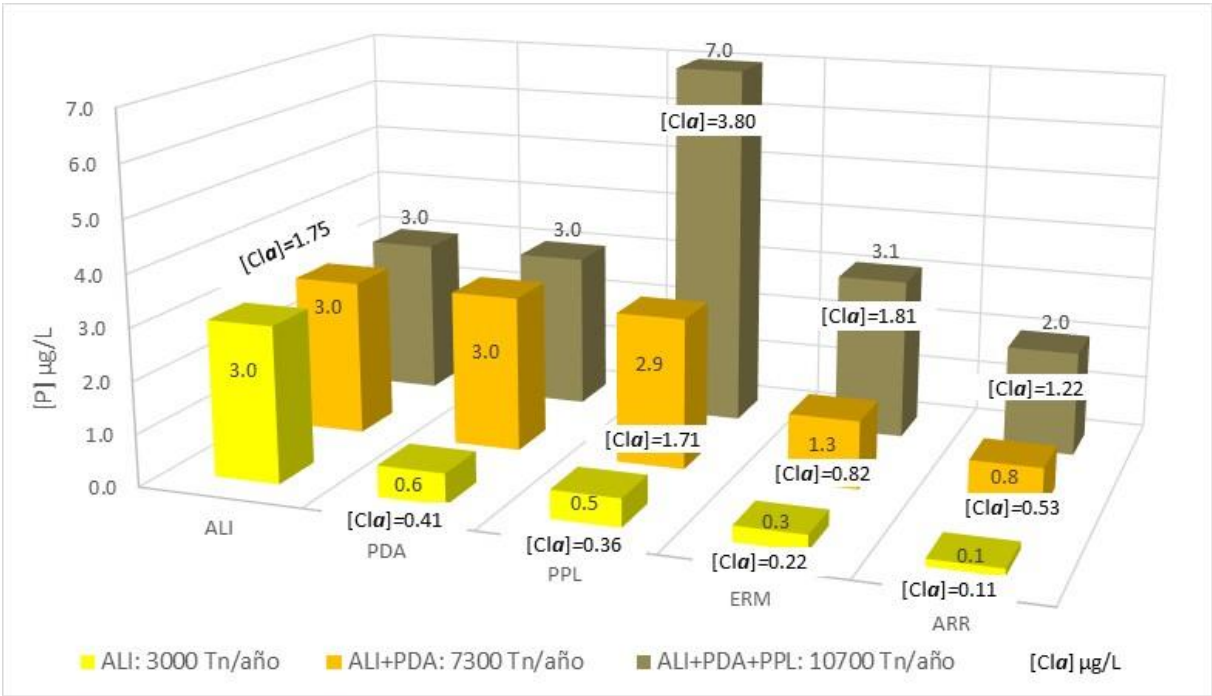


Figura 11: concentración de fósforo esperada en los embalses del río Limay, en función del nivel de producción piscícola estimada en el escenario 1 (conservativo).

Por último, al analizar la producción total estimada en los tres embalses en el escenario 1 (10700 Tn/año), el incremento en la [P] en ALI y PDA seguiría siendo de 3.0 µgP/L en ambos embalses (y una [Cl_a]=1.75 µg/L). En tanto en PPL se esperaría que la [P] incremente a más del doble (7.0 µgP/L) dando lugar a un aumento en la [Cl_a] de 3.80 µg/L. En ERM la [P] incrementaría 3.1 µgP/L y la [Cl_a] aumentaría en 1.81 µg/L, mientras que en ARR el aumento de [P] sería de 2.0 µgP/L y la [Cl_a] aumentaría en 1.22 µg/L.

6. DISCUSIÓN

6.1. CALIDAD DE AGUA EN LOS EMBALSES DEL RÍO LIMAY

Los embalses en cadena del río Limay, presentaron un ordenamiento geográfico y climático suroeste – noreste, siguiendo un gradiente ambiental en el sentido del embalsamiento del río Limay, evidenciado en las características morfométricas, físico-químicas y tróficas. El gradiente de aporte hídrico disminuye desde ALI hasta ARR a la par de la transparencia, mientras se incrementa el gradiente de temperatura, los valores de pH, el contenido de sales y de los restantes parámetros indicadores de estado trófico (fósforo y clorofila *a*). Considerando los tres embalses de mayor tamaño, omitiendo los embalses compensadores (PPL y ARR), las profundidades medias disminuyen mientras se incrementa el tiempo de residencia del agua. Además de éste ordenamiento global, los embalses mostraron estar regidos individualmente por un segundo gradiente de estacionalidad, marcado por las mayores temperaturas, concentraciones de nitrógeno y valores de pH, asociados a menores tenores de oxígeno en verano, presentándose de modo inverso en invierno. Éste patrón se evidenció claramente en el embalse PDA, que junto con ALI son clasificados como cuerpos de agua templados monomícticos con períodos de estratificación en verano, en tanto PPL y ARR se encuentran en mezcla constante, y ERM presenta estratificación ocasional en verano (ver Tabla II Área de estudio).

En relación a las variables físico-químicas de los embalses, los valores de pH los caracteriza como ligeramente alcalinos, en tanto el contenido de sales, expresado por la conductividad eléctrica, mostró un aumento progresivo desde ALI hacia aguas abajo. En cuanto las concentraciones de oxígeno disuelto, todos los embalses presentaron aguas bien oxigenadas, tanto en superficie como en fondo. Los valores registrados en éstas variables resultaron similares a los informados en trabajos previos (ver Tabla II Área de estudio).

Al evaluar la dinámica global de los parámetros de estado trófico en el sistema de embalses, principalmente los de mayor tamaño y omitiendo los compensadores, se observó una tendencia de incremento en las concentraciones de fósforo en la columna de agua, y en la productividad de los embalses medida como clorofila *a*, (ALI<PDA<ERM). Mientras tanto, los valores de transparencia mostraron una relación inversa, resultando similares en los dos primeros embalses, disminuyendo hacia aguas abajo (Fig. 12).

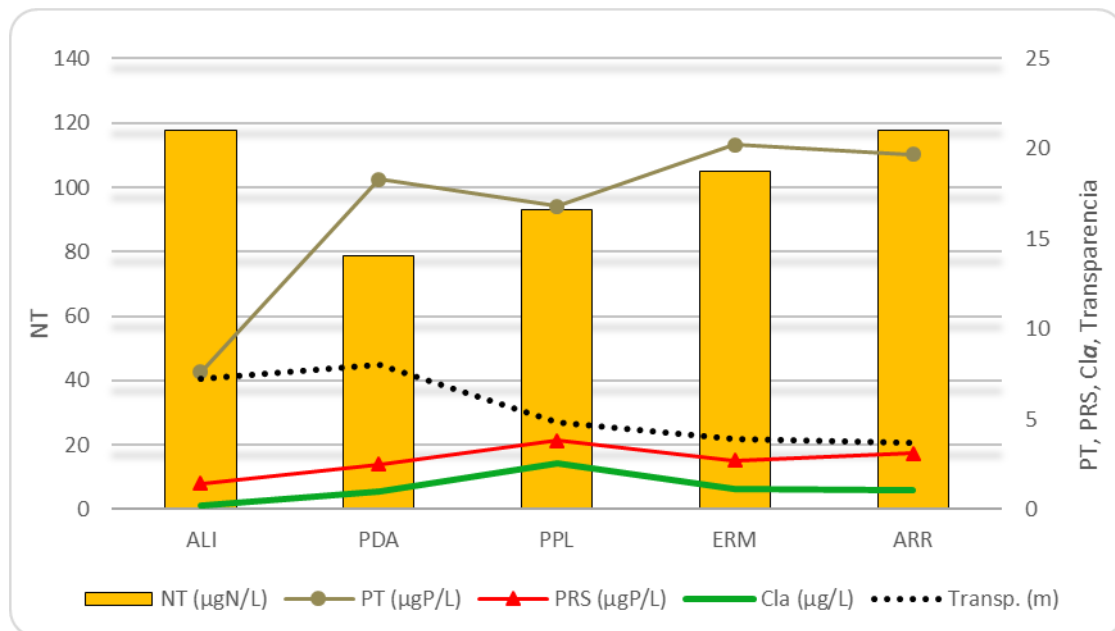


Figura 12: Concentración de nutrientes (NT, PT y PRS), clorofila *a* y valores de transparencia registrados en los cinco embalses en cadena del río Limay, para el período 2011 – 2107.

En relación a los nutrientes, en todos los embalses en general se registró un mayor contenido en el hipolimnion en comparación con las muestras de epilimnion. En tanto, en la cola de los embalses se registraron mayores concentraciones que en la presa, coincidente con el gradiente señalado por Thornton *et al.* (1990), quienes indican que el contenido de nutrientes en la fracción particulada disminuye desde la cola al muro del embalse debido a pérdidas por sedimentación. Las mayores concentraciones de NT se registraron en los embalses ALI y ARR (Fig. 12), aunque se destaca el valor hallado en ALI por resultar atípico, duplicando las concentraciones informadas por otros autores para el mismo cuerpo de agua (Diaz *et al.*, 2007 y CFI *et al.*, 2013). En el período analizado no se identificaron aportes de nitrógeno al embalse a los cuales atribuir el valor atípico hallado de dicho nutriente, considerando más probable que esté vinculado a la propia determinación analítica del laboratorio. En relación al contenido de fósforo (PT y PRS), ALI mostró las menores concentraciones de todos los embalses, registrándose un aumento hacia aguas abajo, hallándose los mayores valores de PT en ERM y ARR. Mientras que el mayor valor de PRS se registró en el embalse PPL, posiblemente vinculado al aporte antrópico de nutrientes desde la cuenca del arroyo Sañicó, que desemboca sobre la costa norte del embalse formando una bahía. Sobre la cuenca de drenaje del arroyo se asienta la localidad turística de Piedra del Águila, con infraestructura hotelera y de servicios y

una población estable de 3689 habitantes según el censo del 2010 del INDEC. Así mismo, a 2 km aproximadamente de la bahía donde desemboca el arroyo Sañicó, sobre el cauce, se localizan las piletas de tratamiento de efluentes cloacales de la localidad. Las piletas de estabilización representan un tratamiento secundario de efluentes cloacales, que tiene una baja eficiencia en la remoción de nutrientes (N y P), los cuales podrían estar siendo aportados al embalse por infiltración en el terreno a través del cauce del arroyo. Esta situación, junto a otros aportes antrópicos, podría colaborar a la mayor concentración de NT, PT y PRS registrada en el sitio de muestreo localizado en la bahía del embalse en comparación con el sitio presa.

En relación a las concentraciones de clorofila **a**, llama la atención los valores medios obtenidos en los embalses ALI y PPL, resultando atípicos al compararlos con los registros de otras investigaciones en esos cuerpos de agua. En ALI, la concentración de clorofila **a** obtenida (0.20 µg/L) resultó ser un tercio de las registradas en los primeros años de operación de las pisciculturas, 0.60 µg/L (Temporetti, 1998) y 0.70 µg/L registrada después de años de producción (Diaz *et al.*, 2007). Y resultó ser una sexta parte de la concentración promedio informada por CFI *et al.* (2013) en un muestreo puntual realizado en todo el embalse (1.34 µg/L). Al igual que para la variable NT, se considera que los valores atípicos de **Cl_a** hallados en ALI estarían asociados a la determinación analítica realizadas por el laboratorio. Por otro lado, en el embalse PPL la concentración de clorofila **a** media hallada (2.70 µg/L) resultó muy elevada en comparación con el valor informado en un trabajo anterior (Labollita, 2008), y pudiendo estar asociado a las particulares características de la cuenca de aporte del arroyo Sañicó. En los tres embalses restantes, la clorofila **a** registrada se corresponde con valores característicos de los cuerpos de agua andino-patagónicos, estando en el rango de oligotrofia para este parámetro (OECD, 1982).

A modo comparativo, se mencionan los resultados obtenidos en tres embalses en cadena en el río Negro (Uruguay) (Chalar *et al.*, 2014 y Guerrini, 2017), en los cuales se registró una tendencia al incremento de nutrientes totales y disueltos en la columna de agua, así como de la biomasa algal, desde aguas arriba (embalse Bonete) hacia aguas abajo (embalse Palmar). En estos embalses, los aportes desde sus cuencas de drenaje son principalmente antrópicos con altos porcentajes de fósforo biodisponible, con lo cual el uso del suelo condiciona el estado trófico de esos cuerpos de agua (Chalar *et al.*, 2014 y Guerrini, 2017).

Contrariamente, las extensas cuencas de aporte de los embalses del sistema Limay presentan una baja influencia antrópica, aportando PT mayoritariamente en forma particulada. Este aporte de sedimentos de erosión disminuye la transparencia en los embalses aguas abajo (Fig. 12), cuyas cuencas de drenaje son principalmente sedimentarias y áridas. Las escasas precipitaciones y fuertes vientos aportan polvo en suspensión, y las lluvias mayormente torrenciales, una gran cantidad de material particulado hacia los embalses. La disminución en la entrada de luz, sumado a la baja proporción del fósforo biodisponible en relación a los valores de PT registrados en la columna de agua, serían factores de control en el desarrollo de fitoplancton en los embalses del río Limay.

El PT medido en la columna de agua no representaría un parámetro adecuado para indicar el estado trófico de los embalses del río Limay, debido, por un lado, a la baja fracción disuelta potencialmente utilizable por las algas (Reynolds, 1992; Reynolds & Maberly, 2002). Por otro lado, a la gran dispersión de los registros de PT asociada a las fluctuaciones estacionales en los aportes de sólidos suspendidos; comportamiento registrado también para la transparencia, y no en los registros de *Cl_a*. En tal sentido, se utilizó en primera instancia la concentración de *Cl_a* para establecer el estado trófico de los embalses, y en segunda instancia se consideraron los valores medidos de transparencia y concentración de PT. De este modo se definió el estado trófico actual de los embalses ALI y PDA como oligotrófico, y de los embalses PPL, ERM y ARR como mesotrófico manteniendo su categoría trófica en comparación con trabajos anteriores realizados en esos embalses (Tabla II, CFI *et al.*, 2013 y CFI *et al.*, 2017). Analizando exclusivamente la dispersión de los registros de *Cl_a* (anexo 7), los embalses del sistema Limay se clasifican como ultraoligotróficos a oligotróficos, con la excepción de PPL que resultó ultraoligotrófico a mesotrófico.

Sin embargo, el estado trófico de los embalses se encuentra condicionado por su morfometría y condición hidrodinámica (flujo de entrada, salida, las fluctuaciones de cota y tiempo de residencia) que afectan significativamente la disponibilidad de nutrientes (Kennedy & Walker, 1990). Además, los parámetros medidos en la columna de agua (transparencia, concentración de PT, PRS y *Cl_a*) para determinar el estado trófico de esos ambientes (OECD, 1982; Horne & Goldman, 1994; Wetzel, 2001; Schindler *et al.*, 2008), suelen presentar importantes fluctuaciones estacionales que dificultan su clasificación trófica (Kennedy & Walker, 1990; Maassen *et al.*, 2005). Por

esas razones se considera adecuado plantear el uso de los sedimentos como una herramienta adicional y complementaria para evaluar el estado trófico de los embalses del sistema Limay.

En este sentido, varios estudios relacionan el PT de la capa superficial de los sedimentos con la concentración de PT en la columna de agua (Håkanson, 2003; Carpenter, 2005), respaldados en el concepto que el estado trófico está influenciado por el fenómeno de liberación de P desde los sedimentos (carga interna) (Boström *et al.*, 1982; Golterman *et al.*, 1983; Håkanson & Jansson 1983). Varias investigaciones (Maassen *et al.*, 2005; Carey & Rydin, 2011; Temporetti *et al.*, 2014) hallaron una relación entre el estado trófico de los ambientes acuáticos y ciertos parámetros medidos en el agua intersticial y en los sedimentos (distribución en profundidad del fósforo). Estos podrían resultar mejores parámetros integradores para determinar el estado trófico de los ambientes, que las variables típicas evaluadas en la columna de agua (Temporetti *et al.*, 2014).

6.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS DE LOS EMBALSES DEL RÍO LIMAY

La composición química y textural de los sedimentos superficiales de un embalse, revela información acerca de los procesos que en él ocurren y ayudan a dilucidar la dinámica de los ciclos biogeoquímicos (Lopez *et al.*, 2006). Los factores que influyen la liberación o retención de nutrientes entre los sedimentos y el agua pueden ser de tipo físicos (textura, temperatura, resuspensión), químicos (pH, potencial redox, contenido de materia orgánica, hierro, calcio, aluminio) y biológicos (bioturbación, actividad bacteriana) (Boström *et al.*, 1982). Por lo tanto, los sedimentos pueden actuar como fuente o sumidero potencial de nutrientes aportándolos a la columna de agua dependiendo de las condiciones existentes (Hamilton-Taylor & Davison, 1995).

Existe una relación inversa entre el tamaño de partícula en los sedimentos y su capacidad para retener diferentes compuestos. De las tres fracciones texturales, las arcillas son las que poseen una mayor capacidad específica de adsorción, a través de la cual pueden fijar y transportar elementos, incluyendo contaminantes (Golterman, 2004). Si bien en los sedimentos de los tres embalses predominaron las texturas gruesas (arenas), el ACP evidenció una clara diferencia entre los sedimentos en

función de las características texturales, el contenido total de nutrientes y las fracciones de P. En ALI, los sedimentos registraron una mayor presencia de arena, menor concentración de nutrientes totales, y dominancia de las fracciones de P asociadas al calcio y al P lábil. En el embalse PDA, los sedimentos se caracterizaron por una mayor presencia de la fracción limosa y de la fracción de P vinculada a los oxihidróxidos de hierro y aluminio. En tanto los sedimentos del embalse ERM se caracterizaron por un mayor contenido de arcillas en relación al resto de los embalses, y las mayores concentraciones de NT, PT y la fracción de P asociado a la materia orgánica. Estos resultados indicarían un gradiente en el sentido de embalsamiento del río Limay, incrementando la proporción de partículas de menor tamaño (limo y arcillas) y con el contenido de P en el sedimento hacia aguas abajo. Lopez *et al.* (2009) hallaron resultados similares en cuanto a la asociación del tamaño de partícula y el contenido de fósforo, así como una fuerte relación entre el contenido de P y N, en los sedimentos de cinco embalses en cadena en España.

Las concentraciones de NT fueron similares en ALI y PDA, resultando del doble en los sedimentos de ERM, e inferiores a las concentraciones informadas en otros ambientes en sitios sin afectación antrópica (Antonuk, 2010). En cuanto a las concentraciones de PT, en los tres embalses se registraron valores dentro del rango medido en otros ambientes patagónicos en sitios sin afectación antrópica, el lago Lacar (Antonuk, 2010), el lago Argentino y el lago Pueyrredón (Temporetti *et al.*, 2014); e inferior a valores medidos en otros ambientes calificados como oligotróficos (Dadi *et al.*, 2020).

El fósforo en los sedimentos puede encontrarse en varias formas. Algunas fracciones están unidas en forma permanente a los sedimentos, mientras otras son potencialmente móviles, ocurriendo la liberación de P bajo condiciones propicias (Boström, 1984; Søndergaard *et al.*, 1993). El equilibrio entre la fracción del P asociada a los sedimentos y la disuelta en la columna de agua está determinado por las condiciones de óxido-reducción (potencial redox) (Böstrom *et al.*, 1982; Sinke, 1992; Katsev *et al.* 2006), los procesos de adsorción, la solubilidad en la fase mineral y la mineralización de la materia orgánica (Kaiserli *et al.*, 2002). Para evaluar las fracciones de P y su biodisponibilidad es utilizado el método de extracción química secuencial.

Los sedimentos de los tres embalses presentaron proporciones semejantes en las fracciones del fósforo. En los tres embalses, el sistema de control de P está dado, en primer lugar, por la unión a compuestos de calcio (48% en promedio), resultando levemente superior en ALI>ERM>PDA. La segunda en importancia resultó ser la fracción de P ligada a la materia orgánica (33% en promedio), con un porcentaje mayor en ERM y similares en ALI y PDA. En tanto la fracción de P ligada a oxihidróxidos de hierro y aluminio resultó ser la tercera en importancia (18% en promedio), resultando considerablemente mayor en PDA (26%). Finalmente, la fracción de P lábil resultó muy baja en los tres embalses, resultando mayor en ALI>ERM>PDA.

La fracción de P vinculada al calcio (P-Ca) es considerada insoluble debido a la baja solubilidad que presentan en agua los compuestos de calcio (Golterman, 2004). En tal sentido, el P vinculado a esta fracción no sería fácilmente liberado desde los sedimentos a la columna de agua. Por otro lado, la fracción de P vinculada a la materia orgánica podría liberar P por el proceso de mineralización, o fijarlo en forma permanente, dependiendo del tipo de compuesto (lábil o refractario) y de las condiciones del medio (temperatura, potencial redox, concentración de oxígeno disuelto, nivel de saturación de P de los sedimentos). Por último, los óxidos e hidróxidos de hierro disponibles en los sedimentos tienen la capacidad de fijar P efectivamente, sin embargo, bajo condiciones reductoras se favorecería la liberación de P de esta fracción (Håkanson y Jansson, 1983), al producirse una reducción de ion férrico (Fe^{+3}) a ferroso (Fe^{+2}) en la superficie del sedimento a potenciales redox por debajo de +200 mV (Golterman, 2004). Si bien los valores de oxígeno disuelto medidos en el agua del hipolimnion de los embalses, indican condiciones aeróbicas, la mineralización de la materia orgánica presente en los sedimentos podría reducir el oxígeno disuelto, y la actividad microbiana anaeróbica en los mismos ocasionar una reducción del potencial redox (Li *et al.*, 2007; Wang *et al.* 2008) que favorecería la liberación del P retenido (Hupfer & Lewandowski, 2008). Este proceso es de particular interés en los embalses PDA y ERM, cuyos sedimentos presentaron un mayor porcentaje de la fracción de P-Fe y P-MO, respectivamente.

La condición redox de los sedimentos es un determinante importante de las interacciones entre el sedimento y la columna de agua, que afecta las reacciones biogeoquímicas dominantes y la solubilidad de los compuestos presentes (Einsele, 1936; Mortimer, 1942; Hupfer & Lewandowski, 2008; Dadi *et al.*, 2020). Si bien en la

presente tesis no se contó con mediciones de potencial redox en los sedimentos, por no ser una variable requerida en los PAM, su determinación es relevante en la estimación de la carga interna de P y su dinámica en los embalses.

En relación a las experiencias de fijación de P en los sedimentos de los embalses, éstas confirmaron que los procesos dominantes están regulados por reacciones de equilibrio, siendo descritas con un buen ajuste por las ecuaciones de Freundlich y Langmuir (Langmuir, 1997). Estas experiencias indicaron que los sedimentos de los tres embalses poseen una buena capacidad de fijación de P, con altas capacidades máximas de adsorción. Observándose un incremento en la capacidad máxima de adsorción de P al sedimento desde el embalse ALI hacia aguas abajo, evidenciándose también una tendencia de incremento en los coeficientes de retención de P (ALI=0.47; PDA=0.52 y ERM=0.59) y una relación inversa en la energía de unión del P al sedimento. Estos resultados estarían vinculados al gradiente de incremento en la proporción de partículas de menor tamaño (limo y arcillas) en el sentido de embalsamiento del río, mencionado anteriormente. De acuerdo con Golterman (2004), la matriz mineral del sedimento con un tamaño de partícula más pequeño, es decir sedimentos finos (arcillas), tiene generalmente una mayor capacidad de adsorción comparada con la matriz mineral de sedimentos gruesos. Esto explicaría la mayor capacidad de retención de P en los sedimentos de ERM (59%), vinculada al mayor porcentaje de la fracción arcilla (1.04%) hallada en comparación con los restantes embalses.

En cuanto a la menor capacidad de fijación de fósforo en los sedimentos del embalse ALI, si bien estaría relacionada con el mayor contenido de arenas en su composición textural, principalmente se vincularía con el impacto de la actividad productiva piscícola desarrollada en ese cuerpo de agua con más de 20 años de antigüedad. El estudio del CFI *et al.* (2013) evidenció el impacto en los sedimentos del embalse ALI en sitios con establecimientos productivos. Estos autores hallaron en los dos sitios con mayor antigüedad de producción, elevados contenido de fósforo en los sedimentos, ~4800 µg/g p.s. y ~ 10000 µg/g p.s., con un porcentaje de retención de P del 5% para el primero, y una liberación continua de ese nutriente desde el sedimento, para el segundo. Varias investigaciones han demostrado que la cría intensiva de peces incrementa la concentración de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos, por acumulación de alimento balanceado y heces depositados debajo de

las jaulas productivas (Pedrozo *et al.*, 1993; Hargrave *et al.*, 1997; Temporetti & Pedrozo, 2000; Díaz *et al.*, 2000; Temporetti *et al.*, 2001; Matijević *et al.*, 2008; Alpaslan & Pulatsü, 2008). Esta acumulación afecta la calidad de los sedimentos, disminuyendo su capacidad de retención de P y aumentando el retorno o liberación de ese nutriente hacia la columna de agua (Temporetti, 1998; Karakoca & Topcu, 2017), influyendo sustancialmente sobre el estado trófico del embalse. Asimismo, varias investigaciones (Maassen *et al.*, 2005; Carey & Rydin, 2011; Temporetti *et al.*, 2014; Karakoca & Topcu, 2017) han registrado, una relación directa entre la distribución en profundidad del fósforo en el sedimento, su concentración en el agua intersticial y la medida en la columna de agua, vinculándose al estado trófico de los ambientes estudiados.

En este sentido, resultaría útil efectuar la determinación de fósforo (PT y PRS) en el agua intersticial, y su distribución en profundidad en los sedimentos de los embalses del río Limay, ya que, de forma complementaria con los parámetros ya analizados en los mismos, permitiría ahondar en el conocimiento de la dinámica del P constituyendo una herramienta con valor predictivo del estado trófico de los ambientes y evolución en el tiempo.

6.3. DINÁMICA DE FÓSFORO EN LOS EMBALSES DEL RÍO LIMAY

En relación a la dinámica general de los nutrientes en los embalses del sistema Limay, tanto el N como el P, presentaron un patrón creciente de concentración desde ALI hacia aguas abajo. Al analizar particularmente la dinámica del P, el embalse ALI presentó las menores concentraciones de ese nutriente en la columna de agua y en los sedimentos, a pesar de tener una importante producción piscícola desde hace más de dos décadas. La elevada tasa de recambio de agua en el embalse ALI (su volumen se renueva tres veces al año), hace que se produzca un efecto “lavado” o traslado de los nutrientes disueltos aguas abajo de la represa. Más del 50 % de la carga de fósforo anual que ingresa al embalse ALI es exportada aguas abajo. Por esta razón, el impacto de la actividad piscícola desarrollada actualmente en el embalse ALI, se evidencia principalmente en el deterioro progresivo de sus sedimentos, y no en una afectación de la calidad del agua. Los sedimentos del embalse ALI, muestran como

condición general una menor capacidad de retención de P, y en particular, una liberación hacia la columna de agua, desde los sedimentos afectados por las jaulas de cría (Temporetti, 1998; CFI *et al.*, 2013).

En los embalses restantes, la [PT] considerablemente mayor registrada en comparación con ALI, se atribuye casi exclusivamente al aporte de los afluentes en PDA, PPL y ARR, mientras que en ERM se debe en partes semejantes al aporte de los afluentes y la escorrentía superficial directa. Las extensas cuencas de drenaje, con escasa vegetación y actividad antrópica, aportan por estas vías PT mayoritariamente en forma particulada (sedimento de erosión), produciendo una alta [PT] y baja relación PRS/PT en la columna de agua. Particularmente el río Collón Cura aporta el 75% de la carga anual de fósforo que ingresa por afluentes al embalse PDA, mientras el 25% restante ingresa por el río Limay desde ALI. Asumiendo que toda la carga de P originada en ALI por las pisciculturas (30 Tn/año) es exportada aguas abajo, esta representaría alrededor de un 8% del aporte de P por afluente ingresante a PDA, y un 6% de la carga total de P a dicho embalse.

Las cargas de fósforo producidas por las pisciculturas del embalse ALI resultan actualmente, menores comparadas con las aportadas por sus afluentes (los ríos Limay y Traful), y muy inferiores al considerar la carga exportada hacia el embalse PDA, comparándolas con la carga del río Collón Cura. Si bien la mayor parte del fósforo aportado por los afluentes no es biodisponible, sí lo es mayoritariamente, el fósforo aportado por las pisciculturas, ya que proviene de la fracción asociada a la materia orgánica y por lo tanto es liberado fácilmente (Temporetti, 1998; Díaz *et al.*, 2001; Matijević *et al.*, 2008). En este sentido, la exportación de PRS desde ALI hacia aguas abajo resultó casi cinco veces menor comparado con el aporte del río Collón Cura, suponiendo un bajo impacto con los niveles de producción actuales. Sin embargo, se debe tener en cuenta que un incremento en la producción piscícola, producirá un aumento del material sedimentable (proveniente del alimento y heces) afectando los sedimentos y aumentando la carga interna; así como un incremento en los nutrientes disueltos exportados hacia aguas abajo. Esta situación afectará el nivel trófico del embalse ALI y la condición ambiental en los embalses en cadena.

6.4. CAPACIDAD DE CARGA DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY

Los valores de capacidad de carga estimados en la presente tesis, fueron obtenidos a partir de la aplicación del modelo de Dillon & Rigler (1974) combinado con el modelo predictivo de Vollenweider & Kerekes (1982), para estimar la relación entre la concentración de clorofila *a* y la concentración de fósforo biodisponible.

En relación a las cargas anuales de PT estimadas para los embalses del río Limay, los mayores valores se vehiculizaron a través de los afluentes, y un porcentaje significativo para PDA (25%) y ERM (46%) correspondió a las estimaciones por escorrentía, asociadas a sus extensas cuencas de aporte. Al comparar los tres embalses de mayor tamaño, se observó un incremento en la carga total de PT desde ALI hacia aguas abajo.

Las estimaciones de PT obtenidas con el modelo de Dillon & Rigler mostraron una correlación, aunque no significativa, con los valores de PT medidos en los cinco embalses, y al excluir del análisis a los embalses PPL y ARR con T_w muy bajos, se obtuvo una fuerte correlación significativa. Existe un valor umbral de T_w por encima del cual operan los mecanismos que habitualmente se observan en lagos y por debajo del cual, la tasa de renovación del agua define el trofismo esperado (Pedrozo, 2009). Soballe & Kimmel (1987) plantearon un valor límite de aproximadamente 0.35 de T_w (60-100 días) a partir del cual se puede asumir que un embalse tiene comportamiento asimilable a un cuerpo de agua lenticó, pudiendo aplicar criterios de predictibilidad de comportamiento trófico. Los embalses PPL y ARR ($T_w = 3.6$ días) presentan un comportamiento de ambiente lótico, definidos como embalses “de pasada” compensadores de PDA y ERM respectivamente, por ello no ajustan al modelo predictivo de Dillon & Rigler para cuerpos de agua lenticos. En tanto para los embalses restantes, el modelo subestimó la concentración de PT medida en los mismos. Sin embargo, los coeficientes de retención de P calculados a partir del balance de masas, para los embalses PDA ($R=0.53$) y ERM ($R=0.56$), presentaron un muy buen ajuste con el coeficiente R estimado experimentalmente por el CFI *et al.* (2017) para PDA ($R=0.52$) y en el presente trabajo para ERM ($R=0.59$). En cambio, para el embalse ALI hubo una diferencia considerable entre el coeficiente R calculado en el presente trabajo (0.10) y el valor de R estimado experimentalmente (0.47) por el CFI *et al.* (2013). Tal diferencia podría deberse, por un lado, a su T_w cercano al valor límite

planteado por Soballe & Kimmel (1987); y por otro, a las concentraciones de PT utilizadas para caracterizar las cargas entrantes y salientes del embalse ALI. En relación a esto último, si bien los procedimientos y técnicas a realizar por las empresas a cargo de los monitoreos son las mismas, es posible que variaciones en el procedimiento de colección de la muestra, almacenamiento o ejecución de la técnica de laboratorio, hayan llevado a resultados analíticos diferentes. Esto se evidencia en las diferencias analíticas halladas, en algunos casos más del triple, entre los datos obtenidos por ambos concesionarios hidroeléctricos para el mismo sitio de muestreo ubicado aguas abajo del embalse ALI.

Por otro lado, los valores de R estimados para PPL y ARR resultaron bajos, lo cual supondría sedimentos sin capacidad de retención, sin embargo, y como se mencionó antes, el Tw tan bajo confiere condiciones loticas a ambos ambientes, resultando la carga de PT entrante semejante a la carga exportada. Esta es una condición favorable para el embalse PPL si se definiera desarrollar una producción piscícola en él, ya que los nutrientes serían “lavados” del embalse sin afectar su estado trófico, aunque ocasionaría un impacto sobre la condición de los embalses ubicados aguas abajo.

En cuanto a la determinación del modelo predictivo con mejor ajuste para la relación fósforo-clorofila a en los embalses del río Limay, para utilizar en la estimación de capacidad de carga; el modelo de Vollenweider & Kerekes (1982) calculado con las [PRS] registradas, presentó el mejor ajuste. En este modelo, desarrollado en ambientes del Hemisferio Norte, los aportes principales de fósforo a los cuerpos de agua son de origen antrópico, tratándose de P biológicamente disponible de fácil asimilación para los productores primarios. Completamente diferente a la situación observada de los embalses del río Limay, en los cuales el fósforo presente se encuentra mayoritariamente en formas no biodisponibles que apenas afectan la relación Cl_a -PT. En este sentido, y como se indicó en el punto 6.1 de este apartado, la concentración de PT en la columna de agua no representa un buen indicador del nutriente disponible para el desarrollo algal en los embalses del río Limay. Al aplicar los modelos de Vollenweider & Kerekes (1982) y de Quirós (1988) con los registros de [PT], no existió correlación entre los valores estimados de Cl_a y los medidos. Mientras que, al aplicar ambos modelos con las [PRS], y el modelo de Reynolds (1992), los tres presentaron una correlación significativa entre los valores estimados

y medidos de [Cl_a]. Los resultados indicaron que el modelo de Quirós (1988) subestimó los valores de Cl_a, mientras que el de Reynolds (1992) los sobrestimó. Si bien el modelo de Vollenweider & Kerekes (1982) también sobreestimó las [Cl_a], en general las diferencias fueron menores y con un mejor ajuste (mayor R²). Al aplicar los modelos de Reynolds (1992) y de Vollenweider & Kerekes (1982), Diaz *et al.* (2007) hallaron sobreestimaciones de clorofila **a**, resultando, además, el rendimiento de biomasa observado bajo en relación al fósforo supuestamente disponible para ser utilizado por el fitoplancton. Éstos autores indicaron que el hecho de no obtener un buen ajuste de las relaciones entre clorofila-fósforo, indicaría el error de suponer que la biomasa de fitoplancton depende exclusivamente del fósforo disponible. Además, en su investigación, hallaron que el N disponible proporcionó una mejor relación de rendimiento predictivo que el P (Diaz *et al.*, 2007). Si bien en la presente tesis no se dispuso de mediciones de nitrógeno disponible, la relación de NT/PT resultó similar en los distintos embalses (PDA=4, PPL y ERM=5 y ARR=6) con excepción de ALI cuyo valor fue aproximadamente del triple (ALI=15). Al comparar con el valor de la relación N/P=16:1, al cual el crecimiento fitoplancton es óptimo, en el embalse ALI ambos nutrientes podrían ser limitantes, mientras que en el resto de los embalses el nutriente limitante parecería ser el nitrógeno por presentar una relación muy inferior a 10:1 (Elser *et al.*, 1996). Por otro lado, la noción de utilizar las proporciones N:P para determinar si un nutriente es limitante o no, es cuestionado por no tener en cuenta la concentración absoluta que tiene cada uno. Si ambos nutrientes están en exceso para el fitoplancton, su proporción no sería relevante (Reynolds, 1992).

Al analizar los valores de capacidad de carga estimados en el escenario más conservativo, estos resultaron en una producción ictícola total del sistema de embalses de **10765 Tn/año**, considerando la producción actual del sistema (1177 Tn/año) y la estimada. Si bien para el embalse ALI se estimaron tres producciones a modo comparativo, en el cálculo de producción total y para determinar la afectación aguas abajo, se consideró la producción intermedia calculada (1857 Tn/año) con el valor de [Cl_a] inicial de 0.75 µg/L medida en el turbinado del embalse ALI. Este valor se consideró más representativo de la productividad del embalse por tratarse de un valor promedio de siete años de monitoreo en el efluente, que reflejan la exportación de algas aguas abajo del embalse. Así mismo, es un valor de clorofila **a** del orden de los registrados por otros autores en muestreos interanuales en el embalse ALI (Tabla

II). Del resto de la producción total estimada del sistema, 4263 Tn/año corresponden al embalse PDA, y 3468 Tn/año al embalse PPL.

La afectación de la calidad del agua y los posibles cambios en la condición del sistema que produciría la explotación piscícola estimada, se evaluaron determinando el incremento en la [P] esperada en los distintos embalses, y consecuente incremento de la [Cl_a]. En tal sentido, sólo la producción estimada en el embalse ALI (3000 Tn/año) ocasionaría un incremento en la [P] del propio cuerpo de agua y en los demás embalses, disminuyendo a medida que aumenta la distancia hacia aguas abajo (desde 0.6 µgP/L en PDA hasta 0.1 µgP/L en ARR). Y consecuentemente, aumentaría la biomasa algal con valores decrecientes de [Cl_a] desde ALI hacia aguas abajo (desde 0.41 µg/L en PDA hasta 0.11 µg/L en ARR), aunque se mantendría la condición de oligotrofia en el embalse PDA ([Cl_a] <2.5 µg/L).

Al considerar la producción máxima estimada para los embalses ALI y PDA (7300 Tn/año) se esperaría un incremento considerable de la [P] y de la biomasa en ambos cuerpos de agua y en PPL, y en menor grado en ERM y ARR. De producirse el incremento estimado en la [Cl_a] de PDA (1.76 µg/L) se superaría el umbral trófico definido como límite ([Cl_a]=2.5 µg/L). Al estimar su capacidad de carga individual se partió de la condición actual del embalse PDA y del sistema Limay, y no de la situación potencial productiva de ALI (3000 Tn/año). En este sentido, el CFI *et al.* (2017) destacaron que los umbrales de trofismo y capacidad de carga del embalse PDA, estarían condicionados a la exportación de elementos (nutrientes, algas, bacterias y antibióticos) que se efectuaran desde aguas arriba. Al analizar la producción total estimada en este escenario (10765 Tn/año), el incremento de la [P] en los embalses sería obviamente mucho mayor, viéndose reflejado en un aumento considerable en la [Cl_a]. Esta situación reviste especial importancia para los embalses ERM y ARR, por registrarse históricamente en ambos, la ocurrencia periódica de floraciones de cianobacterias tóxicas (Guarrera *et al.*, 1981; Labollita, 2011) y particularmente, el agua del embalse ERM es utilizada para abastecimiento humano y recreativo.

En tanto, en el escenario 2 planteado (incremento a mesotrofia de ALI y PDA) se estimó una producción total de **15829 Tn/año**, correspondiendo 3667 Tn/año al embalse ALI, 7517 Tn/año al embalse PDA, 3468 Tn/año al embalse PPL, además de las producidas actualmente por el sistema (1177 Tn/año). Resulta evidente que la mayor producción de peces estimada en éste escenario (5000 Tn/año), tendrá una

mayor afectación en el sistema del río Limay por el mayor aporte de P, estimándose un incremento de tres veces la [P] y [Cl_a] en PDA y de dos veces en ERM y ARR.

En relación a los antecedentes de estimaciones de capacidad de carga efectuadas en los embalses del río Limay, Bassani y Cavanna (1989) estimaron una capacidad de carga de 8600 Tn/año para el embalse ALI, sin alterar significativamente su condición trófica. Posteriormente, Wicki y Luchini (2002) bajo un criterio conservativo, estimaron para el cultivo de salmónidos una capacidad de carga de 3600 Tn/año para el embalse ALI, valor análogo a las casi 3000 Tn/año hallado en este trabajo. Los mismos autores, estimaron para el embalse PDA una capacidad de carga de 6800 Tn/año, mientras que el CFI *et al.* (2017), definieron valores entre 5800 y 28000 Tn/año, según los modelos predictivos y escenarios plantados. Bajo condiciones similares a las planteadas en el escenario 1 de esta tesis, CFI *et al.* (2017) estimaron una producción de 7000 Tn/año, resultando casi el doble a la estimada para ese escenario (4305 Tn/año), y similar a la producción calculada para el escenario 2 (7559 Tn/año) de esta tesis.

En cuanto a las proyecciones de la producción piscícola en los embalses del sistema Limay los Ministerios de Producción de las provincias de Río Negro y del Neuquén ha firmado un Convenio Acuerdo. En él establecen una capacidad de carga total de 8000 Tn/año para el embalse Alicura y una de 19000 Tn/año para el embalse Piedra del Águila, repartidas en partes iguales entre ambas provincias.

7. CONCLUSIONES

- Los embalses en cadena del río Limay, presentaron un ordenamiento geográfico y climático suroeste – noreste, siguiendo un gradiente ambiental en el sentido del embalsamiento del río Limay, evidenciado en las características morfométricas, físico-químicas y tróficas. El gradiente de aporte hídrico disminuye desde ALI hasta ARR a la par de la transparencia, mientras se incrementa el gradiente de temperatura, los valores de pH, el contenido de sales y fósforo y clorofila *a*.
- Individualmente, los embalses mostraron estar regidos por un segundo gradiente de estacionalidad, marcado por las mayores temperaturas, concentraciones de nitrógeno y valores de pH, asociados a menores tenores de oxígeno en verano, resultando de modo inverso en invierno. Los parámetros físico-químicos analizados, reflejan una buena calidad del agua, resultando oligotróficos los embalses ALI y PDA, y mesotróficos los embalses PPL, ERM y ARR.
- La dinámica global de los parámetros de estado trófico en el sistema de embalses en cadena, mostró una clara tendencia de incremento en las concentraciones de nutrientes (N y P) en la columna de agua, desde ALI hacia aguas abajo, resultando inversa en la transparencia que tendió a disminuir, y una leve tendencia creciente en la concentración de clorofila *a*.
- Las mayores concentraciones de PT registrado en la columna de agua en los embalses PDA, PPL, ERM y ARR, se deben principalmente al fósforo asociado a partículas del sedimento de erosión, encontrándose una baja proporción en formas biodisponibles (PRS) para el crecimiento algal. En tal sentido, el PRS expresó mejor la condición limitante para el desarrollo de biomasa de algas planctónicas, en comparación con el PT, en los embalses del río Limay.
- En los sedimentos de los embalses ALI, PDA y ERM predominaron las texturas gruesas (arenas), y particularmente los de ERM, presentaron un contenido mayor de arcillas.
- Las concentraciones de NT y PT en los sedimentos evaluados estuvieron dentro del rango medido en otros ambientes patagónicos sin afectación antrópica,

observándose una tendencia de incremento en las concentraciones de ambos nutrientes desde ALI hacia aguas abajo.

- En los embalses ALI, PDA y ERM, el sistema que controla la disponibilidad de P en los sedimentos, es principalmente, a través de la unión con compuestos de calcio, resultando ser compuestos poco solubles que retienen el P. Sin embargo, las fracciones vinculadas a la materia orgánica y a los oxihidróxidos de hierro y aluminio, que en suma resultaron importantes, bajo condiciones de anoxia pueden liberar el P retenido hacia la columna de agua.
- Las experiencias de fijación de P indicaron que los sedimentos de los tres embalses poseen una buena capacidad para adsorber P, hallándose un incremento en la capacidad máxima de adsorción de P al sedimento desde el embalse ALI hacia aguas abajo. Así mismo se evidenció una tendencia de aumento en los coeficientes de retención de P y una relación inversa en la energía de unión del P al sedimento.
- Las cargas anuales de PT estimadas para los embalses del río Limay, mayoritariamente se vehiculizaron a través de los afluentes, resultando también importante los aportes por escorrentía en los embalses PDA y ERM, asociados a sus extensas cuencas de drenaje. Hallándose un incremento en la carga total de PT desde ALI hacia aguas abajo, comparando los tres embalses de mayor tamaño.
- Las estimaciones de PT obtenidas con el modelo de Dillon & Rigler mostraron una correlación (no significativa), con los valores de PT medidos en los cinco embalses, resultado significativa al excluir de la correlación los embalses PPL y ARR (ambos con T_w muy bajos). Definidos como embalses “de pasada” compensadores de PDA y ERM respectivamente, estos ambientes presentan comportamiento de ambiente lótico, en tanto el modelo predictivo de Dillon & Rigler es de utilidad para cuerpos de agua lénticos. Si bien el modelo subestimó la concentración de PT medida en los embalses, los coeficientes de retención de P calculados a partir del balance de masas, para los embalses PDA y ERM, presentaron muy buen ajuste con los coeficientes R hallados experimentalmente para ambos.

- El modelo de Vollenweider & Kerekes (1982) calculado con PRS en su ecuación, resultó ser el modelo que mejor expresó la relación fósforo-clorofila *a* en los embalses del río Limay, en comparación con los otros modelos evaluados. Por ello se utilizó en la estimación de la capacidad de carga de los embalses ALI, PDA y PPL, para predecir la concentración de fósforo a partir de la concentración de clorofila *a* definida como límite en cada escenario.
- Las capacidades de carga se estimaron con los modelos de Dillon & Rigler (1974) y de Vollenweider & Kerekes (1982), analizando dos escenarios con distintos grados de afectación ambiental en los embalses en cadena del río Limay. En el escenario 1, sin modificar el ET actual de los embalses, se estimó un incremento de 9600 Tn/año en la producción piscícola. Esto aumentaría en 150 Tn/año la exportación de fósforo biodisponible aguas abajo del embalse PPL, afectando la calidad del agua de los embalses ERM y ARR, incrementando el desarrollo de biomasa algal. En el escenario 2, suponiendo un incremento del ET a mesotrófico para los embalses ALI y PDA, se estimó un incremento en la producción total de 14700 Tn/año, esperándose una afectación mayor en el sistema del río Limay, con un incremento de 200 Tn/año en la exportación de P desde PPL, aumentando la biomasa algal en ERM y ARR.
- A partir de los resultados obtenidos en la presente tesis, la hipótesis planteada queda *comprobada*, demostrándose un incremento de las concentraciones de fósforo, tanto en la columna de agua como en los sedimentos, desde el embalse ALI hacia aguas abajo. Si bien el aporte de fósforo derivado de la producción piscícola desarrollada actualmente en ese ambiente, contribuye a la dinámica del sistema hacia aguas abajo, no sería el factor determinante del contenido de fósforo en los restantes embalses. Este punto es importante teniendo en cuenta la proyección de incremento en la producción piscícola a futuro en el embalse ALI, lo cual aumentará el aporte de fósforo al sistema pudiendo condicionar el estado trófico de los embalses localizados aguas abajo.

8. RECOMENDACIONES

- Se sugiere fortalecer los controles de calidad interlaboratorios previstos en los PAM, a fin de detectar diferencias significativas en los resultados analíticos, que dificulten la comparación global de los embalses del río Limay.
- Se recomienda realizar muestreos de sedimentos en los embalses PPL y ARR, para contar con datos de base que permitan analizar la evolución de ambos sistemas. Se propone incorporar un sitio de muestreo de sedimentos en el embalse ERM, localizado sobre el eje del embalse en el centro o próximo a la cola, ya que es un extenso cuerpo de agua con características heterogéneas.
- En función del rol esencial que tienen los sedimentos en la dinámica de los nutrientes en los embalses, se recomienda efectuar mediciones de potencial de óxido reducción (redox) en los mismos, a fin de determinar cambios en esa variable que permitan evaluar y cuantificar la carga interna. Asimismo, se sugiere analizar parámetros de calidad en el agua intersticial y los sedimentos, relacionados con la dinámica del P, a fin de determinar su estado trófico y evolución en el tiempo.
- Los embalses en cadena del río Limay son sistemas individuales que forman parte de un sistema hídrico a mayor escala, conectados entre sí por un mismo curso de agua. Por lo tanto, la calidad del agua, de los sedimentos y el estado trófico de esos cuerpos de agua, estarán influenciados por la actividad productiva que se desarrolle en cada uno de ellos. En este sentido, las estimaciones de capacidad de carga para definir la explotación piscícola potencial, estarán entonces condicionadas por la exportación de nutrientes, algas y otros compuestos originados aguas arriba, los cuales, a su vez, determinarán las condiciones a esperar aguas abajo de los embalses.
- Si bien las cargas de fósforo producidas actualmente por las pisciculturas en los embalses de río Limay, resultaron menores y de diferente característica comparadas con las aportadas por los afluentes, podría esperarse que el incremento en la producción traiga aparejado un aumento del fósforo mayormente biodisponible, que afectará negativamente la calidad del agua y de los sedimentos, sean embalses productores o no. Por ello, el incremento en la

producción piscícola debería ser progresivo, y acompañado de monitoreos periódicos de la calidad del agua y los sedimentos de los embalses del río Limay, con el fin de analizar la evolución global del sistema y las respuestas de cada ambiente a medida que incremente la producción a lo largo del tiempo.

9. BIBLIOGRAFÍA

- AIC, 2011.- Estadísticas climáticas e hidrológicas, período 2001-2010, Cuencas de los río Limay, Neuquén y Negro. Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro.
- AIC, 2016.- Actualización de los límites de las Cuencas de los río Limay, Neuquén y Negro". SPyD.SGA.SOyF, versión borrador a ser revisada en forma conjunta con las jurisdicciones. Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro.
- ALPASLAN, A. & S. PULATSÜ. 2008.- The Effect of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) cage culture on sediment quality in Kesikköprü reservoir, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, (8): 65-70.
- ANTONUK, L. 2010.- Influencia de la descarga de líquidos cloacales sobre los sedimentos de lacubeta oriental del lago Lácar (Trabajo Final de Licenciatura). Universidad Nacional del Comahue.
- APHA, AWWA, WEF. 1995.- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19 th ed.
- ARENAS MORALES, J. 2001.- Informe final: Determinación de la capacidadde carga de los lagos Auquilda, Yaldady Tres Marías en Chiloé Insular. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad Australde Chile. <http://www.fip.cl>.
- BASSANI, S. & L. CAVANNA. 1989.- Salmonicultura comercial en Alicurá. Potencialidad de lembalse para la producción comercial de salmónidos en jaulas flotantes. Hidronor, Cipolletti.
- BERGHEIM, A. & T. ÅSGÅRD. 1996.- Waste Production from Aquaculture. *Aquaculture and Water Resource Management* (Baird, Beveridge, Kelly and Muir Ed.) Blackwell Science, 50-80.
- BEVERIDGE, M.C. 1986.- Piscicultura en jaulas y corrales. Modelos paracalcular la capacidad de carga y las repercusiones en el ambiente. FAO, Documento técnico de pesca 255: 100 p.

- BOSTRÖM, B., M. JANSSON & C. FORSBERG. 1982.- Phosphorus Release from LakeSediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Erg. Limnol. (18): 5-59.
- BOSTRÖM, B. 1984.- Potential Mobility of Phosphorus in Different Types of Lake Sediment. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr. 69, 457–474.
<https://doi.org/10.1002/iroh.19840690402>
- BREMNER, J. M. 1996.- Nitrogen total. Cap. 37. Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA Book Series N° 5.
- CAÑETE, J. 2001.- Informe final:Determinación de la capacidad decarga del lago Sofía el la XII Región.Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca,Ministerio de Economía, Fomento yReconstrucción y Universidad deMagallanes. <http://www.fip.cl>.
- CAPUA, O. 2003.- Fisiografía y paisajes del Neuquén. Boletín Geográfico, Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
- CAREY, C. & E. RYDIN. 2011.- Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. Limnol. Oceanogr. (56):2051-2063.
- CARLSON, E. 1977.- A Trophic State Index for Lakes. Limnol. Oceanogr. (22):361-369.
- CARPENTER, S. 2005.- Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. PNAS, 102:10002-10005.
- CARTER, M. R. 1993.- Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science, Cap. (23): 213-229.
- CFI, COPADE & UNCo. 2013.- Caracterización técnica-ambiental de sitios en uso y potenciales para la producción acuícola en el embalse Alicura. Calidad de agua y sedimentos por sitio. Equipo de trabajo: P. Temporetti, G. Baffico, M. Díaz, F. Pedrozo. 61 pp.
- CFI, COPADE & UNCo. 2017.- Estudio de la Capacidad de Carga del Embalse Piedra del Águila; a los efectos de la determinación de sitios aptos para la radicación de Pisciculturas Comerciales de Salmónidos y puesta en marcha el Plan de Desarrollo Acuícola Provincial. Equipo de trabajo: Alonso, M.; Baez, Victor.; Baffico, G.; Díaz, M.; Macchi, P.; Pedrozo, F.; Rechencq, M.; Temporetti, P.; Vigliano, P. y Barrague, M. 168 pp.

- CHALAR MARQUISÁ, G., M. GERHARD, M. PIANA, & D. FABIÁN. 2014.- Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena (Uruguay). En: *Procesos Geoquímicos Superficiales en Iberoamérica*, Publisher: Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, pp. 121-147. SN - 978-84-937437-6-5.
- DADI, T., K. RINKE & K. FRIESE. 2020.- Trajectories of Sediment-Water Interactions in Reservoirs as a Result of Temperature and Oxygen Conditions. *Water*, 12, 1065; doi:10.3390/w12041065.
- DIAZ, M., P. TEMPORETTI, & F. PEDROZO. 2001.- Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina)†. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 6, 151–158. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2001.00136.x>
- DIAZ, M., F. PEDROZO, C. REYNOLDS & P. TEMPORETTI. 2007.- Chemical composition and the nitrogen-regulated trophicstate of Patagonian lakes. *Limnologica* (37):17–27.
- DÍAZ VILLANUEVA, V., C. QUEIMALIÑOS, B. MODENUTTI, & J. AYALA. 2000.- Effects of fish farm effluents on the periphyton of an Andean stream. *Laboratorio de Limnología Arch. Fish. Mar. Res.* 48 (3), 252–p.
- DILLON, P. J. & F. H. RIGLER. 1974.- A Test of a Simple Nutrient Budget Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water. *J. Fish. Res. Board Can.* 31, 1771–1778. <https://doi.org/10.1139/f74-225>.
- DI RIENZO, J.A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA & C. W. ROBLEDO. 2011.- InfoStat Group, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- EINSELE, W. 1936.- Ueber die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatekreislauf im eutrophen See. *Arch. für Hydrobiol* (29):664–686.
- ELSER, J.J.; D.R. DOBBERFUHL, N.A. MACKAY & J.H. SCHAMPEL. 1996.- Organism size, life history, and N:P stoichiometry. *BioScience*, 46: 674-684.
- FALCONER, L., L. BARILLÉ, T. DABROWSKI, N. GARCIA-BUENO, P. GERNEZ, A. MARIN, F. MØHLENBERG, R. TORRES, G. TRIANTAPHYLOU, M. TSAPAKIS, K. TSIARAS, P. WALLHEAD, & T. TELFER. 2016.- Critical

- Evaluation and Suggestion of Models. EU H2020 TAPAS Deliverable 5.1. REPORT. 88 PP.
- FORSYTHE, W. 1985.- Física de suelo. Ed. IICA, Manual de laboratorio, Serie N° 25,46-69.
- GOLTERMAN, H. 2004.- The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments. Kluwer Academic Publishers, London. 280 pp.
- GOLTERMAN, H., P. SLY & R. THOMA. 1983.- Study of the relationship between water quality and sediment transport. UNESCO. Pp. 231.
- GRASSHOFF, M., K. EHRHARDT & K. KREMLING. 1983.- Methods of seawater analysis. Grasshoff, M; Ehrhardt, K. and Kremling, K. (Ed.), 419 pp.
- GUANCA, C., H. ELENA, N. XAMENA, A. RUBÍ BIANCHI & S. CRAVERO. 2012.- Atlas climático digital de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
- GUARRERA, S., A. MARIAZZI, R. ECHENIQUE, V. CONZONNO, M. CASCO, M. PETROCCHI & H. LABOLLITA. 1981.- Fitoplancton, perifiton. pigmentos algales, producción primaria, bacterias y su relación con factores abióticos, en López, R. B. (ed.).Informe Final 3ª Etapa PEECRN: 29-170.
- GUERRINI MONTEMURRO, D. 2017.- Balance de nutrientes y eutrofización en ríos y embalses de la cuenca del río Negro (Uruguay). Tesina de grado, Instituto de biología, Universidad de la República de Uruguay.
- HÅKANSON, L. 2003.- Quantifying Burial, the Transport of Matter from the Lake Biosphere to the Geosphere. Internat. Rev. Hydrobiol., 88(5):539-560.
- HÅKANSON, L. & M. JANSSON. 1983.- Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag, Heidelberg. Pp. 316.
- HÅKANSON, L., A. ERVIK, T. MAKINEN & B. MOLLER. 1988.- Basic Concepts Concerning Assessments of Environmental Effects of Marine Fish Farms. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Denmark, 103 pp.
- HÅKANSON, L. & R. PETERS. 1995.- Predictive Limnology: Methods for Predictive Modelling.SPB Academic Publishing. 464 pp.

- HAMILTON-TAYLOR, J. & W. DAVISON. 1995.- Redox-Driven Cycling of Trace Elements in Lakes. En: Physics and Chemistry of lakes; Lerman, Imboden y Gat (Ed.), 2da Edición, Springer.334 pp.
- HARGRAVE, B., T. PHILLIPS, L. DOUCETTE, M. WHITE, T. MILLIGAN, D. WILDISH & R. CRANSTON. 1997.- Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water Air Soil Pollution* (99): 641–650.
- HIELTJES, A. & L. LIJKLEMA. 1980.- Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *Journal of Environmental Quality* (3):405-407.
- HORNE, A. & C. GOLDMAN. 1994.- *Limnology*. McGraw Hill Inc, N.Y. Pp. 576.
- HUPFER, M. & J. LEWANDOWSKI. 2008.- Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments—A long-lasting paradigm in limnology. *Int. Rev. Hydrobiol*, (93): 415–432, doi:10.1002/iroh.200711054.
- INGRAM, R. 1971.- Sieve Analysis. *Procedures in Sedimentary Petrology*. Ed. Wiley, London: 49-68. Galehouse, J. 1971. *Sedimentation Analysis*. Ed. Wiley, London:69-94.
- KAISERLI, A., D. VOUTSA & C. SAMARA. 2002.- Phosphorus fractionation in lake sediments - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, (46):1147-1155.
- KARAKOCA, S. & A. TOPCU. 2017.- Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Cage Culture: Preliminary Observations of Surface Sediment's Chemical Parameters and Phosphorus Release in Gokcekaya Reservoir, Turkey. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, (5):12-23. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.54002>
- KATSEV, S., I. TSANDEV, I. L'HEUREUX & D. RANCOURT. 2006.- Factors controlling long-term phosphorus efflux from lake sediments: Exploratory reactive-transport modelling. *Chemical Geology*, (234):127-147.
- KENNEDY, R. & W. WALKER. 1990.- Reservoir Nutrient Dynamics. In: THORNTON, K. W. KIMMEL, B. L. Y E., P. F. (Ed.). *Reservoir Limnology – Ecological Perspectives*. New York: John Wiley y Sons. P.133-193

- KIMMEL, B., O. LIND & L. PAULSON. 1990.- Reservoir Primary Production. In: THORNTON, K. W. KIMMEL, B. L. Y E., P. F. (Ed.). Reservoir Limnology – Ecological Perspectives. New York: John Wiley y Sons. P.133-193
- KUO, S. 1996.- Phosphorus. Cap. 12. Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. In: SSSA Book Series N° 5.
- LABOLLITA, H. 2008.- Gestión de la red de monitoreo de calidad del agua de embalses en las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro. IV Congreso Argentino de Limnología, CAL 4, S. C. de Bariloche – Río Negro – Argentina.
- LABOLLITA, H. 2011.- Monitoreo de floraciones algales en las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro. IX Congreso de Ficología de Latinoamérica y El Caribe. La Plata, Argentina.
- LABOLLITA, H. & F. PEDROZO. 1997.- Factors Controlling the Trophic State of Reservoirs at the Basins of Limay, Neuquén and Negro Rivers (Argentina), in: Proceedings of the 7th International Conference on Lakes Conservation and Management: ILEC-Lacar'97. Newsletter, International Lakes Environment Committee Foundation, pp. 21–3.
- LABOLLITA, H. & M. TESONIERO. 1999.- Parámetros morfométricos de los embalses de la región del Comahue. Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro.
- LANGMUIR, D. 1997.- Aqueous environmental geochemistry. Pearson, Prentice Hall. pp. 601.
- LEBART, L., A. MORINEU & M. PIRON. 1995.- Statistique Exploratoire Multidimensionnelle. (Paris: Dunod).
- LI, Q. M., W. ZHANG, X. WANG, Y. ZHOU YI, H. YANG: *et al.* 2007.- Phosphorus in Interstitial Water Induced by RedoxPotential in Sediment of Dianchi Lake, China. *Pedosphere*, 17(6):739-746.
- LOPEZ, P., E. NAVARRO, R. MARCE, J. ORDOÑEZ & J. ARMENGOL. 2006.- Elemental ratios in sediments as indicators of ecological processes in Spanish reservoirs. *Limnetica* (25):499-512.
- LOPEZ, P., R. MARCÉ, J. ORDOÑEZ, I. URRUTIA & J. ARMENGOL. 2009.- Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central

Spain), *Lake and Reservoir Management*, 25:1, 39-48, DOI:10.1080/07438140802714353. To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/07438140802714353>.

MAASSEN, S; H. UHLMANN. & I. ROSKE. 2005.- Sediment and pore water composition as a basis for the trophic evaluation of standing waters. *Hidrobiologia*, (543):55-70.

MARGALEF, R. 1983.- *Limnología*. Barcelona. Ediciones Omega S. A. 1010 p.

MATIJEVIĆ, S., G. KUŠPILIĆ, Z. KLJAKOVIĆ-GAŠPIĆ & D. BOGNER. 2008.- Impact of fish farming on the distribution of phosphorus in sediments in the middle Adriatic area. *Marine Pollution Bulletin* (56):535–548.

MORTIMER, C. 1942.- The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* (30):147–201, doi:10.2307/2256691.

NAVONE, G. 2017.- Impacto de la piscicultura en la comunidad del bentos en un embalse patagónico: ¿en la búsqueda de bioindicadores?. Tesis de maestría en intervención ambiental, facultad de ingeniería, Universidad Nacional del Comahue.

OECD, 1982.- *Eutrophication Of Waters: Monitoring, Assessment And Control*. Organisation For Economic Co-Operation And Development, Paris.

OSTERTAG, G., F. FRASSETTO, R. SOLORZA & A. P. SALCEDO. 2008.- Determinación del estado nival de las cuencas del Limay y Neuquén a través de la aplicación de teledetección y SIG. *Boletín geográfico*. Año XXX N°31, pp 27 - 41. Departamento Geografía. Edición especial: VII Jornadas Patagónicas de Geografía. Universidad Nacional del Comahue. Neuquén. ISSN 0326-1735

PAERL, H. W. & J. HUISMAN. 2008.- Blooms like it hot. *Science*. (320): 57-58.

PAPATRYPHON, E., J. PETIT, H. VAN DER WERF, K. J. SADASIVAM & K. CLAVER. 2005.- Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environmental Management* Vol. 35, No. 2, pp. 161–174.

PEDROZO, F. 2009.- Importancia del Tiempo de residencia del agua en lagos y embalses de la Cuenca de los Ríos Limay y Neuquén. Seminario de calidad de

agua en embalses, Instituto Tierra, Agua y Ambiente (ITAMA), Universidad Nacional del Comahue.

PEDROZO, F., A. BONETTO, P. TEMPORETTI & W. LOPEZ. 1993.- Exploitation of Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina) for Fish Farming Endangers Water Quality. Proceedings of the 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes, "Estrategies for Lake Ecosystems Beyond 2000", 17-21 May, Stresa, Italy. 299-302.

PEDROZO, F., R. ALCALDE. M. MANUEL. 1997.- Estado Trófico del Lago Nahuel Huapi y Estimación preliminar de su posible evolución. Centro Regional Universitario Bariloche, Departamento Provincial de Aguas de Rio Negro.

QUIROS, R. 1988.- Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verh Intern. Ver. Limnol* (23):647–658.

RAST, W. & G.F. LEE. 1983.- Nutrient Loading Estimates for Lakes. *J. Environ. Eng.* 109, 502–517. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1983\)109:2\(502\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1983)109:2(502))

REYNOLDS, C. 1992.- Eutrophication and the management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us. In: *Eutrophication: Research and Application to Water Supply* (Eds D.W. Sutcliffe & J.G. Jones), pp. 4–29. Freshwater Biological Association, Ambleside.

REYNOLDS, C. & P. DAVIES 2001.- Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 76, 27–64.

REYNOLDS, C. & S. MABERLY. 2002.- A simple method for approximating the supportive capacities and metabolic constraints in lakes and reservoirs. *Freshwater Biology* (47):1183–1188.

ROSS, L., T. TELFER, L. FALCONER, D. SOTO & J. AGUILAR-MANJARREZ. 2013.- Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 46 pp. 10.13140/RG.2.1.2211.9769

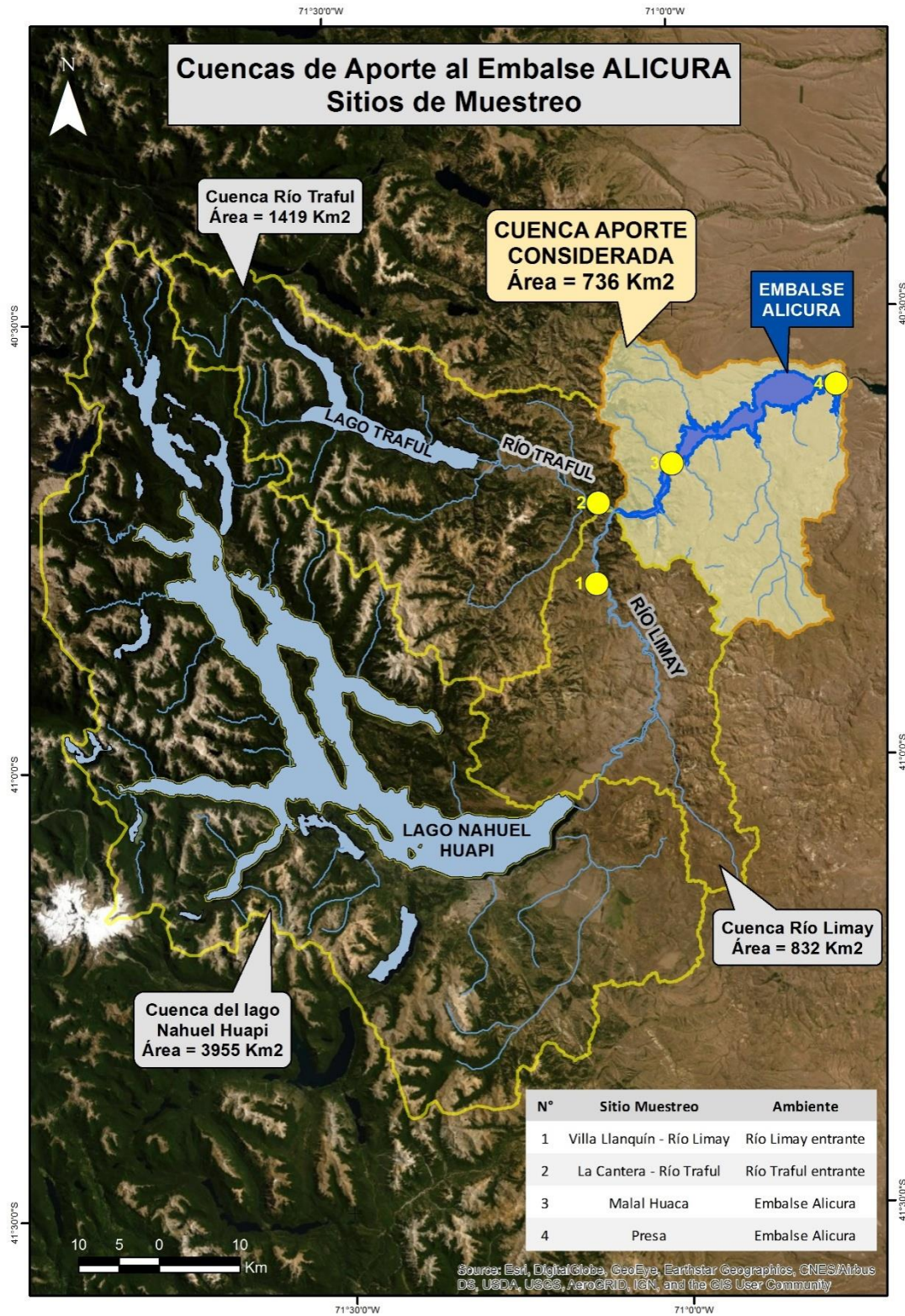
- SCHINDLER, D. 2006.- Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* (51):356-363.
- SCHINDLER, R., E. HECKY, D. FINDLAY, M. STATION, B. PARKER, ET AL. 2008.- Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year wholeecosystemexperiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, (105):11254-11258.
- SINKE, J. C. 1992.- Phosphorus dynamics in the sediment of a eutrophic lake. Ph.D. Thesis. University of Wageningen, The Netherlands, ISBN 90-5485-036-1.
- SMITH, V. 2003.- Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem. *Environ Sci & Pollut Res.*, 10: 126-39.
- SOBALLE, D. & B. KIMMEL. 1987.- A Large-Scale Comparison of Factors Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. *Ecology* (68):1943–1954. <https://doi.org/10.2307/1939885>
- SØNDERGAARD, M., P. KRISTENSEN & E. JEPPESEN. 1993.- Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark, in: *Proceedings of the Third International Workshop on Phosphorus in Sediments, Developments in Hydrobiology*. Springer, Dordrecht, pp. 345–356. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1598-8_43
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD. 2001.- Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research and Management* 17 (4-5): 303-310. <https://doi.org/10.1002/rrr.659>.
- STRASKRABA, M. & J. G. TUNDISI. 1999.- *Reservoir Water Quality Management: Guidelines of Lake Management*. Kusatsu, Japan: International Lake Environmental Committee. (9):227.
- TEMPORETTI, P. 1998.- *Dinámica del Fósforo en los cuerpos de agua con cría intensiva de salmónidos*. Tesis doctoral. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche. Río Negro. Argentina 171 pp.
- TEMPORETTI, P. & F. PEDROZO. 2000.- Phosphorus Release Rates from Sediments Affected by Fishfarming. *Aquaculture Research*, (31):447-455. (FI:1.18).

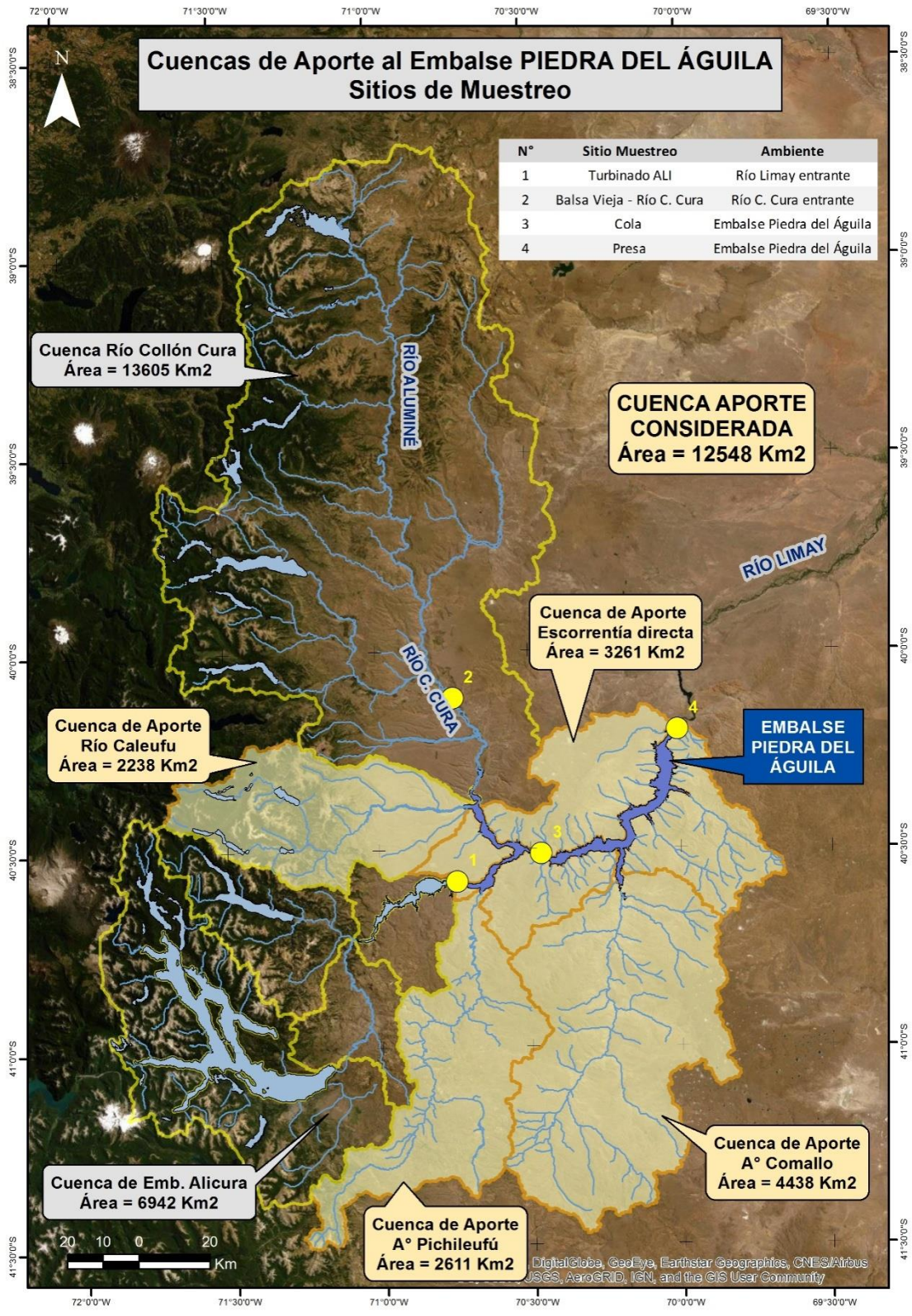
- TEMPORETTI, P., M. ALONSO, G. BAFFICO, M. DIAZ, W. LOPEZ, F. PEDROZO & P. VIGLIANO. 2001.- Trophic State, Fish Community and Intensive Production of Salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, (6):259-267. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2001.00142.x>
- TEMPORETTI, P., G. BEAMUD & F. PEDROZO. 2014. The Trophic State of Patagonian Argentinean Lakes and its Relationship with Depth Distribution in Sediment Phosphorus. *Int. J. Environ. Res.* (8):671–686. <https://doi.org/10.22059/ijer.2014.762>
- TER BRAAK, C. & P. ŠMILAUER. 2012.- Canoco reference manual and user's guide: software of ordination (version 5.0). Microcomputer Power (Ithaca, NY- USA).
- THORNTON, K., B. KIMMEL & F. PAYNE. 1990.- *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Thornton, Kimmel & Payne (Ed.). Jhon Wiley & Sons, Inc.: 246 pp.
- THORP, J., M. THOMS & M. DELONG. 2006.- *The Riverine Ecosystem Synthesis: Biocomplexity in River Networks Across Space and Time* River Research and Applications. *River Res. Applic.*, (22):123-147.
- TUNDISI, J. 1988.- Impactos ecologicos da construcao de represa: aspectos especificos e problemas de manejo, pp. 1-76. In: J. G. Tundisi (ed.), *Limnologia e manejo de represas*. Serie Monografias em Limnologia, 1o vol., Tomo 1, 506 pp.
- TUNDISI, J. & T. TUNDISI-MATSUMURA. 2008.- *Limnologia*. São Paulo (Brasil): Oficina de Textos. 631 pp.
- VALICENTI, J. 2004.- Relevamiento de aprovechamientos hidroeléctricos. Secretaría de Planificación y Desarrollo, Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, 239 pp.
- VANNOTE, R., G. MINSHALL, K. CUMMINS, J. SEDELL & C. CUSHING. 1980.- The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1): 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- VOLLENWEIDER, R. 1969.- Primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.

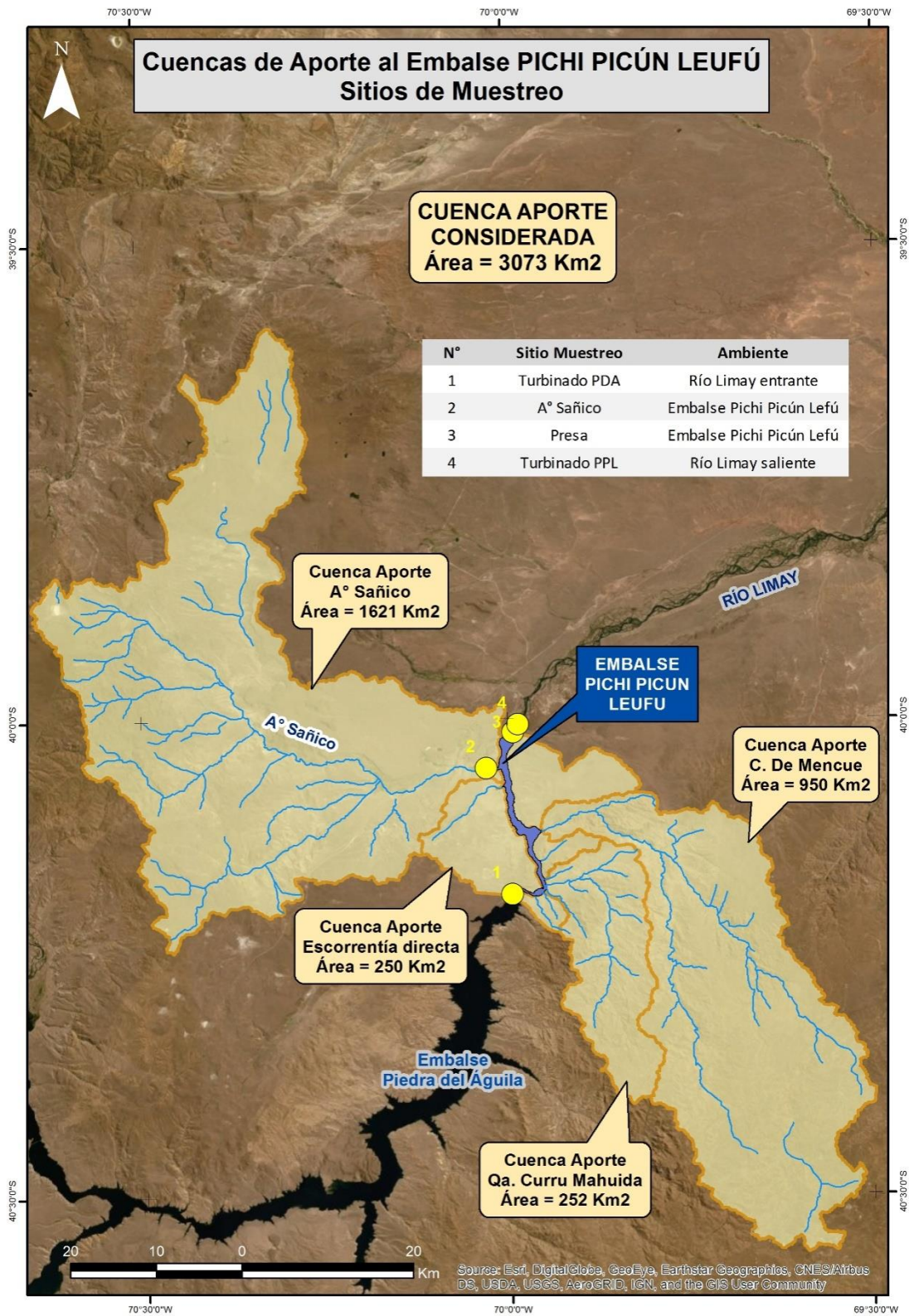
- VOLLENWEIDER, R. & J. KERÉKES. 1982.- Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organ. Econ. Co-Oper. Dev. OECD Paris 156.
- WANG, S., X. JIN, H. ZHAO, X. ZHU & F. WU. 2008.- Effects of Organic Matter on Phosphorus Release Kinetics in Different Trophic Lakes Sediments and Application of Transition State Theory. *Journal of Environmental Management*, (88):845-852.
- WARD, J. & J. STANFORD. 1983.- The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. En: TD Fontaine, SM Bartell editores. *Dynamicsof Lotic Ecosystems*. Ann Arbor (MI): Ann Arbor Scientific Publishers. p. 29–42.
- WARD, J. & J. STANFORD. 1995.- The serial discontinuity concept: Extending the model to Floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10(2-4): 159-168. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450100211>.
- WETZEL, R. 2001.- *Limnology*. Academic Press, San Diego, Philadelphia.
- WICKI, G. & L. LUCHINI. 2002.- Evaluación del Potencial para Acuicultura en la Región del Comahue (Provincias de Neuquén y Río Negro). Ed. SAGPyA, 76 pp. "Aquaculture assessment in the Comahue Region (Neuquén and Río Negro provinces)".

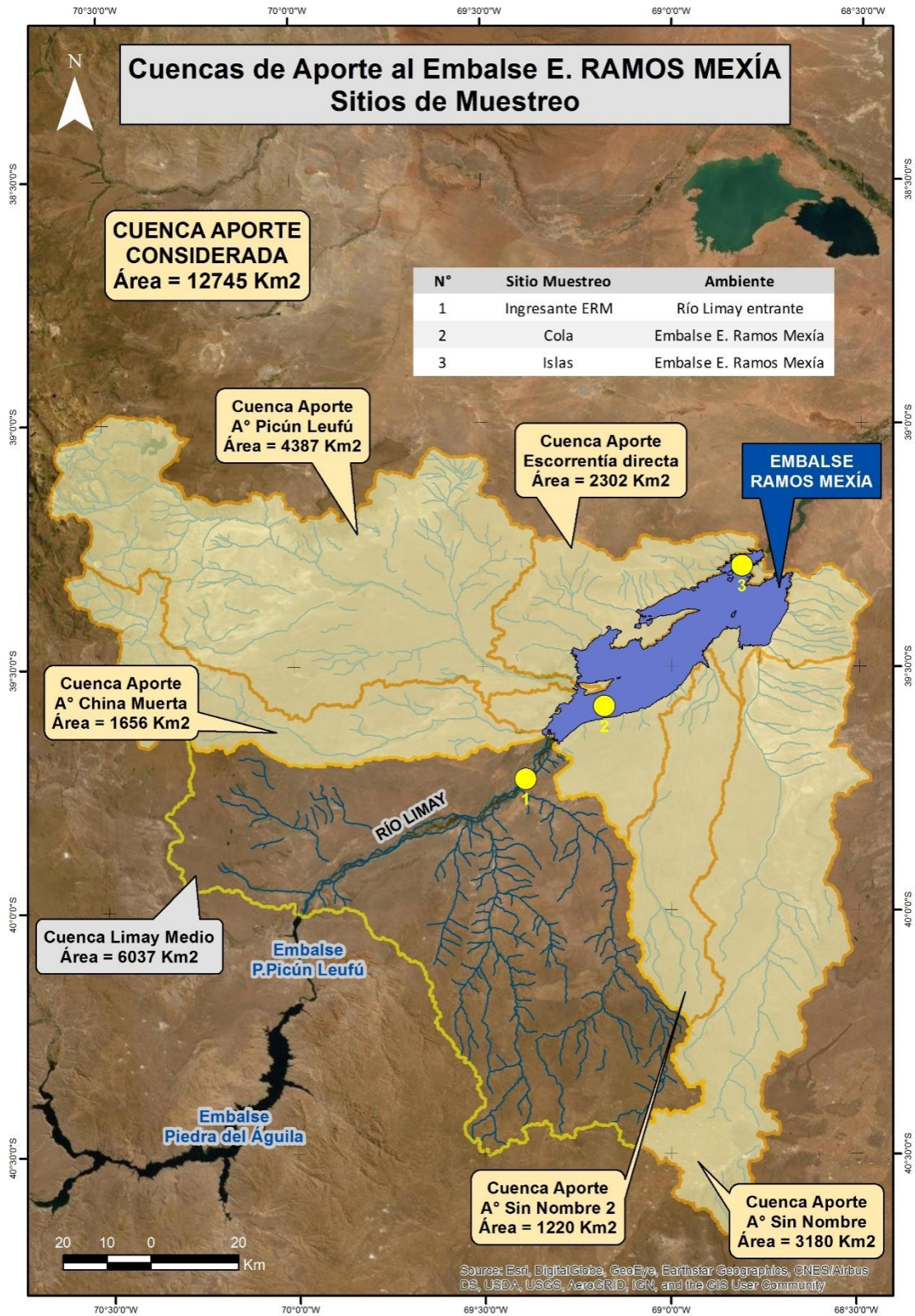
10. ANEXOS

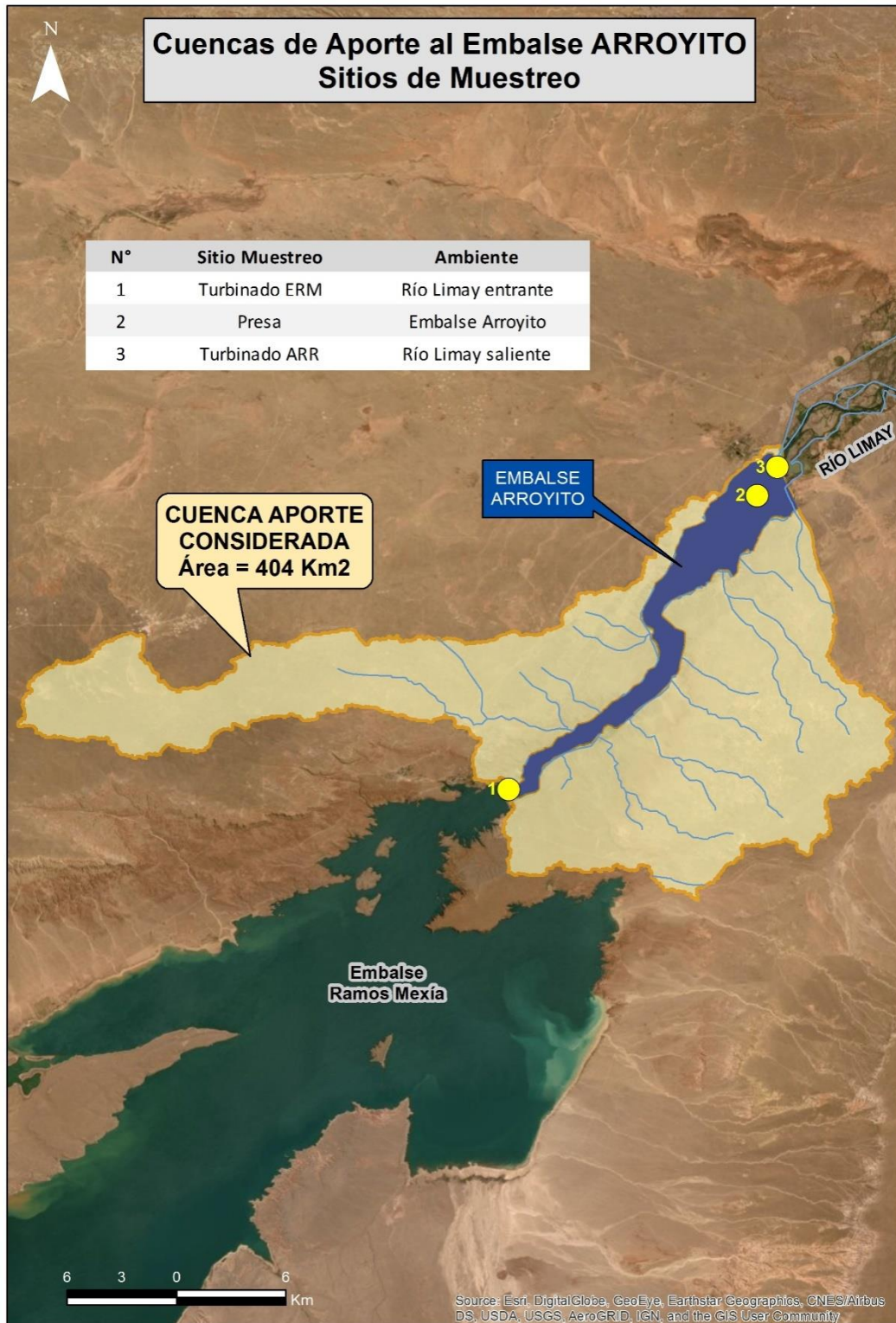
10.1. MAPAS DE LOCALIZACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO EN LOS EMBALSES DEL RÍO LIMAY Y CUENCAS DE APORTE.











10.2. CAPACIDAD DE FIJACIÓN DE FÓSFORO EN EL EMBALSE RAMOS MEXÍA.

Se determinó la capacidad de fijación de fósforo en los sedimentos del embalse Ramos Mexía, mediante experiencias de fijación/liberación de fósforo en los sedimentos extraídos en el sitio Islas para el período 2009 a 2018, según la metodología presentada en el punto 4.2.1 de la sección “Materiales y Métodos”.

En la Tabla 10.2.1, se muestran para cada año del período, las ecuaciones de ajuste de ambas isothermas, así como los valores de ajuste de las curvas (R^2), las energías de unión del P al sedimento, el PT máximo adsorbido, el PT medido en los sedimentos y el Coeficiente de Retención de P. Si bien todos los años analizados mostraron muy buen ajuste a las isothermas de Freundlich y Langmuir, la capacidad máxima de fijación y el coeficiente de retención de P al sedimento, se calculó a partir de la ecuación de ajuste de la isoterma de Langmuir. Las capacidades máximas de fijación de P variaron entre 1250 $\mu\text{g P/g}$ (año 2015) y 2083 $\mu\text{g P/g}$ (año 2009), mientras que las energías de unión del P al sedimento variaron entre 0.0010 y 0.0020. Si se considera que el PT promedio para el período fue de **648 $\mu\text{g P/g p.s.}$** , el coeficiente de retención de P promedio en el sedimento fue de **59%**. El menor porcentaje de retención se registró en el año 2017 con el 46%, mientras que el mayor porcentaje de retención se registró en el año 2014 (67%).

Año	Ecuación ajuste Freundlich	R2	Ecuación ajuste Langmuir	R2	Energía de unión P al sedimento (k)	PT máximo adsorbido ($\mu\text{g/g p.s.}$)	PT en el sedimento ($\mu\text{g/g p.s.}$)	Retención P en sedimento (%)
2009	Po+Pads = 461,0 X ^{0,158}	0,836	y = 0,2402 + 0,00048 X	0,971	0,0011	2083	1065	49
2010	Po+Pads = 263,6 X ^{0,192}	0,833	y = 0,4019 + 0,00059 X	0,954	0,0018	1695	698	59
2011	Po+Pads = 250,9 X ^{0,185}	0,815	y = 0,3879 + 0,00066 X	0,950	0,0020	1515	545	64
2012	Po+Pads = 192,3 X ^{0,204}	0,853	y = 0,6742 + 0,00070 X	0,945	0,0010	1429	580	59
2013	Po+Pads = 212,0 X ^{0,185}	0,836	y = 0,7061 + 0,00070 X	0,954	0,0010	1429	570	60
2014	Po+Pads = 122,0 X ^{0,255}	0,885	y = 0,7122 + 0,00070 X	0,941	0,0010	1429	471	67
2015	Po+Pads = 167,1 X ^{0,209}	0,833	y = 0,7430 + 0,00080 X	0,945	0,0011	1250	506	60
2017	Po+Pads = 479,7 X ^{0,124}	0,740	y = 0,3734 + 0,00060 X	0,970	0,0016	1667	897	46
2018	Po+Pads = 190,2 X ^{0,199}	0,815	y = 0,6534 + 0,00070 X	0,936	0,0011	1429	497	65
					0,0013	1547	648	59

Tabla 10.2.1: Ecuaciones de ajuste de las isothermas de Freundlich y Langmuir, capacidades máximas de adsorción y porcentajes de retención de P en los sedimentos.

La Figura 10.2.1 muestra los resultados obtenidos en las incubaciones realizadas con los sedimentos del embalse ERM, observándose un ajuste a las isothermas de Freundlich y Langmuir. Por cuestiones de claridad visual se graficaron las isothermas obtenidas para los años 2012 a 2015 y 2018.

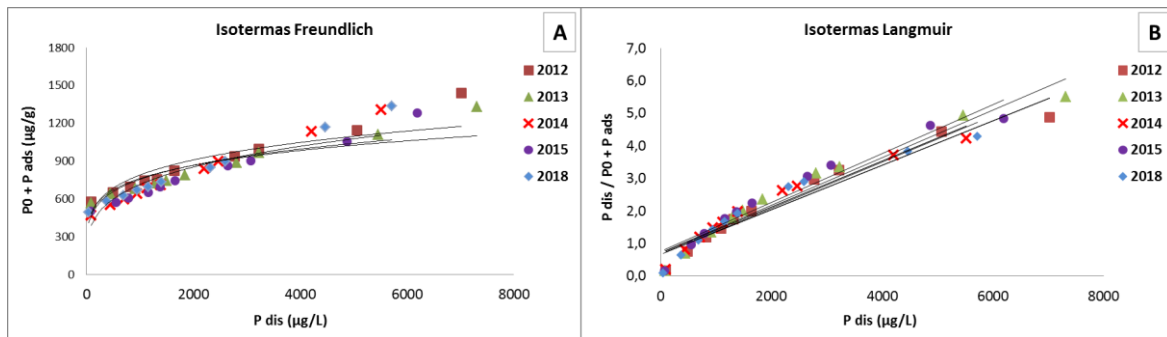


Figura 10.2.1.: Isothermas de Freundlich (A) y Langmuir (B) para la fijación del P al sedimento del sitio Islas.

10.3. ESTIMACIÓN DE LAS CARGAS DE FÓSFORO A LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY.

A continuación se presenta la estimación de las cargas PT promedio calculadas para el período 2011-2017, considerando los diferentes aportes a los embalses en cadena en la cuenca del río Limay. Aporte por tributarios (Tabla 10.3.1), por escorrentía superficial (Tabla 10.3.2), por precipitación (Tabla 10.3.3), por piscicultura (Tabla 10.3.4) y aporte vinculado a los efluentes cloacales, por población (Tabla 10.3.5).

CARGA POR AFLUENTES	Tributario	Caudal	Concentración PT	Carga PT por tributario	Carga PT
<i>Embalse</i>		<i>(m³/seg)</i>	<i>(mg/m³)</i>	<i>(Tn/año)</i>	<i>(Tn/año)</i>
ALI	Limay	163,9	9,6	52,8	68,2
	Traful	36,2	13,1	15,4	
PDA	Limay	191,2	15,4	95,2	374,8
	Collón Cura	275,9	32,5	279,6	
PPL	Limay	447,9	16,9	238,0	238,0
ERM	Limay	457,7	20,4	294,3	294,3
ARR	Limay	421,5	18,7	243,3	243,3

Tabla 10.3.1: carga anual de PT por afluentes a los embalses del río Limay.

CARGA POR ESCORRENTÍA	Área Cuenca	PT cuenca*	Carga PT	Carga PT
<i>Embalse</i>	<i>(km²)</i>	<i>(gP/m²/año)</i>	<i>(g/año)</i>	<i>(Tn/año)</i>
ALI	736	0,01	7360000	7,4
PDA	12548	0,01	125480000	125,5
PPL	3073	0,01	30730000	30,7
ERM	12745	0,02	254900000	254,9
ARR	404	0,02	8080000	8,1

* Tomado de Rast y Lee, 1983.

Tabla 10.3.2: carga anual de PT por escorrentía superficial a los embalses del río Limay.

CARGA POR PRECIPITACIÓN	Área embalse	PT Lluvia **	Prec. Media anual	[PT] agua lluvia	Carga PT
<i>Embalse</i>	<i>(km²)</i>	<i>(µg/l)</i>	<i>(mm)</i>	<i>(µg) ***</i>	<i>(Tn/año)</i>
ALI	65	9,3	179	1660,2	0,11
PDA	285	9,3	142	1320,0	0,38
PPL	19	9,3	124	1153,5	0,02
ERM	826	9,3	195	1813,2	1,50
ARR	35	9,3	195	1813,2	0,06

Tabla 10.3.3: carga anual de PT por precipitación sobre los embalses de la cuenca del río Limay.

CARGA POR PISCICULTURA	Producción	Factor de	P alimento	P tejido	PT ingresado	PT cosecha	Carga PT
<i>Embalse</i>	<i>(Tn/año)</i>	<i>Conversión</i>	<i>(%)</i>	<i>(%)</i>	<i>(Tn/año)</i>	<i>(Tn/año)</i>	<i>(Tn/año)</i>
ALI	1.135	1,5	1,77	0,5	30,1	0,2	30,0
PDA	42	1,5	1,77	0,5	1,1	0,0	1,1

Tabla 10.3.4: carga anual de PT estimada por producción piscícola en los embalses Alicura y Piedra del Águila.

CARGA POR EFLUENTES	Población #	P efluente	Carga PT
<i>Embalse</i>	<i>(habitantes)</i>	<i>(g P/persona/día)</i>	<i>(Tn/año)</i>
PPL	3.669	2,0	2,7
ERM	1.174	2,0	0,9

Datos INDEC año 2010

Tabla 10.3.5: estimación de la carga anual de PT aportada por los efluentes cloacales de los asentamientos Piedra del Águila y Villa El Chocón.

10.4. ESTIMACIÓN ANUAL DEL BALANCE DE MASAS DE FÓSFORO EN LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY.

A continuación se presentan para cada año del período 2011-2017, las estimaciones del balance de masas de PT, y las variables empleadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974) para estimar la concentración de PT. Asimismo, se presenta la concentración de PT medida anualmente en los cinco embalses.

Balance de PT (año 2011)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	89,3	583,4	333,2	542,8	211,0
Carga PT exportada (Tn/año)	112,8	299,7	358,3	202,9	198,2
Retención (Tn/año)	-23,5	283,7	-25,1	339,9	12,8
Coef. Retención R	-0,26	0,49	-0,08	0,63	0,06

Tabla 10.4.1: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2011.

Dillon y Rigler (año 2011) [PT] ($\mu\text{g/L}$) = $[\text{PL} * (1-R)]/[z*r]$	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0*	0,59	0,06*
PL ($\text{mg/m}^2/\text{año}$)	1367	2046	17674	657	6013
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km^2)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	89,3	582,3	333,2	542,8	211,0
PT estimado	5,4	12,8	15,5	11,0	6,6
PT medido	7,5	20,9	20,5	18,1	18,2

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([\text{PLs}]/[\text{PLe}])$

Tabla 10.4.2: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2011.

Balance de PT (año 2012)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	80,0	453,2	214,5	466,1	252,2
Carga PT exportada (Tn/año)	72,6	181,1	161,4	244,0	219,2
Retención (Tn/año)	7,4	272,1	53,1	222,1	32,9
Coef. Retención R	0,09	0,60	0,25	0,48	0,13

Tabla 10.4.3: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2012.

Dillon y Rigler (año 2012)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
[PT] ($\mu\text{g/L}$) = $[\text{PL} * (1-R)]/[z*r]$					
R (medido)	0,47	0,52	0,25*	0,59	0,13*
PL ($\text{mg/m}^2/\text{año}$)	1225	1593	11379	564	7184
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km^2)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	80,0	453,3	214,5	466,1	252,2
PT estimado	4,8	9,9	7,5	9,5	7,4
PT medido	7,6	15,9	12,2	18,0	18,5

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([\text{PLs}]/[\text{PLe}])$

Tabla 10.4.4: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2012.

Balance de PT (año 2013)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	88,6	658,6	451,7	785,5	361,6
Carga PT exportada (Tn/año)	167,8	418,2	420,6	353,5	345,3
Retención (Tn/año)	-79,2	240,4	31,1	432,0	16,3
Coef. Retención R	-0,89	0,36	0,07	0,55	0,05

Tabla 10.4.5: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2013.

Dillon y Rigler (año 2013) [PT] (µg/L) = [PL * (1-R)]/[z*r]	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0,07*	0,59	0,05*
PL (mg/m ² /año)	1357	2313	23960	951	10303
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km ²)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	88,6	658,2	451,7	785,5	361,6
PT estimado	5,4	14,4	19,5	16,0	11,5
PT medido	6,9	29,1	27,5	32,2	30,2

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla 10.4.6: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2013.

Balace de PT (año 2014)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	124,4	468,3	269,6	557,2	240,4
Carga PT exportada (Tn/año)	68,0	236,1	178,2	232,3	253,3
Retención (Tn/año)	56,4	232,2	91,4	324,9	-12,9
Coef. Retención R	0,45	0,50	0,34	0,58	-0,05

Tabla 10.4.7: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2014.

Dillon y Rigler (año 2014) [PT] (µg/L) = [PL * (1-R)]/[z*r]	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0,34*	0,59	0*
PL (mg/m ² /año)	1905	1644	14300	674	6850
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km ²)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	124,4	467,9	269,6	557,2	240,4
PT estimado	7,5	10,3	8,3	11,3	8,1
PT medido	9,3	15,9	15,2	17,7	19,0

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla 10.4.8: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2014.

Balance de PT (año 2015)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	97,1	607,4	269,1	487,3	261,1
Carga PT exportada (Tn/año)	133,8	235,6	255,4	253,0	264,1
Retención (Tn/año)	-36,7	371,8	13,7	234,3	-3,0
Coef. Retención R	-0,38	0,61	0,05	0,48	-0,01

Tabla 10.4.9: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2015.

Dillon y Rigler (año 2015) [PT] ($\mu\text{g/L}$) = [PL * (1-R)]/[z*r]	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0,05*	0,59	0*
PL ($\text{mg/m}^2/\text{año}$)	1487	2135	14273	590	7440
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km^2)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	97,1	607,6	269,1	487,3	261,1
PT estimado	5,9	13,3	11,9	9,9	8,8
PT medido	8,7	16,7	13,5	14,6	14,4

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla 10.4.10: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2015.

Balance de PT (año 2016)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	60,0	310,1	162,5	442,3	204,9
Carga PT exportada (Tn/año)	48,7	129,0	98,0	196,8	182,5
Retención (Tn/año)	11,3	181,1	64,5	245,5	22,4
Coef. Retención R	0,19	0,58	0,40	0,56	0,11

Tabla 10.4.11: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2016.

Dillon y Rigler (año 2016) [PT] (µg/L) = [PL * (1-R)]/[z*r]	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0,17*	0,59	0,04*
PL (mg/m ² /año)	918	1092	8618	535	5839
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km ²)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	60,0	310,7	162,5	442,3	204,9
PT estimado	3,6	6,8	4,5	9,0	6,1
PT medido	7,9	14,8	14,1	17,6	16,1

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla 10.4.12: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2016.

Balace de PT (año 2017)	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
Carga PT total (Tn/año)	78,5	431,4	199,9	580,1	228,8
Carga PT exportada (Tn/año)	62,6	166,4	98,9	220,7	226,6
Retención (Tn/año)	15,9	265,0	101,0	359,4	2,2
Coef. Retención R	0,20	0,61	0,51	0,62	0,01

Tabla 10.4.13: estimación del balance de cargas de P entrantes y salientes a los embalses del río Limay y coeficiente de retención de P (R) estimado en los sedimentos, para el año 2017.

Dillon y Rigler (año 2017) [PT] (µg/L) = [PL * (1-R)]/[z*r]	ALI	PDA	PPL	ERM	ARR
R (medido)	0,47	0,52	0,51*	0,59	0,01*
PL (mg/m ² /año)	1201	1515	10602	702	6520
z (m)	48,3	40,0	11,4	23,4	8,5
r (1/año)	2,8	1,9	100,0	1,0	100,0
Superficie (Km ²)	65,3	284,6	18,9	826,3	35,1
PL (Tn/año)	78,5	431,2	199,9	580,1	228,8
PT estimado	4,7	9,5	4,6	11,8	7,6
PT medido	5,7	13,7	7,1	23,2	21,9

* Se utilizó el R estimado como: $R = 1 - ([PLs]/[PLe])$

Tabla 10.4.14: Variables utilizadas en el modelo de Dillon & Rigler (1974), valores de PT estimados y medidos en los embalses del río Limay, para el año 2017.

10.5. ESTIMACIONES DE CLOROFILA A A PARTIR DE LOS MODELOS DE QUIRÓS, VOLLENWEIDER & KEREEKES Y REYNOLDS PARA LOS EMBALSES DEL RÍO LIMAY.

En las siguientes tablas se presentan las estimaciones de concentración de clorofila **a** calculadas con los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), para cada año del período 2011-2017 en cada uno de los embalses. Finalmente, se presentan los resultados obtenidos de las correlaciones entre la concentración de fósforo medido y estimado por cada modelo, utilizando PT y PRS.

Embalse ALI	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{la} estimada ω (µg/L)		C _{la} estimada φ (µg/L)		C _{la} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
AÑO							
2011	0.17	0.32	1.10	0.11	4.05	0.79	3.79
2012	0.17	0.31	1.12	0.08	4.10	0.64	5.06
2013	0.19	0.31	0.99	0.06	3.74	0.53	4.14
2014	0.21	0.31	1.45	0.11	4.90	0.82	3.54
2015	0.18	0.28	1.33	0.16	4.62	1.05	3.70
2016	0.20	0.32	1.18	0.16	4.25	1.02	4.42
2017	0.24	0.38	0.78	0.18	3.17	1.14	5.07

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.1: estimaciones de C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), halladas para el embalse Alicura en el período 2011 a 2017.

Embalse PDA	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{la} estimada ω (µg/L)		C _{la} estimada φ (µg/L)		C _{la} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
AÑO							
2011	0.66	1.94	4.13	0.39	10.27	1.94	4.71
2012	1.04	2.58	2.91	0.29	8.03	1.59	4.86
2013	1.19	3.44	6.36	0.83	13.92	3.30	8.06
2014	1.10	1.68	2.90	0.12	8.01	0.82	6.95
2015	1.19	2.88	3.11	0.14	8.40	0.93	5.30
2016	0.98	3.59	2.65	0.05	7.51	0.45	3.72
2017	0.89	1.80	2.39	0.06	6.98	0.49	4.07

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.2: estimaciones de C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), halladas para el embalse Piedra del Águila en el período 2011 a 2017.

Embalse PPL	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{l a} estimada ω (µg/L)		C _{l a} estimada φ (µg/L)		C _{l a} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
AÑO							
2011	5.00	5.70	4.04	1.53	10.10	5.09	8.45
2012	4.40	4.90	2.06	0.49	6.28	2.29	5.71
2013	3.48	4.50	5.91	0.59	13.22	2.59	9.27
2014	1.31	2.10	2.74	0.27	7.68	1.50	4.07
2015	1.64	2.29	2.36	0.38	6.92	1.92	6.78
2016	1.37	2.50	2.49	0.46	7.19	2.19	5.78
2017	1.27	2.29	1.02	0.19	3.83	1.16	4.94

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.3: estimaciones de C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), halladas para el embalse Pichi Picún Leufú en el período 2011 a 2017.

Embalse ERM	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{l a} estimada ω (µg/L)		C _{l a} estimada φ (µg/L)		C _{l a} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
AÑO							
2011	1.27	2.64	3.44	0.15	9.03	1.01	5.16
2012	1.71	2.47	3.42	0.31	8.98	1.64	7.24
2013	0.99	3.14	7.22	0.53	15.23	2.41	8.67
2014	1.11	2.07	3.35	0.15	8.86	0.99	8.57
2015	0.93	1.42	2.61	0.23	7.42	1.34	6.48
2016	0.88	1.64	3.31	0.14	8.79	0.95	4.48
2017	0.73	1.45	4.75	0.70	11.33	2.93	9.20

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.4: estimaciones de C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), halladas para el embalse Ramos Mexía en el período 2011 a 2017.

Embalse ARR	C _{la} eufot. medida (µg/L)		C _{l a} estimada ω (µg/L)		C _{l a} estimada φ (µg/L)		C _{l a} máx. est. α (µg/L)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
AÑO							
2011	1.43	3.02	3.47	0.21	9.08	1.23	2.36
2012	1.49	2.02	3.53	0.28	9.19	1.55	5.97
2013	1.05	1.67	6.66	0.66	14.38	2.81	8.31
2014	1.27	2.69	3.65	0.17	9.42	1.09	4.64
2015	0.64	0.92	2.55	0.18	7.31	1.14	4.15
2016	0.72	1.22	2.95	0.25	8.10	1.43	5.58
2017	0.73	0.72	4.39	0.84	10.71	3.33	9.34

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.5: estimaciones de C_{la} a partir de los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), halladas para el embalse Arroyito en el período 2011 a 2017.

Embalse	Cia eufot. medida ($\mu\text{g/L}$)		Cia estimada ω ($\mu\text{g/L}$)		Cia estimada φ ($\mu\text{g/L}$)		Cia máx. est. α ($\mu\text{g/L}$)
	media	máxima	con PT	con PRS	con PT	con PRS	con PRS máx
ALI	0.19	0.38	1.14	0.12	4.12	0.86	4.25
PDA	1.00	3.59	3.49	0.27	9.02	1.36	5.38
PPL	2.56	5.70	2.94	0.56	7.89	2.39	6.43
ERM	1.09	3.14	4.01	0.32	9.95	1.61	7.11
ARR	1.05	3.02	3.89	0.37	9.74	1.80	5.77
Pearson			0.30	0.63	0.32	0.61	0.33
R^2			0.09	0.40	0.10	0.37	0.11
valor-p			0.08	0.00	0.06	0.00	0.05

ω Quirós (1988) ecuación Patagonia; φ Vollenweider y Kerekes (1982); α Reynolds (1992).

Tabla 10.5.6: Promedio de las estimaciones de *Cla* halladas para el período 2011-2017 con los modelos de Quirós (1988), Vollenweider & Kerekes (1982) y Reynolds (1992), y correlaciones obtenidas con cada modelo ($n=35$). En rojo se destacan las correlaciones significativas entre valor observado y estimado.

10.6. DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA EMPLEANDO LOS MODELOS DE VOLLENWEIDER & KERESKES (1982) Y QUIRÓS (1988)

En las siguientes tablas se presentan las concentraciones de clorofila **a** y fósforo definidas para calcular la capacidad de carga de los embalses ALI, PDA y PPL, empleando los modelos de Vollenweider & Kerekes y Quirós. Asimismo, se presenta la producción piscícola estimada bajo las condiciones planteadas en ambos escenarios.

ESCENARIO 1	ALI^o	ALI[#]	ALI	PDA	PPL
Cla límite definida (µg/L)	2.50	2.50	2.50	2.50	5.00
Cla a incrementar (µg/L)	2.33	1.16	1.75	1.48	2.30
PRS actual (µg/L)	1.40	1.40	1.40	2.50	3.80
Producción piscícola actual (Tn/año)	1135	1135	1135	42	0
Modelo Vollenweider & Kereres (1982)					
PRS a incrementar (µg/L)	4.09	1.90	2.98	2.48	4.03
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	2544	1182	1857	4263	3468
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	3679	2317	2992	4305	3468
Producción Total estimada del Sistema (Tn/año)				10765	
Modelo Quirós (1988)					
PRS a incrementar (µg/L)	13.38	7.79	10.72	9.41	13.25
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	8330	4851	6672	16167	11405
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	9465	5986	7807	16209	11405
Producción Total estimada del Sistema (Tn/año)				35421	

* Asumiendo 1,77 % P en el alimento

** Asumiendo una tasa de conversión alimento-pezu de 1,5:1

^o Estimación utilizando la [Cla] promedio para el periodo 2011-2017 ([Cla]=0.19 µg/L)

[#] Estimación utilizando la [Cla] promedio de CFI *et al.*, 2013 ([Cla]=1.34 µg/L)

Tabla 10.6.1: variables definidas y producción estimada para el escenario 1 en los embalses ALI, PDA y PPL, utilizando los modelos de Quirós (1988) y Vollenweider & Kerekes (1982).

ESCENARIO 2	ALI ^o	ALI [#]	ALI	PDA	PPL
Cla límite definida (µg/L)	4.00	4.00	4.00	3.50	5.00
Cla a incrementar (µg/L)	3.83	2.66	3.25	2.48	2.30
PRS actual (µg/L)	1.40	1.40	1.40	2.50	3.80
Producción piscícola actual (Tn/año)	1135	1135	1135	42	0
Modelo Vollenweider & Kereres (1982)					
PRS a incrementar (µg/L)	7.05	4.73	5.89	4.38	4.03
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	4392	2943	3667	7517	3468
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	5527	4078	4802	7559	3468
Producción Total estimada del Sistema (Tn/año)				15829	
Modelo Quirós (1988)					
PRS a incrementar (µg/L)	20.34	14.83	17.32	14.04	13.25
Producción estimada a incrementar (Tn/año)**	12664	9231	10782	24122	11405
Producción total estimada del embalse (Tn/año)	13799	10366	11917	24164	11405
Producción Total estimada del Sistema (Tn/año)				47486	

* Asumiendo 1,77 % P en el alimento

** Asumiendo una tasa de conversión alimento-pez de 1,5:1

^o Estimación utilizando la [Cla] promedio para el período 2011-2017 ([Cla]=0.19 µg/L)

[#] Estimación utilizando la [Cla] promedio de CFI *et al.*, 2013 ([Cla]=1.34 µg/L)

Tabla 10.6.2: variables definidas y producción estimada para el escenario 2 en los embalses ALI, PDA y PPL, utilizando los modelos de Quirós (1988) y Vollenweider & Kerekes (1982).

10.7. CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL RÍO LIMAY.

A continuación se presenta la clasificación de estado trófico de los embalses del río Limay, en función de los valores promedio y dispersión de los registros obtenidos para las variables clorofila **a**, fósforo total y transparencia. Se utilizaron los criterios establecidos por OECD (1982).

embalse ALI	PT medio ($\mu\text{g/L}$)	Cla eufótica media ($\mu\text{g/L}$)	Transparencia (m)
<i>promedio</i>	7.6	0.20	7.3
<i>máximo</i>	62.6	0.38	12.9
<i>mínimo</i>	0.9	0.10	1.0
<i>ds</i>	8.4	0.07	2.8
<i>p-ds</i>	0	0.13	4.6
<i>p+ds</i>	16.0	0.27	10.1
Estado Trófico	ultraoligotrófico a mesotrófico	ultraoligotrófico	oligotrófico a mesotrófico

Tabla 10.7.1: concentración promedio, mínima, máxima y desvío estándar de las variables utilizadas para establecer el estado trófico del embalse Alicura.

embalse PDA	PT medio ($\mu\text{g/L}$)	Cla eufótica media ($\mu\text{g/L}$)	Transparencia (m)
<i>promedio</i>	18.3	1.00	8.0
<i>máximo</i>	75.0	3.59	14.7
<i>mínimo</i>	7.0	0.15	0.5
<i>ds</i>	10.6	0.70	3.3
<i>p-ds</i>	7.7	0.30	4.7
<i>p+ds</i>	28.8	1.70	11.3
Estado Trófico	oligotrófico a mesotrófico	ultraoligotrófico a oligotrófico	oligotrófico a mesotrófico

Tabla 10.7.2: concentración promedio, mínima, máxima y desvío estándar de las variables utilizadas para establecer el estado trófico del embalse Piedra del Águila.

embalse PPL	PT medio (µg/L)	Cla eufótica media (µg/L)	Transparencia (m)
<i>promedio</i>	15.9	2.50	6.0
<i>máximo</i>	48.1	5.7	10.0
<i>mínimo</i>	2.2	0.20	1.5
<i>ds</i>	10.0	1.61	2.0
<i>p-ds</i>	6.0	0.89	4.0
<i>p+ds</i>	25.9	4.11	7.9
Estado Trófico	oligotrófico a mesotrófico	ultraoligotrófico a mesotrófico	oligotrófico a mesotrófico

Tabla 10.7.3: concentración promedio, mínima, máxima y desvío estándar de las variables utilizadas para establecer el estado trófico del embalse Pichi Picún Leufú.

embalse ERM	PT medio (µg/L)	Cla eufótica media (µg/L)	Transparencia (m)
<i>promedio</i>	20.2	1.09	3.9
<i>máximo</i>	84.8	3.14	8.3
<i>mínimo</i>	8.7	0.17	0.8
<i>ds</i>	10.9	0.62	1.6
<i>p-ds</i>	9.3	0.47	2.3
<i>p+ds</i>	31.1	1.71	5.5
Estado Trófico	oligotrófico a mesotrófico	ultraoligotrófico a oligotrófico	mesotrófico

Tabla 10.7.4: concentración promedio, mínima, máxima y desvío estándar de las variables utilizadas para establecer el estado trófico del embalse Ramos Mexía.

embalse ARR	PT medio (µg/L)	Cla eufótica media (µg/L)	Transparencia (m)
<i>promedio</i>	19.7	1.05	3.7
<i>máximo</i>	43.6	3.02	6.9
<i>mínimo</i>	9.6	0.25	1.1
<i>ds</i>	7.3	0.67	1.4
<i>p-ds</i>	12.4	0.37	2.3
<i>p+ds</i>	27.0	1.72	5.1
Estado Trófico	mesotrófico	ultraoligotrófico a oligotrófico	mesotrófico

Tabla 10.7.5: concentración promedio, mínima, máxima y desvío estándar de las variables utilizadas para establecer el estado trófico del embalse Arroyito.