

UCH-FC  
Q. Ambiental  
S 586  
CL



FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

**“CAMBIO TRÓFICO EN EL EMBALSE RAPEL A 45 AÑOS DE  
FUNCIONAMIENTO”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de:

**Químico Ambiental**

**Tania Andrea Silva Arce**

Director de Seminario de Título: Profesora Irma Vila Pinto

Diciembre de 2015  
Santiago – Chile



## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la candidata:

**TANIA ANDREA SILVA ARCE**

“CAMBIO TRÓFICO EN EL EMBALSE RAPEL A 45 AÑOS DE  
FUNCIONAMIENTO”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Químico Ambiental

### COMISIÓN DE EVALUACIÓN

*Profesora. Irma Vila P.*  
**Director Seminario de Título**

*M.Cs Sylvia Copaja C..*  
**Presidente**

*Dr. David Véliz B.*  
**Corrector**



*Irma Vila P.*

*Sylvia Copaja C.*

*David Véliz B.*

Santiago de Chile,.....

## **AGRADECIMIENTOS**

Primeramente quiero dar las gracias a mi familia. A mi papá por todo su esfuerzo y cariño. A mis hermanos: Andy y Jutty por estar ahí para mí cuando los necesito. A mis sobrinos Luciano y Leito por alegrar y desordenar mis tardes. Y especialmente a mi mamá, por su amor, por ser la persona que más cree en mí, más que yo misma muchas veces y a quien debo todo lo que soy ahora.

Agradezco a las personas que hicieron posible la realización de este seminario de título. A mi tutora, la profesora Irma Vila por su comprensión, ayuda y paciencia durante este largo proceso. A Claudia González por su ayuda desinteresada, por darse el tiempo de responder todas mis dudas, sus consejos y principalmente porque sin ella este proceso no hubiese concluido de manera exitosa. También quiero agradecer al Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL), por facilitar los medios para recopilar la información y llevar a cabo este trabajo.

Agradezco también a todas las personas que hicieron mi paso por JGM muchísimo más grato. A mis amigos Romina, George, Java, Viky y Waleria. Todos compañeros no sólo de universidad, sino de la vida, con quien compartí risas, llantos, amor, cervezas, conversaciones triviales y profundas. A la gente de las gradas por la buena onda y los momentos de relax después de un mal día o simplemente para despejar la mente.

Finalmente agradezco a los míos, aquellos que partieron antes que yo, siempre están en mi mente, guían mi camino, me protegen y acompañan donde sea que vaya.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>I.</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	1
1.1.	Antecedentes Generales .....	1
1.1.1	Embalses.....	1
1.1.2	Eutrofización.....	2
1.1.3	Impactos de la eutrofización en la calidad de agua del embalse.....	2
1.1.4	Nitrógeno en agua .....	3
1.1.5	Estado trófico .....	5
1.1.5.1.	Clasificación del estado trófico de Smith.....	6
1.1.5.2.	Índice del estado trófico de Carlson (1977).....	6
1.1.5.3.	Uso de fitoplancton como indicador del estado trófico.....	8
1.2.	Antecedentes Específicos .....	8
1.2.1	Descripción del área de estudio.....	8
1.2.1.1.	Hidrografía .....	9
1.2.1.2.	Climatología.....	10
1.2.1.3.	Actividad económica y descargas al sistema acuático .....	11
1.2.2	Embalse Rapel .....	12
1.2.2.1.	Estudios de calidad del agua del embalse .....	16
1.3.	Hipótesis.....	18
1.4.	Objetivos .....	18
1.4.1	Objetivo General.....	18
1.4.2	Objetivos Específicos .....	18
<b>II.</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	19
2.1.	Parámetros y variables de estudio.....	19
2.2.	Diagnóstico del estado trófico.....	21
2.3.	Análisis del fitoplancton .....	22
<b>III.</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	26
3.1.	Determinación del Estado Trófico.....	26
3.1.1	Estado trófico de Smith.....	26
3.1.1.1.	Fósforo Total.....	26
3.1.1.2.	Nitrógeno Total .....	27

3.1.1.3.	Clorofila a.....	28
3.1.1.4.	Profundidad de disco Secchi.....	29
3.1.2	TSI Carlson .....	30
3.2.	Determinación de Parámetros físico-químicos.....	33
3.2.1	Conductividad Específica .....	33
3.2.2	Oxígeno Disuelto .....	33
3.2.3	pH.....	35
3.2.4	Temperatura.....	35
3.3.	Estructura y dinámica fitoplanctónica.....	36
<b>IV.</b>	<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>43</b>
4.1.	Parámetros y variables fisicoquímicas de la calidad del agua y diagnóstico del estado trófico .....	43
4.1.1	Conductividad Específica .....	43
4.1.2	Oxígeno Disuelto .....	43
4.1.3	pH.....	44
4.1.4	Temperatura.....	44
4.1.5	Estado trófico de Smith.....	45
4.1.5.1.	Fósforo y Nitrógeno Total.....	45
4.1.5.2.	Clorofila a.....	46
4.1.5.3.	Profundidad de disco Secchi.....	46
4.1.6	TSI Carlson .....	46
4.2.	Estructura y dinámica fitoplanctónica.....	47
<b>V.</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>49</b>
<b>VI.</b>	<b>REFERENCIAS</b> .....	<b>51</b>
<b>VII.</b>	<b>ANEXO</b> .....	<b>55</b>

## TABLAS

Tabla 1. Clasificaciones de niveles tróficos para lagos según Smith y col (1999) .....	6
Tabla 2. Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua .....	7
Tabla 4. Máximos y mínimos de los parámetros en el muestreo realizado en octubre de 2010 .....	16
Tabla 5. Nombre de las estaciones de monitoreo de la DGA en el Embalse Rapel .....	19
Tabla 6. Parámetros y variables analizadas.....	20
Tabla 7. Valores máximos o mínimos correspondientes a las distintas clases de calidad .....	21
Tabla 8. Fórmulas para estimar el estado trófico aplicando los indicadores de trofia...22	
Tabla 3. Parámetros morfométricos del Embalse Rapel, según las diferentes cubetas (103,5 m s.n.m) .....	55
Tabla 9. Abundancia relativa de las microalgas durante tres períodos de muestreo en Cubeta Alhué.....	56
Tabla 10. Abundancia relativa de las microalgas durante tres períodos de muestreo en Cubeta Las Balsas.....	57
Tabla 11. Abundancia relativa de las microalgas durante tres períodos de muestreo en Cubeta Represa .....	59
Tabla 12. Composición fitoplanctónica de la cubeta Las Balsas mayo 2013.....	60
Tabla 13. Abundancia relativa de la cubeta Las Balsas mayo 2013.....	61

## FIGURAS

Figura 1. Zonas internas de un embalse (Modificado de Gore y Petos (1989)).....	1
Figura 2. Reacciones de oxi-reducción del nitrógeno en el agua. ....	3
Figura 3. Distribución idealizada de nitrito, nitrato y amoníaco en dos lagos estratificados (oligotrófico y eutrófico). ((Modificado de Horne y Goldman (1994)).....	4
Figura 4. Ubicación del embalse Rapel.....	13
Figura 5. Mapa batimétrico de las tres cubetas: Alhué, Las Balsas y Represa. (Modificado de Contreras y col. (1994)).....	15
Figura 6. Cámara de recuento de Sedgwick-Rafter. ....	23
Figura 7. A) Colonia de <i>Microcystis</i> sp. y B) Colonia de <i>Microcystis flosaquae</i> (Wittrock) Kirchner y filamentos de cianobacterias. (Laboratorio de limnología; Bruun, 2009).....	24
Figura 8. Promedio anual de la concentración de fósforo total de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).....	27
Figura 9. Promedio anual de la concentración de nitrógeno total de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).....	28
Figura 10. Promedio anual de la concentración de clorofila a de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).....	29
Figura 11. Promedio anual de transparencia disco de Secchi de cada cubeta en el periodo 1995 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).....	30
Figura 12. Promedio anual del Índice del estado trófico (TSI) para la cubeta Alhué (a), Represa (b) y Las Balsas (c) en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Carlson (1977). ....	32
Figura 13. Promedio anual de la conductividad específica para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).....	34
Figura 14. Promedio anual del oxígeno disuelto para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).....	34

Figura 15. Promedio anual del pH del agua para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013.Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).....	35
Figura 16. Promedio anual de la temperatura del agua para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013.....	36
Figura 17. Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia canónico para la relación microalgas a nivel de especie y las variables ambientales en el embalse Rapel.....	38
Figura 18. Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia canónico para la relación microalgas a nivel de clase y las variables ambientales en el embalse Rapel.....	39
Figura 19. Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de componentes principales de las asociaciones de microalgas en tres períodos en el Embalse Rapel.	40
Figura 20. Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para la cubeta Las Balsas en el período de floración, mayo 2013.....	41
Figura 21. <i>Peridinium aff. playfairi</i> y <i>Peridinium willei</i> visto bajo el microscopio con un aumento de 400x.....	42



## RESUMEN

Las aguas con alto contenido de nutrientes (eutrofizadas) u otros residuos químicos (contaminadas) alteran la composición de la biota que albergan. Una de las respuestas inmediatas y evidentes es la disminución de la diversidad de las comunidades, y el incremento de las pocas especies más tolerantes que generan “floraciones algales” (blooms).

En la zona centro de Chile, el embalse Rapel es el sistema lacustre artificial de mayor volumen, construido en 1968 con fines hidroeléctricos, con el aporte principal de los ríos Cachapoal, Tinguiririca y Alhué. A ocho años de ser embalsado presentó un proceso de eutrofización acelerado debido a la recepción de agroquímicos y desarrollo rápido del turismo en sus orillas.

El objetivo principal de este seminario fue evaluar la variación histórica del estado trófico del embalse Rapel y como se asocia con la respuesta de la estructura fitoplanctónica.

Se seleccionó ocho parámetros y variables, basado en criterios considerados en la determinación del estado trófico y con los valores máximos correspondientes a las distintas clases de calidad establecidas por la “Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas” del Ministerio del Medio Ambiente.

Para comprender la relación que existe entre las especies de fitoplancton y los factores físico-químicos, se utilizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Adicionalmente, se efectuó un Análisis de Componentes Principales (PCA) en busca

de la similitud o diferencia en la organización comunitaria durante los diferentes periodos tróficos estudiados.

El embalse históricamente ha presentado elevados niveles de fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a* y transparencia del disco de Secchi, que permiten clasificarlo como un sistema eutrófico e incluso hipereutrófico. Este deterioro en la calidad física y química del agua ha generado condiciones que desencadenaron una floración masiva de dinoflagelados, dejando en evidencia que el estado trófico influye directamente en la abundancia y composición del fitoplancton.

En cuanto a la conductividad específica, oxígeno disuelto y temperatura, el embalse, muestra valores normales correspondientes a calidad de agua clase 0 y 1 con oscilaciones marcadas por distintos periodos de calidad química.

Con relación a la respuesta fitoplanctónica, la fase de contaminación tiene como clase dominante a Chlorophyceae, que son microalgas tolerantes al efecto alguicida del sulfato de cobre. Para el período de recuperación, año 2000, la especie dominante fue *Aulacoseira granulata* y finalmente para el año 2013 se encontró que la dinámica del fitoplancton ha variado respecto a la descrita históricamente.

La importante dominancia de *Aulacoseira granulata* fue reemplazada por los dinoflagelados, *Peridinium aff. playfairi* y *Peridinium willei* los cuales suman cerca de un 70% de la abundancia total del fitoplancton para la cubeta Las Balsas.

## ABSTRACT

The waters rich in nutrients (eutrophic) or other chemical (contaminated) modify the composition of the biota that they contain. One fast and obvious response to this phenomenon is explained by two main facts: the reduction of the community diversity and the increment of few tolerant species that produce "algal blooms".

In central Chile, the Rapel reservoir is the artificial lake system of higher volume, was built during 1968 for hydroelectric purposes, with the main contribution of the Cachapoal, Tinguiririca and Alhué rivers. After eight years of being dammed, a process of accelerated eutrophication was described due to the reception of agrochemicals and the rapid development of tourism.

The main goals of this study was to evaluate the historical variation of the trophic status of Rapel reservoir and how it is associated with the response of the phytoplankton structure.

Eight parameters and variables were selected based on criteria considered in determining the trophic status and the maximum values corresponding to the different classes of quality established by the "Guidelines for the establishment of secondary environmental quality standards for surface and marine waters" of the Environmental Ministry.

To understand the relationship between phytoplankton species and physico-chemical factors it was used a Canonical Correspondence Analysis (CCA). Additionally, a Principal Component Analysis (PCA) was carried out in order to search for the similarity or difference in community organization during the different trophic studied during this period.

The reservoir has historically presented high levels of total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a* and Secchi disk transparency, classifying it as eutrophic and even as an hypertrophic system. This deterioration in the physical and chemical quality of the water has created conditions which triggered a massive bloom of dinoflagellates, demonstrating that the trophic state directly influences the abundance and composition of phytoplankton.

Regarding the specific conductivity, dissolved oxygen, and temperature, the reservoir, shows values corresponding to normal water quality class 0 and 1 with oscillations marked by different periods of chemical quality.

In relation to the phytoplankton response, the contamination period has as a dominant class to Chlorophyceae, which are microalgae tolerant to the effect algacide of copper sulfate. For the year 2000 recovery period, the dominant species was *Aulacoseira granulata* and finally during 2013 it has been found that phytoplankton dynamics has varied from that described historically. The important dominance of *Aulacoseira granulata* was replaced by the dinoflagellates, *Peridinium* aff. *playfairi* and *Peridinium willei* which total about 70% of the total phytoplankton abundance for Las Balsas sampling site.

## I. INTRODUCCIÓN

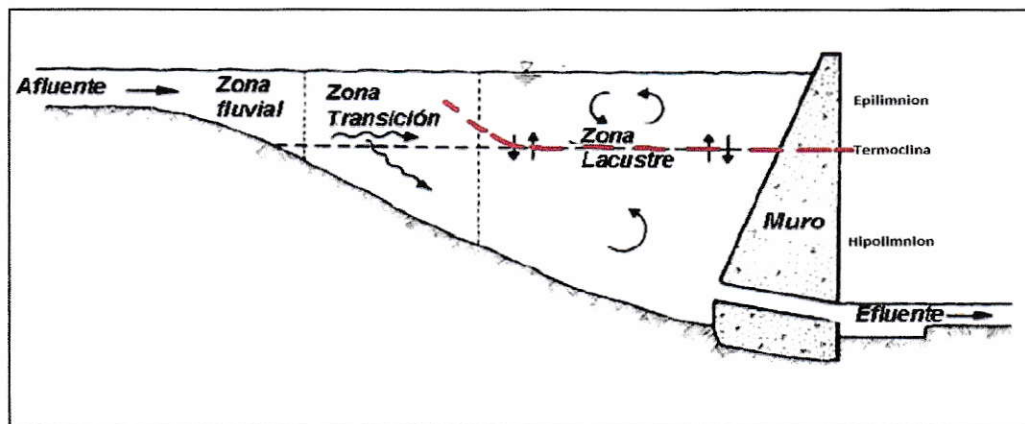
### 1.1. Antecedentes Generales

#### 1.1.1 Embalses

Los embalses o lagos artificiales son construcciones hidráulicas para la acumulación de agua con fines de producción de hidroelectricidad, agua para riego o reserva de agua potable. En ellos es posible observar generalmente tres zonas hidrológicas y con características tanto físicas como hidráulicas diferentes. Estas zonas son:

- i) la región de la cola, que inicia el embalse desde el(los) afluente(s),
- ii) una zona de transición fluvio- lacustre y
- iii) la zona de cabecera, con la presa y con características típicamente lacustres (Thornton y col., 1990).

Constituyen un ecosistema intermedio entre río y lago, en la zona de la cola se comportan como río y en la parte más cercana a la represa como lago. La Figura 1 muestra un esquema de las zonas internas frecuentemente observadas en un embalse.



**Figura 1.** Zonas internas de un embalse (Modificado de Gore y Petos (1989)).

La construcción de embalses en Chile atiende a las necesidades de abastecimiento de agua potable, de riego, industrial y la generación de energía hidroeléctrica. Un problema prácticamente inherente a la ontogenia y operación de embalses es la eutrofización.

### **1.1.2 Eutrofización**

En 1982, La Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE) definió la eutrofización como “el enriquecimiento en nutrientes de las aguas, que provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre los que el incremento en la producción de algas y macrofitas, el deterioro de la calidad acuática y otros cambios sintomáticos resultan indeseables e interfieren con la utilización del agua” (Ryding y Rast, 1992). Estos nutrientes son generalmente Nitrógeno y Fósforo provenientes de aportes alóctonos.

### **1.1.3 Impactos de la eutrofización en la calidad de agua del embalse**

La eutrofización de los embalses, entendida como un aumento excesivo e irregular de los nutrientes, y en general, de la productividad primaria del agua, conlleva alteraciones en la diversidad, abundancia y dinámica de todas las comunidades bióticas como lo son el fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y macrófitas, entre otras.

Asimismo, con respecto a las características físicas y químicas del agua, la eutrofización conlleva procesos de anoxia, sedimentación, acumulación de sales, aumento de turbidez y en los casos más graves una total colmatación del cuerpo de agua.

Para el caso de los embalses con fines energéticos, la concentración de sedimentos altera la dinámica del agua en la salida ya que disminuye la velocidad del

flujo de agua y al aumentar la concentración de nutrientes, favorece los procesos de colonización y formación de biofilms sobre todas las superficies. Estos cambios alteran totalmente el buen funcionamiento de los sistemas (Sierra, 2010).

#### 1.1.4 Nitrógeno en agua

Las formas de nitrógeno de mayor interés en las aguas naturales, son por orden decreciente de su estado de oxidación: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y nitrógeno orgánico (proteínas, péptidos, ácidos nucleicos y urea). Todas esas formas del nitrógeno, lo mismo que el nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ), son interconvertibles bioquímicamente y forman parte del ciclo del nitrógeno (Cortés y Montalvo, 2010). En la Figura 2 se muestra las reacciones bioquímicas que influyen sobre la distribución de los compuestos de nitrógeno en el agua.

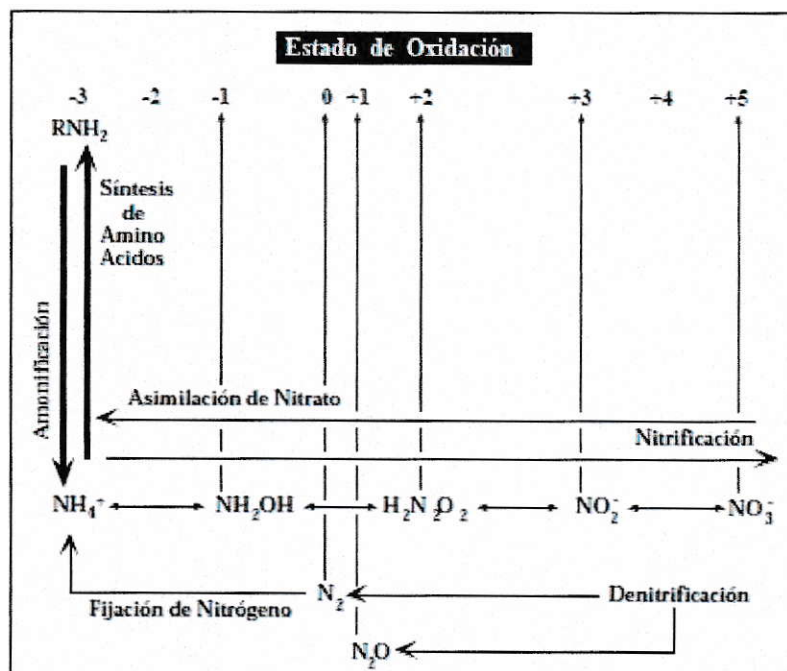
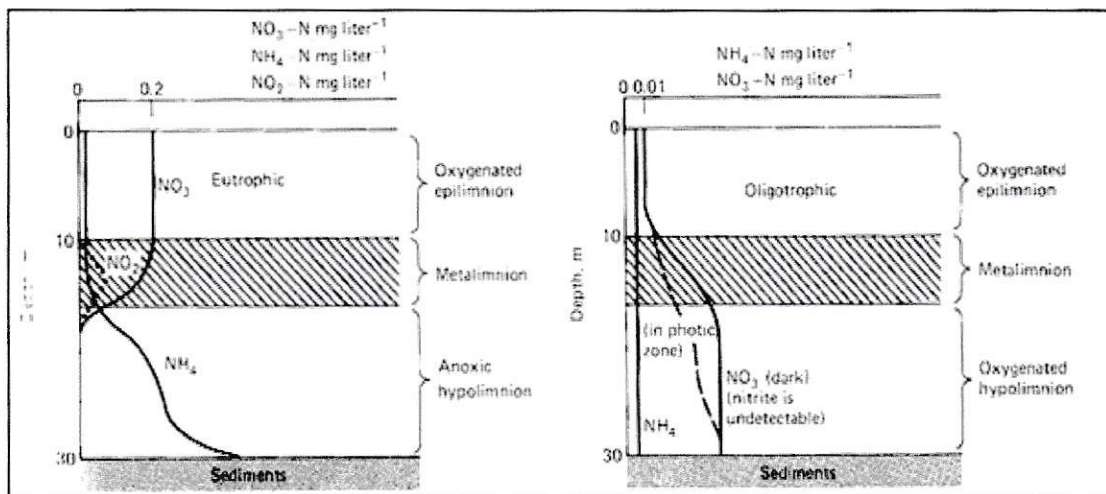


Figura 2. Reacciones de oxi-reducción del nitrógeno en el agua.

En la Figura 3 se muestra la distribución idealizada de nitrito, nitrato y amoníaco, en profundidad, en dos lagos estratificados (oligotrófico y eutrófico) en pleno verano. Cabe destacar que el ejemplo de lago oligotrófico muestra niveles bajos de nitrato, pero sin embargo se podría alcanzar altos niveles de nitrato, ya que, la falta de otros nutrientes puede causar también la baja productividad (Horne y Goldman, 1994).

La concentración de amoníaco es generalmente baja en aguas aeróbicas debido a la absorción por parte de las plantas y la nitrificación bacteriana. En aguas anaeróbicas o de una alta acidez la actividad catalítica de las bacterias nitrificantes es inhibida, por lo tanto, la nitrificación cesa. El nitrito se oxida fácilmente por *Nitrobacter* y rara vez se acumula, especialmente en sistemas con oxígeno presente (Fig. 3).



**Figura 3.** Distribución idealizada de nitrito, nitrato y amoníaco en dos lagos estratificados (oligotrófico y eutrófico). ((Modificado de Horne y Goldman (1994)).



### 1.1.5 Estado trófico

El “estado trófico” es un concepto que implica la relación entre el contenido de nutrientes en el cuerpo de agua y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo. Lagos y embalses pueden clasificarse en oligotróficos (del griego “poco alimentado”) o eutróficos (del griego “bien alimentado”). Un tercer estado descriptivo, mesotrófico, se utiliza generalmente para describir las reservas de agua en estado de transición entre la oligotrofia y la eutrofia. Con el pasar de los años se ha hecho necesario sumar un nuevo término para describir el estado trófico de lagos y embalses, hipereutrófico, para sistemas con altas concentraciones de nutrientes y elevada productividad biológica.

Para estimar el estado trófico de un embalse/lago se recurre al uso de índices o clasificaciones que describan los síntomas de eutrofización. Estos índices deben caracterizar los procesos naturales y ayudar a medir cambios relativamente lentos en el ecosistema; su valor depende de la facilidad con que puedan ser usados. Aunque a veces sea suficiente analizar las alteraciones visuales o medidas tomadas en momentos específicos, es preferible el uso de índices cuantitativos (OPS-CEPIS 1996).

Los índices tróficos se utilizan para establecer bases y criterios para diagnosticar y cuantificar la calidad de los lagos y embalses. De esta forma la toma de decisiones políticas, económicas y ambientales en relación a los sistemas acuáticos se torna más eficiente y eficaz.

Dos de los índices tróficos más aceptados son el índice de Carlson (Carlson 1977), utilizado por la Agencia de Protección Ambiental (APA) de Estados Unidos y el índice de Smith (Smith 1999) que presenta las concentraciones de parámetros en forma separada para lagos y ríos.

### 1.1.5.1. Clasificación del estado trófico de Smith

Para evaluar el estado trófico, se ha considerado la clasificación propuesta por Smith (1999), que presenta concentraciones de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), clorofila *a* (Clor *a*) y transparencia del disco de Secchi (DS) para sistemas acuáticos como lagos, ríos y océanos. En el caso específico del embalse Rapel, se utiliza los rangos que se proponen para lagos y que permitirían clasificar sistemas con estado oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico (Centro de Ecología Aplicada (CEA), 2010). Esta clasificación se detalla en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Clasificaciones de niveles tróficos para lagos según Smith y col (1999)

	<b>Estado Trófico</b>	<b>NT (mg m<sup>-3</sup>)</b>	<b>PT (mg m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Clor <i>a</i> (mg m<sup>-3</sup>)</b>	<b>DS (m)</b>
<b>Lagos</b>	Oligotrófico	< 250	< 10	< 3.5	> 4
	Mesotrófico	350-650	10-30	3.5-9	2-4
	Eutrófico	650-1200	30-100	9-25	1-2
	Hipereutrófico	> 1200	> 100	> 25	< 1

(Modificado de Smith (1999)).

### 1.1.5.2. Índice del estado trófico de Carlson (1977)

El Índice de estado Trófico (TSI), ha sido intensivamente utilizado y, varía entre 0 y 100 (Tabla 2), es decir, de oligotrófico a hipereutrófico. Se obtiene a través de la

transparencia determinada con el disco de Secchi, la concentración de clorofila a y fósforo total.

Las tres expresiones no arrojan exactamente el mismo valor numérico; con bastante frecuencia ocurre que el valor del índice calculado a partir de la concentración de fósforo es superior a los valores que resultan de emplear la profundidad de visión del disco de Secchi o la concentración de clorofila. El valor que se ha utilizado para calcular el índice de susceptibilidad es la media aritmética de los valores que resultan de cada una de las tres expresiones (URA, 2011).

**Tabla 2.** Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua

Estado de trofia	TSI	DS (m)	PT (mg m <sup>-3</sup> )	Clor a (mg m <sup>-3</sup> )
<b>Oligotrófico</b> (TSI < 40)	0	64	0,75	0,04
	10	32	1,5	0,12
	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
<b>Mesotrófico</b> (40 < TSI < 50)	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
	60	1	48	20
<b>Eutrófico</b> (50 < TSI < 70)	70	0,5	96	56
	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
<b>Hipereutrófico</b> (TSI > 70)	100	0,062	768	1.183
<b>Relación de los parámetros de eutrofización.</b>		$\frac{TSI_{DS}}{2}$	$2 \times TSI_{PT}$	$\sqrt{7,8 TSI_{Clor a}}$

Modificado de Carlson (1977; 1980).

### **1.1.5.3. Uso de fitoplancton como indicador del estado trófico**

Se define como fitoplancton la comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos, (microalgas, cianobacterias, flagelados heterótrofos y otros grupos sin clorofila) que vive suspendida en la masa de agua (DMA, 2005).

Durante los años treinta quedó establecido que tanto la abundancia como la composición del fitoplancton de las aguas dulces seguían el ritmo de las fluctuaciones estacionales (Reynolds, 1984). Además de los cambios estacionales en los ecosistemas acuáticos, especialmente en la región mediterránea, se describen una serie de perturbaciones de origen alóctono (que repercuten en el medio físico), seguidas de una reestructuración de la comunidad biológica (Harris & Trimbee, 1986).

Las aguas con alto contenido de nutrientes (eutrofizadas) u otros residuos químicos (contaminadas) alteran la composición de la biota que albergan. Una de las respuestas inmediatas y evidentes es la disminución de la diversidad de las comunidades, y el incremento de las pocas especies más aptas o “floraciones algales” (blooms) para crecer en estas condiciones especiales (De León, 2002).

## **1.2. Antecedentes Específicos**

### **1.2.1 Descripción del área de estudio**

La cuenca hidrográfica del río Rapel forma parte de la VI Región del General Libertador Bernardo O'Higgins (89% aproximadamente), se sitúa entre los paralelos 33°53' y 35°01' de latitud sur, drenando una superficie total de 13.695 km<sup>2</sup>. Comprende las provincias de Cachapoal, Colchagua, parte de las Provincias de Cardenal Caro y Melipilla (comuna de Alhué) (DGA, 2004).

El río Rapel se forma de la unión de los ríos Cachapoal y Tinguiririca, en el lugar denominado La Junta, a unos 6 km al oeste de la localidad de Las Cabras. La confluencia tiene lugar en el interior de la Cordillera de la Costa y se encuentra hoy inundada por las aguas del embalse Rapel (DGA, 2004)

#### **1.2.1.1. Hidrografía**

La hoya hidrográfica del río Rapel, tiene origen andino con escurrimiento torrencial y régimen mixto pluvio-nival (crecidas pluviales en invierno y nivales en verano). Este río se forma por la confluencia de los ríos Cachapoal y Tinguiririca, constituye la principal cuenca hidrográfica de la región, con 14.800 Km<sup>2</sup> y 70 Km de extensión hasta su desembocadura en el mar.

Además de sus dos afluentes principales, también llegan a su cauce las aguas de los esteros Las Palmas y Alhué, que provienen de la Región Metropolitana. Aguas abajo de la represa, el río Rapel además actúa como límite natural con la Región Metropolitana y luego con la Quinta Región, hasta su desembocadura en la localidad de Navidad (GAC, 2007).

El río Cachapoal, que nace en el cerro Piuquenes (4.460 m), en la Cordillera de los Andes, y drena la zona norte de la región, tiene una cuenca de 6.400 Km<sup>2</sup>. Recibe el tributo de varios cursos de agua, como son el estero Cipresitos y los ríos Las Leñas, Cortaderal, Los Cipreses, Pangal, Coya y Claro. En la Depresión Intermedia recibe las aguas de otro río Claro y del Zamorano (GAC, 2007).

El río Tinguiririca tiene una cuenca de 4.730 Km<sup>2</sup> nace de la unión de los cauces de los ríos Damas, Azufre, Portillo y San José. Con posterioridad, recibe como

afluentes a los ríos Claro (distinto a los anteriores), Clarillo y después al estero Chimbarongo en la depresión intermedia (GAC, 2007).

Alrededor de 15 km hacia aguas abajo de la confluencia de los ríos mencionados, el embalse Rapel recibe las aguas del estero Alhué, que nace en la Cordillera de la costa y que se une en su recorrido hacia el embalse con el estero Carén. Por el lado oriental y hacia la región de la presa, este embalse recibe las quebradas Salto del Agua, Las Palmas y Ouelentaro. Por la parte occidental los afluentes principales corresponden también a quebradas de recorrido corto con pendiente pronunciada y aguas abajo son: El Peral, Pulín y Poza Honda, esta última a sólo 4 km de la presa (DGA, 1987).

#### **1.2.1.2. Climatología**

Prácticamente, en toda la cuenca del río Rapel se presenta un clima templado cálido con estación seca prolongada. Su característica principal es la presencia de una estación seca prolongada (7 meses con precipitación inferior a 40 mm, que van de octubre a abril) y un invierno bien marcado con temperaturas extremas que llegan bajo los cero grados. En verano, las temperaturas máximas alcanzan valores superiores a 28°C durante el día (DGA 2004). Las temperaturas mínimas no bajan de 7°C la cordillera de la Costa limita el alcance de la influencia marítima, lo que se manifiesta en una menor cantidad de días nublados que en el litoral.

En las provincias donde se encuentra ubicado el embalse Rapel, se han diferenciado tres zonas pluviométricas: Zona noroccidental, zona meridional y zonal oriental. El embalse se ubica específicamente en la zona noroccidental con precipitaciones medias anuales inferiores a 600 mm (DGA, 1987).

### **1.2.1.3. Actividad económica y descargas al sistema acuático**

Los principales sectores económicos de la región son el silvo-agropecuario y minero. La actividad agrícola en la zona, destaca por la importante superficie que ha destinado al cultivo de cereales, legumbres y cultivos industriales (raps, maravilla y remolacha). Entre los cultivos anuales se destaca el maíz y el trigo, superficies menores de siembra están destinadas a la papa, poroto y arroz (DGA, 2004).

A estos cultivos, se debe agregar el cultivo de frutas (duraznos, manzanas y peras), destacando también, la producción frutícola de manzanas y uva de exportación. De la actividad pecuaria, la producción avícola es la más relevante (DGA, 2004).

Respecto a la minería, el sector metálico más importante está representado por la gran minería del cobre de El Teniente la cual también explota molibdeno. Otros productos mineros son el oro, plata, molibdeno y caolín y algunos tipos de piedras, utilizadas principalmente en construcción y elementos ornamentales.

La contaminación de las aguas de la cuenca del río Rapel producidas por descargas de residuos orgánicos, está relacionada con los procesos generados por las actividades agroindustriales y las emisiones de aguas servidas no tratadas. Estos residuos son liberados sin tratamiento previo, de preferencia a ríos y canales de riego de la región debido a la falta de instalaciones de servicios de alcantarillado en numerosas localidades, tanto urbanas como rurales, se debe considerar también que existen viviendas que no están conectadas a las redes de alcantarillado y que eliminan sus aguas servidas a través de fosas sépticas o pozos negros, para llegar directamente a los cursos receptores, sin proceso de purificación.

Entre las principales descargas de tipo industrial se encuentran las actividades de la explotación del mineral de cobre El Teniente, ubicado a unos 50 Km de Rancagua. El estero El Teniente, receptor de las aguas de la minera, es uno de los principales afluentes al Estero Coya y éste, a su vez, es afluente del Río Cachapoal, el cual se ve afectado en su calidad debido a las descargas anteriores.

Además de las instalaciones de extracción y procesamiento de mineral, CODELCO cuenta con una fundición en la zona de Caletones y tranques de relaves, algunos en operación y otros que por mucho tiempo han estado sin operar. Estos drenajes llegan indirectamente a las aguas del río Cachapoal (DGA, 2004). Al estero Alhué fluyen directamente las aguas claras procedentes del relave del tranque Carén, de la minera El Teniente.

### **1.2.2 Embalse Rapel**

El Embalse Rapel se encuentra ubicado en la provincia de Cachapoal, comuna de Las Cabras. Fue creado en 1968 para generación de energía eléctrica (central hidroeléctrica Rapel, potencia de 350 MW), pero demoraría hasta el año 1971 en estar a plena capacidad y comenzar su operación.

Tiene una superficie aproximada de 82 km<sup>2</sup> y 260 km de costa ribereña, almacena 696 millones de m<sup>3</sup> de agua. A ocho años de ser embalsado presentó un proceso de eutrofización acelerado debido a la recepción de agroquímicos y desarrollo rápido del turismo en sus orillas (Vila y col., 2000; Vila y Pardo, 2003). En la Figura 4 se muestra la ubicación del embalse Rapel.

Las principales actividades industriales adyacentes al embalse Rapel, son la agroindustria y la minería. A su vez la agroindustria presenta gran diversidad en el área de estudio, como actividad frutícola y cría de aves y porcinos. La industria vitivinícola



por su parte, abarca grandes superficies de plantaciones frutales y viñas e involucra como cadena productiva, los packing e industrias elaboradoras de productos alimenticios. Otra actividad importante es el turismo, que trae consigo aumento en la generación de residuos sólidos en temporada alta que pueden alterar la calidad de las aguas. La actividad productiva que potencialmente podría generar un mayor impacto sobre el embalse Rapel, sería la crianza de cerdos, que concentra el 98,2 % de la actividad productiva en la comuna de Alhué (EULA, 2004).

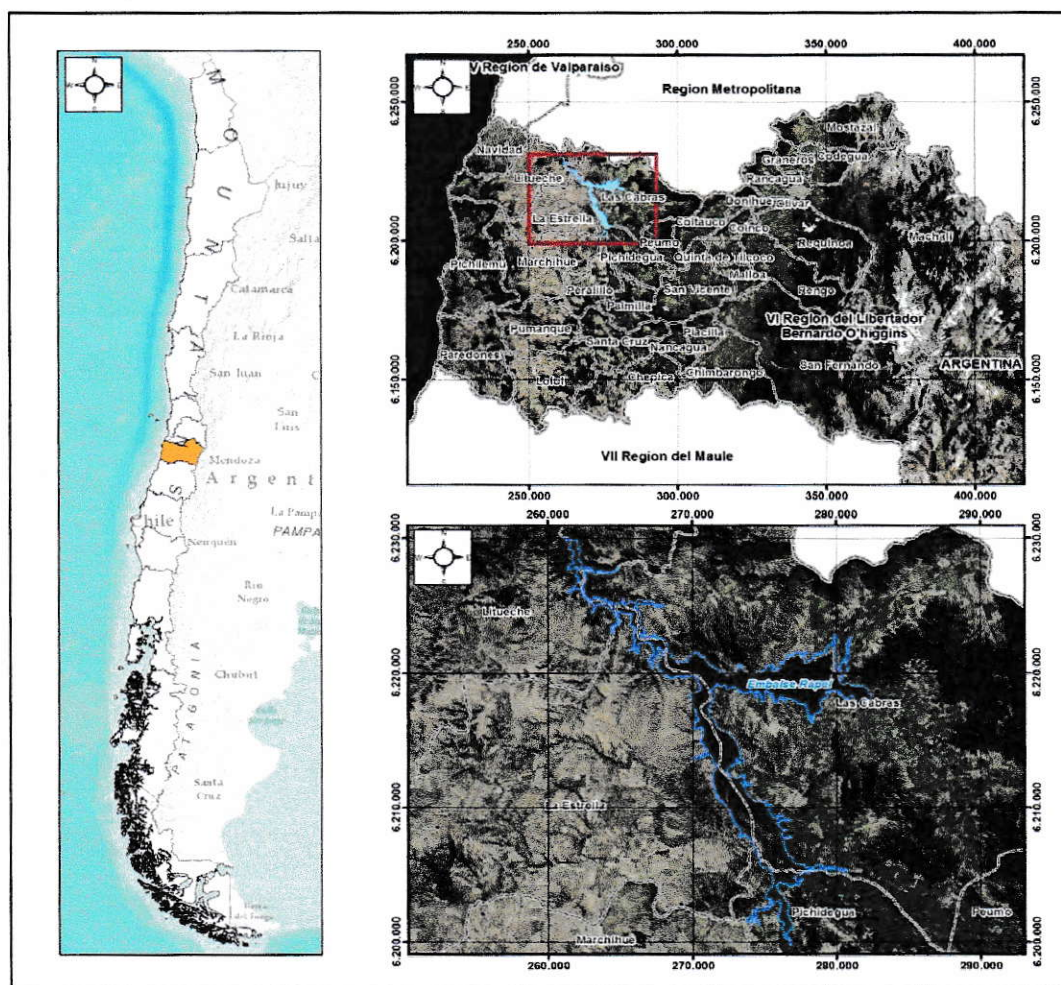
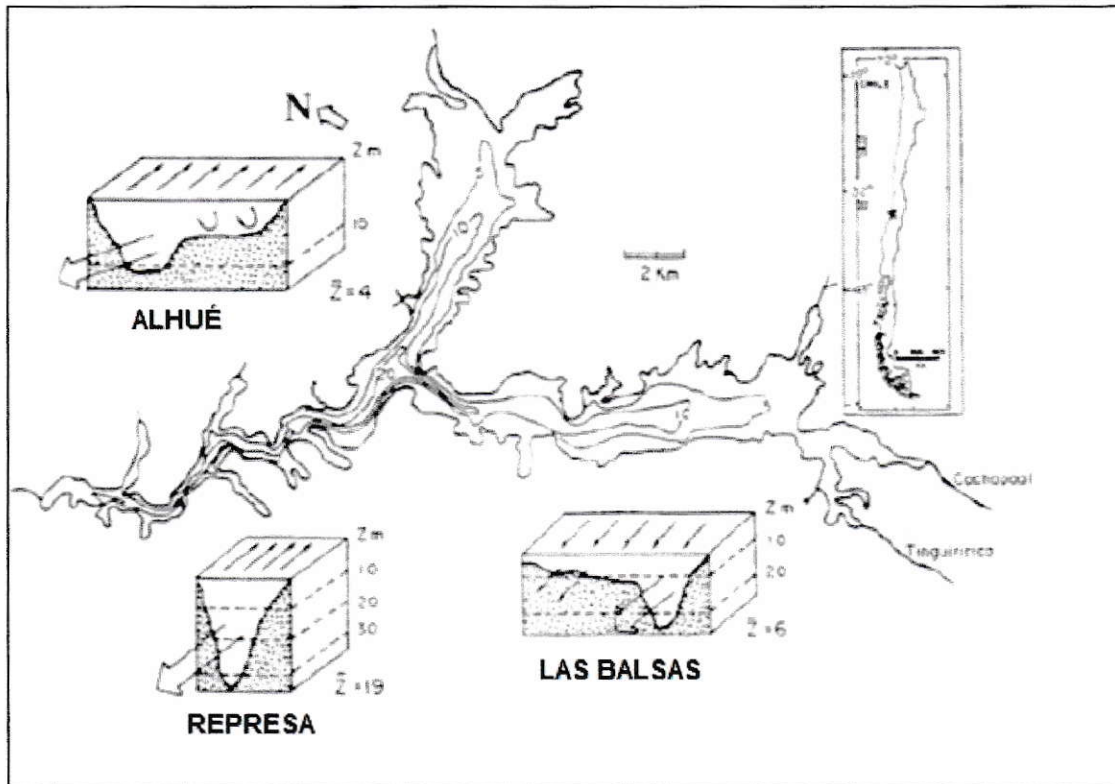


Figura 4. Ubicación del embalse Rapel



El embalse presenta una forma dendrítica y se caracteriza por tener tres zonas o cubetas principales (Figura 5)

- **Cubeta Represa.** Es el sector más cercano a la presa e instalaciones de generación eléctrica, posee la mayor profundidad (90 m en la presa) y tiene tiempos de retención ( $\tau$ ) muy variables. Muestra el comportamiento hidrodinámico típico de un embalse, los perfiles verticales de temperatura muestran una estratificación prolongada estival que se desarrolla en primavera y verano. La estratificación decae durante el verano, ya que en otoño se observa mezclada la columna de agua.
- **Cubeta Las Balsas.** Es la zona con características fluviales debido al ingreso de los afluentes de Cachapoal y Tinguiririca, estos tributarios de régimen nival aportan el 97% del agua que entra al embalse anualmente, con un importante arrastre de sólidos suspendidos, que se acumulan en la zona de confluencia de los afluentes remodelando permanentemente la morfología de esta cubeta. Posee profundidades máximas de 25 m y  $\tau$  28 días
- **Cubeta Alhué** posee características fluvio-lacustres con las menores profundidades (14 m) y  $\tau$  de tres meses. Recibe los efluentes de las aguas claras del tranque de relaves Carén (Contreras y col., 1994; CEA, 2010).



**Figura 5.** Mapa batimétrico de las tres cubetas: Alhué, Las Balsas y Represa. (Modificado de Contreras y col. (1994))

El metalimnion que surge en primavera y verano ocurre superficialmente entre 0 y 5 m aproximadamente. La temperatura promedio del epilimnion en primavera es 20,9°C y en verano es 22,9 °C. La columna de agua se mezcla a partir de otoño, condición que se extiende hasta invierno. No se detectan condiciones de estratificación en los periodos de primavera y otoño, ello posiblemente asociado al régimen de descarga del embalse que estaría impidiendo que se generen indicios de estratificación en la columna de agua (DGA, 2009). Representa un sistema monomítico templado (se estratifica una vez al año) y muestra una compleja morfología (Figura 5) asociada a una configuración de tipo dendrítica y a un alto desarrollo litoral (Contreras y col. 1994).

En la Tabla 3 (ANEXO) se muestran los parámetros morfométricos para las tres cubetas el embalse Rapel.

### 1.2.2.1. Estudios de calidad del agua del embalse

En la Tabla 4 se muestran los máximos y mínimos del trabajo de la Universidad de Concepción, Centro EULA-Chile, "Diagnóstico y Plan de Gestión Para la Calidad del Agua del Embalse Rapel" para los parámetros físicos, químicos, inorgánicos, metales y microbiológicos correspondientes a los tributarios del embalse Rapel en el muestreo realizado en octubre de 2010.

**Tabla 3.** Máximos y mínimos de los parámetros en el muestreo realizado en octubre de 2010

<b>Parámetros en Agua Superficial</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
<b>Alcalinidad mg CaCO<sub>3</sub>/l</b>	63,5	215,0
<b>Amonio mg/l</b>	0,10	0,26
<b>Conductividad µS/cm</b>	504,0	634,0
<b>DBO<sub>5</sub> mg O<sub>2</sub>/l</b>	<1,0	6,6
<b>Nitrato mg/l</b>	2,73	7,0
<b>Orto-fosfato mg/l</b>	0,012	0,077
<b>Oxígeno Disuelto mg/l</b>	8,4	11,3
<b>pH</b>	7,32	8,75
<b>Sulfato mg/L</b>	54,0	1560,0
<b>Temperatura °C</b>	16,5	20,9
<b>Clorofila "a" ug/L</b>	4,57	22,37

El embalse no fue pensado para usos en agua potable, de riego o industrial (EULA, 2002), pero en toda la extensión de este lago artificial se han desarrollado actividades turísticas intensas, generación de viviendas, balnearios y deportes náuticos.

Estas actividades, en su conjunto, han contribuido a que el proceso de incorporación de materia orgánica y otros componentes provenientes de las actividades antes señaladas, haya incrementado su productividad con mayor rapidez que en lagos naturales (Vila y col., 2000; 2013).

Debido a todas las actividades anteriores, las condiciones ambientales de la calidad del agua del embalse Rapel gatillaron floraciones de dinoflagelados que se han convertido en un objeto de preocupación para la comunidad que desarrolla sus actividades en torno a este cuerpo de agua. La calidad de agua del embalse Rapel se ha visto deteriorada desde su creación hasta la actualidad, por lo que se hace importante mantener un monitoreo histórico de parámetros y variables físico-químicas y como se asocian estos con la respuesta del fitoplancton.

Cabe señalar además que desde el año 2009 que no se encuentran operativas las estaciones de monitoreo de Calidad de Agua perteneciente a la Dirección General de Aguas (DGA) y desde ese mismo año el Embalse Rapel fue eliminado de la Red de Monitoreo de Lagos (RML).

El aporte del presente seminario de título implica evaluar los cambios producidos en la calidad del agua que, además de la producción hidroeléctrica, el aprovechamiento de las aguas del sistema Rapel-Cachapoal-Tinguiririca se usan en riego, actividades deportivas, pesca recreativa, y en años recientes actividades agroindustriales de importancia como desarrollo frutícola y la crianza de cerdos y pollos.

### **1.3. Hipótesis**

Los cambios tróficos históricos en la calidad física y química del agua se relacionarían directamente con la composición y abundancia fitoplanctónica en el embalse Rapel.

### **1.4. Objetivos**

#### **1.4.1 Objetivo General**

Evaluar la variación histórica del estado trófico del embalse Rapel y como se asocia con la respuesta de la estructura fitoplanctónica.

#### **1.4.2 Objetivos Específicos**

- Evaluar el estado trófico a través de la clasificación del estado trófico de Smith y el índice del estado trófico de Carlson (TSI) en las tres cubetas del embalse desde el año 1987 al 2013.
- Relacionar la respuesta de la estructura fitoplanctónica frente a las perturbaciones antrópicas durante tres períodos en el embalse Rapel.
- Determinar la composición y abundancia fitoplanctónica del embalse para el año 2013 y relacionarla con el estado trófico y parámetros y variables físico-químicos del sistema.

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Parámetros y variables de estudio

Las variables y parámetros utilizados para el período de 1987 a 2008 fueron proporcionados por la DGA a través de sus 3 estaciones de monitoreo (Tabla 5). Los valores de la base de datos corresponden a los parámetros de calidad de agua publicados en el Banco Nacional de Aguas (BNA). Los datos para el año 2013 (enero y junio) provienen de las salidas a terreno al embalse Rapel realizadas por el Laboratorio de Limnología de la Universidad de Chile. Cabe destacar que los valores químicos, físicos y biológicos colectados en enero del 2013, fueron utilizados en el informe entregado a la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina en el contexto del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL).

**Tabla 4.** Nombre de las estaciones de monitoreo de la DGA en el Embalse Rapel

Estación	Código BNA*
Sector Las Balsas	06019017-8
Sector Brazo Alhué	06045001-3
Sector Muro	06054001-2

\*Banco Nacional de Aguas

(Modificado de DGA (2009))

Se trabajó con promedios de profundidad (entre 0 y 30 metros) y estacionales (verano y otoño) con los cuales se calculó un promedio anual. En caso de ausencia de datos en la matriz, se eliminó la fecha correspondiente para cada estación de muestreo y profundidad, de manera de contar con una base de datos correlativa y completa.

De los parámetros y variables que dispone la DGA en el BNA, se seleccionaron ocho ítems (Tabla 6), basado en criterios considerados en la determinación del estado trófico (según Smith 1999, Carlson 1977) y con los valores máximos correspondientes a las distintas clases de calidad establecidas por la “Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas” (CONAMA, 2004) para temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto (Tabla 7).

En la guía se establece que aquellas aguas que excedan los límites establecidos para la clase 3 corresponderán a aguas no adecuadas para la conservación de las comunidades acuáticas o su aprovechamiento para los usos prioritarios sin el tratamiento adecuado, es decir, agua de mala calidad o eutróficas.

**Tabla 5.** Parámetros y variables analizadas

<b>Físico- Químico</b>	<b>Temperatura °C</b>
	Transparencia (Disco Secchi) m
	Conductividad específica umhos/cm
	pH unidad
	Nitrógeno total mg/l
	Fósforo total mg/l
	Oxígeno disuelto mg/l
<b>Biológico</b>	Clorofila a ug/l



**Tabla 6.** Valores máximos o mínimos correspondientes a las distintas clases de calidad

Indicadores Físicos y Químicos	Unidad	Clase 0 (de excepción)	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Conductividad Eléctrica	$\mu\text{mhos cm}^{-1}$	<600	750	1.500	2.250
Oxígeno Disuelto	$\text{mg L}^{-1}$	> 7,5	7,5	5,5	5
pH	Unidad	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Temperatura	$\Delta\text{T}^{\circ}\text{C}$	< 0,5	1,5	1,5	3

Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas CONAMA (2004)).

## 2.2. Diagnóstico del estado trófico

Para la determinación del estado trófico según Smith se graficó la concentración de fósforo total, nitrógeno total, clorofila "a" y transparencia del disco de Secchi (cada una) versus la variable independiente tiempo (escala anual). En cada gráfico se analizaron bajo la clasificación de la Tabla 1, las tres cubetas (simultáneamente), de manera de evaluar diferencias entre ellas y la evolución a través de los años.

En el caso del índice de estado trófico de Carlson, se desarrolló las fórmulas de la Tabla 8 para fósforo total, clorofila "a" y transparencia del disco de Secchi. Se graficó cada uno de los parámetros versus la variable independiente tiempo (escala anual), clasificándose según la Tabla 2.

**Tabla 7.** Fórmulas para estimar el estado trófico aplicando los indicadores de trofía

Parámetro de eutrofización	Fórmula
transparencia del agua (DS) (m)	$TSI_{DS} = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln(DS)}{\ln 2} \right)$
Fósforo total (PT) (µg/l)	$TSI_{PT} = 10 \times \left( 6 - \frac{1,15 \ln \frac{48}{(PT)}}{\ln 2} \right)$
Clorofila a (Clor a) (mg/m <sup>3</sup> )	$TSI_{Clor a} = 10 \times \left( 6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln(Clor a)}{\ln 2} \right)$

(Modificado de Carlson (1977; 1980).

Los datos correspondientes a los parámetros y variables físico-químicos (Temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica) de las tres cubetas fueron analizados según los valores máximos correspondientes a la Tabla 7 de manera de evaluar diferencias entre las cubetas y establecer la calidad de agua.

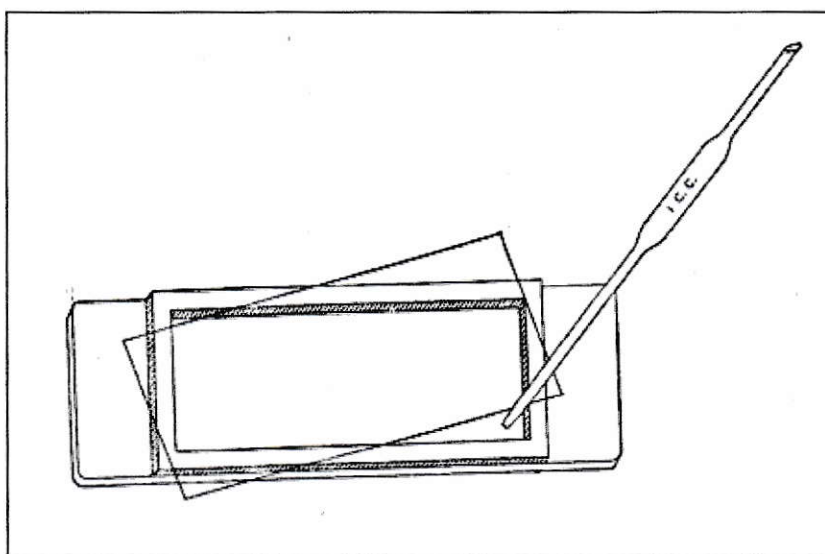
### 2.3. Análisis del fitoplancton

Se realizó una actualización del trabajo realizado por Vila y Pardo (2003) con el fin de observar la evolución de la estructura fitoplanctónica utilizando los datos de la abundancia relativa de dicha publicación para los periodos 1991-1990; 2000 (ver Tabla 9, 10 y 11), incorporando la abundancia relativa calculada del año 2013 para la cubeta Las Balsas.

Para evaluar cuantitativamente el fitoplancton en la cubeta Las Balsas, se colectó 1L de agua sin filtrar en la superficie y a 2,5 m de profundidad. A las botellas de 1L se les agregó una solución de Formalina al 5% para su preservación y posterior análisis en el laboratorio de Limnología de la Universidad de Chile.

Se realizó un inventario de especies o géneros y un recuento de los individuos de fitoplancton presentes utilizando una cámara de precisión Sedgwick-Rafter que mide 50 mm de longitud, 20 mm de ancho y 1 mm de profundidad, con una capacidad de 1 mL de muestra (Figura 6) y un microscopio invertido Olympus modelo CK2.

Esta metodología es recomendada para establecer la composición y abundancia del fitoplancton en muestras con altas densidades fitoplanctónicas (Villafañe y Reid, 1995; Arocena y Conde, 1999; LeGresley y McDermott, 2010). A continuación se explica en detalle este procedimiento.



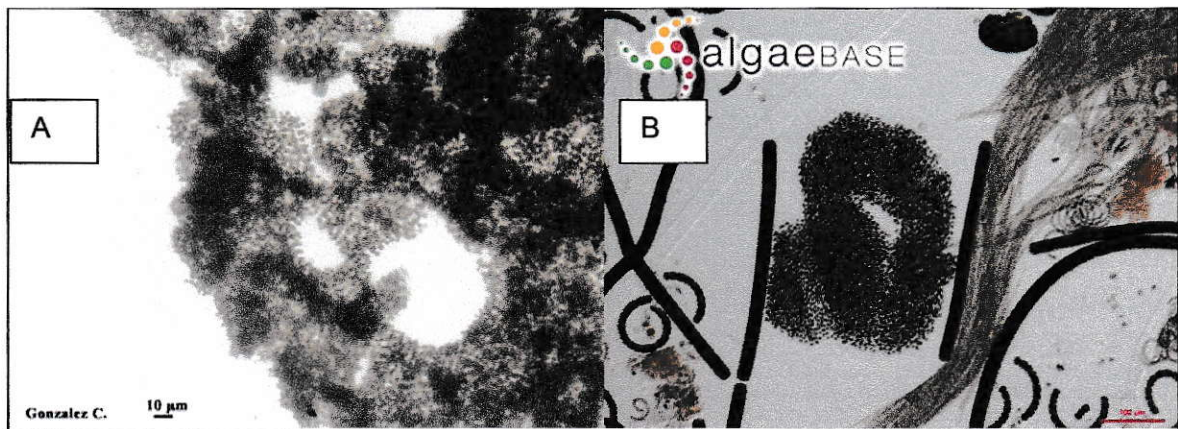
**Figura 6.** Cámara de recuento de Sedgwick-Rafter.

(Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA 2001)).

Las muestras fueron agitadas 100 veces, se extrajo 1 mL con una pipeta tipo Pasteur y se depositó en una cámara Sedgwick-Rafter. Para llenar la cámara se colocó el cubreobjetos en forma diagonal, y vertió la muestra por el espacio libre que queda entre éste y el portaobjetos. De esta manera se evita la formación de burbujas de aire,

que podrían introducir una fuente de error al medir el volumen de muestra (Villafañe y Reid, 1995). Luego se procedió a montar la cámara en el microscopio invertido dejándola reposar 20 minutos antes de empezar a contar e identificar el fitoplancton con el aumento de 400.

La identificación taxonómica se realizó usando las descripciones de Rivera y col (1982), Araya y Zúñiga (1985) y Parra y Bicudo (1996) hasta nivel de especie cuando fue posible. La enumeración de células individuales dentro de las muestras no es siempre fácil, debido al mal estado de las mismas o porque su estructura organizativa es tan compleja que no es posible distinguir los límites de cada célula. Por esta razón, se estableció *a priori* que los recuentos de algunas microalgas se hicieran por ejemplo por colonias o filamentos, como fue el caso de *Microcystis* donde una colonia de esta equivalía a un individuo (figura 7).



**Figura 7.** A) Colonia de *Microcystis* sp. y B) Colonia de *Microcystis flosoquae* (Wittrock) Kirchner y filamentos de cianobacterias. (Laboratorio de limnología; Bruun, 2009).

La concentración del fitoplancton, número de microalgas por unidad de volumen, se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación (Hötzel y Croome, 1999):

$$c\left(\frac{\text{individuos}}{\text{ml}}\right) = \frac{N \times 1000 \text{mm}^3}{A \times D \times F}$$

Donde:

N = individuos contados (número de células o colonias)

A = área del campo (mm<sup>2</sup>)

D = profundidad de un campo (profundidad de la cámara Sedgwick-Rafter en mm)

F = número de campos contados

La abundancia relativa se definió en este estudio como la proporción de la abundancia total correspondiente al género o especie. Se midió como número de individuos por litro (ind L<sup>-1</sup>) de un mismo género entre el número total de individuos por litro observados y se expresó en porcentaje (%).

Para comprender la relación entre la abundancia del fitoplancton y los factores físico-químicos del agua, se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA), que consiste en un estadístico multivariado que explica el grado de correlación entre las especies de fitoplancton y las variables ambientales en base al software para el análisis estadístico R (R Development Core Team 2015). Adicionalmente se efectuó un Análisis de Componentes Principales (PCA), en busca de la similitud o diferencia en la organización comunitaria durante los diferentes períodos tróficos del sistema.

### III. RESULTADOS

#### 3.1. Determinación del Estado Trófico

El estado trófico del embalse Rapel se determinó a través del índice de Smith y Carlson.

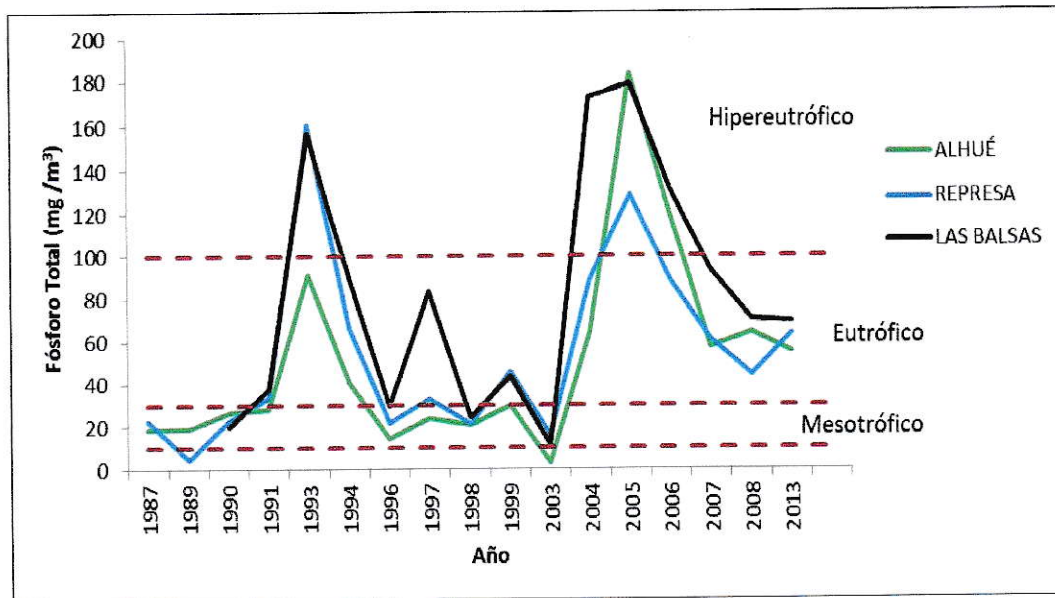
##### 3.1.1 Estado trófico de Smith

Se utilizó esta clasificación porque es una de las más modernas (1999), además utiliza rangos en forma separada para las concentraciones de nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a* y transparencia del disco de Secchi. Para simplificar el análisis de los gráficos, se utilizó los rangos que corresponden a los lagos.

##### 3.1.1.1. Fósforo Total

El nivel de fósforo total en el embalse Rapel (Figura 8) para el período entre 1987 al 2013, presentó una concentración promedio que varió entre 3 y 184,1 mg m<sup>-3</sup>, ambos valores extremos se encontraron en la cubeta Alhué. Existió variación anual, sin mostrar un patrón determinado, pero desde 1990 los valores indican que se ha variado entre rangos eutróficos e hipereutróficos, a pesar que en ocasiones también se observan valores muy bajos.

Durante el año 2005 las tres cubetas del embalse presentaban niveles de hipereutrofia y actualmente eutrofia.



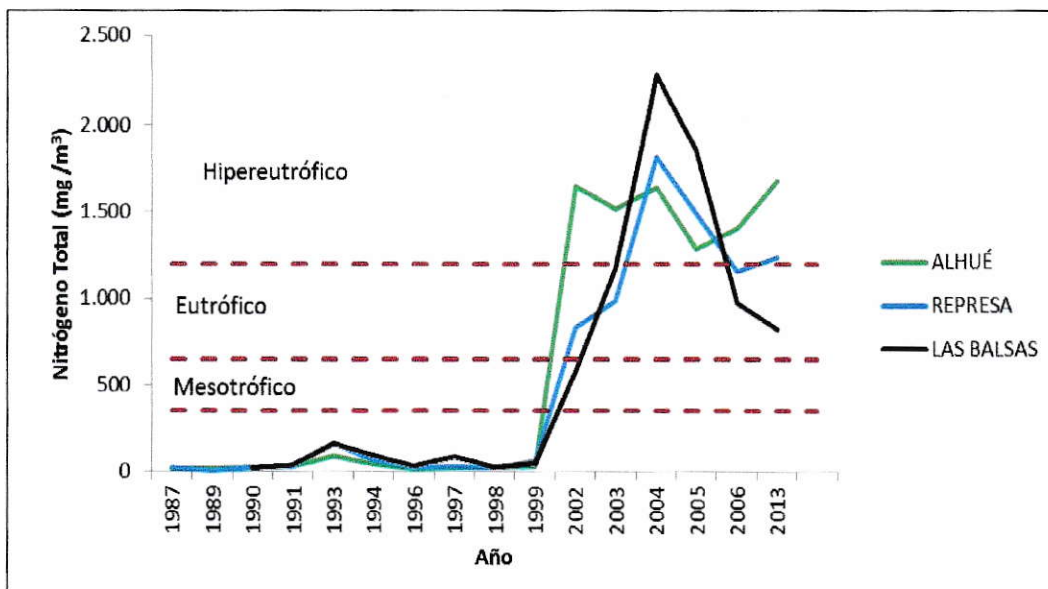
**Figura 8.** Promedio anual de la concentración de fósforo total de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofía según Smith y col. (1999).

### 3.1.1.2. Nitrógeno Total

Los valores de nitrógeno total de las tres cubetas del embalse en el periodo 1987 al 2013, presentaron una concentración promedio mínima de  $4,44 \text{ mg m}^{-3}$  y máxima de  $2282 \text{ mg m}^{-3}$  en la cubeta Represa y Las Balsas, respectivamente.

La Figura 9 señala un fuerte incremento de la cantidad de nitrógeno para el año 2002, donde se pasa de una condición oligotrófica a hipereutrófica en las cubetas Alhué y Represa. La cubeta Las Balsas alcanza su máximo en el año 2004.

Se observan valores extremadamente bajos para el etapa entre 1987 y 1999, posiblemente debido a la medición de estos por parte de la DGA.



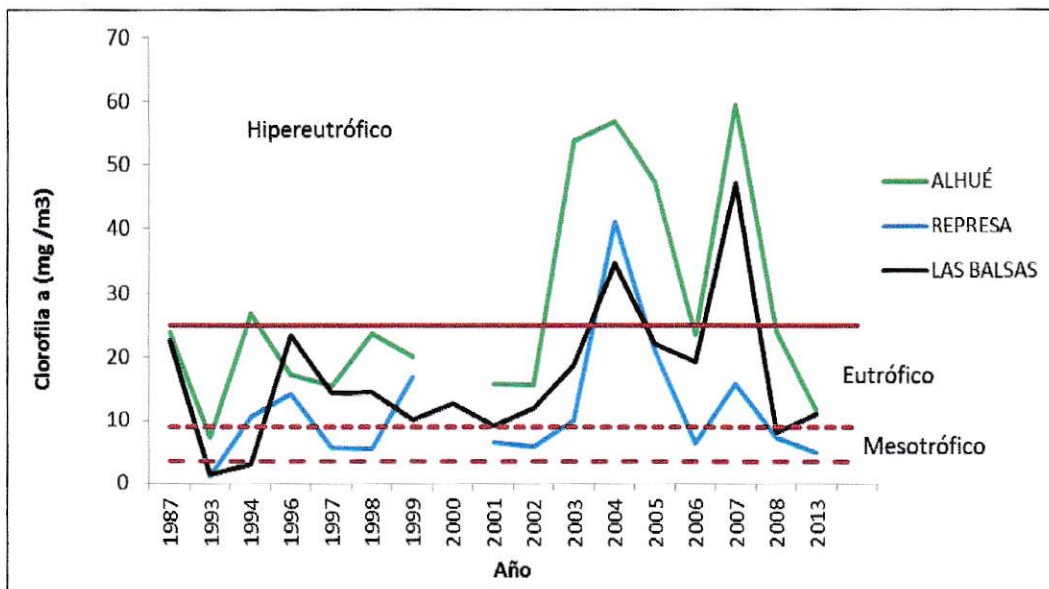
**Figura 9.** Promedio anual de la concentración de nitrógeno total de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).

### 3.1.1.3. Clorofila a

La Figura 10 muestra la concentración de clorofila *a* en el embalse Rapel para el periodo entre 1987 al 2013, se midió un valor promedio mínimo de 1,18 mg m<sup>-3</sup> y máximo de 59,50 mg m<sup>-3</sup> en la cubeta Represa y Alhué, respectivamente.

Los mayores niveles se presentan en la cubeta Alhué, históricamente el sistema ha presentado condiciones de eutrofia, desde el 2002 en adelante condiciones de eutro-hipereutrofia en las tres cubetas del embalse.



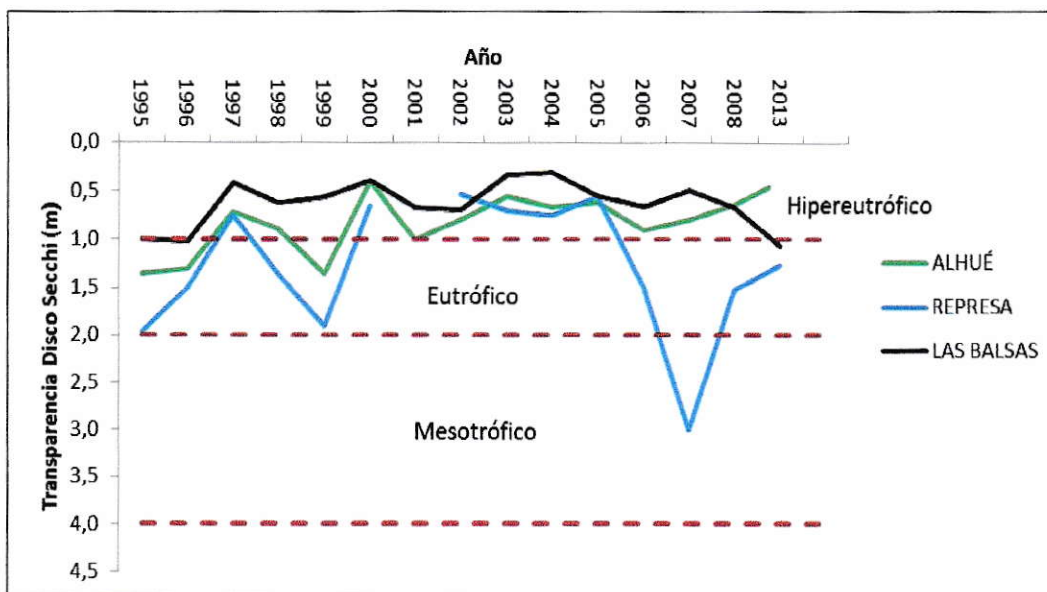


**Figura 10.** Promedio anual de la concentración de clorofila *a* de cada cubeta en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofía según Smith y col. (1999).

#### 3.1.1.4. Profundidad de disco Secchi

La Figura 11 muestra los valores de profundidad de disco de Secchi para el período 1995 a 2013, los cuales presentaron un valor promedio mínimo de 0,31 m y máximo de 3 m en la cubeta Las Balsas y Represa, respectivamente. Históricamente el embalse ha mostrado una condición de hipereutrofia intercalando periodos de eutrofia.

Los menores niveles de transparencia se observan en la cubeta Las Balsas, donde desde 1995 hasta la fecha presenta un estado hipereutrófico.



**Figura 11.** Promedio anual de transparencia disco de Secchi de cada cubeta en el periodo 1995 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Smith y col. (1999).

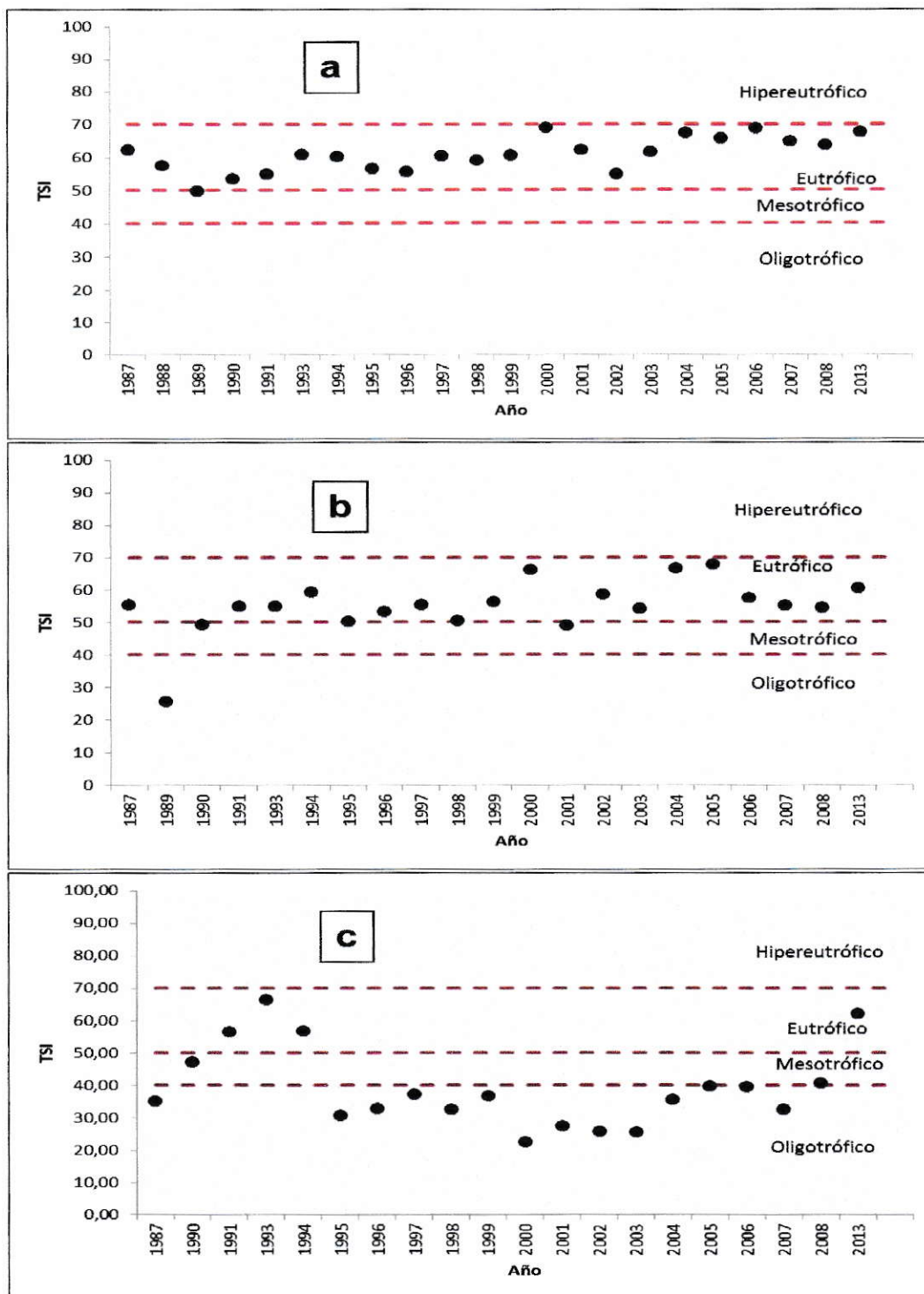
### 3.1.2 TSI Carlson

Se utilizó este índice debido a que se reduce el estado trófico del embalse a un valor (en una escala de 0 a 100), en un intento por evitar la subjetividad inherente a los términos de la condición trófica.

En la Figura 12 se muestra la evolución del TSI para las tres cubetas. En Alhué, (12 a) se observa valores medios comprendidos entre 49,75 y 69, lo que corresponden a condiciones de eutrofia. La cubeta Represa (Figura 12 b) presenta valores medios similares (entre 49,04 y 67,82) que corresponde a aguas eutróficas. Existe un valor mínimo de 25,65 para el año 1989 que corresponde a una condición oligotrófica, pero que vuelve inmediatamente el año siguiente a condiciones de eutrofia. Por su parte, la cubeta Las Balsas (12 c) presenta valores medios entre 22,63 y 66,37, esto comprende 3 estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. La cubeta Las Balsas, hasta el

año 1994, presentó condiciones entre mesotrofia y eutrofia, para el período entre 1995 y 2008 el cuerpo de agua posee una condición de oligotrofia y mesotrofia. Actualmente para el año 2013 el TSI tiene un valor de 62,11 y corresponde a un estado eutrófico. Se muestran las gráficas juntas para una mejor comparación.





**Figura 12.** Promedio anual del Índice del estado trófico (TSI) para la cubeta Alhué (a), Represa (b) y Las Balsas (c) en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan límites de trofia según Carlson (1977).

### **3.2. Determinación de Parámetros físico-químicos**

Se evaluó la clase de calidad ambiental del agua correspondiente al embalse Rapel según la "Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas" (CONAMA, 2004) para conductividad, oxígeno disuelto, pH y temperatura.

#### **3.2.1 Conductividad Específica**

En la Figura 13 se muestra la variación de la conductividad específica. Los valores oscilaron entre 254,67 y 966,80  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  encontrándose los mayores valores en el sector de la cubeta Alhué.

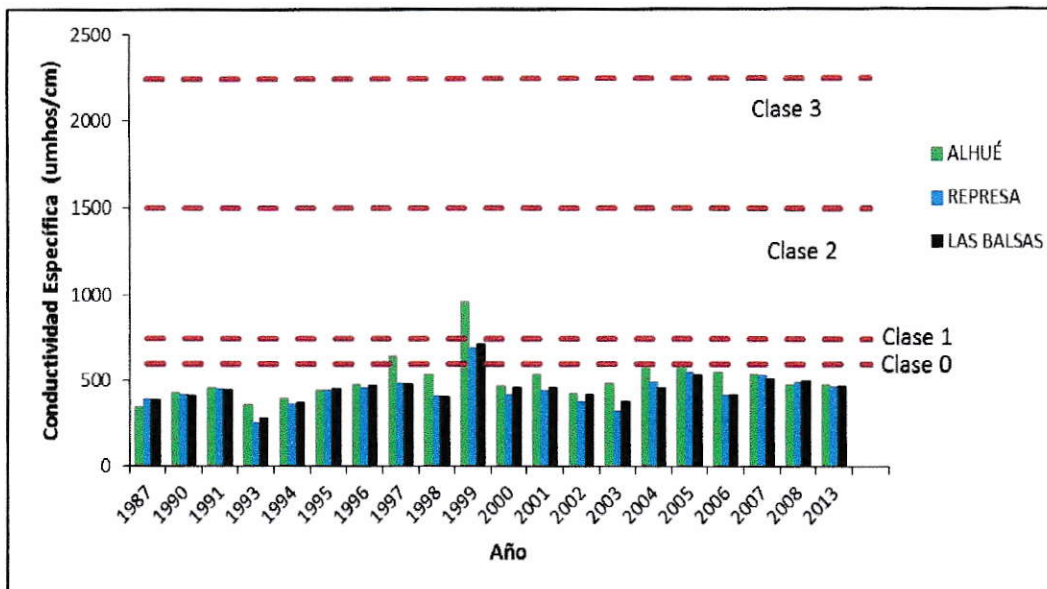
Los niveles de conductividad de las tres cubetas corresponden a la clase 0 o de excepción, lo que indica un agua de extraordinaria pureza adecuada para la conservación de las comunidades acuáticas y demás usos definidos cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase.

#### **3.2.2 Oxígeno Disuelto**

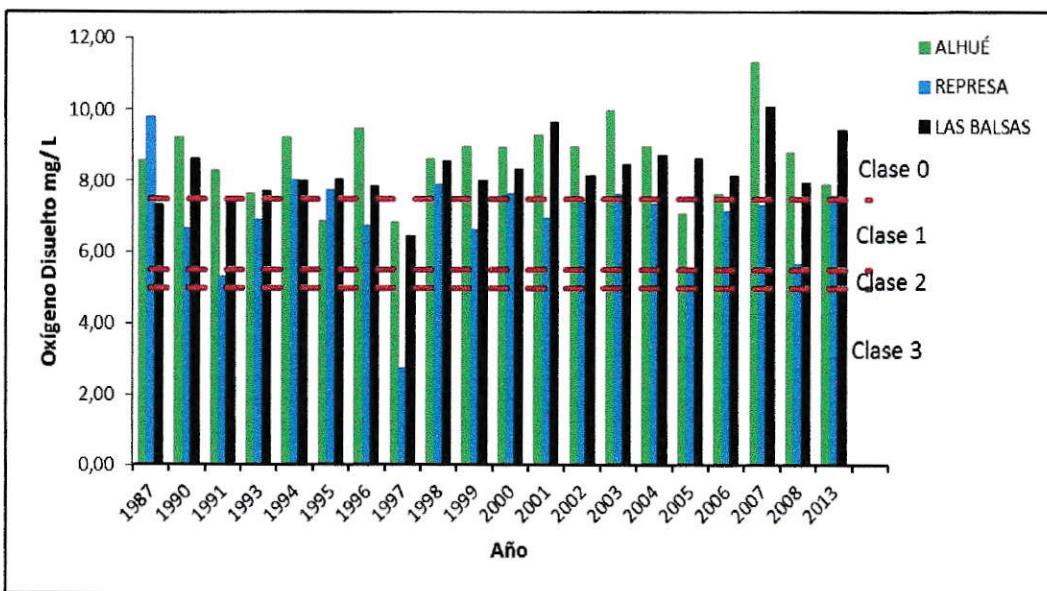
La variación del oxígeno disuelto en el embalse Rapel (figura 14) presentó un valor promedio máximo de 11,33  $\text{mg L}^{-1}$  y un valor promedio mínimo de 2,77  $\text{mg L}^{-1}$  en la cubeta Alhué y Represa, respectivamente.

La cubeta Represa presenta históricamente una clase 1, pasando por periodos de clase 2. Esto significa que es un agua de muy buena calidad, adecuada para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto y para los usos comprendidos en las Clases 2 y 3.

Las cubetas Alhué y Las Balsas oscilan entre la clase 1 y clase 0, es decir, de un agua muy buena a excepcional.



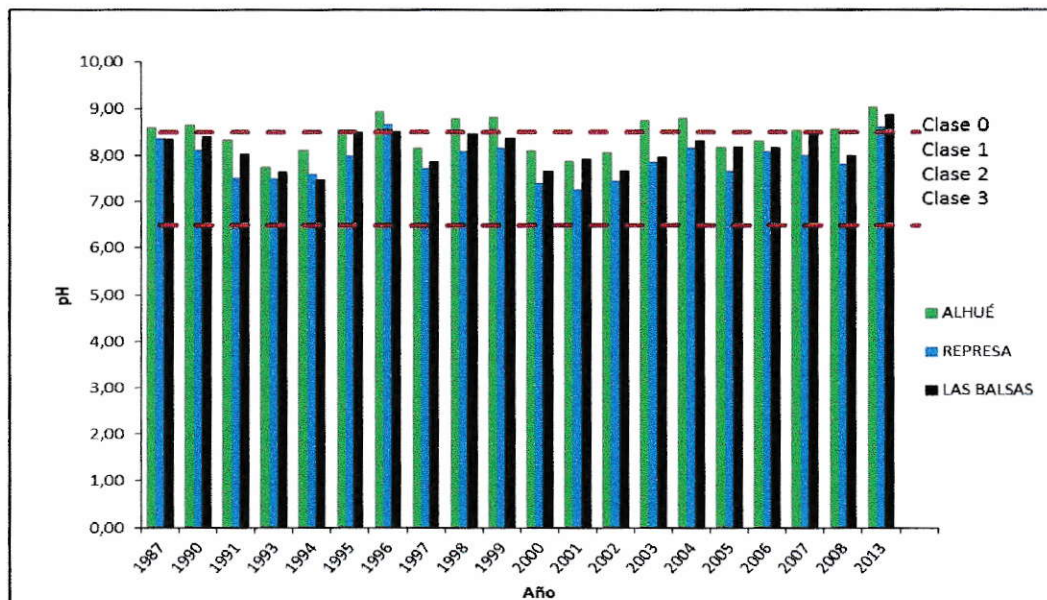
**Figura 13.** Promedio anual de la conductividad específica para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).



**Figura 14.** Promedio anual del oxígeno disuelto para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).

### 3.2.3 pH

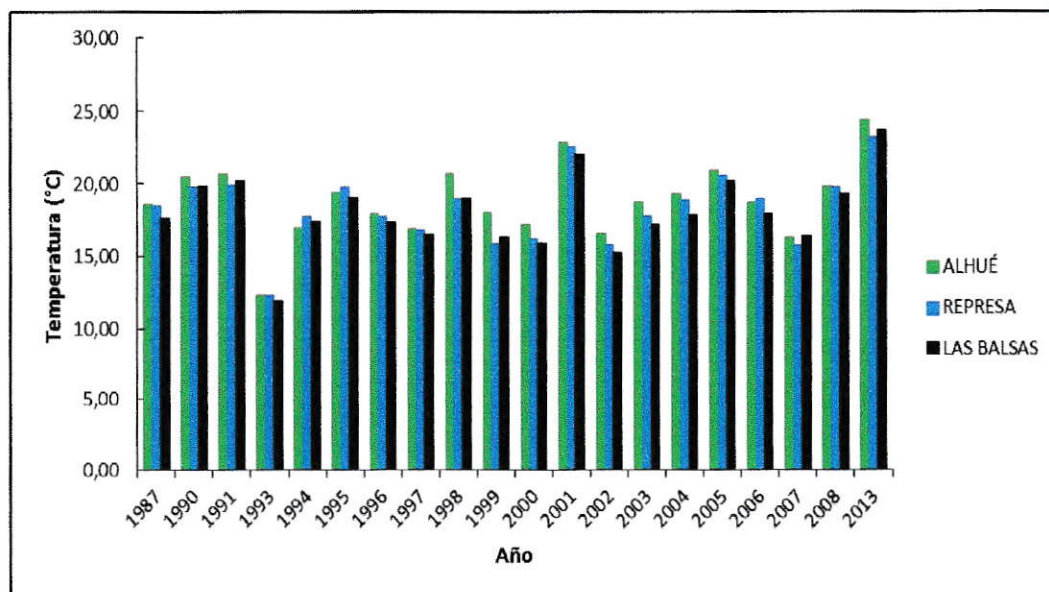
Los valores de pH del agua se mantienen constante en el tiempo tal como se muestra en la Figura 15. Los valores oscilaron entre 7,26 en la cubeta Represa y 9,03 en la cubeta Alhué. Aun cuando las tres cubetas muestran un comportamiento anual similar, la cubeta Alhué presenta un agua con valores levemente más alcalinos.



**Figura 15.** Promedio anual del pH del agua para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013. Las líneas punteadas representan clase de calidad según CONAMA (2004).

### 3.2.4 Temperatura

La variación de la temperatura en el embalse Rapel (figura 16) presentó un valor promedio máximo de 24,40 °C y un valor promedio mínimo de 11,93 °C en la cubeta Alhué y Las Balsas, respectivamente. La temperatura del agua en el embalse se mantiene constante a través del tiempo, mostrando un mínimo para el año 1993 y un máximo para el año 2013.



**Figura 16.** Promedio anual de la temperatura del agua para las tres cubetas del embalse Rapel en el periodo 1987 al 2013.

### 3.3. Estructura y dinámica fitoplanctónica

Para analizar la respuesta del fitoplancton frente a las perturbaciones antrópicas en las tres cubetas del embalse Rapel, se estudiaron tres períodos anuales 1990-1991, 2000 y 2013 llamados en adelante contaminación que corresponde a la máxima incorporación del embalse con sulfatos de cobre con valores de hasta  $1500 \text{ mg L}^{-1}$ , recuperación (se restringió el ingreso a  $250 \text{ mgL}^{-1}$  de sulfato de cobre) y floración (época durante la cual se produjo un bloom de dinoflagelados en la cubeta Las Balsas). En las Tablas 9, 10 y 11 (ANEXO) se muestra la abundancia relativa de microalgas para cada una de las cubetas

La Tabla 9 detalla las especies más representativas por período de estudio para la cubeta Alhué, en el período de contaminación se contabilizaron 4 especies con más de un 5% de representación, con dominancia de *Pediastrum simplex*; durante el período de recuperación se encontraron 8 especies, dominando *Aulacoseira granulata*.

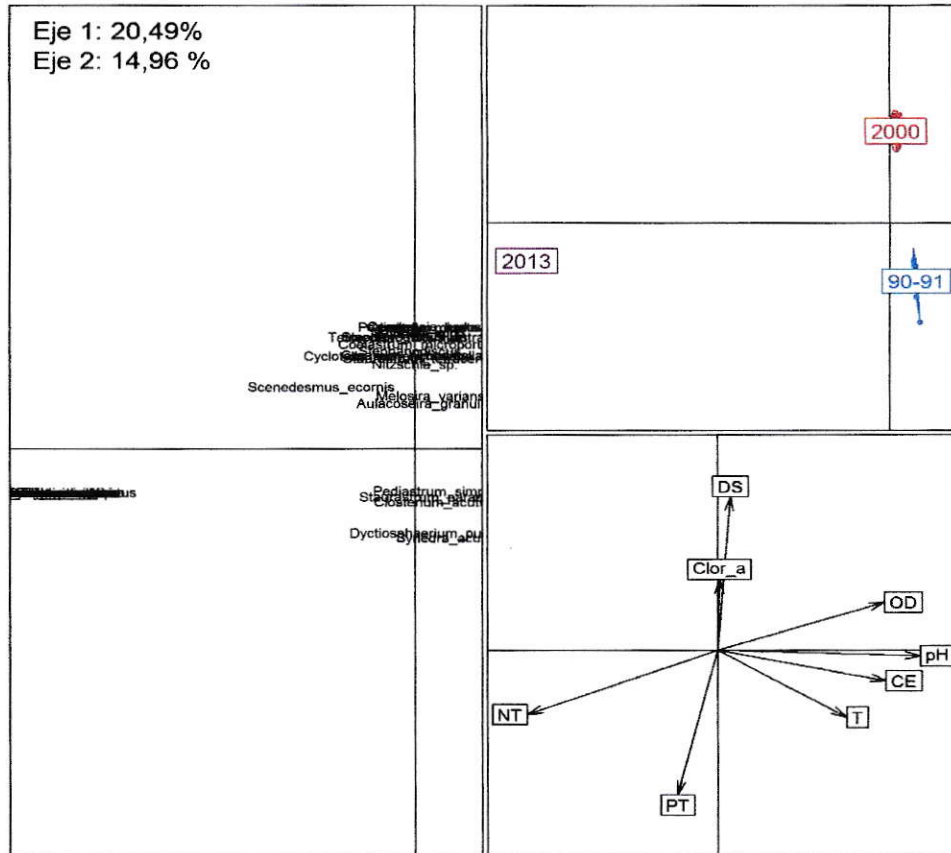


La cubeta Las Balsas (Tabla 10) es fuertemente dominada, en el período de contaminación, por *Dyctiosphaerium pulchellum* y se contabilizaron 5 especies con más de un 5% de representación. En la fase de recuperación es *A. granulata* la especie dominante y se observan 11 especies con más de un 5% de abundancia. Finalmente para el período de floración se observan 5 especies y la especie dominante es *Peridinium aff. playfairi*.

La cubeta Represa (Tabla 11), en la fase de contaminación es dominada por *D. pulchellum*, observándose 5 especies con más de un 5% de abundancia. En el período de recuperación se observaron 9 especies, siendo *A. granulata* la especie dominante. Para comprender la relación que existe entre el fitoplancton y los factores físico-químicos, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónico (CCA) entre las variables ambientales y las asociaciones de microalgas a nivel de especie o género (Figura 17) y a nivel de clase (Figura 18). El resultado se representa en relación a los dos primeros ejes en los que las especies se distribuyen de acuerdo a su asociación con las variables ambientales.

El análisis realizado muestra la similitud en la composición fitoplanctónica a lo largo del embalse y la organización comunitaria en tres grupos correspondientes a los períodos de diferente calidad química del agua (Figuras 17 y 18).

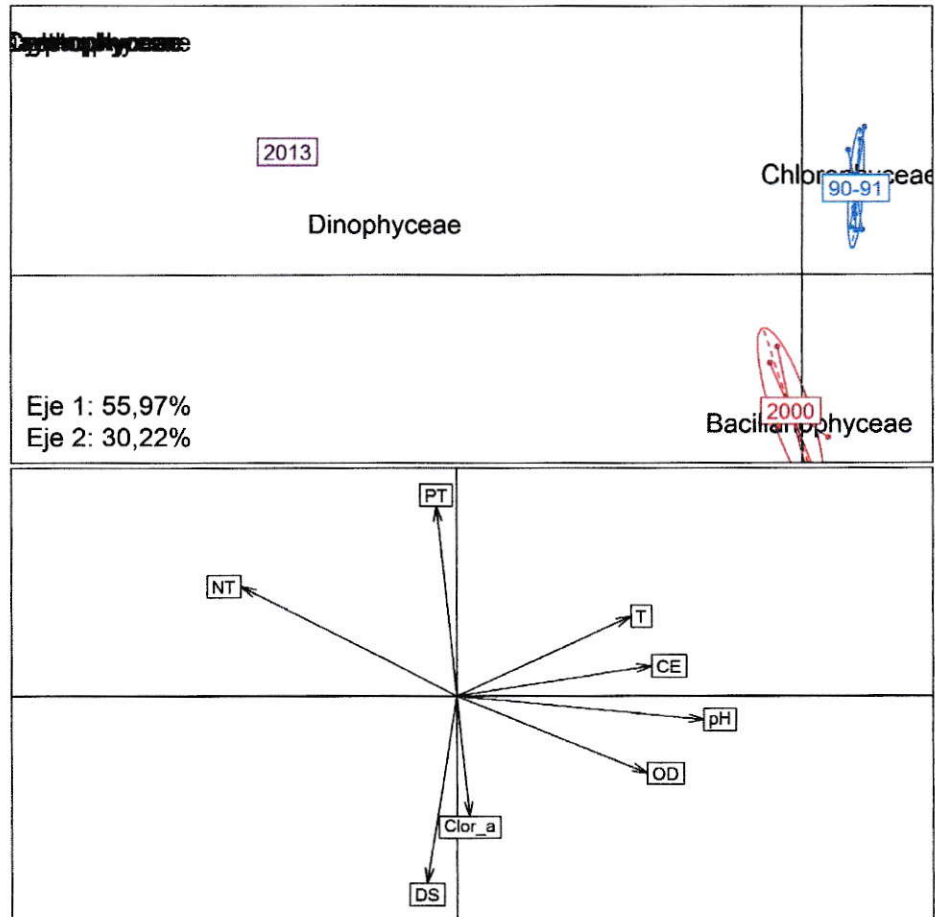
En el CCA a nivel de especie los primeros dos ejes suman el 35,45% de la varianza total de las especies de fitoplancton y variables ambientales, teniendo más peso el eje 1, que nos explica la mayor varianza (20,49%) y las variables que mayormente están definiendo la distribución de las especies de fitoplancton.



**Figura 17.** Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia canónico para la relación microalgas a nivel de especie y las variables ambientales en el embalse Rapel.

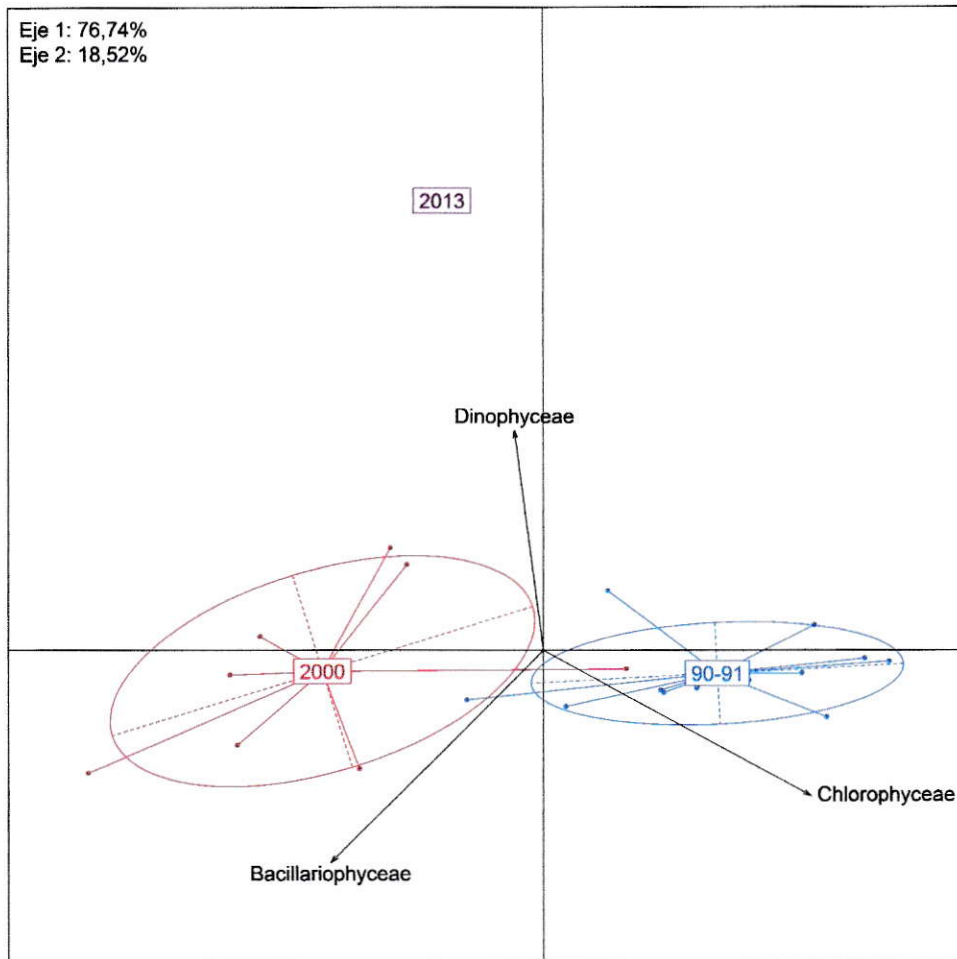
En el CCA a nivel de clase, la explicación que tienen los dos primeros ejes con respecto a la variación del ambiente fisicoquímico, fue del 55,97% y el 30,22%, respectivamente.





**Figura 18.** Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia canónico para la relación microalgas a nivel de clase y las variables ambientales en el embalse Rapel.

En la Figura 19 se muestra que para el periodo de 1990-1991 existe una asociación con la clase Chlorophyceae. Para el período de recuperación, año 2000, la asociación es con Bacillariophyceae. Finalmente para el año 2013 es con la clase Dinophyceae.



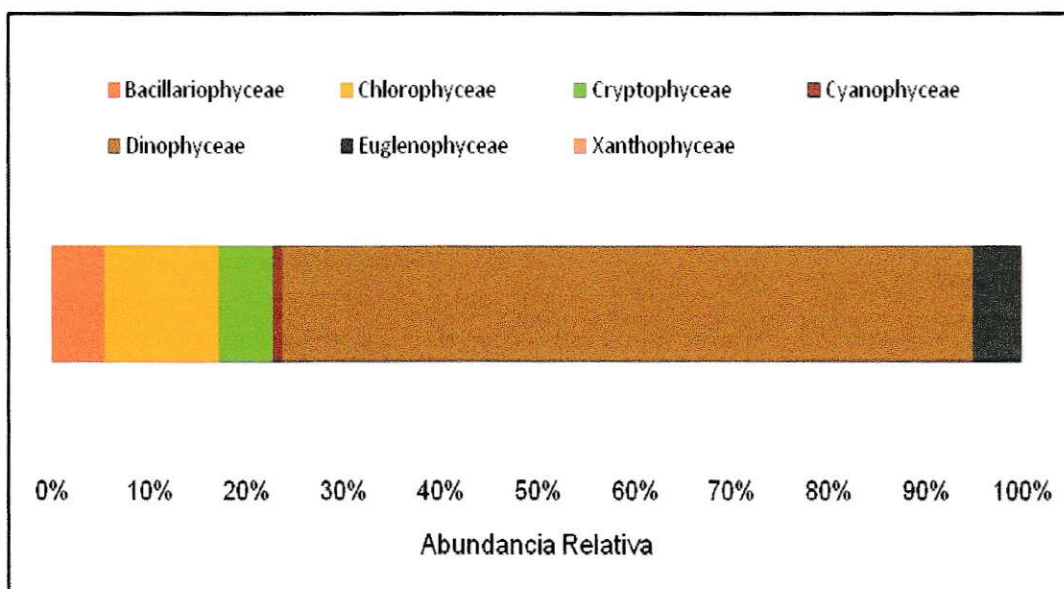
**Figura 19.** Proyección de los valores de los ejes 1 y 2 del análisis de componentes principales de las asociaciones de microalgas en tres períodos en el Embalse Rapel.

El PCA (Figura 19) muestra la asociación comunitaria durante los períodos tróficos diferentes del sistema. Las microalgas se asocian en 3 grupos correspondientes a los períodos de diferente calidad química del agua. La varianza acumulada del eje 1 y el eje 2 es de 95,26%. El eje 1 contribuye al 76,74% de la varianza total y el eje 2 contribuye con el 18,52% de la varianza total.

Para el año 2013 la asociación marcada es de la clase Dinophyceae lo que se explica por el florecimiento masivo de las especies *Peridinium* aff. *playfairi* E.

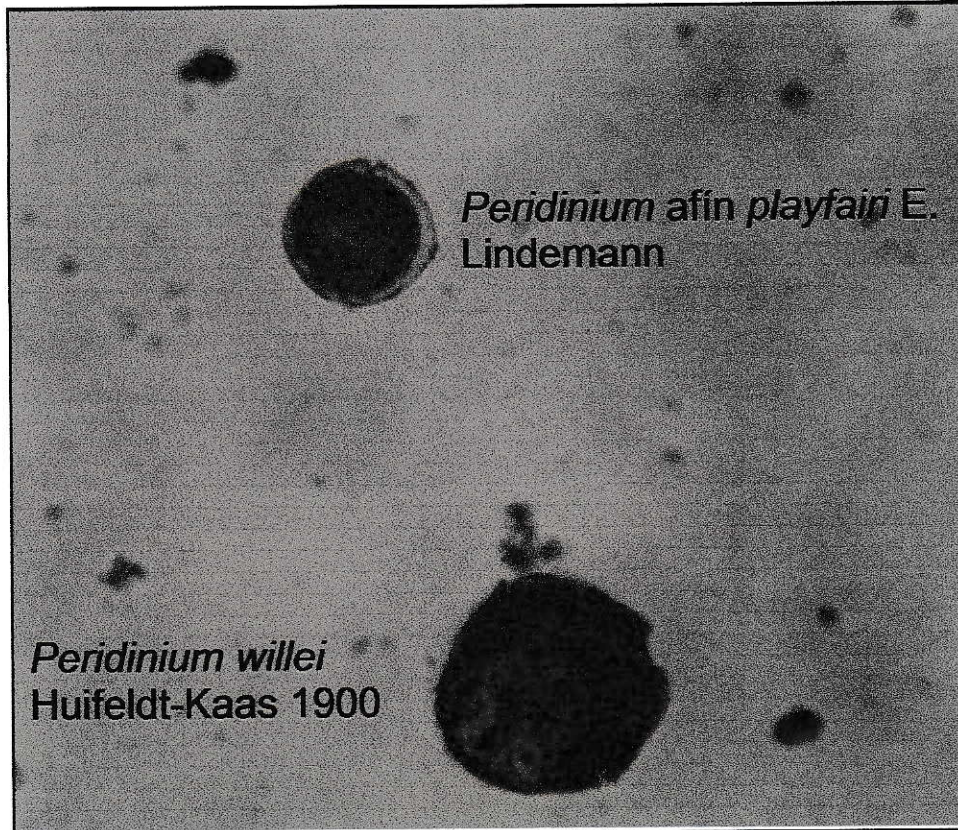
Lindemann *Peridinium willei* Huifeldt-Kaas 1900. Para el periodo de floración ocurrido en mayo del 2013 en la cubeta Las Balsas, la Composición fitoplanctónica y la abundancia relativa se presenta en las Tablas 12 y 13 (ANEXO), respectivamente.

La contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal observada durante el periodo de floración, (Figura 20), muestra una fuerte predominancia de las especies de la clase Dinophyceae con 69,68% de abundancia relativa (2.433,77 ind/mL). Específicamente *Peridinium* aff. *playfairi* con un 55,68% y *Peridinium willei* con un 14%. En la Figura 21 se muestra una fotografía al microscopio de ambas especies.



**Figura 20.** Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para la cubeta Las Balsas en el periodo de floración, mayo 2013.





**Figura 21.** *Peridinium* aff. *playfairi* y *Peridinium willei* visto bajo el microscopio con un aumento de 400x.

## IV. DISCUSIÓN

### 4.1. Parámetros y variables fisicoquímicas de la calidad del agua y diagnóstico del estado trófico

A continuación se discute los resultados encontrados para cada una de las variables e índices tróficos analizados.

#### 4.1.1 Conductividad Específica

La conductividad específica presentó valores promedio normales, excediendo la clase de excepción (clase 0) en las tres cubetas durante el año de 1999.

La conductividad de la mayoría de las aguas dulces presenta valores de 10 a 1000  $\mu\text{mhos/cm}$ , pero puede exceder este límite especialmente en aguas contaminadas (Chapman 1996), ya que éste parámetro refleja la suma de la composición iónica o de metales de la masa de agua.

Lo anterior permite postular que los valores más elevados de conductividad que se encontraron en la cubeta de Alhué se deben a la influencia directa que las descargas del tranque de relaves tienen sobre éstas aguas, a pesar que estos valores no se encuentren sobrepasando los límites que se establecen para lagos mesotróficos. Se destaca esto dado que Codelco El Teniente de acuerdo con el DS 80/05 de excepción a la norma nacional que considera hasta 2000 mg/L de sulfato descargado desde tranques de relaves al Estero Carén.

#### 4.1.2 Oxígeno Disuelto

Con respecto a la oxigenación superficial de las aguas, los valores encontrados para el oxígeno disuelto permiten clasificar las aguas de las cubetas Alhué y Represa

entre la clase 1 y clase 0. La cubeta Represa presenta históricamente una clase 1, pasando por periodos de clase 2. Estos valores se deben a la presencia de vientos diarios en la zona del embalse.

La disminución del oxígeno en profundidad, especialmente en la cubeta Represa, es preocupante ya que la desoxigenación podría significar la reducción de los nitratos a amonio el cual es tóxico para la vida acuática. Conjuntamente la reducción sulfatos (con presencia significativa en los sedimentos del Lago Rapel) y su conversión a sulfuros y ácido sulfhídrico, es corrosivo y ya ha ocasionado problemas anteriores en el Embalse La Paloma (Vila y col., 2013).

#### **4.1.3 pH**

Los valores de pH del agua se mantienen constantes en el tiempo, oscilando entre 7,26 en la cubeta Represa y 9,03 en la cubeta Alhué.

Las tres cubetas muestran un comportamiento anual similar. La cubeta Alhué presenta los valores más alcalinos registrados debido al tratamiento de las aguas de relave del Embalse Carén con piedra caliza (carbonatos de calcio), aguas que posteriormente ingresan al Embalse Rapel vía estero Alhué.

#### **4.1.4 Temperatura**

La temperatura superficial del agua presenta valores estacionales típicos para un lago templado (Vila y col., 2000). Se mantiene constante a través del tiempo, mostrando un máximo de 24,40 °C y un valor promedio mínimo de 11,93 °C en la cubeta Alhué y Las Balsas, respectivamente.



#### **4.1.5 Estado trófico de Smith**

##### **4.1.5.1 Fósforo y Nitrógeno Total**

Históricamente el nivel de fósforo y nitrógeno total en el embalse Rapel se ha visto aumentado hasta llegar a valores correspondientes a aguas eutróficas e hipereutróficas en las tres cubetas desde el año 2000 en adelante.

Este incremento podría ser explicado por la influencia antrópica de las descargas de desechos agro-industriales (insecticidas y fertilizantes) y domiciliarios (aguas no tratadas) (Vila y col., 2013).

Como se mencionó anteriormente la actividad productiva que impacta mayoritariamente sobre el embalse Rapel, sería la crianza de cerdos y aves. Esta actividad genera riles con alto contenido orgánico debido al estiércol producido por los corrales, el que resulta mezclado con pelos o plumas, según sea el caso, resto de comida, residuos de la cama del ganado, etc.

La generación de riles se produce fundamentalmente con el lavado de los pisos y corrales (EULA, 2011). Cabe destacar que a partir del año 2004 Agrosuper S.A. cuenta con plantas de tratamiento de purines de cerdo mediante lodos activados, con las cuales realizan un tratamiento de las aguas que luego son utilizadas como agua de riego y mejoradores de suelos agrícolas y forestales. Los desechos sólidos son dispuestos en canchas de compostaje, que son utilizados como fertilizante en los campos agrícolas del mismo grupo (Agrosuper, 2011).

Estos residuos líquidos y sólidos contienen grandes cantidades de nitrógeno y fósforo, que podrían llegar de manera difusa a las cubetas del embalse a través de

infiltración o escorrentía y que estarían incrementando la cantidad de compuestos nitrogenados en el agua.

#### **4.1.5.2. Clorofila a**

Debido a que la concentración de clorofila-a depende de la concentración de nutrientes (Fósforo y Nitrógeno Total), penetración de la luz y temperatura del agua (Bonansea y col., 2012), el sistema ha presentado históricamente condiciones de eutrofia e hipereutrofia, las que se han mantenido en el tiempo. La cubeta Alhué es la que presenta los mayores valores medidos.

#### **4.1.5.3. Profundidad de disco Secchi**

Los valores promedio de profundidad de disco de Secchi para el período 1995 a 2013, generalmente menores a un metro de profundidad, han mostrado una condición de hipereutrofia intercalando periodos de eutrofia.

Los menores niveles de transparencia se observan en la cubeta Las Balsas, donde desde 1995 hasta la fecha presenta un estado hipereutrótico causado probablemente por la abundante biomasa fitoplanctónica y los elevados niveles de nutrientes. A modo de comparación, un lago oligotrófico mostraría valores de transparencia superiores a los 2 m de profundidad (Vila y col., 2013).

#### **4.1.6 TSI Carlson**

La evolución del índice del estado trófico de Carlson para cubeta Alhué y Represa, presenta valores medios que corresponden a condiciones de eutrofia.

El TSI para Las Balsas presenta valores que comprenden tres estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. Probablemente esta condición se debe a que la cubeta Las Balsas es una zona con características fluviales debido al ingreso de los afluentes de Cachapoal y Tinguiririca y que además posee tiempos de retención menores a las otras cubetas.

Es importante mencionar que para el año 2013 las tres cubetas se encuentran en condiciones de eutrofía, por lo tanto, se sugiere establecer un monitoreo permanente de las condiciones del embalse según parámetros ambientales y calidad de agua del embalse, con el fin prever y minimizar las potenciales condiciones que pueden desencadenar nuevas floraciones de microalgas en el futuro.

#### **4.2. Estructura y dinámica fitoplanctónica**

A los ocho años de ser embalsado el embalse Rapel ya era clasificado como una lago en rápido proceso de eutrofización, con asociaciones de microalgas que mostraban la clásica sucesión descrita para embalses templados: Diatomeas- Clorófitas- Cianófitas (Hutchinson, 1957; Margalef, 1983; Vila y col., 1987) y con la dominancia durante todo el año de *Aulacoseira granulata* (Vila y Pardo, 2003).

En la fase denominada contaminación, la cual corresponde a la máxima incorporación de sulfatos de cobre (hasta 1500 mg L<sup>-1</sup>) en el embalse, la clase dominante es Chlorophyceae. Siendo *Pediastrum simplex* la especie dominante en la cubeta Alhué y *Dyctiosphaerium pulchellum* en las cubetas Las Balsas y Represa. Históricamente el embalse ha mostrado dominancia de *Aulacoseira granulata* observada en estudios anteriores (Vila y col. 1987, 1997, 2000 y 2003) y la disminución marcada de ésta se explicaría principalmente por el incremento de materia orgánica y

sulfatos los cuales estarían produciendo extensas zonas anóxicas cercanas a los sedimentos en las cuales se solubilizarían metales como  $\text{Cu}^{2+}$  provenientes de los relaves (Vila y Pardo, 2003).

Para el año 2000, correspondiente al período de recuperación, la especie dominante fue *Aulacoseira granulata*. Debido a que la mezcla turbulenta casi permanente del agua de los lagos monomícticos templados de Chile, ha favorecido la presencia de especies como *A. granulata*, la cual mantiene o incrementa sus poblaciones por resuspensión desde los sedimentos (Reynolds y col., 1985).

Para el año 2013 se encontró que la dinámica del fitoplancton ha variado respecto a la descrita históricamente. Además, la importante dominancia de *Aulacoseira granulata* disminuyó drásticamente, siendo reemplazada para el año 2013 por los dinoflagelados, *Peridinium aff. playfairi* y *Peridinium willei* los cuales suman cerca de un 70% de la abundancia total del fitoplancton para la cubeta Las Balsas. Los dinoflagelados son propios de zonas más costeras, por lo que su florecimiento en aguas dulces como las del embalse Rapel son bastantes atípicas.

El CCA muestra una fuerte relación de la floración de dinoflagelados con la concentración de nitrógeno y fósforo total, lo cual es consistente con lo informado por Gallardo (2009) donde se señala que el nitrógeno y los fosfatos son elementos esenciales para el crecimiento de los dinoflagelados fotosintéticos.

En el presente seminario se encontró que tanto la composición como la dinámica del fitoplancton han variado respecto a la descrita históricamente y la organización comunitaria muestra marcadas asociaciones de las microalgas durante los tres períodos estudiados con diferente calidad química del agua.

## V. CONCLUSIONES

- El deterioro en la calidad física y química del agua ha generado condiciones que desencadenaron una floración masiva de dinoflagelados, dejando en evidencia que el estado trófico influye directamente en la abundancia y composición del fitoplancton, cumpliéndose de esta manera la hipótesis y objetivo del presente seminario.
- La conductividad específica, oxígeno disuelto, pH y temperatura en el embalse muestra valores normales correspondientes a calidad de agua clase 0 y 1 con oscilaciones marcadas por distintos periodos de calidad química.
- Con relación a la respuesta fitoplanctónica, la fase de contaminación tiene como clase dominante a Chlorophyceae, que son microalgas tolerantes al efecto alguicida del sulfato de cobre. Para el período de recuperación, año 2000, la especie dominante fue *Aulacoseira granulata* y finalmente para el año 2013 se encontró que la dinámica del fitoplancton ha variado respecto a la descrita históricamente. La importante dominancia de *Aulacoseira granulata* fue reemplazada por los dinoflagelados, *Peridinium* aff. *playfairi* y *Peridinium willei* los cuales suman cerca de un 70% de la abundancia total del fitoplancton para la cubeta Las Balsas.
- La floración masiva de estas microalgas estaría relacionada con el incremento histórico de las concentraciones de nutrientes como fósforo y nitrógeno. Cabe destacar que estas algas podrían generar toxinas,

dependiendo de las condiciones de temperatura, concentración de nutrientes y la cepa que se esté desarrollando.

- Como se mencionó anteriormente, este incremento podría ser explicado por la influencia antrópica de las descargas de desechos agro-industriales, aguas servidas no tratadas y con la llegada de manera difusa, a las cubetas del embalse de los residuos líquidos y sólidos provenientes del tratamiento de purines de cerdo mediante lodos activados y utilizados como agua de riego y fertilizantes en campos agrícolas.



## VI. REFERENCIAS

- Agencia Vasca del Agua (URA). 2011. Asistencia técnica en relación a la Susceptibilidad de las masas de agua de la Comunidad Autónoma del País Vasco al asentamiento del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*). PROMOTOR: Ur Agentzia. 125 pp.
- Agrosuper, 2011. Reporte de Sustentabilidad 2011. 146 pp.
- Alveal, K., M.E. Ferrario, E.C. Oliveira, y E. Sar. 1995. Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepción. Editorial Aníbal Pinto S.A. Concepción. Chile.
- Andaur V. 2008. Dinámica Química de la laguna de Aculeo y caracterización del fitoplancton. Seminario de Título Químico Ambiental. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 79 pp.
- Andersen, R. A. (Ed.) 2005. Algal Culturing Techniques: A Book for All Phycologists. Academic Press/ Elsevier.
- APHA 2001. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. American Public Health Association, New York.
- Araya, J.M. y Zuñiga L. 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. Boletín Informativo Limnológico, Chile 8:1-110.
- Arocena, R. & D. Conde. 1999. Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de Limnología en Uruguay. DI.R.A.C. - Facultad de Ciencias. Universidad de la Republica. Uruguay. 233 pp.
- Bonansea, M.; Ledesma, C.; Rodriguez, C.; Delgado, A. S. R. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *AmbiAgua*, Taubaté, 7; 61-71.
- Bruun K. 2009. *Microcystis flosaquae* (Wittrock) Kirchner, Anderson Lake, Washington, USA. Consultada el 22 de julio 2015. Disponible en [http://www.algaebase.org/search/images/detail/?img\\_id=k0f134d8aaf58d3a7](http://www.algaebase.org/search/images/detail/?img_id=k0f134d8aaf58d3a7)
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22 (2); 361-369.
- CEA. 2010. Informe Final. Diagnóstico, plan monitoreo, modelo conceptual funcionamiento calidad agua embalse rapel. Anexo C, Análisis de Nutrientes N y P. 7 pp.
- CEA. 2010. Informe Final. Diagnóstico, plan monitoreo, modelo conceptual funcionamiento calidad agua embalse rapel. 50 pp.

Chapman D. 1996. *Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. (Second Edition). UNESCO/WHO/UNEP. 609 pp.

CONAMA, 2004. *Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas*. 18 pp.

Contreras M., Villagrán, H. y C Salazar. 1994. Aislamiento temporal del sub-sistema Alhué. Una respuesta a la hidrología del Embalse Rapel. *Medio Ambiente* 12(1): 41-49.

Cortés I., Montalvo S. 2010. *Aguas: Calidad y Contaminación. Un enfoque químico ambiental*. Santiago, Chile, 328 pp.

De León, L., 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. En: *Perfil Ambiental del Uruguay 2002*, Domínguez, A. y R. G. Prieto (eds.), Nordan-Comunidad, Montevideo, p.28-37.

DGA, 2009. *Redefinición de la red mínima de Lagos*. Ejecutado por POCH Ambiental. S.I.T. 192. 184 pp.

DGA 1987. *Estudio Limnológico de los Embalses Rapel y El Yeso, 1987. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos*. Cooperación entre la Facultad de Ciencias Universidad de Chile y la Dirección General de Aguas el Ministerio de Obras Públicas. 105 pp.

DGA-Cade Idepe 2004. *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad*. Cuenca del río Rapel. 190 pp.

DMA, 2005. *Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico*. Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton. 43 pp.

Dorador C., Castillo G., Witzel K. P. y Vila I. 2007. Bacterial diversity in the sediments of a temperate artificial lake, Rapel reservoir. *Revista Chilena de Historia Natural* 80 (2): 213-224.

Elosegi, A. & S. Sabater (eds.). 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, Bilbao. ISBN: 978-84-96515-87-1. 444 pp.

EULA, 2004. *Estudios de los efectos ambientales de los relaves del embalse Carén sobre el embalse Rapel*. 10 pp.

EULA, 2011. *“Diagnóstico y Plan de Gestión Para la Calidad del Agua del Embalse Rapel”*. Informe Final, 293 pp.

GAC, 2007. *Antecedentes para acreditar el cumplimiento del permiso sectorial 93 del RSEIA proyecto DIA planta de aceite de oliva olivos del sur S.A.* 9 pp.

Gallardo J., 2009. *Ingeniería de Bioprocesos en el Cultivo de Dinoflagelados*. Almería, España: Universidad De Almería, servicio de publicaciones.



Harris, G.P & A.M. Trimbee, 1986. Phytoplankton population dynamics of a small reservoir: Physical/biological coupling and the time scales of community change. *J. Plankton Res.*, 8: 101 1-1025.

Horne, A.J., Goldman, C.R., 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, New York, 627 pp.

Hötzel G y R. Croome, 1999. *A Phytoplankton Methods Manual for Australian Freshwaters*. Land and Water resources and Development Corporation. 66 pp.

Hutchinson, G.E. 1957. *A treatise on limnology*. Vol. 1. Geography, physics and chemistry. John Wiley and Sons, New York, NY.

LeGresley, M. y McDermott, G. 2010. Counting chamber methods for quantitative phytoplankton analysis - haemocytometer, Palmer-Maloney cell and Sedgewick-Rafter cell. Intergovernmental Oceanographic Commission of ©UNESCO. 2010.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 1010 pp.

OPS-CEPIS, 1996. *Curso de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Enfoque del problema de eutroficación. 24 pp.

Parra, O. & C. M. Bicudo. 1996. *Algas de Aguas Continentales: Introducción a la Biología y Sistemática*. Ediciones Universidad de Concepción. 268 pp

Pesse N., 2007 *Evaluación de las variables limnológicas del lago Llanquihue y la respuesta de la producción fitoplanctónica*. Tesis Magíster en Ciencias del Mar. Santiago, Chile. Universidad Andrés Bello, Facultad de Ecología y Recursos Naturales. 52 pp.

Reynolds, C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwat. Biol.*, 14: 111-142.

Reynolds, C., V. Montecino, M. E. Graf & S. Cabrera. 1985. Short-term dynamics of a *Melosira* population in the plankton of an impundment in Central Chile. *J. Plankton Res.* 8: 715-740.

Rivera, P., Parra, O., González, M., Dellarossa, V. & M. Orellana. 1982. *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales*. IV. Bacillariophyceae. Editorial Universidad de Concepción.

Ryding, S. y Rast, W. (Eds.), 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ediciones Pirámide, Madrid y Unesco. 375 pp.

Sierra R., 2010. *Eutrofización de embalses: descripción, prevención y manejo*. Universidad Industrial de Santander. Escuela de ingeniería química, especialización en ingeniería ambiental. Bucaramanga, Colombia. 55 pp.

Šmilauer, P., 2003. *CanoDraw for Windows 4.1*, Microcomputer Power: New York. Ter Braak, C. & Šmilauer P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to*

Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer power. Ithaca, N. Y., U. S. A. 352pp.

Smith, V. H.; Tilman, G. D.; Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*. 100 (1-3): 179-196 pp.

Thorton, K.W., Kimmel, B.L. Payne F. 1990. *Reservoir Limnology*. Wiley & Sons. N.Y. 246 pp.

Vila, I., I. Barends & V. Montecino. 1987. Composición, abundancia y distribución espacial y temporal del fitoplancton del embalse Rapel (1976-1977). *Revista Chilena de Historia Natural*, 60: 37-55.

Vila, I., M. Contreras & J. Pizarro. 1997. Eutrophication and phytoplankton selective responses in a temperate reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 798-802.

Vila, I., M. Contreras, V. Montecino, j. Pizarro & d. Adams. 2000. Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination? *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 55: 31-44.

Vila, I. y Pardo R., 2003. Respuesta de la estructura fitoplanctónica a las perturbaciones antrópicas de un lago templado. *Limnetica* 22(1-2): 93-102.

Vila, Irma P., Scott, Sergio A., Barrera, Vilma, 2013. Informe. Calidad del agua del embalse Rapel: antecedentes químicos y biológicos. Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL). 39pp.

Villafañe VE & Reid FMH, 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K, Ferrario ME, Oliveira EC, Sar E (eds) *Manual de Métodos Ficológicos*. Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 169-185 pp.

Villanueva E., 2007. Respuestas del fitoplancton frente a cambios en las características físicas y químicas del agua: el caso del embalse Rapel. Seminario de Título Biólogo Ambiental. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 58 pp.

## VII. ANEXO

Tabla 8. Parámetros morfométricos del Embalse Rapel, según las diferentes cubetas (103,5 m s.n.m)

Parámetro	Unidad	Alhué	Las Balsas	El Muro
Área (A)	km <sup>2</sup>	27,4	37,4	14,8
Volumen (V)	km <sup>3</sup>	0,115	0,210	0,342
Perímetro (P)	Km	57,4	93,6	72,8
Profundidad máxima (Hmax)	M	17,0	24,0	75,0
Profundidad media (H)	M	4,2	5,6	19,2
Ancho máximo (Am)	Km	5,6	3,6	1,5
Ancho medio (Ame)	Km	2,7	2,1	3,1
Longitud máxima (L)	Km	10,1	17,6	5,8
Desarrollo de volumen (Dv)	-	0,25	0,23	0,26
Desarrollo línea de costa (DL)	-	3,1	4,3	4,9
Tiempo de residencia (tw)	d <sup>-1</sup>	1,2	12,4	12,4

Contreras y col. (1994).

**Tabla 9.** Abundancia relativa de las microalgas durante tres períodos de muestreo en Cubeta Alhué

Clase	Género/especie	Alhué						
		jul-90	ago-90	dic-90	mar-91	mar-00	jun-00	ago-00
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	51,59	49,00	15,11	0,89	16,36	77,94	59,81
	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	-	-	-	-	4,12	3,10	13,00
	<i>Stephanodiscus astraëa</i> (Ehr.) Grun	-	-	-	-	-	5,16	15,84
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Coelastrum microporum</i> Naegeli	1,64	0,09	-	0,06	7,08	2,84	2,36
	<i>Dyctiosphaerium pulchellum</i> Naegeli	11,88	0,40	2,54	0,93	-	0,13	-
	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	30,67	48,38	81,27	55,36	14,85	1,55	5,67
	<i>Scenedesmus ecomis</i> (Ralfs) Chodat	-	-	-	-	5,03	-	0,24
	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen	0,08	0,03	0,08	42,57	1,89	0,26	-
	<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	-	-	-	-	19,35	1,55	2,84
<b>Dinophyceae</b>	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Schrank	-	-	-	-	15,73	0,13	-





**Tabla 11.** Abundancia relativa de las microalgas durante tres periodos de muestreo en Cubeta Represa

Clase	Género/especie	Represa						
		jul-90	ago-90	dic-90	mar-91	mar-00	jun-00	ago-00
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Aulacoseira granulata</i>	2,49	27,96	40,32	6,68	21,44	26,84	48,75
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	-	3,48	2,88	6,25
	<i>Cymbella minuta</i>	-	-	-	-	1,87	6,39	-
	<i>Navicula</i> sp 3	-	-	-	-	0,27	0,64	1,25
	<i>Stephanodiscus astraea</i>	-	-	-	-	0,54	5,43	22,50
	<i>Synedra acus</i>	-	-	0,05	21,44	-	-	-
	<i>Synedra ulna</i>	-	-	-	-	-	-	1,25
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Dyctiosphaerium pulchellum</i>	95,11	63,20	13,52	1,74	-	-	-
	<i>Pediastrum simplex</i>	1,39	7,81	45,70	47,07	1,63	1,28	6,25
	<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	0,37	0,30	35,93	13,42	8,75
	<i>Pediastrum duplex</i>	-	-	-	-	16,61	7,67	-
	<i>Scenedesmus ecomis</i>	-	-	-	-	1,07	2,56	1,25
	<i>Staurastrum paradoxum</i>	-	-	-	22,68	2,41	1,28	-
	<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	-	-	5,36	1,28	1,25
<b>Dinophyceae</b>	<i>Ceratium hirundinella</i>	0,88	-	-	-	-	19,17	-

**Tabla 12.** Composición fitoplanctónica de la cubeta Las Balsas mayo 2013

Clase	Géneros/Especie	Las Balsas 2,5 (ind/mL)			Las Balsas superficie (ind/mL)		
		1	2	3	1	2	3
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Cymatopleura solea</i>	18,845	12,605	0,000	0,000	0,000	0,000
	<i>Navicula</i> sp 3	32,979	25,211	23,041	21,073	10,293	9,529
	<i>Nitzschia</i> sp	14,134	29,412	13,824	0,000	5,147	0,000
	<i>Aulacoseira granulata</i>	9,423	4,202	0,000	5,268	0,000	4,765
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	9,423	12,605	4,608	0,000	5,147	57,176
	<i>Synedra ulna</i>	4,711	4,202	4,608	0,000	0,000	0,000
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	179,029	134,456	119,811	131,706	87,492	142,939
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Closterium acutum</i>	18,845	21,009	4,608	10,537	0,000	0,000
	<i>Closterium acicularis</i>	9,423	0,000	9,216	0,000	0,000	0,000
	<i>Gonatozygon</i> sp.	146,050	105,044	138,244	84,292	92,638	66,705
	<i>Staurastrum</i> sp.	18,845	8,404	18,433	15,805	10,293	14,294
	<i>Coelastrum microporum</i>	51,824	50,421	18,433	0,000	10,293	19,059
	<i>Pediastrum simplex</i>	9,423	21,009	36,865	21,073	0,000	4,765
	<i>Pediastrum duplex</i>	0,000	0,000	4,608	0,000	0,000	0,000
	<i>Scenedesmus ecornis</i>	254,410	189,079	248,839	73,756	154,397	114,351
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	9,423	0,000	0,000	0,000	10,293	0,000
	<i>Tetraëdron aff. .minimum</i>	23,556	25,211	18,433	0,000	15,440	23,823
	<i>Oocystis</i> sp.	32,979	33,614	92,163	21,073	36,026	47,646
	<b>Cryptophyceae</b>	<i>Cryptomonas ovata</i>	136,627	142,860	225,798	210,730	283,062
<b>Cyanophyceae</b>	<i>Chroococcus</i> sp.	28,268	0,000	13,824	10,537	15,440	4,765
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	9,423	8,404	13,824	0,000	5,147	0,000
	<i>Oscillatoria</i> sp.	23,556	8,404	32,257	10,537	10,293	9,529
<b>Dinophyceae</b>	<i>Ceratium hirundinella</i>	84,803	109,246	92,163	5,268	0,000	14,294
	<i>Peridinium aff. playfairi</i>	2021,144	1777,341	1267,234	2033,548	1996,871	2572,899
	<i>Peridinium willei</i>	131,916	113,447	105,987	716,483	808,012	1057,747
<b>Euglenophyceae</b>	<i>Euglena</i> sp.	28,268	37,816	18,433	295,023	313,941	347,818
<b>Xanthophyceae</b>	<i>Aff. Tribonema</i> sp.	4,711	8,404	13,824	0,000	0,000	0,000



Tabla 13. Abundancia relativa de la cubeta Las Balsas mayo 2013

Clase	Géneros/Especie	Promedio(ind/mL)	%
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Cymatopleura solea</i>	5,24	0,15
	<i>Navicula</i> sp 3	20,35	0,58
	<i>Nitzschia</i> sp	10,42	0,30
	<i>Aulacoseira granulata</i>	3,94	0,11
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	14,83	0,42
	<i>Synedra ulna</i>	2,25	0,07
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	132,57	3,80
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Closterium acutum</i>	9,17	0,26
	<i>Closterium acicularis</i>	3,11	0,09
	<i>Gonatozygon</i> sp.	105,50	3,02
	<i>Staurastrum</i> sp.	14,35	0,41
	<i>Coelastrum microporum</i>	25,01	0,72
	<i>Pediastrum simplex</i>	15,52	0,44
	<i>Pediastrum duplex</i>	0,77	0,02
	<i>Scenedesmus ecornis</i>	172,47	4,94
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	3,29	0,09
	<i>Tetraëdron aff. minimum</i>	17,74	0,51
	<i>Oocystis</i> sp.	43,92	1,26
	<b>Cryptophyceae</b>	<i>Cryptomonas ovata</i>	195,90
<b>Cyanophyceae</b>	<i>Chroococcus</i> sp.	12,14	0,35
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	6,13	0,18
	<i>Oscillatoria</i> sp.	15,76	0,45
<b>Dinophyceae</b>	<i>Ceratium hirundinella</i>	50,96	1,46
	<i>Peridinium aff. playfairi</i>	1944,84	55,68
	<i>Peridinium willei</i>	488,93	14,00
<b>Euglenophyceae</b>	<i>Euglena</i> sp.	173,55	4,97
<b>Xanthophyceae</b>	<i>Aff. Tribonema</i> sp.	4,49	0,13