

UCH - FC
Q. Ambiental
A543
C.2

DINÁMICA QUÍMICA DE LA LAGUNA DE ACULEO Y CARACTERIZACIÓN DEL FITOPLANCTON

Seminario de Título

Entregado a la

Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile

en cumplimiento parcial de los requisitos

para optar al título de

QUIMICO AMBIENTAL

Viviana Carolina Andaur Pavez



Director Seminario de Título: M. Cs. Irma Vila Pinto

Profesor Patrocinante: Dra (c) Ximena Molina Paredes

Mayo, 2008

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION
SEMINARIO DE TITULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile que el Seminario de Título presentado por el alumno (a)


Viviana Carolina Andaur Pavez

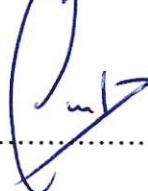
ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación del Seminario de Título como requisito para optar al título de Químico Ambiental

Comisión de Evaluación

Director : M. Cs. Irma Vila Pinto..... 

Prof. Patrocinante : Dra (c) Ximena Molina Paredes..... 

Corrector : Dra Isel Cortés Nodarse..... 

Corrector : Dr (c) Rodrigo Pardo Luksic..... 



Reseña



Datos Personales : Estado Civil : Soltera
Nacionalidad : Chilena
Rut : 15 340 865-3
Edad : 24 años
Lugar de Nacimiento : Santiago

Educación Básica : Escuela particular N°3, Fundación Domingo Matte Mesías.

Educación Media : Liceo Rosa Tocornal, Fundación Domingo Matte Mesías.

Educación Superior : 2001-2006 Química Ambiental, Facultad de Ciencias.

Unidad de Investigación:

Agosto-Diciembre 2005

“Estudio de las características físicas y químicas de un relave minero: influencia en el crecimiento y desarrollo de plántulas de maíz y lechuga” Laboratorio de Suelos. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile.



Presentaciones en Congresos:

Octubre 2006.

- **VIII Encuentro de Química Analítica y Ambiental. Universidad Arturo Prat Iquique, Chile**

"Estudio de las características físicas y químicas de un relave minero: influencia en el crecimiento y de vegetación"

Copaja, S. (1), Andaur, V.(1) e Hidalgo, J. (1)

30 Septiembre - 4 Octubre 2007

- **III Reunión Binacional de Ecología: Sociedad de Ecología de Chile; Asociación Argentina de Ecología, La Serena, Chile**

"Caracterización Química y Respuestas Biológicas de Lagos de Chile" Pardo, R. (1), Vila, I. (1), Vargas, C. (2), Molina, X. (1,3) & Andaur, V. (1)

22-27 octubre 2007

- **IV Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. Sociedad Chilena de Limnología, USACH, Universidad de Chile, Santiago, Chile**

"Dinámica Química de la Laguna de Aculeo y Caracterización del Fitoplancton"

Andaur, V. (1), Molina, X. (1,3), Pardo, R. (1) & Vila, I. (1)

1- Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile

2- Departamento Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas, Santiago, Chile

3- Centro Nacional del Medio Ambiente, Santiago, Chile.



Dedicatoria

...A Jesús, Hijo de Dios...



Agradecimientos

Quiero agradecer a todas las personas que me apoyaron de distinta forma para lograr el desarrollo de este trabajo.

En primer lugar, a mi profesora y directora Sra. Irma, por su voluntad y sus correcciones en todo momento, fue realmente un apoyo fundamental en mi camino. Así mismo agradezco a mi profesora patrocinante Sra. Ximena por sus correcciones, aliento e incansable paciencia en el proceso de realización de mi trabajo. Mi gratitud también a Rodrigo Pardo, por su disposición en darme su tiempo y ayuda. A todos mis profesores durante esta carrera, por entregar sus conocimientos y herramientas. Al Sr. José Ortiz del laboratorio de la Dirección General de Aguas, a Juan Pablo Bravo de la I. Municipalidad de Paine, por su gentil ayuda.

A mis compañeras de estudios y risas: Gema, Marcela y Vicky siempre tendrán mi amistad y gratitud.

A quienes me permitieron vivir un oasis en medio de la ruidosa vida universitaria: mis amigos de GBU, especialmente a Juan, por haberme llevado a conocer a Jesucristo Vivo, doy gracias a Dios por haberlos puesto en mi camino.

A mis padres Edgardo y Julia, a mi abuelita Eloisa, a mis hermanos, por el amor y paciencia, ustedes fueron mi resguardo y mis bases, por fin se cumple el sueño por el cual luchamos juntos, y comienza una nueva etapa de mi vida, realmente este logro se debe a su incondicional apoyo, les amo mucho

A todos mis hermanos en la fe y al protagonista de mi vida, mi Amado Salvador Jesucristo, gracias a Él puedo decir que soy feliz, Todo es Suyo.



INDICE DE CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN	1
1. Concepto de Eutrofización.....	2
2. Causas de la Eutrofización.....	3
3. Consecuencias de la Eutrofización.....	4
4. Eutrofización en lagos someros.....	6
5. Relación de Redfield y Sílice, limitantes de la biomasa fitoplanctónica.....	7
6. Antecedentes Generales de un lago somero: Laguna de Aculeo.....	9
6.1. Ubicación Geográfica	9
6.2. Características Geomorfológicas.....	9
6.3. Morfometría.....	10
6.4. Hidrografía	10
6.5. Clima.....	11
6.6. Usos de la laguna	12
6.7. Estado trófico.....	12
HIPÓTESIS	13
OBJETIVO GENERAL	13
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
II. METODOLOGIA.....	15
1. Campaña de terreno	15
1.1. Toma de muestras	16
2. Determinación de variables de estudio	17
2.1. Establecimiento de la base de datos.....	18
3. Análisis de datos.....	19



3.1. Determinación del nutriente limitante	19
3.2. Obtención de variables predictoras de la clorofila <i>a</i>	20
3.3. Determinación de la comunidad fitoplactónica.....	20
3.3.1. Determinación de índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	21
3.3.2. Índice de riqueza de taxa	22
4. Métodos DGA	22
III. RESULTADOS	24
1. Parámetros físicos y químicos de calidad de agua y Diagnóstico del estado de trofia.....	24
1.1. Fósforo Total	24
1.2. Nitrógeno Total.....	25
1.3. Clorofila- <i>a</i>	26
1.4. Profundidad de disco secchi	27
1.5. Conductividad eléctrica.....	28
1.6. Temperatura.....	29
1.7. Oxígeno disuelto.....	30
1.8. pH.....	31
1.9. Profundidad máxima.....	32
2. Análisis de la relación de Redfield y sílice	33
3. Regresión Múltiple con Clorofila <i>a</i> como variable respuesta	34
4. Comunidad fitoplanctónica	35
4.1. Densidad fitoplanctónica.....	35
4.2. Diversidad fitoplanctónica	35
4.2.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	35



4.2.2. Riqueza de taxa	37
4.3. Abundancia relativa de Clases Algales.....	38
IV. DISCUSION GENERAL	39
1. Parámetros físicos y químicos de calidad de agua y Diagnóstico del nivel trófico	39
1.1. Fósforo Total	39
1.2. Nitrógeno Total.....	40
1.3. Clorofila- <i>a</i>	40
1.4. Profundidad de disco Secchi	41
1.5. Conductividad eléctrica.....	41
1.6. Temperatura.....	41
1.7. Oxígeno disuelto.....	42
1.8. pH.....	42
1.9. Profundidad máxima.....	43
2. Análisis de la relación de Redfield y Sílice como limitantes de la biomasa fitoplanctónica.....	44
3. Regresión Múltiple con Clorofila- <i>a</i> como variable respuesta.....	44
4. Comunidad fitoplanctónica	45
4.1. Densidad fitoplanctónica.....	45
4.2. Diversidad fitoplanctónica	46
4.2.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	46
4.3. Abundancia relativa de Clases Algales.....	47
V.CONCLUSIONES	48
VI. BIBLIOGRAFIA.....	50
ANEXOS.....	55



INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Niveles tróficos de lagos somero (Becares y col, 2004).....	2
Tabla 2: Criterios tróficos y su respuesta a la eutrofización (Ryding & Rast, 1992)...	4
Tabla 3: Datos morfométricos (cota de verano).....	10
Tabla 4: Ubicación geográfica de las estaciones de monitoreo e influencias antropogénicas en la laguna de Aculeo (PSAD 56, HUSO 19)	16
Tabla 5: Análisis del coeficiente de correlación entre dos variables.....	19
Tabla 6: Métodos de parámetros químicos y físicos DGA (anexo 2)	23
Tabla 7: Registro Histórico de Profundidades máximas en Aculeo.....	33
Tabla 8: Regresión lineal múltiple: clorofila <i>a</i> como variable respuesta	66
Tabla 9: Test t student para densidad 2006-2007.....	67
Tabla 10: Test t student para índice de Shanon Wiener 2006-2007.....	67
Tabla 11: Test t student para riqueza 2006-2007	67
Tabla 12: Test t student para Homogeneidad 2006-2007	67
Tabla 13: Riqueza de especies, índice de biodiversidad de Shannon-Wiener (H), índice de homogeneidad (J) por estaciones y profundidades 2006	68
Tabla 14: Riqueza de especies, índice de biodiversidad de Shannon-Wiener (H), índice de homogeneidad (J) por estaciones y profundidades 2007	69
Tabla 15: Comparación histórica en la estructura y riqueza de taxa de la laguna de Aculeo (2004-2007).....	71
Tabla 16: Clasificación de algunos Géneros de algas de Aculeo.....	73
Tabla 17: Identificación de factores y fuentes que participan en la recarga externa de nutrientes y posibles medidas de reparación.....	78



INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Géneros de microalgas Cyanophytas y Pyrrophytas	5
Figura 2: Procesos relacionados con la eutrofización en un lago somero	7
Figura 3: Mapa Ubicación Laguna	9
Figura 4: Precipitaciones y profundidad de la laguna en las estaciones del año en el período 1993-2006.....	11
Figura 5: Estaciones de muestreo georeferenciadas.....	15
Figura 6: Imagen de microscopio invertido y cámaras de Utermöhl	21
Figura 7: Promedio anual y desviación estándar de fósforo total en el período 1993 al 2006.	24
Figura 8: Promedio anual y desviación estándar de nitrógeno total en el período 1993 al 2006.....	25
Figura 9: Promedio anual y desviación estándar de clorofila <i>a</i> en el período 1993 al 2006	26
Figura 10: Promedio anual y desviación estándar de profundidad de secchi en el período 1993 al 2006.	27
Figura 11: Promedio anual y desviación estándar de conductividad en el período 1993 al 2006.....	28
Figura 12: Promedio anual y desviación estándar de temperatura en el período 1993 al 2005.....	29
Figura 13: Promedio anual y desviación estándar de oxígeno disuelto en el período 1995 al 2006.....	30
Figura 14: Promedio anual y desviación estándar de pH en el período 1993 al 2006.	31

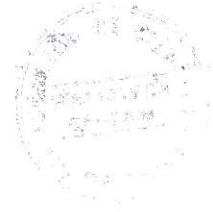


Figura 15 : Promedio anual y desviación estándar de profundidad promedio en el período 1993 al 2006.	32
Figura 16: Promedio anual y desviación estándar de N:P en el período 1993 al 2006.	33
Figura 17: Promedio anual y desviación estándar de sílice en el período 1993 al 2005.	34
Figura 18: Densidad fitoplanctónica para invierno de 2006 y 2007	35
Figura 19: Índice de diversidad de Shannon para invierno de 2006 y 2007.....	36
Figura 20: Índice de homogeneidad para fitoplancton de invierno 2006 y 2007.....	36
Figura 21: Riqueza de taxa para el fitoplancton de invierno 2006 y 2007	37
Figura 22: Abundancia relativa de clases fitoplanctónicas registradas en invierno 2006 y 2007.....	38
Figura 23: Densidades totales en Aculeo por géneros de fitoplancton ind l ⁻¹ Invierno 2006-2007	70
Figura 24: Comparación de Porcentajes de Hectáreas de usos de suelo en localidades de la cuenca de Aculeo 1994 y 2007.	75
Figura 25: Carta Uso del Suelo 1994.....	76
Figura 26: Carta Uso del Suelo 2007.....	77
Figura 27: Evolucion de la poblacion de la cuenca de Aculeo (1985-2002).....	78

RESUMEN

La Eutrofización es un proceso natural de los sistemas lacustres que se evidencia principalmente en el enriquecimiento de fosfatos y nitratos. Este proceso se agudiza por las actividades humanas hasta límites intolerables que generan daños irreparables en los ecosistemas.

La laguna de Aculeo (Región Subhúmeda 24° a 37° S) representa un sistema natural cuyo origen puede ser explicado básicamente por el gran espesor de sedimentos aluviales depositados por el río Maipo en la parte noreste de la región, junto con los materiales de conos de deyección acumulados a la salida de las quebradas Ramadillas, Huiticalan y Abrantes, que terminaron por represar el drenaje natural de la Rinconada de Aculeo. Tiene un área de 11 Km² y profundidad somera (5 m), se alimenta por deshielos, y aguas lluvia, con riberas fangosas y poco abruptas. Su uso es principalmente para regadío y turismo.

El objetivo de este trabajo, consistió en relacionar la calidad química del agua con indicadores de trofia tales como tipos de algas y valores de clorofila *a*. Se determinó el estado trófico de la laguna, utilizando datos físicos y químicos provenientes de la base de datos del Banco Nacional de Aguas (BNA) de la Dirección General de Aguas (DGA), obtenidas a partir de campañas de monitoreo que realizaron estacionalmente, analizados bajo metodología Standard, APHA. Se consideró nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*, profundidad de disco secchi, sílice disuelta, conductividad, pH, oxígeno disuelto y temperatura.

Los resultados obtenidos mediante análisis de correlación entre 1993 a 2006, indicaron que los valores para las variables nitrógeno y fósforo se incrementaron aunque no linealmente, mientras que los valores de pH tuvieron tendencia a la

disminución en el tiempo. Para el año 2006 el estado fue hipereutrófico según fósforo total: $205.8 \pm 36.6 \text{ mg/m}^3$ y profundidad secchi: 0.73 ± 0.14 y eutrófico según nitrógeno total $1556.2 \pm 168.1 \text{ mg/m}^3$ y clorofila *a* $21.5 \pm 3.8 \text{ mg/m}^3$. El estudio para el año 2006 también presentó sílice disuelta en $3.2 \pm 0.2 \text{ mg/l}$, conductividad $250.2 \pm 16,5 \text{ } \mu\text{S/cm}$, oxígeno disuelto $7,98 \pm 1,38$ y pH 8.3 ± 0.2

La relación de Redfield no permitió definir un nutriente limitante entre fósforo total o nitrógeno total, ya que ambos se encontraron en exceso en el sistema, sin embargo sílice disuelta se encontró bajo los valores limitantes para diatomeas.

Según el análisis de regresión lineal múltiple, las mejores variables predictoras de la biomasa fitoplactónica (medida como clorofila *a*) fueron fósforo total y nitrógeno total.

Con relación a la estructura de la comunidad fitoplanctónica se registró la presencia de algas indicadoras de la clase Pyrrophytas: *Phacus*, *Ceratium*, y *Peridinium*, asociadas con sistemas de alto contenido de materia orgánica en inviernos de 2005, 2006 y 2007, además de las especies de la clase Chlorophyta propias de estos sistemas. El análisis detectó una especie indicadora perteneciente a la clase Cyanophyta: *Mycrocistis aeruginosa*, cuya presencia fue sostenida en el tiempo, incluso durante temporada invernal.

El estado trófico actual de la laguna, podría tener como causas naturales: la cuenca endorreica en la que se encuentra, el alto régimen de residencia del agua debido a la inexistencia de afluentes y efluentes continuos durante el año, y las causas antrópicas como el uso del suelo en actividades agrícolas, con aportes de urea y fertilizantes que pueden lixiviar y llegar por escorrentía a la laguna.

ABSTRACT

The Eutrophication is a natural process of lake systems as evidenced mainly in the enrichment of phosphates and nitrates. This process is affected seriously because of human activities until intolerable limits generating irreparable damages in the ecosystems.

The Aculeo lagoon (Subhumid Region 24° to 37° S) represent a natural system, the origin of which can be basically explained by the great thickness of alluvial sediments deposited by the Maipo river in the north-east of the region and that together with the materials of dejection cones accumulated at the way out of Ramadillas, Huiticalan, and Abrantes, ended was damming the natural drainage of Rinconada de Aculeo. It has an area of 11 Km² and a slight depth of 5 m,. It is fed by thaw and rainwater, it has muddy banks not very abrupt. Its use is mainly for irrigation and tourism.

The object of this work consisted in to relate the water chemical quality with trofia indicators such as types of microalgae and values of chlorophyll *a*. The lagoon trofic condition was determined by using physical and chemical data from databases of the *Banco Nacional de Aguas* (BNA) of the *Direccion General de Aguas* (DGA), obtained by several past monitoring campaigns seasonally realized, analyzed under standard methodology, APHA. Total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a*, depth of secchi disk, dissolved silica, conductivity, pH, dissolved oxygen and temperature were taken into consideration.

The results obtained by means of correlation analysis between 1993 and 2006, indicated that the values for nitrogen and phosphorus variables was increased although not lineally, while the pH values tends to diminish. For the year 2006 the

state was hypereutrophic according to total phosphorus: $205.8 \pm 36.6 \text{ mg/m}^3$ and secchi depth: 0.732 ± 0.12 and is eutrophic according to total nitrogen $1556.2 \pm 168.1 \text{ mg/m}^3$ and chlorophyll *a* $21.5 \pm 3.8 \text{ mg/m}^3$. The study for this year also reveals dissolved silica values as $3.2 \pm 0.2 \text{ mg/l}$, conductivity $250.2 \pm 16.5 \text{ }\mu\text{S/cm}$, dissolved oxygen 7.98 ± 1.38 and pH 8.3 ± 0.2

Redfield's relation did not allow to define a limitant nutrient between total phosphorus or total nitrogen, because both were in excess inside the system, nevertheless, dissolved silica values for diatoms was under the bounding values.

According to the linear multiple regression analysis, the best predictor variables of the phytoplactonic biomass (measured as chlorophyll *a*) were total phosphorus and total nitrogen.

In relation to the phytoplactonic community structure, it was observed the presence of the warning microalgae of the class Pyrrophyta: *Phacus*, *Ceratium*, and *Peridinium* associated with systems of high place contained of organic matter in winters of 2005, 2006 and 2007, and also it was detected species of the typical class Chlorophyta of these systems. The analysis detected persistence of the Cyanophyta *Mycrocistis aeruginosa*, even during winter season.

The present trophic state could have natural causes: the endorreica basin in which it is, the high regimen of residence of the water owing to the inexistence of continual affluents and effluents during the year, and the antropic causes as the use of the soil in agricultural activities, with contributions of urea and fertilizers that can lixiviate or arrive by drainage to the lagoon.

I. INTRODUCCIÓN

Los lagos son sistemas abiertos y dinámicos, ocupan generalmente depresiones naturales, por lo que generalmente están localizados en el centro de las cuencas de drenaje. Esta reserva de agua se forma por la combinación de uno o varios agentes como son: las fuerzas tectónicas, gravitatorias, glaciares, de aguas subterráneas, aguas lluvias o ríos actuando de tal forma que la depresión del terreno impide la salida total del agua de su cubeta. Los sedimentos transportados, se acumulan en el fondo por la naturaleza cóncava del sector geográfico (Horne & Goldman, 1994).

Los lagos se diferencian en profundos y someros en sus menores dimensiones, y en función de presencia o ausencia de estratificación térmica, que es la formación de un estrato superficial de mayor temperatura, epilimnion, y un estrato inferior de menor temperatura, hipolimnion, que actúa como barrera física para la mezcla de nutrientes. Como consecuencia del efecto del viento, en los lagos someros la masa de agua tiende a estar completamente mezclada (polimixis), causando un estrecho contacto entre el sedimento y el agua, que produce el rápido reciclaje de nutrientes (cuando hay niveles bajos de oxígeno) y una mayor productividad (Jeppesen y col, 1997).

Estos recursos naturales, forman parte de la producción de bienes económicos y son utilizados con fines recreacionales, turísticos, agrícolas, y son sustento básico para la vida animal y vegetal (Ryding & Rast, 1992), por lo cual el incremento de las actividades antrópicas en sus alrededores ha alterado los ciclos biogeoquímicos naturales de nitrógeno y fósforo.

1. Concepto de Eutrofización

La eutrofización de los ambientes acuáticos es un proceso originado por el incremento de nutrientes, que se traduce en el enriquecimiento especialmente con fosfatos y nitratos de las aguas, agudizado por el efecto de las actividades humanas hasta límites intolerables que generan daños irreparables en los ecosistemas (Ryding & Rast, 1992).

El “Estado trófico” relaciona las provisiones de nutrientes en el agua, con el crecimiento de materia orgánica determinado por la clorofila *a* y es fundamental para la clasificación entre menor (oligotrófico) a mayor productividad (eutrófico) (Ryding & Rast, 1992).

La tabla 1 presenta los términos tróficos con valores límites específicos de las variables de calidad de agua fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a*, y profundidad de disco secchi, para lagos someros.

Tabla 1: Niveles tróficos de lagos somero (Becares y col, 2004)

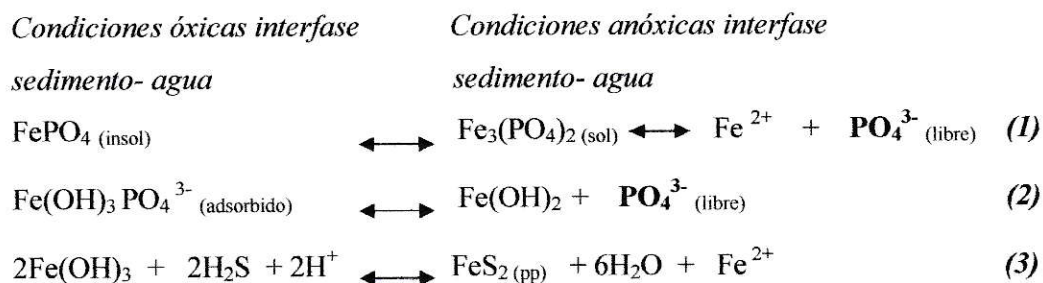
Estado trófico	Fósforo total (mg/m³)	Nitrógeno total (mg/m³)	Clorofila <i>a</i> (mg/m³)	Profundidad disco secchi (m)
Oligotrófico	<30	< 600	< 10	>4
Mesotrófico	31-50	600-1000	11-20	2-4
Eutrófico	50-100	1000-2000	21-30	1-2
Hipereutrófico	>100	>2000	>30	<1

2. Causas de la Eutrofización

Las causas de la eutrofización se relacionan con los aportes alóctonos de nutrientes que comprenden las descargas desde fuentes puntuales y difusas.

Los aportes puntuales provienen de sistemas sépticos de recogida de residuos o efluentes industriales no tratados, y los aportes difusos provienen de las escorrentías terrestres de áreas cultivadas y fertilizadas, de suelos deforestados o de pastoreo directo de masa ganaderas en suelos con cursos superficiales vulnerables y de las deposiciones atmosféricas (De León, 2002), que llevan alto contenido de nitrógeno y fósforo.

Los aportes propios del sistema relacionados con las fuentes difusas internas, proceden de la infiltración de aguas subterráneas, y de la carga interna, mecanismo que en situaciones anóxicas del sedimento, el ortofosfato que en condiciones óxicas se encuentra unido a hierro (III) en complejos hidroxidofosfatados (reacciones 1 y 2), es liberado por precipitación de piritita (FeS , FeS_2) (reacción 3), con la producción conjunta de H_2S que se produce por la reducción de sulfato y queda disponible para migrar a la columna de agua donde será nuevamente reciclado, por lo que la laguna permanece eutrofizada una vez contaminada con aguas residuales, incluso si el suministro de fósforo ha terminado (Ryding & Rast, 1992).



3. Consecuencias de la Eutrofización

Las consecuencias de la eutrofización se detallan en la Tabla 2

Tabla 2: Criterios tróficos y su respuesta a la eutrofización (Ryding & Rast, 1992)

Físico	Químico	Biológico
<ul style="list-style-type: none">▪ Disminución transparencia (profundidad de secchi)▪ Aumento sólidos en suspensión▪ Aumento temperatura▪ Cambio de color: rojo, verde oscuro, amarillo o pardo▪ Disminución de la profundidad promedio	<ul style="list-style-type: none">▪ Aumento concentración de nutrientes▪ Aumento conductividad eléctrica▪ Déficit de oxígeno en profundidad▪ Sobresaturación de oxígeno en superficie	<ul style="list-style-type: none">▪ Aumento de biomasa de fitoplancton (clorofila <i>a</i>)▪ Aumento de la frecuencia de proliferación de microalgas▪ Disminución de la diversidad de microalgas▪ Especies bioindicadoras

Todas las microalgas tienen en común como pigmento fotosintético la clorofila *a*. Como existe una relación positiva fuerte entre la biomasa microalgal y carga de nutrientes, clorofila *a* es buen indicador de la condición trófica de los lagos (Dillas & Rigler, 1974; Jones & Batchman, 1976; OECD, 1982; en Smith y col, 1999). El exceso de biomasa se presenta en eventos de multiplicación de microalgas que se acumulan formando grandes colonias, llamadas “floraciones o blooms”, donde dominan pocas especies (Hallegraeff, 1992; Paerl, 1996), como ciertos géneros de la clase Cyanophyta (*Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*) y otros géneros de la clase Pyrrophyta (*Peridinium*, *Ceratium*, *Phacus*, Figura 1) típicas de sistemas con altos contenidos de materia orgánica (De León, 2002), junto con el incremento de nutrientes, son frecuentes los cambios en la composición de las comunidades fitoplanctónicas (Goldman & Horne, 1994).

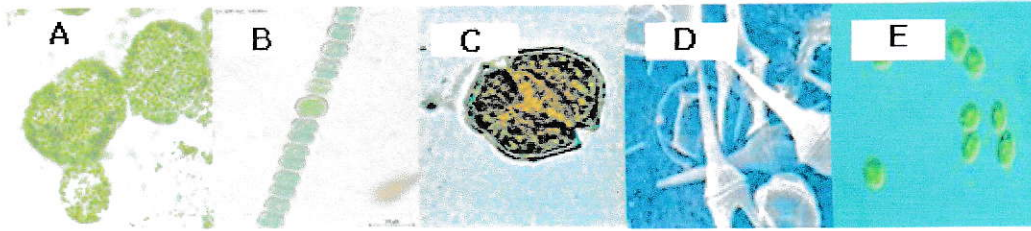


Figura 1: Géneros de microalgas Cyanophytas y Pyrrophytas

(A: *Microcystis*, B: *Anabaena*, C: *Peridinium*, D: *Ceratium*, E: *Phacus*)

La biodiversidad de la comunidad microalgal se relaciona con la *riqueza específica*, que corresponde al número de especies que pertenecen a la comunidad (Margalef, 1983), y es una medida del estrés del sistema, consecuencia de la degradación ambiental. Cuanto menor sea indicará más intervención, ya que se producirá la dominancia de las especies más adaptadas sobre otras menos adaptadas. También disminuirá la *homogeneidad* de la comunidad, la cual mide las abundancias de las distintas especies (Cid, 2001). Para representar adecuadamente la combinación entre *riqueza y homogeneidad*, existen los índices de diversidad. Uno de ellos es el índice de Shannon-Wiener, indica el grado de organización de la comunidad; por ejemplo, una comunidad con mayor riqueza de taxa y con una distribución equitativa entre ellas, indicará un mayor grado de organización y por consiguiente un mayor índice de diversidad (Krebs, 1999). Este índice es escasamente sensible a especies raras, lo cual resulta favorable cuando estas especies son de baja importancia para la comunidad (Cid, 2001).

4. Eutrofización en lagos someros

En lagos someros, la escasa profundidad y los movimientos de agua generados por la transferencia de energía eólica producen oscilaciones y turbulencia en superficie y profundidad (Goldman & Horne, 1994), que mantienen una mezcla continua de la columna de agua, impidiendo la estratificación térmica y favoreciendo la carga interna de nutrientes desde los sedimentos en condiciones de baja oxigenación, efecto potenciado por un intercambio de agua (afluencia, efluencia) escaso e irregularmente distribuido. Por estos motivos, en sistemas someros los factores físicos de temperatura y remoción del agua, son los que afectan principalmente la dinámica y magnitud de la liberación de nutrientes desde los sedimentos, y son los factores que inducen principalmente los procesos químicos y microbiológicos entre sedimentos y la columna de agua (Ryding & Rast, 1992).

Los lagos someros son de forma natural, más eutróficos que los lagos profundos, poseen mayor biomasa algal, producción de invertebrados acuáticos (Diehl & Kornijów 1998), y mayor intensidad depredadora de los peces (Jeppesen y col, 1997), existiendo una importante interacción entre las comunidades bentónicas y planctónicas (Vandeboncoeur y col, 2002). En lagos someros hipereutróficos las Cyanophytas son la clase algal dominante (Reynolds, 1984), mientras que en lagos profundos las Chlorophytas tienden a ser más importantes (Jensen y col, 1994).

La Figura 2, presenta esquemáticamente los procesos físicos, químicos y biológicos en un lago somero. La zona trofogénica o fótica, corresponde al sector donde el sistema es autotrófico, y la productividad medida por la fotosíntesis (P), es mayor que la descomposición (R). En cambio, en la zona trofolítica o afótica, el sistema es

heterotrófico, pues la intensidad lumínica decae, disminuye la productividad (P) y se incrementa la descomposición (R) (Schlesinger, 2000).

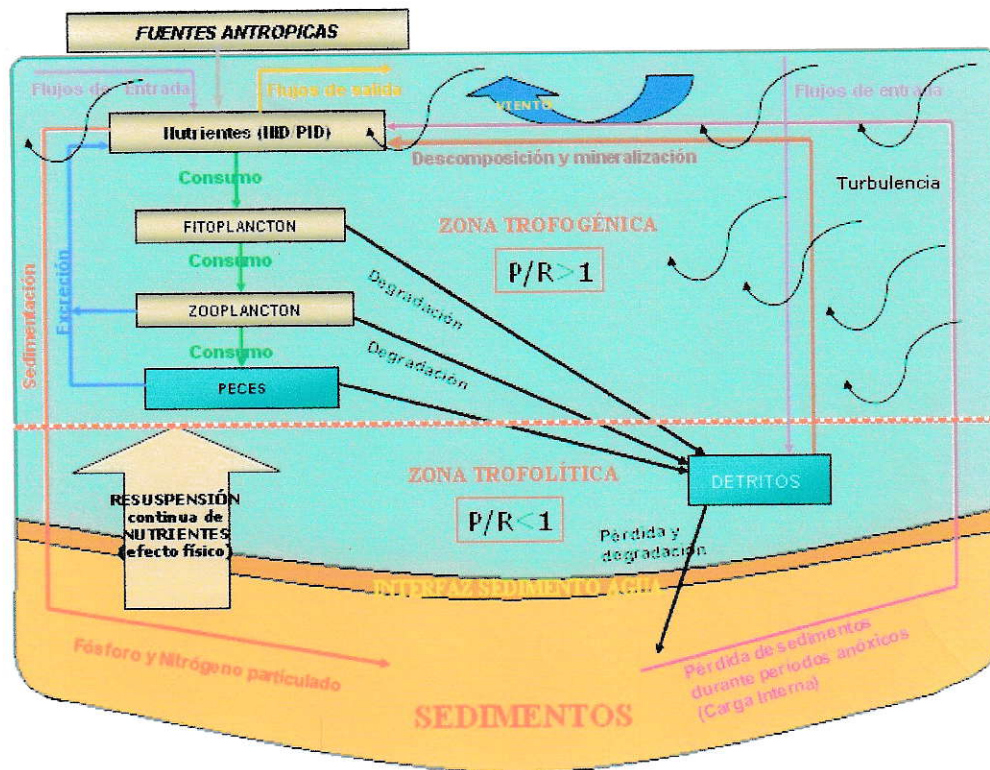


Figura 2: Procesos relacionados con la eutrofización en un lago somero (NID: Nitrogeno inorgánico disuelto/ PID: fósforo inorgánico disuelto)

5. Relación de Redfield y Sílice, limitantes de la biomasa fitoplanctónica

La proporción en la que los nutrientes nitrógeno y fósforo son usados por las algas se refleja en la composición relativa de ellos en el material celular. Las algas absorben nutrientes en la columna de agua en la relación másica de 8 N : 1 P (relación de Redfield), de ahí que la biomasa se puede limitar controlando la cantidad de estos nutrientes, porque el material esencial disponible en cantidad muy cercana al mínimo crítico necesario, tenderá a ser limitante del crecimiento (Vollenweider 1983, en Ryding & Rast, 1992). Cuando las especies de microalgas crecen con un aporte

limitado de nitrógeno, o cuando se añade fósforo como contaminante ($N: P < 8$) se produce la dominancia de Cyanophytas que tienen la capacidad de fijar nitrógeno y aumentan su disponibilidad (Smith, 1982 en Schlesinger, 2000). Por el contrario relaciones de $N : P > 8$ propician la abundancia de Chrysophytas y Chlorophytas (Aguirre y col, 2006).

La importancia de la sílice disuelta se relaciona con la limitación del crecimiento de diatomeas pertenecientes a la clase Chrysophyta, pues sus paredes celulares están formados principalmente de sílice, la cual es incorporada durante la fotosíntesis (Wetzel, 2001). En lagos limitados por este compuesto dominan los géneros *Asterionella* y *Cyclotella*.

En lagos en los cuales las concentraciones de sílice son moderadas o bajas ($< 5 \text{mg/l}$), el enriquecimiento progresivo por fósforo y nitrógeno puede conducir a la reducción biogénica rápida de los niveles de sílice disuelto de modo que las diatomeas no pueden competir con eficacia, y son substituidas por el fitoplancton no silíceo (Wetzel, 2001).

6. Antecedentes Generales de un lago somero: Laguna de Aculeo

6.1. Ubicación Geográfica

La Laguna de Aculeo se ubica en la comuna de Paine, a 50 Km al suroeste de Santiago, a 360 msnm (Mühlhauser & Vila, 1987), extendiéndose aproximadamente desde el paralelo 33° 49' al 33° 52' y desde el meridiano 70° 53' al 70° 56'.

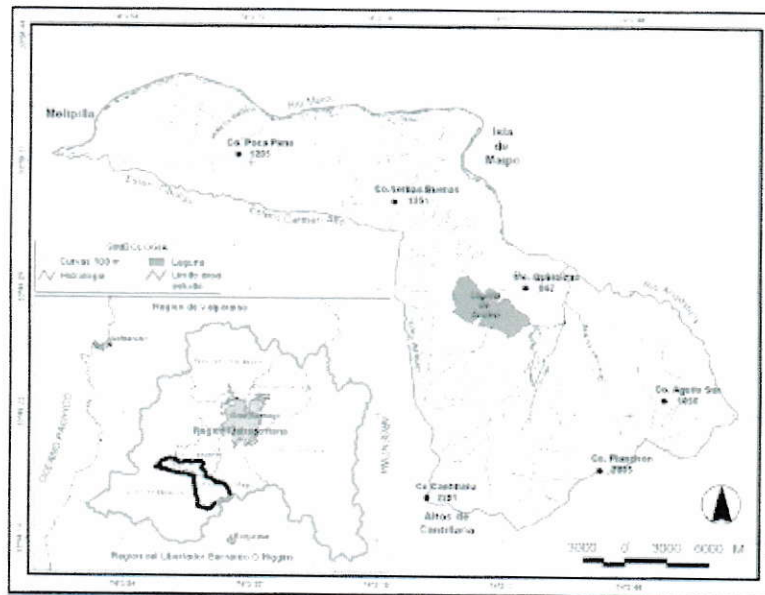


Figura 3: Mapa Ubicación Laguna

(Soto y col, 2006)

6.2. Características Geomorfológicas

El origen de la laguna de Aculeo puede ser explicado básicamente por el gran espesor de sedimentos aluviales depositados por el río Maipo en la parte noreste de la región y que junto a los materiales de conos de deyección acumulados a la salida de las quebradas Ramadillas, Huiticalan y Abrantes terminaron por represar el drenaje natural de la Rinconada de Aculeo (Sancha y col, 1977).

La formación de los suelos de la cuenca, se debe a la acción de los ríos Maipo y Angostura y posteriormente por la dinámica propia de la laguna de Aculeo. Entre las clases texturales están franco arcillo limoso, franco arcillo arenoso, franco, franco arenoso, franco limoso y franco arcillo arenosa (CIREN, 2007).

6.3. Morfometría

La laguna está rodeada por cerros, los de mayor altura corresponden a los Altos de Cantillana por el sur, con 2.300 m. En la tabla 3 se indican los antecedentes morfométricos de la laguna. Se destaca la baja profundidad máxima de 5 m.

Tabla 3: Datos morfométricos (cota de verano)

(Vila & Contreras, 1991)

Longitud máxima	5,78 Km
Ancho máximo	2,96 Km
Ancho medio	2,15 Km
Volumen	41,79 * 10 ⁶ m ³
Área	11 Km ²
Área insular	0,048 Km ²
Profundidad máxima	5 m
Profundidad media	3,35 m
Longitud línea de costa	20,66 Km

6.4. Hidrografía

La laguna de Aculeo y toda su red de drenaje pertenecen al sistema de la hoya hidrográfica del río Maipo, subcuenca río Angostura, la cual tiene un régimen de carácter nivoso pluvioso con escurrimiento torrencial estacional.

El estero Aculeo es el único efluente/afluente, dependiendo del volumen de agua de la laguna (Cabrera & Montecino, 1983). El drenaje desde los Altos de Cantillana (sur), origina otro estero (Pintué) tributario del estero Aculeo, por lo que actúa como

afluente cuando el volumen de la laguna es bajo, pero cuando las precipitaciones son elevadas, las aguas se desvían hacia el Río Angostura. Sin embargo, la escasa renovación que implica el estero Aculeo es prácticamente despreciable, razón por la cual el sistema se comporta como una cuenca endorreica (Vila & Contreras, 1991). El sistema recibe también los aportes de numerosas quebradas de flujo intermitente de origen pluvial.

6.5. Clima

La zona corresponde a un clima mediterráneo subhúmedo, con temperaturas moderadas entre un promedio anual de 16° a 14° C, las precipitaciones se presentan en los meses de invierno y varían de 500 a 700 mm anuales (Sancha y col, 1977), por su condición geográfica rodeada de montañas, se conserva la humedad ambiente (Bettina, 2000).

La laguna presenta estrecha relación con el régimen pluviométrico, su volumen depende de la abundancia de las lluvias. Por lo tanto la profundidad máxima se alcanza en invierno ($4,2 \pm 1,3$ m) y la mínima en verano ($3,3 \pm 1,2$ m) (Figura 4).

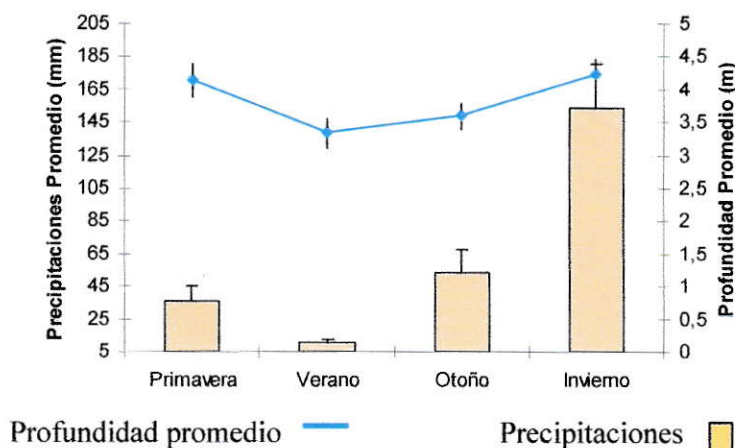


Figura 4: Precipitaciones y profundidad de la laguna en las estaciones del año en el período 1993-2006

6.6. Usos de la laguna

Turismo: Esta actividad se ha desarrollado desde comienzos de 1960 (Bettina, 2000). Sus riberas son utilizadas como zonas de balnearios, deportes náuticos, (kayak, navegación a vela, esquí acuático), restaurantes, clubes, camping, pesca, entre otros. Actualmente en la cuenca de Aculeo se han incrementado las parcelas de agrado en la cuenca hidrográfica; desde 2% en 1994 hasta 9% en 2007, y con ello las zonas destinadas a actividades turísticas (anexo 5).

Riego: Se extrae agua por bombeo para el uso agrícola basado en la producción frutícola, vitivinícola y cerealera, sin embargo el gran número de parcelaciones de agrado, ha provocado un cambio del uso del suelo (SAG, 2005), lo cual ha disminuido las hectáreas antes destinadas a cultivos y frutales en la cuenca, de 8% en 1994 a 6% en 2007 (anexo 5). Sin embargo, antecedentes indican que la demanda de agua se ha acentuado durante los últimos 15 años por el incremento del desarrollo inmobiliario y parcelas en su entorno, y la profundidad máxima habría disminuido desde 7 m en 1982 a 5 m en 2005. (CONAMA, 2006)

6.7. Estado trófico

La Laguna de Aculeo ha presentado un problema de eutrofización, que es notable por el color verdoso de las aguas conferido por la gran cantidad de microalgas que se han desarrollado (Cabrera & Montecino, 1982; Muhlhauser & Vila 1987). Esta alta producción algal implicaría una disminución del oxígeno disuelto en el agua, y también de la diversidad de la flora y fauna acuática. En sus niveles críticos de oxígeno, registró mortalidades masivas de peces, seguidos por períodos de recuperación y equilibrio frágil (Vila & Contreras, 1991).

HIPÓTESIS

Las características geomorfológicas de la laguna, y el incremento de la carga antrópica en la cuenca, incidirían en el ingreso sostenido de nutrientes y en la extracción de agua, por lo cual la laguna mostraría un proceso de eutrofización durante el período de análisis de 13 años, que se vería reflejado en la presencia de algas indicadoras.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el grado de trofia de la laguna de Aculeo en el período entre 1993 a 2006 de acuerdo con los antecedentes de calidad química y física del agua y relacionarla con la comunidad fitoplanctónica.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar datos históricos del período 1993-2006 de las variables de calidad de agua fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a* y profundidad de disco secchi, de la base de datos que registra la Dirección General de Aguas, para determinar el estado trófico actual del sistema y las tasas anuales de estas variables.
- Evaluar datos históricos del período 1993-2006 de las variables respuesta del sistema: conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, pH y profundidad máxima, de la base de datos que registra la Dirección General de Aguas. Determinar las tasas anuales de estas variables.
- Determinar la existencia de un nutriente limitante para la comunidad fitoplanctónica, a través de la relación de Redfield (N:P) y la evaluación de la variable sílice.

- Determinar la composición y abundancia fitoplanctónica de la laguna en los últimos inviernos 2006 y 2007, y relacionarla con el estado trófico actual del sistema.
- Determinar las posibles causas del estado trófico actual del sistema.

II. METODOLOGIA

1. Campaña de terreno

Se realizó una campaña de terreno en la temporada de invierno (Julio 2007, Lab. Aguas DGA) donde se obtuvieron muestras que fueron tomadas directamente sin concentrar en superficie y profundidad media para determinar la comunidad fitoplanctónica.

Se muestreó en tres los puntos seleccionados históricamente por DGA (Figura 5).

Las estaciones georreferenciadas, profundidades y caracterización de las zonas se presentan en la Tabla 4

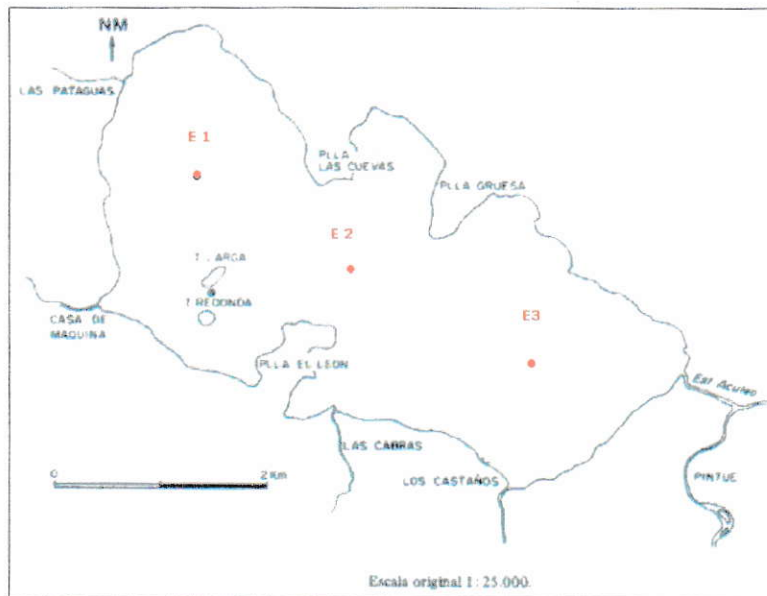


Figura 5: Estaciones de muestreo georreferenciadas.

(Mühlhauser & Vila, 1987)

Tabla 4: Ubicación geográfica de las estaciones de monitoreo e influencias antropogénicas en la laguna de Aculeo (PSAD 56, HUSO 19)

Punto Georeferenciado*	Estación y profundidad de muestreo	Características observadas de la zona
6255500N 321300E	E1 Casa de Bomba (0 m)	Zona aledaña a sectores de desarrollo agrícola.
	E1 Casa de Bomba (2,7 m)	
6253500N 323000E	E2 Puntilla de León (0 m)	Zona céntrica de la laguna cercana a lugares con alto desarrollo urbano.
	E2 Puntilla de León (5 m)	
6253000N 325000E	E3 Desagüe (0 m)	Zona aledaña al único drenaje, y a sectores destinados a la ganadería y agricultura.
	E3 Desagüe (4 m)	

* Modelo GPS II PLUS, GARMIN.

1.1. Toma de muestras

Para la obtención de análisis de agua químicos y fitoplanctónicos en profundidad, se utilizó una botella Van-Dorn de 2.5 l de capacidad. Las muestras de agua superficiales se obtuvieron directamente con envases plásticos rotulados, en cada estación y fueron fijadas *in situ* con solución de Lugol 4 %.

2. Determinación de variables de estudio

De los 36 parámetros que dispone DGA en su Sistema Banco Nacional de Aguas (BNA), se seleccionaron solamente 10. Para ello se establecieron los siguientes criterios:

- Se emplearon aquellas variables indicadoras del nivel de trofia (variables químicas: nitrógeno total y fósforo total / variable física: transparencia / variable biológica: clorofila *a*). No se utilizaron para el análisis los ortofosfatos y nitratos, porque son elementos rápidamente reciclados en la cadena trófica y pasan rápidamente en su ciclo por la mayoría de sus fracciones, por cual no serían una medida apropiada para las formas de fósforo y nitrógeno disponibles, como lo son fósforo y nitrógeno total. El nivel de transparencia, se debe al material particulado en suspensión y se utilizó, porque es una medida de la penetración de la luz y por tanto, incide en la fotosíntesis de la comunidad fitoplanctónica. La clorofila *a*, se usó como variable respuesta.
- Se emplearon variables que fueran respuestas del sistema y que dieran cuenta de relaciones químicas de la laguna y la cuenca: (variables químicas: pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto / variables físicas: profundidad máxima y temperatura). pH y conductividad fueron analizados para determinar la repercusión en el cuerpo lacustre de los diversos usos de la cuenca, ya que los sistemas someros presentan tendencia a concentrar nutrientes, pH representa además una forma de respuesta de la biota ante variaciones químicas del sistema. El oxígeno disuelto es determinante en la eutrofización y fue utilizado para evaluar si hay episodios o períodos anóxicos. Temperatura y profundidad máxima, fueron utilizadas porque son factores físicos que afectan principalmente

la dinámica y magnitud de la liberación de nutrientes desde los sedimentos, y porque el sistema presenta antecedentes de extracción de agua.

- Para evaluar como inciden los parámetros químicos en la componente biológica, se incorpora (además de la variable respuesta clorofila *a*) el análisis de la composición y abundancia fitoplanctónica como indicador del estado del sistema acuático.

2.1. Establecimiento de la base de datos

Los datos fueron ordenados por año de muestreo en columnas, que contenían todas las estaciones de muestreo (E1, E2, E3) a sus respectivas profundidades: 0 y profundidad media, y se calculó un promedio anual integrado y la desviación estándar. Se estableció de esta forma, ya que las estaciones en distintos sectores a distintas profundidades, se consideran réplicas de la unidad muestral que es la laguna, debido a que ésta no presenta estratificación térmica. Se utilizó la serie histórica entre 1993 a 2006, ya que éste intervalo de tiempo disponía de mayor continuidad de datos, y se eliminaron las variables con posibles valores extremos y se analizaron todos los datos disponibles para tener una aproximación lo más completa posible.

3. Análisis de datos

Para el análisis de las variables físicas y químicas de la laguna, se graficaron cada una de ellas versus la variable independiente tiempo (escala anual), y se realizaron análisis según el modelo de regresión y correlación lineal simple (Zar, 1996), mediante el software SigmaPlot 8.0.

Los estadísticos relevantes usados fueron: el coeficiente de correlación de Pearson (r), el cual mide el grado de asociación que existe entre las variables, de acuerdo al valor que se indica en la tabla 5. El valor de p (probabilidad) evalúa la significancia de la correlación y el coeficiente de determinación (r^2) el cual entrega la cantidad relativa de la variación que ha sido explicada por la recta.

Tabla 5: Análisis del coeficiente de correlación entre dos variables
(Marín, 2004)

Coeficiente de Correlación (r)	Asociación
± 1	Positiva o Negativa perfecta
± 0.9	Positiva o Negativa muy fuerte
± 0.75	Positiva o Negativa considerable
± 0.5	Positiva o Negativa media
± 0.1	Positiva o Negativa débil
0	No existe correlación

3.1. Determinación del nutriente limitante

Para analizar la existencia de un nutriente limitante de la comunidad algal se calculó la relación de Redfield durante el tiempo de estudio, con las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en los años con disponibilidad de datos DGA, y se analizaron también los niveles de sílice disuelta.

3.2. Obtención de variables predictoras de la clorofila *a*

Para evaluar una posible relación funcional entre las variables físicas - químicas, y biológicas, se aplicó una prueba de regresión lineal múltiple, con clorofila *a* como variable respuesta en función de las variables físicas y químicas.

3.3. Determinación de la comunidad fitoplactónica

La composición del fitoplancton de la laguna Aculeo fue determinada en otoño 2004, verano e invierno 2005, invierno 2006, y la última en invierno 2007 obtenida en la campaña de terreno, para realizar un análisis comparativo con la muestra de 2006. La densidad, diversidad, y abundancia relativa fitoplanctónica fueron determinadas en muestras en invierno 2006 y 2007, mientras que en las muestras de otoño 2004 y verano e invierno 2005, sólo se realizó análisis cualitativo para comparación de la riqueza de taxa para identificar si existe variación de la comunidad microalgal.

Las muestras se analizaron de acuerdo al método de sedimentación de Utermöhl con uso de Microscopía Invertida (Figura 6) para la identificación taxonómica que se realizó según autores Parra & Picudo (1995), y Reynolds y col (2002). Primero la muestra se homogenizó suavemente y se dejó sedimentar durante 24 horas en cámaras de recuento de 10 mL, de manera que todos los organismos presentes en ella se encuentren en la base de la cámara (Villafañe & Reid 1995). Se realizó recuento de organismos (células aisladas o colonias), y se expresó su densidad en microalgas por litro ind l^{-1} , correspondientes a los distintos grupos taxonómicos y al fitoplancton total.



Figura 6: Imagen de microscopio invertido y cámaras de Utermöhl

El recuento de la microalgas se realizó por transectas diametrales al cilindro de sedimentación, por conteo máximo aproximado a cien del género más abundante y cada profundidad por estación fue analizada en duplicado. El cálculo para estimar la concentración por litro desde el número de células en la cámara se presenta en anexo 1.

3.3.1. Determinación de índice de diversidad de Shannon-Wiener

Se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H) para comparar las muestras de invierno 2006 y 2007. Usualmente éste índice fluctúa entre 1,5 a 3,5 bits ind⁻¹, y raramente sobrepasa los 5 bits ind⁻¹ correspondiente a ecosistemas altamente organizados y estables (Krebs, 1999)

$$H = - \sum_{i=1}^s (P_i) (\log_2 P_i)$$

(4)

Donde:

$H = \text{Índice de diversidad de especie bits ind}^{-1}$

$S = \text{Número de especies}$

$P_i = \text{Proporción del total de la muestra que corresponde a la especie } i$

La homogeneidad (J) de la comunidad, se obtuvo por el cociente entre diversidad observada (H obs obtenida de ecuación 4) y la diversidad máxima posible (H máx.).

Los valores de J están entre 0 a 1 de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2001).

$$J = \frac{H \text{ obs.}}{H \text{ máx.}} \quad (5)$$

Donde:

$H \text{ máx} = \ln(s)$

$s = \text{número de especies}$

3.3.2. Índice de riqueza de taxa

Se obtuvo la riqueza de taxa fitoplanctónica, por conteo directo del número de especies que pertenecen a la comunidad.

4. Métodos DGA

La transparencia del agua se midió con disco de secchi, *in situ*, al igual que los parámetros físicoquímicos: conductividad eléctrica, temperatura, pH, oxígeno disuelto, y profundidad máxima.

Todos los parámetros químicos fueron determinados por el laboratorio DGA, mediante procedimientos recomendados por la APHA (2005) y según SCOR - UNESCO (1980) y se presentan en la Tabla 6

Tabla 6: Métodos de parámetros químicos y físicos DGA (anexo 2)

Parámetros Químicos	Metodología/ Técnica	St. Methods, APHA, 2005
Fósforo Total	Digestión y reducción con ácido ascórbico /Espectrofotometría	Sección 4500 P.E
N Kjeldahl	Digestión acida y método de Indofenol	Sección 4500 Norg B
Nitratos	Salicilato de sodio / Espectrofotometría	SCOR-UNESCO (1980)
Nitritos	Diazotación / Espectrofotometría	SCOR-UNESCO (1980)
Nitrógeno Total	N Kjeldahl + nitritos + nitratos	
Clorofila <i>a</i>	Extracción con acetona	SCOR-UNESCO (1980)
Sílice	Met. Molibdosilicato /Espectrofotometría UV	Sección 4500-SiO ₂ .B
Parámetros físicos y químicos	Metodología/ Técnica	Standard Methods, APHA 1998
Oxígeno Disuelto	Sonda multiparámetro portátil, Water Quality Multiprobe, Hidrolab conectada a un sensor analógico, Surveyor Hidrolab (<i>in situ</i>)	Sección 4500 O.G
Conductividad (a 25°C)	Sonda multiparámetro portátil, Water Quality Multiprobe, Hidrolab conectada a un sensor analógico, Surveyor Hidrolab (<i>in situ</i>)	Sección 2510
Temperatura		Sección 2500
pH		Sección 4500- H. B
Profundidad máxima		
Transparencia	Disco de secchi (<i>in situ</i>)	

III. RESULTADOS

1. Parámetros físicos y químicos de calidad de agua y Diagnóstico del estado de trofia

1.1. Fósforo Total

Los niveles de fósforo total de Aculeo (Figura 7) en el período 1993-2006, presentan un significativo incremento en el tiempo. La aproximación lineal explica el 58% de la variabilidad del fósforo total por el avance del tiempo, mientras que el coeficiente de correlación de 0,76 indica una asociación positiva y estadísticamente significativa ($p < 0,05$).

La tasa de incremento del fósforo total es $9,6 \text{ mg m}^{-3} / \text{año}$, y se destacan los niveles eutróficos entre $40\text{-}100 \text{ mg m}^{-3}$ en los que se mantiene la laguna en el período 1993-2004. Se alcanzó un importante incremento hacia 2005 y 2006 llegó a la hipereutrofia, con niveles muy elevados que superan los 200 mg m^{-3} .

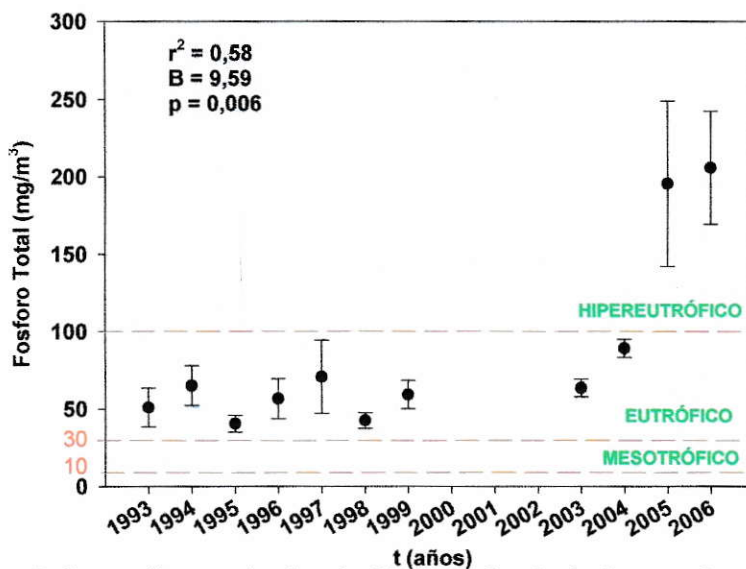


Figura 7: Promedio anual y desviación estándar de fósforo total en el período 1993 al 2006.

Líneas punteadas indican límites de trofia según Bécarea y col, 2004.

1.2. Nitrógeno Total

Las cantidades de nitrógeno total en la laguna (Figura 8) no presentan correlación lineal estadísticamente significativa en el tiempo ($p=0,114$). Es posible ver como ha sido sobrepasado el límite eutrófico continuamente en los últimos años 2004, 2005 y 2006, aunque ya en 1994, 1997 y 1999 se registraron también estos episodios. Estos niveles aparecen intercalados con el nivel mesotrófico en los años 1993, 1995, 1996 y 1998 una condición trófica definitivamente más favorable.

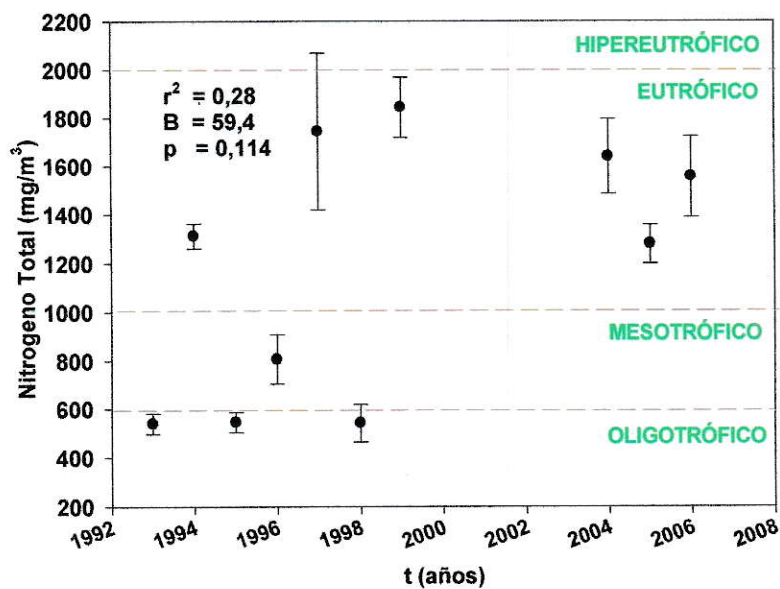


Figura 8: Promedio anual y desviación estándar de nitrógeno total en el período 1993 al 2006.

Líneas punteadas indican límites de trofia según Bécarea y col, 2004.

1.3. Clorofila-*a*

La figura 9 señala los valores de clorofila *a* en la laguna de Aculeo, desde el año 1993 al 2006. La correlación lineal no es estadísticamente significativa ($p=0,536$) pero los límites de trofia, indicados con líneas punteadas, permiten identificar que desde el año 1994 se presenta la condición hipereutrónica continua con respecto a la clorofila *a*.

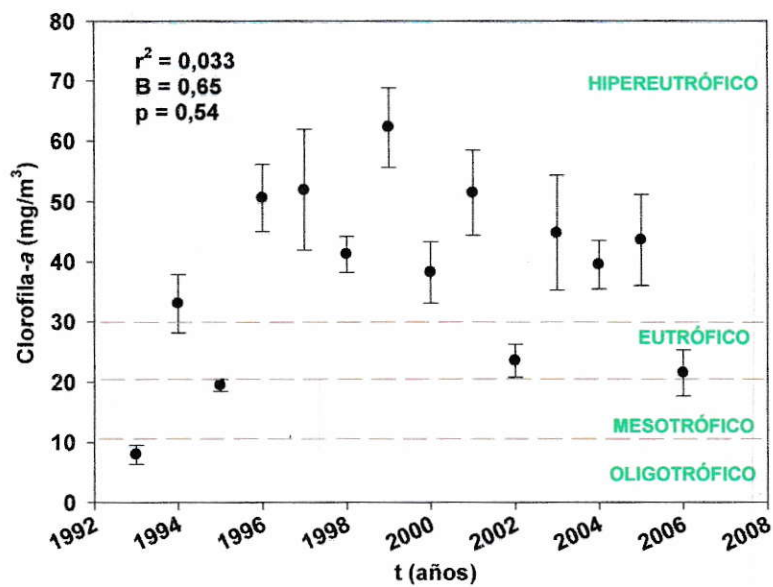


Figura 9: Promedio anual y desviación estándar de clorofila *a* en el período 1993 al 2006

Líneas punteadas indican límites de trofia según Bécares y col, 2004.

1.4. Profundidad de disco secchi

Los valores de Profundidad secchi, desde el año 1993 al 2006 (Figura 10), no presentan correlación lineal estadísticamente significativa ($p=0,15$). Se observa que el grado de transparencia de la laguna, era mayor en 1993 donde ocurrían episodios eutróficos, alcanzando transparencias de 1,7 m en promedio y también eran menores los valores de fósforo total, nitrógeno total y clorofila *a*. Estos episodios de alta transparencia, ya no se registran en los años posteriores, en que los valores se mantienen en la condición hipereutrífica.

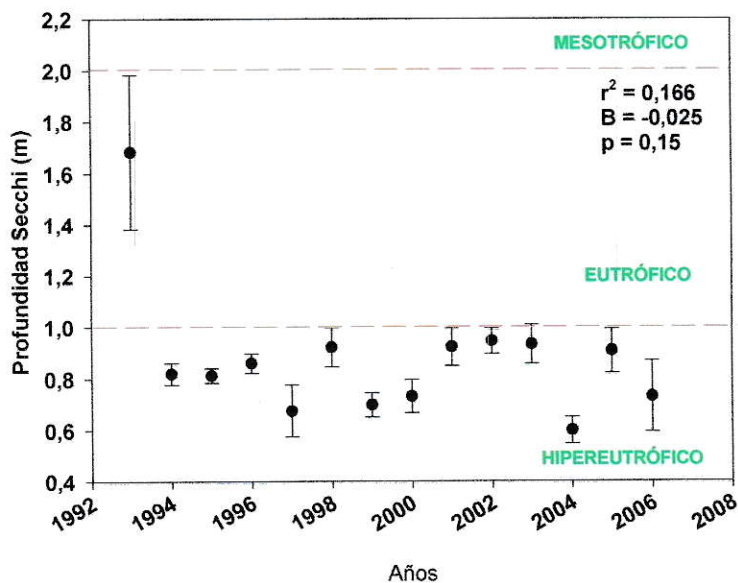


Figura 10: Promedio anual y desviación estándar de profundidad de secchi en el período 1993 al 2006.

Líneas punteadas indican límites de trofia (Bécares y col, 2004).

1.5. Conductividad eléctrica

La evolución de las conductividades 25° C, entre los años 1993 y 2006, muestra un incremento progresivo en el tiempo. Este comportamiento indica que existe una alteración explicado por un mayor contenido de sales.

La figura 11, presenta variación estadísticamente significativa ($p < 0,01$), y el coeficiente de determinación indica que el 73% de la variabilidad de la conductividad se ajusta a una tendencia lineal, mientras que, el coeficiente de correlación 0,85 indica una asociación positiva muy fuerte. La tasa de incremento de la conductividad es $18,9 \mu\text{S cm}^{-1}/\text{año}$. El aumento del contenido de sales es evidente, llegó a $272 \mu\text{S cm}^{-1}$, en verano de 2006.

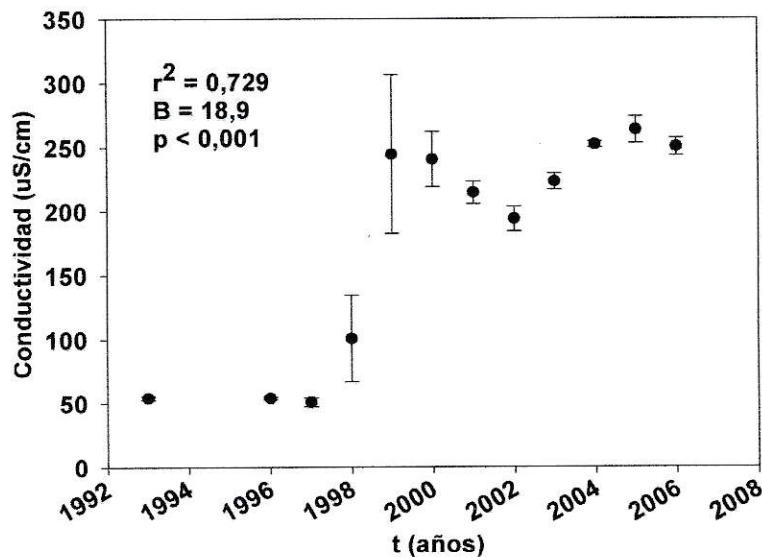


Figura 11: Promedio anual y desviación estándar de conductividad en el período 1993 al 2006.

1.6. Temperatura

No existe relación lineal estadísticamente significativa de la temperatura en Aculeo en el período 1993 al 2005, ($p=0,599$). Se obtiene temperatura promedio durante el tiempo de análisis de 18°C , fluctuaciones anuales entre 15° y 22°C . Según Sancha y col. (1977) y Vila & Contreras (1991) la temperatura variaba estacionalmente entre un mínimo de $10,7^{\circ}\text{C}$ y un máximo de 34°C .

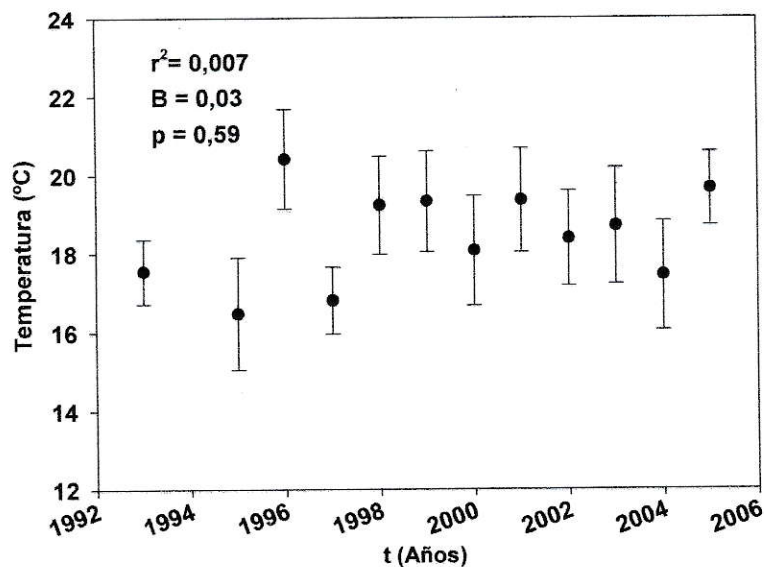


Figura 12: Promedio anual y desviación estándar de temperatura en el período 1993 al 2005.

1.7. Oxígeno disuelto

Oxígeno disuelto fue analizado entre los años 1993 a 2006 (Figura 13) y no presenta un correlación con el tiempo, el bajo coeficiente de determinación (r^2) indica que no existe relación entre las variables. No se observan valores críticos de anoxia menores de 4 mg l^{-1} (Wetzel, 2001). Los datos presentan gran dispersión anual.

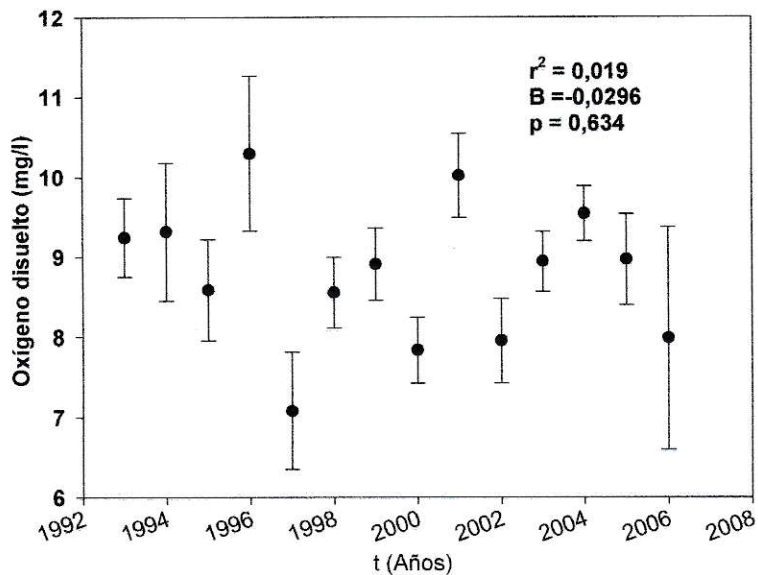


Figura 13: Promedio anual y desviación estándar de oxígeno disuelto en el período 1995 al 2006.

1.8. pH

La figura 14 muestra relación significativa, el coeficiente de determinación indica que el 42% de la variabilidad del pH está explicada por el avance del tiempo, y el coeficiente de correlación con un valor de 0,65 estadísticamente es considerable, con una tasa de disminución anual de pH en 0,05.

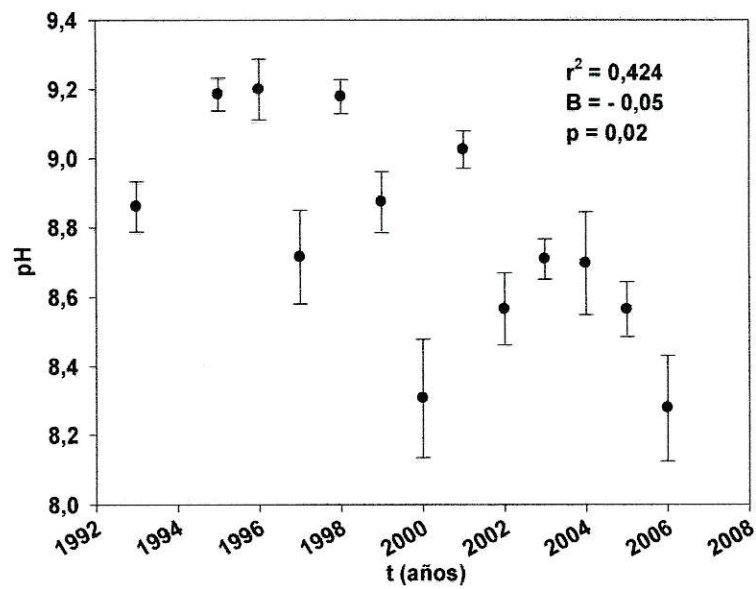


Figura 14: Promedio anual y desviación estándar de pH en el período 1993 al 2006.

1.9. Profundidad máxima

La profundidad máxima (m) en el período estudiado 1993 al 2006, se analizó con el fin de determinar si existe disminución. Se obtuvo $p = 0,71$ indicando que no existe relación estadística significativa con la cual pueda establecerse la disminución o incremento de la profundidad máxima en este período de tiempo. Los datos presentan gran dispersión anual.

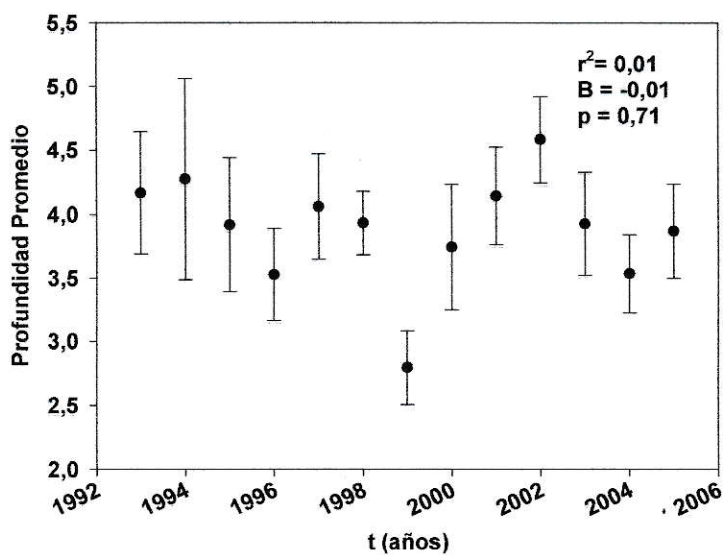


Figura 15 : Promedio anual y desviación estándar de profundidad promedio en el período 1993 al 2006.

No obstante, al agrupar información de estudios anteriores (Tabla 7), se observa una disminución, aunque los datos son discontinuos y poco específicos pues no indican estacionalidad.

Tabla 7: Registro Histórico de Profundidades máximas en Aculeo

(Vila y col. 1981, Cabrera & Montecino 1983, Mühlhauser & Vila 1987, y DGA)

Años	Profundidad Máxima (m)
1982	7,0
1983	7,0
1987	5,0
2006	5,7

2. Análisis de la relación de Redfield y sílice

La relación nitrógeno / fósforo, en la figura 16, la línea punteada en rojo presenta la proporción atómica necesaria para el crecimiento de fitoplancton en 8 N: 1 P (Ryding & Rast, 1992).

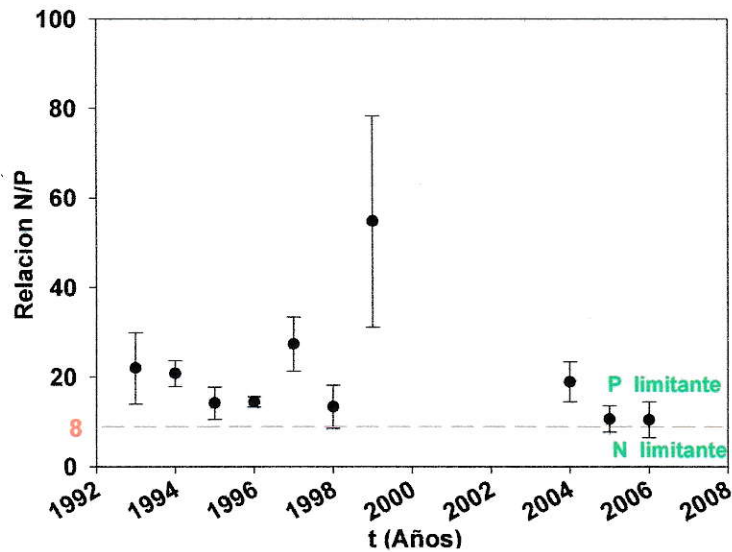


Figura 16: Promedio anual y desviación estándar de N:P en el período 1993 al 2006.

Sílice en la figura 17, se observa que los valores varían entre los 2-6 mg l⁻¹ desde el año 1993-2005. En el año 2000 se presenta el máximo valor promedio de 7,7±0,8 mg l⁻¹.

La línea discontinua presenta los valores limitantes para las diatomeas en un sistema lacustre de 5 mg l⁻¹ (Wetzel, 2001).

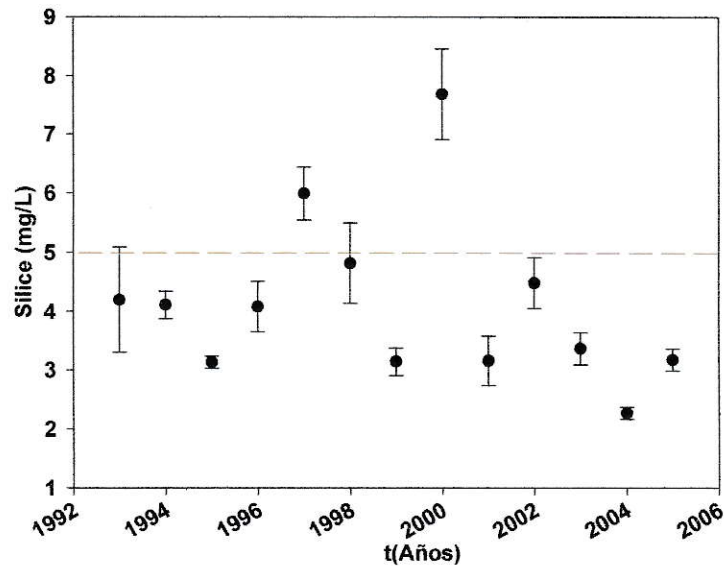


Figura 17: Promedio anual y desviación estándar de sílice en el período 1993 al 2005.

3. Regresión Múltiple con Clorofila *a* como variable respuesta

El análisis de regresión múltiple con un ajuste de 50,1% ($F = 7,005$; $P < 0,001$) reveló las relaciones entre biomasa de clorofila-*a* de la laguna y las variables químicas y físicas. Clorofila *a* que se correlacionó significativamente con nitrógeno total y fósforo total.

Los predictores de la producción fitoplanctónica son: fósforo total y nitrógeno total ($P < 0,05$) con relación positiva para ambos. Los análisis se muestran en anexo 3.

4. Comunidad fitoplanctónica

4.1. Densidad fitoplanctónica

Las densidades de comunidad de fitoplancton variaron enormemente según clase y género, pero considerando las densidades fitoplanctónicas totales para los años 2006 y 2007, el test student ($t(10,0.05) = 0,446$; $p = 0,665$) indica que no hay diferencia estadística significativa entre ambos años (anexo 3).

Las densidades de los géneros identificados individualmente se presenta en la figura 23, anexo 4.

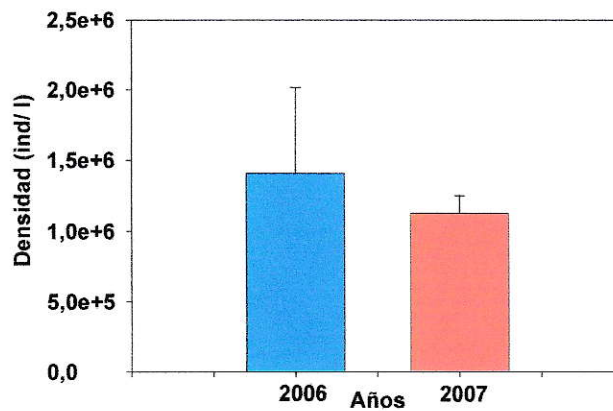


Figura 18: Densidad fitoplanctónica para invierno de 2006 y 2007

4.2. Diversidad fitoplanctónica

4.2.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener

El índice de Shannon-Wiener, fue determinado en cada sector de medición, en superficie y profundidad. Se presentan los resultados anuales para inviernos de 2006 y 2007 en la figura 19. El resultado del test student ($t(10, 0.05) = -3,95$; $p = 0,003$) indica que hay diferencia estadística significativa entre ambos años (anexo 3).

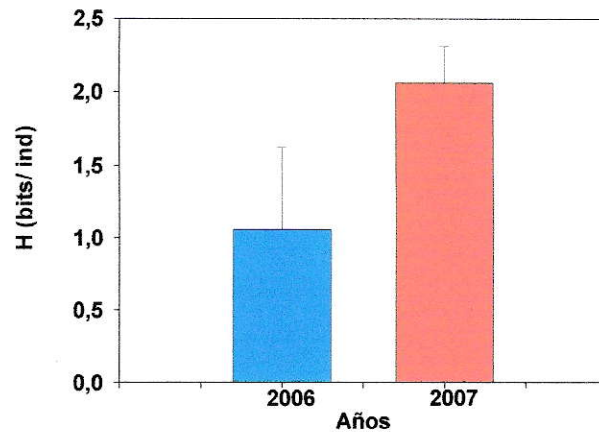


Figura 19: Índice de diversidad de Shannon-Wiener para invierno de 2006 y 2007

Para medir la distribución de las abundancias de todos los taxas se obtuvo el grado de homogeneidad (J) de la comunidad en cada sector de medición y se presenta en la figura 20. Según el test aplicado ($t(10, 0.05) = -3,551$; $p= 0,005$) existen diferencias significativas en la equidad de los grupos analizados en ambos años (anexo 3).

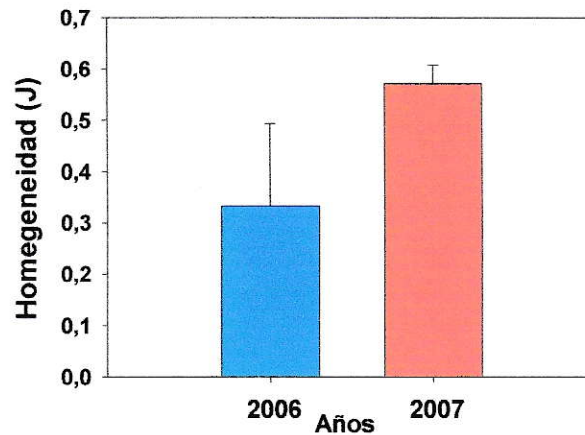


Figura 20: Índice de homogeneidad J para fitoplancton de invierno 2006 y 2007

4.2.2. Riqueza de taxa

Los resultados anuales de riqueza de taxa para inviernos, se presentan en la figura 21. Al comparar los años, y aplicar el test $t(10, 0.05) = -1,077$; $p = 0,307$ no se observan diferencias estadísticamente significativas la riqueza específica que fue de $10,7 \pm 2,8$ en el año 2006, y de $12,2 \pm 1,9$ en el año 2007.

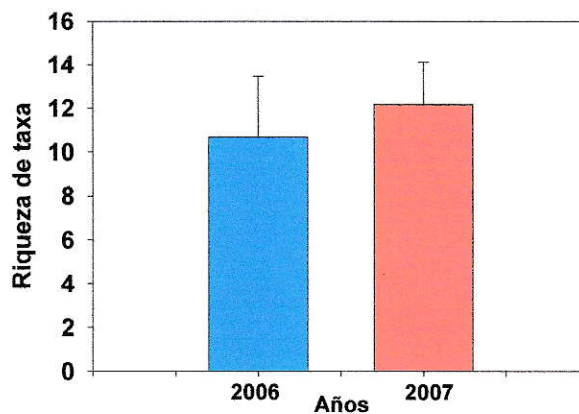


Figura 21: Riqueza de taxa para el fitoplancton de invierno 2006 y 2007

Entre las Cyanophytas perduran en el tiempo el género *Anabaena* y la especie *Microcystis aureginosa*, las cuales son más típicas en verano y típicas de sistemas eutróficos (anexo 4, Tabla 16 Reynolds y col ,2002).

Entre las Chlorophytas que se encuentran ampliamente distribuidas, se mantienen los géneros de *Closterium*, *Coelastrum*, *Pediastrum*, *Staurastrum* y *Scenedesmus*, que habitan en lagos someros hipereutróficos (anexo 4, Tabla 16 Reynolds y col ,2002).

Entre las Chrysophytas, se observa la continuidad de *Aulacoseira* y *Cyclotella*.

En anexo 4 Tabla 15, se detalla el registro histórico (2004 a 2007) de riqueza de taxa según cada clase algal, en general se presentó tendencia a la disminución de la riqueza de taxa.

4.3. Abundancia relativa de Clases Algales.

La figura 22 compara las clases de algas determinadas en Aculeo en invierno 2006 y 2007.

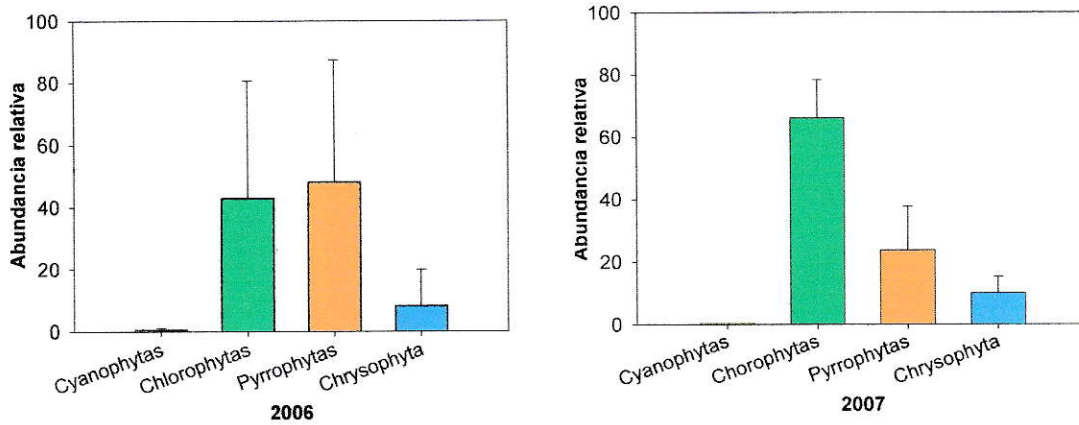


Figura 22: Abundancia relativa de clases fitoplanctónicas registradas en invierno 2006 y 2007

Para invierno de 2006 las algas más abundantes son las Pyrrophytas. Dentro de las algas menos abundantes se observan a las Cyanophytas y las Chrysophytas. En cambio para invierno de 2007, las más abundantes son las Chlorophytas, las Chrysophytas no presentan mayores diferencias.

IV. DISCUSION GENERAL

1. Parámetros físicos y químicos de calidad de agua y Diagnóstico del nivel trófico

1.1. Fósforo Total

En el período de tiempo analizado se observó un incremento de fósforo total que podría ser explicado por la creciente influencia antrópica de las descargas de desechos en los alrededores, sobre todo provenientes del transporte de nutrientes desde las áreas agrícolas de los fertilizantes fosfatados y de la ganadería, arrastrados por arroyos esporádicos que aparecen en invierno, que contienen fosfato soluble y particulado (Horne & Goldman, 1994). El incremento de la tala de zonas de bosques que dan paso a la explosión de zonas de condominios y viviendas acomodadas en los últimos 13 años agudizó la erosión, y aumentó los flujos de fósforo en las aguas de drenaje, destacándose las infiltraciones subterráneas de aguas servidas desde fosas sépticas en la cuenca, lo cual sumando a la topografía de escarpados gradientes, contribuye de forma directa al aumento de nutrientes nitrógeno y fósforo (anexo 5).

Debido a que la laguna funciona principalmente de forma endorreica, la mayor parte del fósforo que ingresa sería incorporado a los sedimentos, por lo que el mecanismo de carga interna durante períodos críticos de oxígeno, mantendría altos niveles de fosfato disuelto facilitado por la escasa profundidad y potenciado por las actividades náuticas que actúan como factor forzante en la mezcla de la columna de agua. Al mismo tiempo, el fósforo biológicamente disponible rápidamente es incorporado en algas, que sedimentan para unir ortofosfato, la descomposición libera fósforo orgánico, y continúa el aumento del fósforo en un ciclo rápido (Hutchinson 1969 y 1973), sumando la inexistencia de un aporte contínuo que renueve las aguas, permite

la acumulación de este nutriente hasta llegar al estado de hipereutrofia en el que se encuentra actualmente

1.2. Nitrógeno Total

No se observó correlación lineal en el tiempo con nitrógeno total, pero se destacan elevados niveles en los tres últimos años, en promedio de 1600 mg m^{-3} . Los principales ingresos de nitrógeno se deberían a fuentes difusas, provenientes procesos de escorrentía e infiltración de campos agrícolas donde el amonio de la urea depositada en los suelos es nitrificado y lixiviado, y de fuentes puntuales de residuos, vertidos de granjas de animales, infiltración a través de los horizontes del suelo de las aguas servidas provenientes de las fosas sépticas de los conjuntos habitacionales. La presión antropogénica a los alrededores de la laguna, incrementaría la carga natural de nitrógeno.

La excreción de animales acuáticos, también tendría un rol importante en el aporte de amonio, al total (Horne & Goldman, 1994).

1.3. Clorofila *a*

Las concentraciones elevadas de fosfatos y de amonio, nitrito y nitrato, promueven el desarrollo, mantenimiento y proliferación de los productores primarios (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitas), lo que contribuye a la eutrofización del ecosistema (Wetzel, 2001; Anderson y col. 2002 y Smith, 2003; EEA, 2005 en Camargo & Alonso 2007). Los valores de clorofila-*a* en el período de tiempo estudiado no presentan correlación lineal, pero se observa tendencia a la disminución desde el año 1999, lo cual puede indicar que la biota fitoplanctónica en el sistema ya no responde al aumento desproporcionado de los nutrientes, relacionado con la alta

densidad de microalgas pertenecientes a la clase Pyrrophyta, que eventualmente pueden desarrollarse como facultativas y realizar quimiosíntesis, adquiriendo nutrientes directamente disponibles desde el ambiente.

1.4. Profundidad de disco Secchi

Los valores promedios que se presentan en el tiempo en Aculeo desde 1994-2006 son menores que 1 m, por causa de la abundante biomasa fitoplanctónica y de la alta carga de sólidos en suspensión, lo que conlleva al aumento substancial de la turbidez de las agua y consecuentemente a la disminución de la transparencia.

1.5. Conductividad eléctrica

La conductividad evidencia el incremento de las sales en el período de análisis. En 1993 presentó $54 \pm 3,51 \mu\text{S cm}^{-1}$ y en 2006 aumentó a $250,2 \pm 16,5 \mu\text{S cm}^{-1}$, aunque el límite de conductividad normal para riego es de $750 \mu\text{Scm}^{-1}$ (NCh 1333), por lo que la laguna aún se encuentra apta para éste uso.

El incremento en el tiempo del contenido salino, sería consecuencia del proceso natural que afecta a cuencas endorreicas, ya que la laguna actúa como receptáculo de aguas percoladas y superficiales que elevan la conductividad, y favorecen la producción de materia orgánica (Margalef, 1983). Este proceso podría ser acelerado, por el desarrollo de actividad antropogénica en la cuenca.

1.6. Temperatura

La temperatura no presentó correlación en el tiempo, se observa que los valores anuales fluctuaron entre 15°C y 22°C, determinadas por la estacionalidad. La mezcla continua de agua que depende del viento, que ejerce turbulencia, homogeniza la

temperatura de la columna de agua. Es importante destacar que la determinación de temperatura se realiza durante las horas del día.

1.7. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto, no presenta correlación en el tiempo, sin embargo la gran dispersión de los datos, indica las elevadas oscilaciones anuales en el contenido de oxígeno. Así, en los años 1997 y 2000 se observan valores cercanos a $6,5 \text{ mg l}^{-1}$ de oxígeno disuelto a 25°C , que pueden estar relacionados con los episodios de disminución de oxígeno durante las horas del día, los cuales serían críticos durante las horas de la madrugada, pues la respiración ejerce una demanda enorme en lagos con sobreabundante plancton (Malca, 1976). Éste valor se encuentra muy cercano a los valores mínimos que permiten sustentar la vida acuática, que de acuerdo a la norma vigente de 5 mg l^{-1} . Como DGA realiza las determinaciones durante horas del día, no es posible detectar la disminución neta de oxígeno en la escala temporal diaria.

1.8. pH

La disminución del pH en el período 1993 a 2006, es de 9.2 a 8.2 unidades, pero se mantiene dentro de los valores alcalinos normales. Esta disminución puede asociarse al incremento de la degradación de la materia orgánica disuelta, que genera crecientes cantidades de ácido carbónico por disolución de dióxido de carbono cada año (Horne & Goldman, 1994).

En aguas productivas, el consumo de dióxido de carbono por la fotosíntesis de la superficie realza el flujo de este gas al agua (Weiler, 1974; Emerson, 1975), aumentando su consumo manifestándose en elevaciones de pH (Lampert y Sommer,

1997), pero en la zona afótica los procesos respiratorios o de descomposición son mayores que la productividad, y como consecuencia el agua se vuelve más ácida (Schlesinger, 2000). En la laguna de Aculeo la descomposición de la materia orgánica puede estar tomando predominio sobre la productividad, lo que estaría disminuyendo el pH en el tiempo.

Considerando el requisito para aguas de riego, según las normas chilenas oficiales (NCh, 1333), éstas deben tener un pH entre 5.5 – 9.0 por lo cual las aguas de la laguna están aptas para este uso. Según los requisitos de pH para aguas destinadas a recreación y estética, la norma indica que deben encontrarse entre pH: 6,5 - 8,3 por lo que las aguas no se encontrarían aptas para ese uso desde el año 1992 hasta el 2005. La laguna cumple la norma para la vida acuática (pH: 6.0 – 9.0).

1.9. Profundidad máxima

No se identificó tendencia a la disminución de la profundidad máxima de la laguna en el período analizado 1993-2006.

Es posible indicar que la variable profundidad máxima no es la más adecuada para aproximar una disminución del contenido de agua, ya que el proceso de sedimentación en este tipo de sistemas es considerable y progresivo, y la fuerte modificación de las riberas con muros de contención y rellenos artificiales (anexo 6), produce cada año inundaciones en ciertos sectores aledaños. Luego, si existe disminución del volumen contenido en el reservorio, no se verá reflejado en la profundidad máxima, debido a estas alteraciones.

2. Análisis de la relación de Redfield y Sílice como limitantes de la biomasa fitoplanctónica

Se buscó observar cambios en la dominancia de especies de algas como respuesta a cambios en la disponibilidad de estos tres nutrientes, pero la laguna de Aculeo presenta valores de fósforo y nitrógeno totales excesivos, entonces la relación N:P calculada tiene muy poca significancia para identificar un limitante para la productividad, sería entonces un indicador no aplicable.

Los valores de sílice están bajo el limitante para diatomeas de 5 mg l^{-1} (Wetzel, 2001) excepto en los años 1997 y 2000, por lo que puede ser variable que limite el crecimiento de las especies de diatomeas pertenecientes a la clase Chrysophyta, presentes en bajas abundancias relativas en ambos años.

Estudios anteriores, indicaban valores de sílice que fluctuaban entre $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ a $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ sílice (Vila & Contreras, 1987).

3. Regresión Múltiple con Clorofila-*a* como variable respuesta

No existe una variable que prediga el comportamiento de la clorofila *a*, pero una combinación lineal de las variables fósforo total y nitrógeno total, se relacionó significativamente con clorofila-*a* con nivel de significancia $p < 0,05$ y un ajuste lineal ($F = 7,005$; $P < 0,001$) capaz de explicar el 50,1 % de la variabilidad.

4. Comunidad fitoplanctónica

Se buscó establecer la calidad del sistema en base a indicadores biológicos para relacionarlos con el estado trófico actual del sistema.

La mayoría de las microalgas indicadoras que se identificaron y las condiciones de habitat en las cuales se desarrollan, fueron registradas en un adaptado según los autores de Reynolds y col (2002) en el anexo 4.

4.1. Densidad fitoplanctónica

Los límites aceptables de la abundancia de fitoplancton para lagos oligotróficos se encuentran entre 10^3 - 10^4 ind Γ^{-1} , para lagos eutróficos entre 10^4 - 10^6 ind Γ^{-1} , y para aguas hipereutróficas y cultivos 10^6 - 10^9 ind Γ^{-1} (Margalef, 1983), de acuerdo a ellos la laguna permanece hipereutrófica en ambas temporadas de invierno.

El género indicador *Phacus* de la clase Pyrrophyta se encuentra en florecimiento masivo sobre todo en invierno de 2006 (densidades entre $4 \cdot 10^4$ - $6 \cdot 10^6$ ind Γ^{-1}), y pueden causar mortandad de los peces que las consumen (Reynolds y col, 2002).

Peridinium, presente en elevada densidad en 2007, puede otorgar un color marrón a las aguas cuando se presenta densidades superiores a los 100 ind Γ^{-1} (Pantoja, 2006).

La cianobacteria *Microcystis aeruginosa*, se presenta en ambos inviernos pero sólo en 2006 se encuentra en densidades detectables, registros indican que se presentaban floraciones en verano entre 48 - $520 \cdot 10^6$ ind Γ^{-1} (Mülhauser y Vila, 1987), estas sintetizan toxinas por lo que hay riesgo para la salud en las personas que se bañan en estas aguas, de enfermedades gastrointestinales, respiratorias y neurológicas (Hitzfeld y col, 2000; Chorus, 2001; Landsberg, 2002, en Camargo & Alonso, 2007).

4.2. Diversidad fitoplanctónica

4.2.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Aunque no es posible establecer el estado trófico de la laguna en base al valor de diversidad, es importante determinarlo para definir la estructura de las poblaciones, y proporcionar información acerca de la estabilidad del ecosistema (Izaguirre y col, 1998).

El índice de Shannon-Wiener, varió entre 0,36 bits ind⁻¹ para el sector Puntilla de León superficial y 1,73 bits ind⁻¹ en el sector Casa de Bomba profundidad en 2006 (anexo 4, Tabla 13), obteniéndose un valor promedio para anual de $1,06 \pm 0,57$ bits ind⁻¹, mientras que para el 2007 (anexo 4, Tabla 14) los valores fueron de $2,06 \pm 0,25$ bits ind⁻¹; indicando índices bajos de diversidad, y diferencias significativas según t test.

Como existe diferencia significativa según el t test, la comunidad fitoplanctónica de invierno 2007 ($J = 0,57 \pm 0,03$) es más homogénea que la determinada en invierno 2006 ($J = 0,33 \pm 0,16$) pero ya que un J más cercano a 1, indica una distribución más homogénea entre los individuos (Cid, 2001), se determina que la comunidad en 2006 es dominada por una o unas pocas taxas, en este caso es mayormente por *Phacus*.

La riqueza específica en invierno de 2006 y 2007 no presenta diferencias significativas.

Con los datos de riqueza de taxa y distribución de la abundancia es posible interpretar correctamente el índice de Shannon- Wiener. El invierno 2006 registró menor diversidad debido a la menor homogeneidad y riqueza de taxa, al contrario invierno de 2007 posee mayor diversidad debido a la mayor homogeneidad y riqueza.

4.3. Abundancia relativa de Clases Algales

Se registra una mejoría en cuanto a la calidad de las algas en invierno de 2007, pues disminuyen las Pyrrophytas indicadoras de materia orgánica y se incrementan las Chlorophytas, mientras que las Chrysophytas no presentan diferencia significativa entre los inviernos.

La escasa presencia de Cyanophytas se podría atribuir a que las muestras fueron obtenidas en temporada invernal donde la concentración de nutrientes es menor y las temperaturas son más bajas, pues estas algas se desarrollan a temperaturas más altas (Wetzel, 2001).

V. CONCLUSIONES

El objetivo del estudio fue cumplido, ya que fue posible determinar el grado de trofia de la laguna de Aculeo en el período 1993 a 2006 de acuerdo con los antecedentes disponibles de calidad química y física del agua y relacionarla con la comunidad fitoplanctónica.

El fósforo total muestra tendencia temporal clara en los 13 años de muestreo, y una tasa de $9,6 \text{ mg m}^{-3} / \text{año}$, mientras que el nitrógeno total no muestra un patrón definido de incremento. En el año 2006 el sistema es hipereutrófico según fósforo total y profundidad secchi, y eutrófico según nitrógeno total y clorofila-*a*.

De las variables fisicoquímicas analizadas durante el período 1993-2006 conductividad eléctrica, presenta una correlación positiva con el tiempo y pH correlación negativa, que podría relacionarse con descomposición de la materia orgánica que puede estar tomando predominio sobre la productividad, lo que estaría disminuyendo el pH. Al mismo tiempo este efecto sería contrarrestado con el aumento del consumo de dióxido de carbono por la fotosíntesis de la superficie del agua, por lo cual se realza el flujo de este gas al agua provocando el viraje hacia valores alcalis

La laguna presenta valores de fósforo y nitrógeno totales excesivos, luego la relación N:P calculada tiene muy poca significancia para identificar un limitante entre nitrógeno total o fósforo total. Los valores de sílice están bajo el limitante para diatomeas de 5 mg l^{-1} , por lo que puede ser variable que limite el crecimiento de las especies de diatomeas pertenecientes a la clase Chrysophyta, las que consistentemente se presentaron en bajas abundancias relativas en 2006 y 2007. Las variables químicas que se relacionan con la biomasa de clorofila-*a*, son nitrógeno

total y el fósforo total, y por lo tanto son las variables determinantes en para el control de la abundancia fitoplanctónica.

Los cambios históricos de calidad de agua han afectado la composición de fitoplancton, producto del aumento neto de la concentración de nutrientes sobre todo de fósforo total. Se registró la presencia de las algas indicadoras Pyrrophytas: *Phacus*, *Ceratium*, y *Peridinium*, asociados con sistemas de alto contenido de materia orgánica. La densidad total de microalgas sobrepasa el límite para aguas hipereutróficas, alcanzando rangos de cultivos celulares. La estructura, densidad y diversidad de la comunidad fitoplactónica en invierno de 2007, presenta leve mejora en comparación con la temporada de invierno de 2006.

El elevado estado trófico del sistema tendría como causas naturales la cuenca cerrada en la que se encuentra, alimentada sólo por escorrentías aluviales, potenciado con el alto régimen de residencia del agua debido a la inexistencia de afluentes y efluentes que aporten continuamente durante el año, lo cual resulta importante en el reciclamiento interno de los nutrientes del sistema. Entre las causas antrópicas de contaminación difusa, están las malas prácticas agrícolas que se agudizan cada año, el pastoreo directo de masas ganaderas junto a cursos de agua superficiales intermitentes, y el excesivo incremento de la población entre el período 1992-2002: el mayor en los últimos 100 años en la cuenca de Aculeo (anexo 5).

Este estudio intentó generar información necesaria para el control de la eutrofización y aportar con antecedentes que contribuyan a la mejoría de la calidad ambiental de la laguna de Aculeo.

VI. BIBLIOGRAFIA

Aguirre, N., Werding, B. y Palacio, J. 2006. La relación/nitrógeno fósforo y la sucesión de fitoplancton en dos lagos localizados en la pradera del Río Main, Alemania. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* [en línea]. Enero-junio, vol.38, N°1 pp.136-145. Disponible en:

<http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012062302006000100013&lng=es&nrm=iso>

APHA, 1998. Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 th. Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. Edited by: Arnold E. Greenberg, Lenore S. Clesceri, Andrew D. Eaton

Bécares, E., Conty, A., Rodríguez-Villafañe, C. y Blanco, S. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas* [en línea]. Mayo-Agosto, N°2. Disponible en: <http://www.aet.org/ecosistemas/042/revision3.htm>

Bettina J., Valero-Garcés B., Urrutia R., Kelts K., Veit H., Appleby P., y Geyh M., 2000. Moisture changes and fluctuations of the Westerlies in Mediterranean Central Chile during the last 2000 years: The Laguna Aculeo record (33°50'S) *Quaternary International*, [en línea]. January 2002, vol 87, N°1, pp. 3-18. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com>

Cabrera S. y Montecino V. 1983. Eutrophy in Lake Aculeo, Chile. *Plant and Soil*. Rev 67: 377-387

Bécares, E., Conty, A., Rodríguez-Villafañe, C. y Blanco, S. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas* [en línea]. Mayo-Agosto, N°2. Disponible en: <<http://www.aet.org/ecosistemas/042/revision3.htm>>

Camargo, J. A., Alonso, A. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*. [en línea] N°2. Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=486&Id_Categoria=1&tipo=portada>

Cid, L. 2001. Medidas y Estimación de la diversidad. En Alveal, K. y Antezana (eds.), *Sustentabilidad en la Biodiversidad*. Universidad de Concepción-Chile, 2001.

CIREN, 2007. www.ciren.cl

CONAMA, RM. 2006. Propuesta Plan de Gestión Ambiental para la Laguna de Aculeo, Comuna de Paine. Pamela Zenteno Rivera

DGA-BNA, 2007. Registros de fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a*, profundidad de disco secchi, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, pH, profundidad máxima de la Laguna de Aculeo, Paine, RM. Período 1993-2006. Banco

Nacional de Aguas. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Telecomunicaciones. Dirección General de Aguas. Chile.

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. [en línea]. Disponible en:
<<http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/docs/pdfs/floraciones.pdf>>

Diehl, S. y Kornijow, R. 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. En Jeppesen, E., Sondergaard, M., y Christoffersen, K. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. pp 24-46.

Horne, A.J. & Goldman, C.R., 1994, Limnology 2º Edition, pp 14-25, 70-99, 115-171

Hallegraeff, G. 1992. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia Rev* 32(2): 79-99.

Hutchinson, G.E., 1969. Eutrophication, past and present. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. *National Academy of Sciences*, Washington, D.C, pp. 17-26.

Hutchinson, G.E., 1973. Eutrophication. The scientific background of a contemporary practical problem. *American Scientist Rev* 61, 269-279.

Izaguirre, I., Vinocur, A., Mataloni, G. y Pose, M., 1998. Phytoplankton communities in relation to trophic status in lakes from Hope Bay (Antarctic Peninsula). *Hydrobiologia Rev* 369/370:73-8

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Olrik, K. y Kristensen, P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Rev* 51: 1692-1699.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J. y Jensen, L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia Rev* 342/343:151-164.

Jeppesen, E. 1998. The ecology of shallow lakes. Trophic interactions in the pelagial. National Environmental Research Institute. Silkeborg

Krebs, C. 1999. Ecological methodology, Second Edition, University of British Columbia pp 444-445

Lampert, W. y U. Sommer. 1997. Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford. Univ. pp 382.

- Magurran, A. 1983. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones VEDRA. 199 p.
- Margalef, R. 1983. Limnology. Universidad de Barcelona. Ediciones Omega, S.A. pp 359-381 y 627-830.
- Marín, C. 2004. Regresión lineal simple. Correlación simple. Correlación de rangos de Spearman y Kendall. [diapositiva] Sistema de Estudios de Posgrado. Universidad de Costa Rica. 24 diapositivas. Disponible en:
<http://ccp.ucr.ac.cr/~icamacho/epimed_I_04/contenido/estbas7pg104.ppt>
- Moss, B., Mcgovan, S. y Carvalho, L. 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West midland meres. *Limnology and Oceanography* Rev 39: 1020-1029.
- Moreno, C.E. 2001. Metodos para medir la biodiversidad. Manuales & Tesis SEA, volumen 1 , Zaragoza 84 pp.
- Mülhauser, H. y Vila, I. 1987. Eutrofización, impacto en un ecosistema acuático montañoso. *Biol. Med.* Rev 20:117-124.
- Pacheco J., Pat R., Cabrera S., Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. Ingeniería Revista Academia, septiembre-diciembre, año 2002/vol. 6, numero 003. Universidad Autónoma de Yucatán Merida, México pp. 73-81
- Padisák, J. y Reynolds, C. 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia* Rev 506/509: 1-11.
- Paerl, H. 1996. A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* Rev 35(6): 25-3
- Pantoja, .F., 2006 Dinámica Físicoquímica y Fitoplanctónica del Embalse Guajataca, Puerto Rico. Universidad de Puerto Rico
- Parra, O., González, M. & Dellarossa, V. 1983. Manual taxonómico de fitoplancton de aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile V Chlorophyceae Parte I y Parte II. Universidad de Concepción.
- Parra, O. & Picudo, C. 1995. Introducción a la Biología y sistemática de las algas de aguas continentales
- Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Reynolds, C., Huszar, V., Kruk, C., Naselli, L.F. y Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Pnaktom Research.* Rev. 5: 417-418.

Rivera, P., Parra, O., González, M., Dellarossa, V. y Orellana, M. 1982. Manual taxonómico de fitoplancton de aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. IV Bacillariophyceae. Universidad de Concepción.

Ryding & Rast 1992. El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos. UNESCO Ediciones Pirámide S.A. Madrid. pp 67-91 y 151-191.

SAG, 1998. Informe Intervenciones de la rívera de la Laguna de Aculeo, Comuna de Paine. I. Municipalidad de Paine.

Sancha, A. Castillo, G. y Thiers, R. 1977. Estudio limnológico de la Laguna de Aculeo factibilidad de uso del agua en riego y recreación. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Departamento de obras civiles. Sección Ingeniería Sanitaria.

Schlesinger, W. H. 2000. Biogeoquímica, Un análisis del cambio global. Editorial Ariel, S.A. Barcelona pp 222-255

SINIA, 2007. <www.sinia.cl>

Smith, V.H., Tilman, G.D., y Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of exceso nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *ELSEVIER Environmental Pollution* [en línea]. Marzo, N°100, pp.176-196. Disponible en: <<http://www.elsevier.com/locate/envpol>>

Soto, D. 2002. Oligotrophic patterns in southern Chile lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chilena de Historia Natural* Rev 75: 377-393.

Soto, M.V., Castro, C.P., y Rodolfo, G. 2006. Procesos geodinámicos actuales en ambiente de media y baja montaña: Borde meridional de la cuenca del río Maipo, Región Metropolitana de Santiago. *Rev. Geogr. Norte Gd.* [en línea]. julio, N°35 pp.77-95. Disponible en: <http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-2006000100006&lng=es&nrm=iso>

Stumm, W. and Morgan, J.J.(1996): *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1022p.

Vila, I. Saul, C. y Mülhauser, H. 1981. Eutrophication of a Lake in Central Chile and its consequences on the structure of the fish and planktonic communities. Departamento de Ciencias Ecológicas. Facultad de Ciencias Básicas y Farmacéuticas. Universidad de Chile.

Vila, I. y Contreras, 1991. Caracterización Limnológica de la Laguna de Aculeo: con énfasis en su eutrofia. I. Municipalidad de Paine. Departamento de Ciencias Ecológicas de la Universidad de Chile.

Villafañe, V. E., y Reid, F. 1995. Métodos de microscopia para la cuantificación del fitoplancton. En K. Alveal, E.C. Oliveira y E. Sar (eds.), *Manual de Métodos Fisiológicos*. Universidad de Concepción. Concepción-Chile. pp 170-183.

Vammen, K., Tercero, J.P., y Guillén, S.M. 2006. Evaluación del proceso de eutroficación del lago Cocibolca, Nicaragua y sus causas en la cuenca. Centro para la investigación en recursos acuáticos de Nicaragua. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. En *Eutrofización en Sudamérica: Causas, Consecuencias y Técnicas para el manejo y control*.

Vandeboncoeur, Y., Vander Zanden, M.J. y Lodge, D.M. 2002. Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into food web models. *Bioscience Rev* 52: 44-55

Weber, C.A., 1977. Aufbau und vegetation der Moore Norddeutsch-lands. *Botanische Jahrbuch* 40. Beiblatt zo den botanischen Jahr-buchern Rev 90, 19-34.

Weinert, O.R. 2001. Parámetros que definen la calidad de agua en el contexto de la diversidad. En Alveal, K. y Antezana (eds.), *Sustentabilidad en la Biodiversidad*. Universidad de Concepción-Chile, 2001. pp 533-567.

Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3^o edition. Academic Press, San Diego, USA.

Zar, J. 1996. *Biostatistical análisis*. 3th edition. Prentice – hall. Englewood Cliffs, New Jersey. 660pp

ANEXOS

Anexo 1. Cálculo de las densidades

Considerando que el conteo se realiza por transectas, es necesario disponer de la concentración en toda la cámara, para ello, se obtiene el área de barrido de una transecta, disponiendo del ancho de ella que corresponde al diámetro del ocular, y el largo que corresponde al diámetro de la cámara de sedimentación, que resulta en el área de un rectángulo.

Con:

D_o = Diámetro ocular microscopio (40 x) = 0,41 mm

D_c = Diámetro cámara Utermöhl = 25 mm

A_t = Área de transecta barrida (mm^2)

Se tiene el área por transecta barrida:

$$A_t = D_c \cdot D_o = 10,25 \text{ mm}^2 \quad (6)$$

Para la cámara de Utermöhl circular, de radio 12,5 mm se obtiene el área:

$$A_c = 490,9 \text{ mm}^2$$

Luego para obtener el fitoplancton en toda la cámara, con:

N = Número de transectas en recuento.

$$\text{Phy cámara} = \frac{A_c \cdot \text{Phy transecta}}{N \cdot A_t}$$

$$\text{Phy cámara} = \frac{490,9 \text{ mm}^2 \cdot \text{Phy transecta}}{N \cdot 10,25 \text{ mm}^2}$$

$$\text{Phy cámara (célula)} = \frac{47,9 \cdot \text{Phy transecta}}{N} \quad (7)$$

La densidad de organismos (células / L) de la muestra se obtiene, al considerar el volumen de la cámara de Utermöhl de 10 mL:

$$\text{Phy cámara (cel / l)} = \text{Phy cámara} \cdot 100 \quad (8)$$

Anexo 2. Métodos DGA

A.-Determinación de fósforo total

Método: Digestión acida y reducción con ácido ascórbico

Técnica: Espectrofotometría IR

i. Principio

Fósforo total incluye las fracciones orgánicas e inorgánicas tanto en sus formas disueltas como suspendidas.

Para la determinación del fósforo total es necesario realizar primero una digestión con ácido, de manera que por oxidación de la materia orgánica todas las formas de fósforo ligadas sean liberadas como ortofosfato.

Molibdato de amonio y tartrato de antimonil potasio en medio ácido con ortofosfato forman heteropoliácidos (ácido fosfomolibdico) que es reducido a un intenso color azul de molibdeno por ácido ascórbico.

ii. Interferencias

-Arsenatos reaccionan con el reactivo molibdato para producir un color azul similar al formado con ortofosfato.

-Interfiere Cr^{6+} , NO_2^- , y elevadas concentraciones de hierro que precipitan con ortofosfato.

- Na_2S y SiO_2 no interfieren en concentraciones entre 1-10 mg/l

iii. Instrumental

-Espectrofotómetro

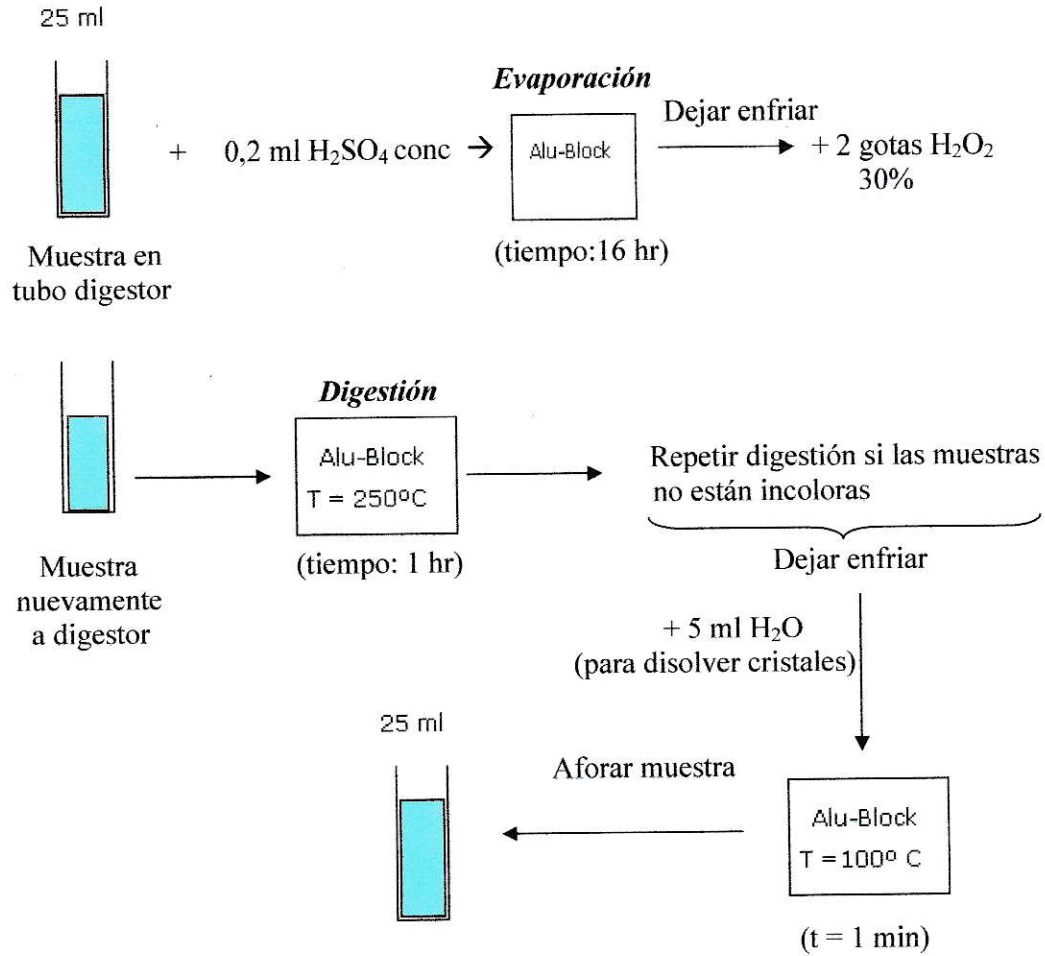
-Equipo digestor

iv. Reactivos

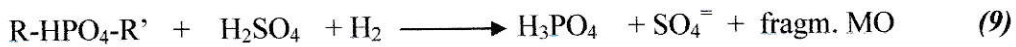
-Reactivo mezclado en polvo certificado por HACH (contiene Ácido sulfúrico, antimonil tartrato de potasio, molibdato de amonio y ácido ascórbico)

-Fenoltaleína

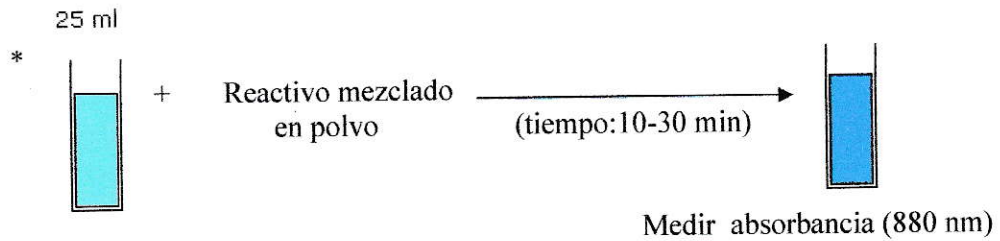
v. Procedimiento



Reacción de Digestión



Luego, el ortofosfato se determina por colorimetría, por reducción con ácido ascórbico.



*Ajustar pH con H_2SO_4 5N, usando como indicador fenolftaleína

vi. Cálculos

$$\text{mg P / l} = \frac{\text{mg P (en 58 ml volumen final)}}{\text{ml muestra}}$$

B-Determinación de nitrógeno kjeldahl

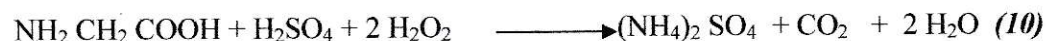
Método: Digestión ácida y método de indofenol

Técnica: Espectrofotometría IR

i. Principio

Este método determina el nitrógeno en estado de oxidación trinegativo. Para convertir todo el nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal la muestra debe ser sometida a digestión con ácido sulfúrico, donde el nitrógeno orgánico, el amoniaco libre y el amonio es convertido en sulfato de amonio.

Reacción de Digestión



Luego la solución se destila desde un medio alcalinizado con NaOH y el sulfato de amonio se descompone para liberar amoniaco el que es determinado colorimétricamente por el método de la sal de fenol al formarse un compuesto de azul intenso (indofenol) que resulta de la reacción de amonio, hipoclorito y fenol.

ii. Interferencias

La interferencias de alcalinidad sobre 500 mg CaCO₃ /l y acidez sobre 100 mg CaCO₃ /l son eliminadas por destilación previa.

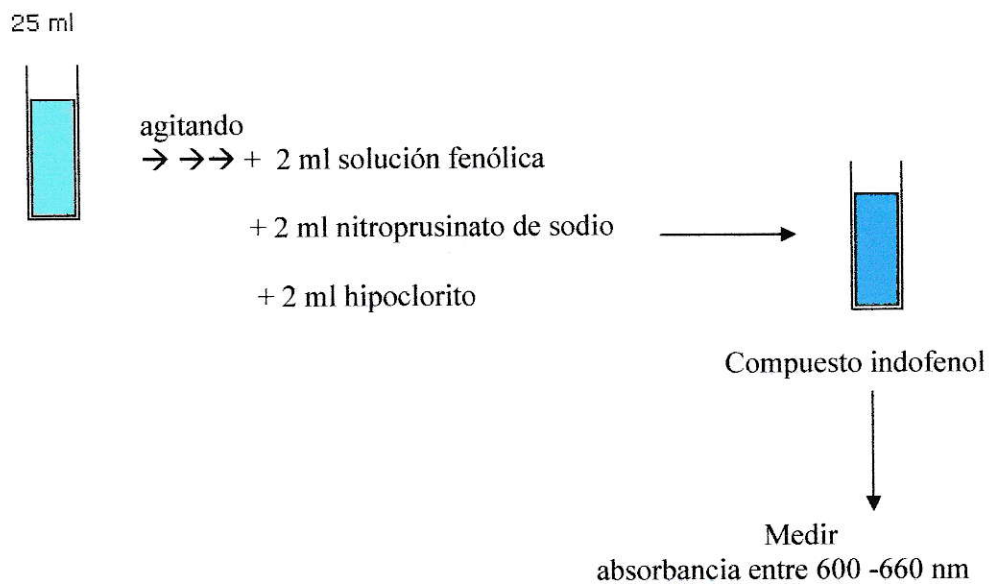
iii. Instrumental

- Espectrofotómetro
- Digestor

iv. Reactivos

- Solución de hidróxido de sodio
- Solución de hipoclorito sodico
- Solución de nitroprusinato de sodio (catalizador)
- Solución fenólica

v. Procedimiento



vi. Cálculos

La concentración de amonio se calcula como sigue:

$$\text{mg N-NH}_3/\text{l (ml vol final)} = \frac{A \cdot B \cdot D}{C \cdot S \cdot E}$$

Donde;

A= absorbancia de la muestra

B= N-NH₃ en estándar

C= absorbancia en estándar

S= volumen usado de muestra (ml)

D= volumen del total destilado recogido (ml)

E= volumen de destilado usado para desarrollo del color (ml)

C- Determinación de nitrito

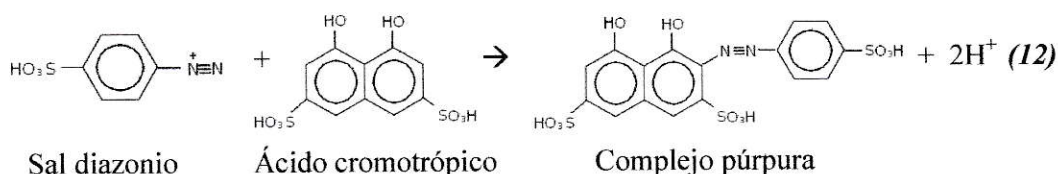
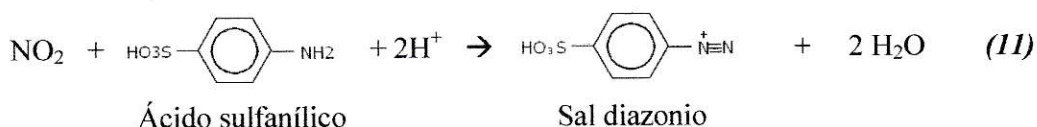
Método: Diazotación

Técnica: Espectrofotometría

i. Principio

El nitrito se determina por la formación de un color púrpura rojizo, producido a pH 2.0 a 2.5, por el método de diazotación química, donde el nitrito reacciona con ácido sulfanílico para formar una sal diazonio. Esta sal se une al á

cido cromotrópico para producir el complejo coloreado.



ii. Interferencias

Cloruros, NCl_3 pues forma un color rojo cuando es añadido el reactivo. Los siguientes iones interfieren ya que precipitan: Sb^{3+} , Au^{3+} , Bi^{3+} , Fe^{3+} , Pb^{2+} , Hg^{2+} , Ag^+ cloroplatinato (PtCl_6^{2-}) y metavanadato (VO_3^{2-}). Ion cúprico puede causar bajos resultados por descomposición catalítica de la sal diazonio. Iones coloreados que alteran la coloración del sistema también deben ser ausentes. Remover sólidos suspendidos por filtración.

iii. Instrumental

-Espectrofotómetro

iv. Reactivos

- Reactivo Nitriver 3 nitrito en polvo preparado y certificado por la HACH (contiene ácido sulfanílico y ácido cromotrópico)

v. Procedimiento

Debe realizarse *in situ* debido a que el nitrito es muy inestable, se agrega el reactivo en polvo y luego de desarrollado el color, se mide a 543 nm.

D- Determinación de nitrato

Método: Salicilato de sodio

Técnica: Espectrofotometría UV

i. Principio

Este método se basa en la formación de ácido nitrosalisílico incoloro en presencia de nitrato, al adicionar salicilato de sodio, el que adquiere un color amarillo en un medio alcalino debido a la formación de una sal triamónica. Posteriormente, se mide la absorbancia a 420 nm.

ii. Instrumental

-Espectrofotómetro

-Horno de secado

iii. Reactivos

-Solución de salicilato de sodio

-Ácido sulfúrico concentrado

-Solución tartrato -NaOH

iv. Procedimiento

-A 10 ml de muestra añadir 0,5 ml de salicilato de sodio

-Llevar a sequedad en horno a 100°C

-Disolver sales resultantes con 0,5 ml de ácido sulfúrico

-Agregar agua desionizada

-Añadir 3 ml de tartrato -NaOH para obtener un volumen final de 40 ml

E- Determinación de clorofila-*a*

Método: Extracción con acetona

Técnica: Espectrofotometría

i. Principio

El método de extracción se basa en la transferencia del pigmento a un solvente orgánico sin provocar cambios químicos en la molécula y la concentración de la clorofila se cuantifica por colorimetría. El pigmento es muy sensible a la degradación fotoquímica (se degrada en: feofitina *a*, clorofilido *a*, y feofofido *a*) por lo que todas las manipulaciones deben hacerse en condiciones de luz tenue.

La separación de los pigmentos se realiza con un filtro de 0.45 µm ayudado por un sistema de filtración y una bomba de vacío, seguido de una extracción de los pigmentos por tratamiento del filtro con acetona acuosa al 90% y transcurridas 24 horas protegidos de la luz y refrigerados.

ii. Instrumental

- Espectrofotómetro UV-visible
- Centrifuga con tubos de 15 ml, graduados con tapa

iii. Reactivos

- Solución de acetona al 90%.
- Agua desionizada

iv. Procedimiento

- Filtrar *in situ*, sin permitir que el filtro de microfibra de vidrio quede seco. Luego doblar cada filtro y guardar en frío, hasta realizar procedimiento en laboratorio.
- Cortar cada filtro en trozos pequeños y agregar 10 ml de acetona 90% agitar y guardar en frío (4°C) durante 24 hrs.
- Centrifugar 15 min a
- Medir absorbancia a 665 nm (clorofila *a*), 645 nm (clorofila *b*), 630 nm (clorofila *c*) y a 750 nm (para turbidez)

v. Cálculos

Ecuación tricromática propuesta por SCOR-UNESCO (1966):

$$\text{CHL-}a \text{ (mg/m}^3\text{)} = (11,64 \cdot \text{DO}_{665} - 2,16 \cdot \text{DO}_{645} + 0,1 \cdot \text{DO}_{630}) \cdot (b/a)$$

DO_x = valor de absorbancias a longitudes de onda

b = volumen extracto ml

a = volumen filtrado l

F- Determinación de Sílice soluble

Método: Molibdosilicato

Técnica: Espectrofotometría UV

i. Principio

Molibdato de amonio $(\text{NH}_4)_2\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ en solución ácida (pH= 1,2 a 1,5) reacciona con sílice (SiO_2) y el fosfato de la muestra, para producir una mezcla de dos heteropoliácidos de color amarillo: ácido molibdofósforico y ácido α -molibdosilísico $\text{H}_4\text{Si}(\text{Mo}_3\text{O}_{10})_4$, este último es estable en medio ácido (en medio básico se da coloración color azul). La interferencia del fosfomolibdato es eliminada por la adición de ácido oxálico que lo destruye.

La sílice no reactiva al molibdato de amonio, puede ser convertida a la forma reactiva por digestión con bicarbonato de sodio antes del desarrollo del color.

ii. Interferencias

-Evitar usar frascos de vidrio ya que está formado por un alto porcentaje de sílice que puede contaminar la muestra, especialmente a altas temperaturas y pH elevado, almacenar en recipientes de polipropileno o polietileno de alta densidad.

-No interfieren fosfatos (< 50mg/l), la turbidez y el color de ciertos iones (Cu, Fe²⁺ y Fe³⁺, CrO₄⁻, ácidos taninos y elevadas concentraciones de S²⁻), que son eliminadas por digestión.

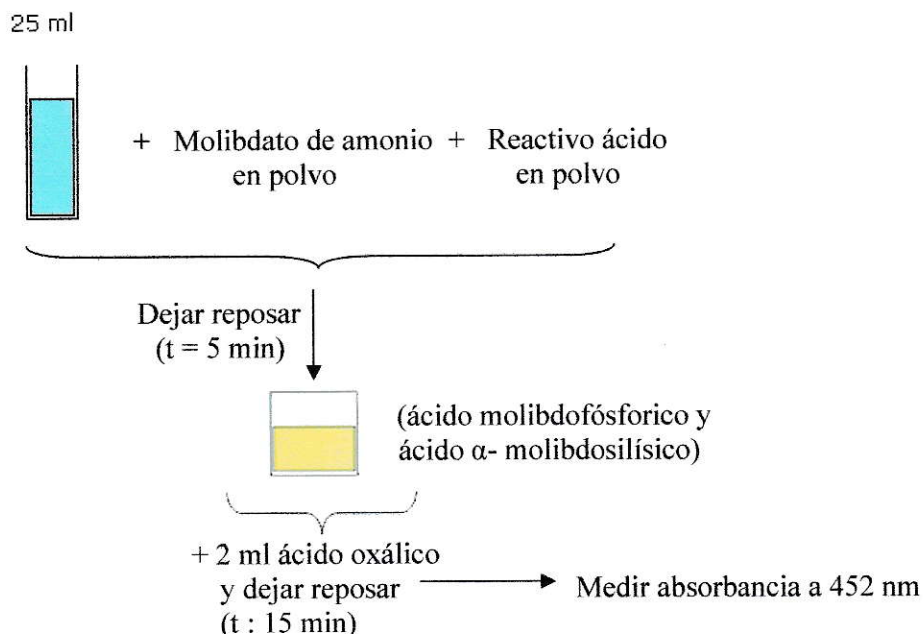
iii. Instrumental

-Espectrofotómetro

v. Reactivos

- Acido cítrico en polvo certificado por HACH
- Molibdato de amonio en polvo certificado por HACH
- Reactivo ácido en polvo certificado por HACH
- Agua desionizada libre de sílice
- Solución estándar de sílice

vi. Procedimiento



vii. Cálculos

$$\text{mg SiO}_2 / \text{l} = \frac{\mu\text{g SiO}_2 \text{ (en 55 ml volumen final)}}{\text{ml muestra}}$$

Anexo 3. Análisis estadísticos

Tabla 8: Regresión lineal múltiple: clorofila *a* como variable respuesta

Número de observaciones leídas	557
---	-----

R	R- cuadrado	R- cuadrado ajustado	Error estándar estimado
0,702	0,501	0,423	18,242

	Coefficiente	Error estándar	t	p
Constante	14,353	81,550	0,0477	0,962
Nitrógeno total	0,0093	0,00403	1,969	0,004
Fósforo total	0,137	0,0451	3,116	0,004
Sílice	-0,416	2,058	-0,202	0,841
Oxígeno disuelto	-0,077	0,168	-0,460	0,658
Conductividad	0,0274	0,0306	0,893	0,379
pH	2,738	9,389	0,292	0,773

Análisis de la Varianza

	DF	Suma de los cuadrados	Promedio cuadrados	F	p
Regresión	6	11176,909	1862,818	5,192	<0,001
Residual	31	11123,061	358,808		
Total	37	22299,970	602,702		

Tabla 9: Test t student para densidad 2006-2007

Grupo	N	Promedio	Desviación estándar
Inv-2006	6	1406395,833	497811,077
Inv-2007	6	1127843,333	307820,113

t	Grados de libertad	P
0,446	10	0,665

Tabla 10: Test t student para indice de Shanon Wiener 2006-2007

Grupo	N	Promedio	Desviación estándar
Inv-2006	6	1,058	0,567
Inv-2007	6	2,058	0,250

t	Grados de libertad	P
-3,953	10	0,003

Tabla 11: Test t student para riqueza 2006-2007

Grupo	N	Promedio	Desviación estándar
Inv-2006	6	10,667	2,805
Inv-2007	6	12,167	1,941

t	Grados de libertad	P
-1,077	10	0,307

Tabla 12: Test t student para Homogeneidad 2006-2007

Grupo	N	Promedio	Desviación estándar
Inv-2006	6	0,333	0,161
Inv-2007	6	0,572	0,035

t	Grados de libertad	P
-2,449	10	0,034

Anexo 4. Fitoplancton

Tabla 13: Riqueza de especies, índice de biodiversidad de Shannon-Wiener (H), índice de homogeneidad (J) por estaciones y profundidades 2006

Invierno 2006	Estación de medición					
	Casa de Bomba		Puntilla de León		Desagüe	
Profundidad (m)	0	2.7	0	5	0	4
Nº Géneros Identificados	12	10	6	8	7	9
H (bits ind ⁻¹)	1,24	1,73	0,36	1,18	0,38	1,46
H máx. (bits ind-1)	2,34	2,63	2,01	2,30	1,94	2,48
H min. (bits ind-1)	2,62	3,1	4,24	2,84	4,71	2,64
J= Hmáx / Hmín	0,96	0,84	0,47	0,81	0,41	0,94

Tabla 14: Riqueza de especies, índice de biodiversidad de Shannon-Wiener (H), índice de homogeneidad (J) por estaciones y profundidades 2007

Invierno 2007	Estación de medición					
	Casa de Bomba		Puntilla de León		Desagüe	
Profundidad (m)	0	2.7	0	5	0	4
Nº Géneros Identificados	13	13	12	15	10	10
H (bits ind ⁻¹)	2,21	2,13	2,05	2,39	1,86	1,70
H máx. (bits ind ⁻¹)	2,56	2,56	2,48	2,71	2,30	2,30
H min. (bits ind ⁻¹)	2,42	2,61	2,77	2,51	3,29	2,18
J= Hmáx / Hmin	1,06	0,98	0,89	1,08	0,70	1,06

Figura 23: Densidades totales en Acuelo por géneros de fitoplancton ind l⁻¹

Invierno 2006-2007

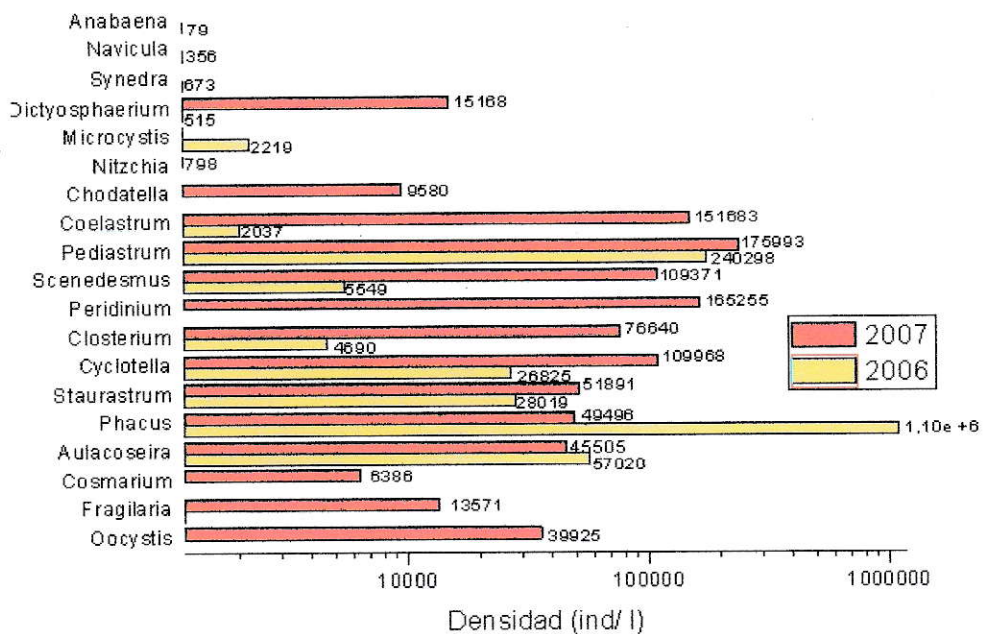


Tabla 15: Comparación histórica en la estructura y riqueza de taxa de la laguna de Aculeo (2004-2007)

División	Taxa	Otoño 2004	Verano 2005	Inviern 2005	Inviern 2006	Inviern 2007
Cyanophyta	<i>Anabaena</i>	x	x	-	x	-
	<i>Microcystis</i>	x	x	x	x	x
	Riqueza	2	2	1	2	1
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus</i>	-	-	x?	-	-
	<i>Cosmarium</i>	x	x	x	-	x
	<i>Chodatella</i>	-	-	x	-	-
	<i>Closterium</i>	x	x	x	x	x
	<i>Coelastrum</i>	x	x	x	x	x
	<i>Crucigenia</i>	-	-	x	-	-
	<i>Dyctiosphaerium</i>	-	x	x	x	x
	<i>Oocystis</i>	x	x	x	-	x
	<i>Pediastrum</i>	x	x	x	x	x
	<i>Staurastrum</i>	x	x	x	x	x
	<i>Scenedesmus</i>	x	x	x	x	x
	Riqueza	7	8	10	6	8
	Pyrrophyta	<i>Ceratium</i>	x	x	x	x
<i>Phacus</i>		x	x	x	x	x
<i>Peridinium</i>		-	x	x	-	x
Riqueza		2	3	3	2	2
<i>Aulacoseira</i>		x	x	x	x	x
<i>Cyclotella</i>	x	x	x	x	x	

	<i>Fragilaria</i>	-	x	-	x	x
Chrysophyta	<i>Navicula</i>	-	-	-	x	-
	<i>Nitzchia</i>	-	-	x	-	x
	<i>Synedra</i>	-	x	-	x	-
	Riqueza	2	4	3	5	4
	Riqueza Taxa	13	17	17	15	15

Identificación y clasificación según Parra y col, 1983; Parra & Picudo, 1995;

Rivera y col, 1982

Tabla 16: Clasificación de algunos Géneros de algas de Aculeo

(Reynolds y col. 2002)

Algas típicas representativas	Orden o Clase implicadas	Hábitat	Algas tolerantes a	Sensibles a
<i>Anabaena</i>	Cyanophyta	Condiciones eutróficas de nitrógeno	Condiciones oligotróficas de nitrógeno	Mezcla de la columna de agua, baja irradiación solar.
<i>Aulacoseira</i> <i>Closterium</i> <i>Fragilaria</i> <i>Staurastrum</i>	Chlorophyta Chrysophyta	Lagos someros y en epilimnio de lagos profundos	Irradiación en condiciones no saturantes	Pobre concentración de sílice. Estratificación
<i>Coelastrum</i> <i>Pediastrum</i> <i>Scenedesmus</i>	Chlorophyta	Lagos someros hipereutróficos		
<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	Pyrrophyta Cyanophyta	Epilimnio de lagos eutróficos en verano	Irradiación solar alta	Mezcla de la columna da agua Estratificación
<i>Phacus</i>	Pyrrophyta	Charcas orgánicas pequeñas	Alta DBO	Pastoreo por zooplancton
<i>Peridinium</i>	Pyrrophyta	Epilimnio de lagos mesotróficos en verano	Sustancias nutritivas segregadas	Mezcla de agua prolongada o profunda
<i>Synedra</i>	Chrysophyta	Lagos someros, aguas turbias y enriquecidas.	Pérdida brusca de agua	Oligotrofia

Anexo 5: Cambio en el uso de suelo 1994 a 2007

En cuanto al uso del suelo, se ha registrado un importante cambio relacionado con las actividades antrópicas en los últimos 13 años.

La figura 24, muestra los porcentajes de superficies del cambio del uso del suelo. Se detecta la disminución de las zonas forestales de bosque y matorral nativo debido al pastoreo y a la extracción de leña de 74,4 % a 31 %, y el incremento de parcelas de agrado de 2 a 8,7 %, y de zonas de árboles frutales y cultivos. No se observa diferencia en la totalidad de los cuerpos de agua.

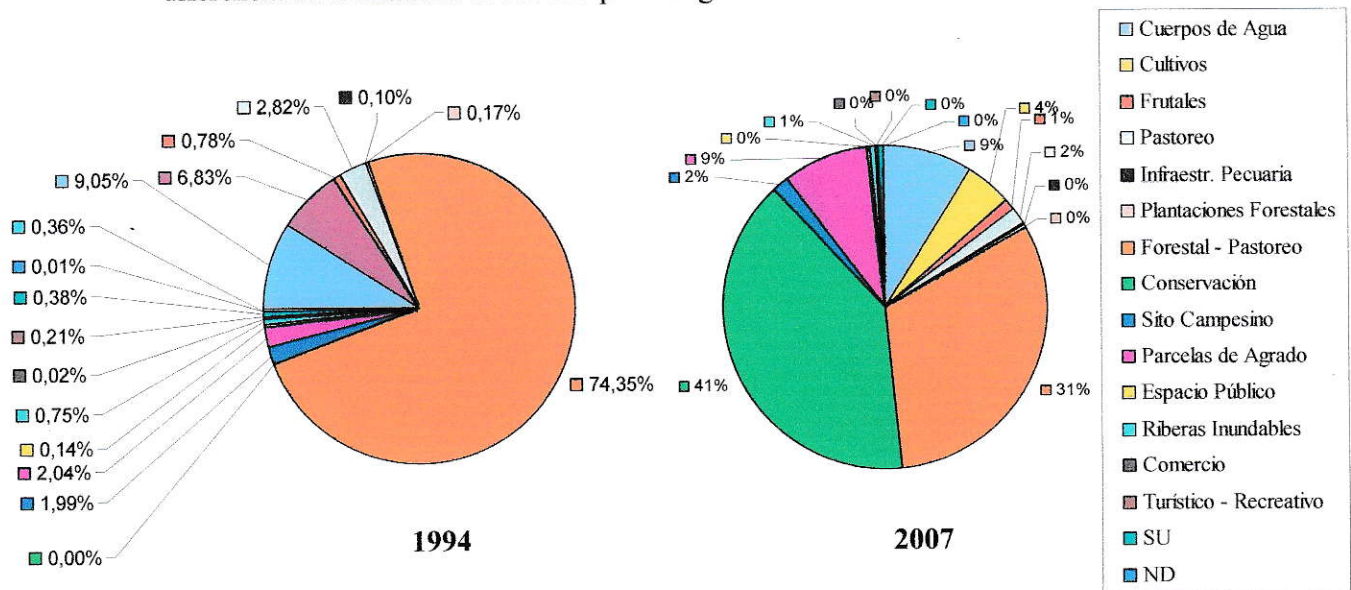


Figura 24: Comparación de Porcentajes de Hectáreas de usos de suelo en la cuenca de Aculeo 1994 y 2007.

(Gentileza Claudia Cossio)

Estos datos en la carta de Aculeo, muestran la panorámica geográfica de lo que ha ocurrido en este período de tiempo. En las figuras 25 y 26 se visualiza en color fucsia el incremento de parcelas y conjuntos habitacionales hacia zonas de altura, en pos de

la merma de las zonas antes destinadas al forraje, cultivos de maíz, chacras, zonas forestales y zonas de pastoreo.

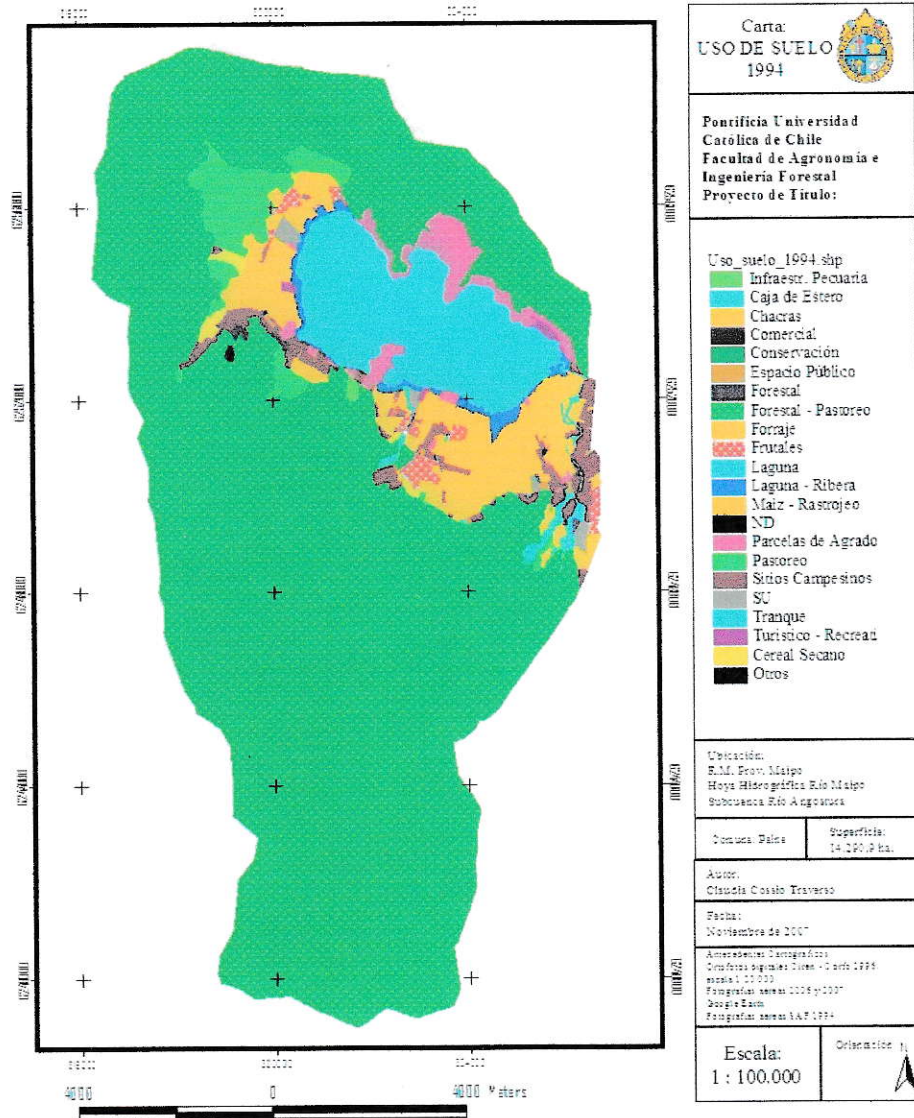


Figura 25: Carta Uso del Suelo 1994.

(Gentileza Claudia Cossio)

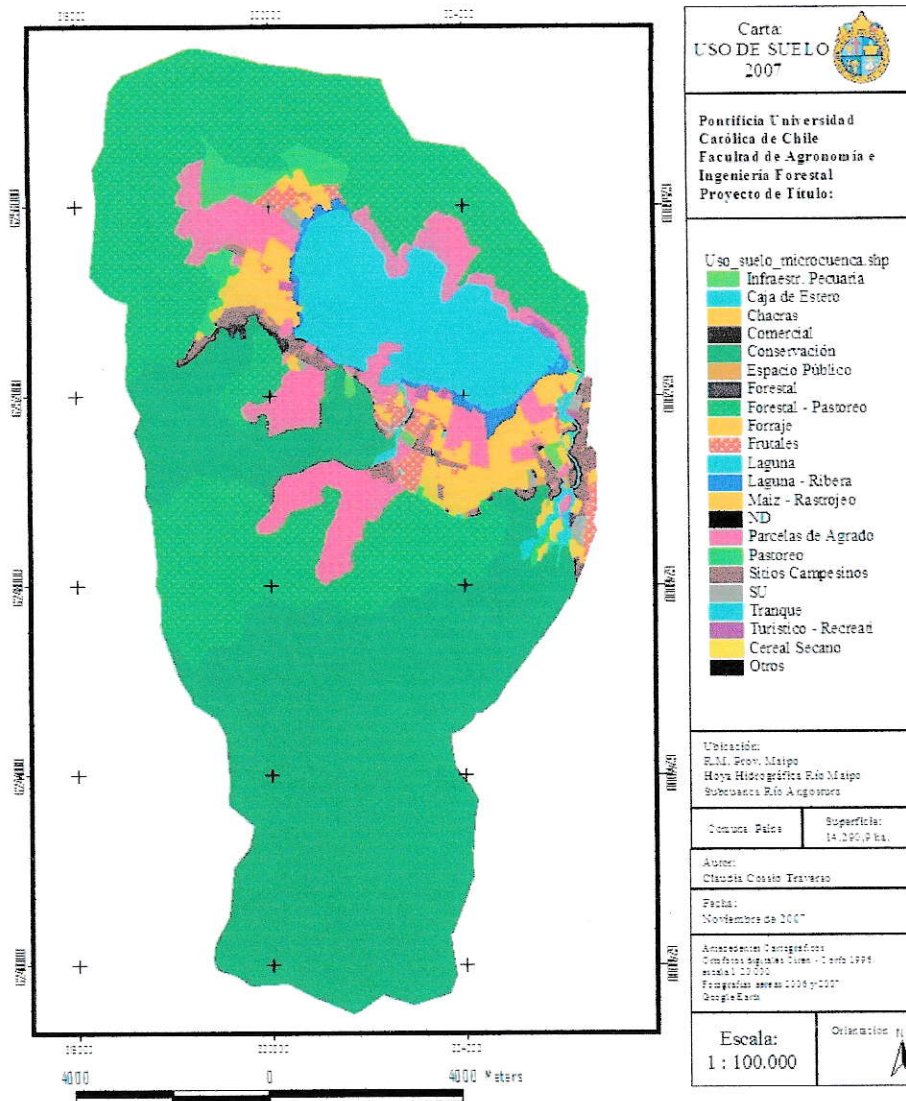


Figura 26: Carta Uso del Suelo 2007.

(Gentileza Claudia Cossio)

El incremento poblacional detectado en este último periodo, es cuantificable observando los datos de censos del distrito de Aculeo, que considera las localidades que se ajustan a las áreas de influencia sobre el cuerpo de agua, las localidades de Pintué, Aculeo, Abrantes, Bocahuao y Rangue.

La figura 27, muestra como la población ha mantenido una tendencia al alza con un ajuste exponencial del 96% en los últimos 105 años, registrando el incremento más importante desde 1992 al 2002 de 1163 habitantes.

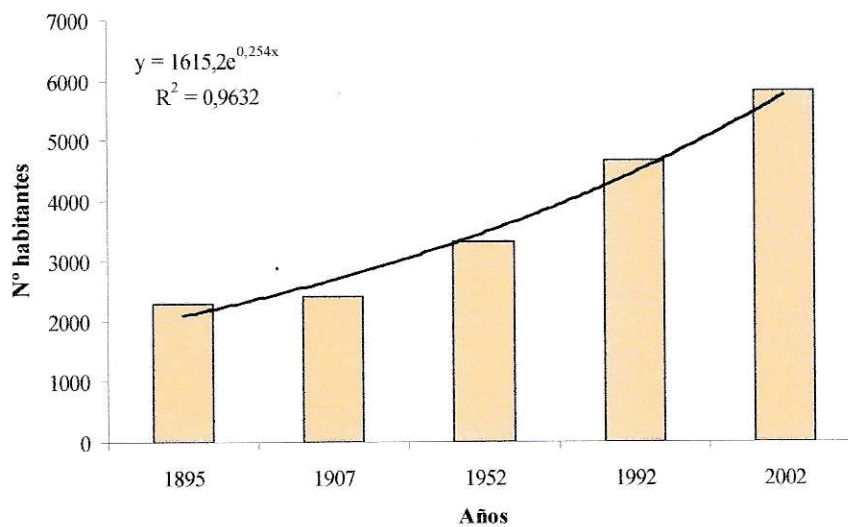


Figura 27: Evolución de la población de la cuenca de Aculeo (1895 – 2002)

(Oficina central de Estadísticas 1895 y 1907, Dirección de Estadísticas y Censos, 1952 y el Instituto Nacional de estadísticas (INE), 1992 y 2002)

Anexo 6. Factores y fuentes actuales de deterioro de la laguna

Algunas de las causas más evidentes observadas en terreno de aportes de nutrientes, sedimentos y perturbación a la cuenca junto con las medidas de reparación posibles, se resumen en la siguiente tabla

Tabla 17: Identificación de factores y fuentes que participan en la recarga externa de nutrientes y posibles medidas de reparación

Causa	Consecuencia	Posible medida de reparación
*Incremento del desarrollo inmobiliario	-Contaminación (detergentes, aceites y grasas, aumento de sólidos, DQO, DBO) de pozos negros y /o agua domiciliaria de algunas casas que aún mantienen estos sistemas.	-Eliminar los pozos negros que aún permanecieren.
Tala del bosque nativo, arbustos, en alrededores de la laguna; cerros, quebradas y construcción de caminos.	-Incremento del ingreso de nutrientes a la laguna. -Pérdida de la flora y fauna nativa.	-Reforestar la ribera y las zonas que han sido afectadas.
Construcción de muros de contención de hormigón de variadas dimensiones.	-Disminuye la capacidad efectiva para almacenar agua. -Acelera el proceso de sedimentación de la laguna (disminuye la profundidad). -Aumenta la probabilidad de inundaciones.	-Eliminar los muros de contención artificiales o normar sus dimensiones para evitar rebalses e inundaciones.
Relleno artificial del cuerpo de agua con suelo y escombros, para aumentar las áreas ribereñas y para construcción de muelles.	-Acelera el proceso de sedimentación de la laguna (aumento de la salinidad, y turbidez) -Inundaciones en las riberas.	-Prohibición de estas operaciones.
Depósito de basuras en quebradas aledañas.	-Contaminación (aumento de sólidos totales, disueltos y en suspensión, DQO, DBO, y salinidad).	-Prohibición de estas operaciones.

Relleno de quebradas (se impide el paso de las aguas).	-Acelera la sedimentación de la laguna. -Aumento de turbidez.	-Reforestación de las quebradas.
Extracción de agua para riego por bombas.	-Disminución del volumen de la laguna. -Aumento de la recarga interna.	-Prohibición de extracción de agua.
Densificación de lanchas en la laguna, con motores fuera de borda, y aspas largas.	-Contaminación (hidrocarburos, aceites y grasas). -Levantamiento de sedimentos (incremento de la recarga interna, aumento de la turbidez).	-Prohibición de uso de lanchas a motor y restricciones al largo de aspas.
Filtración o derrame de estanques de combustible en el cuerpo de agua.	-Contaminación química (HC, aceites, grasas).	-Retiro de la estación de combustible.
Malas prácticas de manejo agrícola en el entorno de la laguna (fertilización con urea).	-Contaminación difusa por lixiviación de residuos de fertilizantes y plaguicidas y arrastre por esteros, arroyos, o pendientes hacia la laguna. -Aumento de la concentración de Nitrógeno y Fósforo especialmente.	-Implementación de buenas practicas agrícolas, a través de educación de la población. -Incentivos para forestar un porcentaje de las hectáreas destinadas a cultivos (a modo de barrera para captar el exceso de nutrientes)
Pastoreo directo de masa ganaderas, en suelos aledaños a la laguna.	-Contaminación difusa por arrastre de excretas animales y (purines, estiércol, guanos) hacia la laguna. -Aumento de la concentración de Nitrógeno y Fósforo especialmente.	

Uno de los problemas detectados en Aculeo es el relleno artificial del cuerpo de agua con suelo y escombros. Se indica que se han modificado las riberas naturales generalmente mediante rellenos con toneladas de tierra extraídas de canteras de los cerros colindantes, no autorizadas estimándose que entre los años 1999 y mayo 2000, se depositaron entre $16 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ y $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ de rellenos en sus riberas (SAG, 1998).