



Universidad de Buenos Aires

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

FACTORES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA
DEL ZOOPLANCTON EN PEQUEÑOS CUERPOS
DE AGUA DE LA REGIÓN PAMPEANA

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la
Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias
Biológicas.

Alejandro Sosnovsky

Director de tesis: Rolando Quirós

Consejero de Estudios: Lilia Lauría

Área de Sistemas de Producción Acuática

Departamento de Producción Animal - Facultad de Agronomía

Universidad de Buenos Aires

Buenos Aires, 2007

FACTORES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA
DEL ZOOPLANCTON EN PEQUEÑOS CUERPOS
DE AGUA DE LA REGIÓN PAMPEANA

Nombre de los Jurados	Firma	Calificación
.....
.....
.....

FACTORES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA DEL ZOOPLANCTON EN PEQUEÑOS CUERPOS DE AGUA DE LA REGIÓN PAMPEANA

Resumen

Se estudiaron siete pequeños lagos someros (lagunas) de la región pampeana. Las lagunas fueron separadas en dos grupos debido a la diferente intensidad del uso de la tierra en sus cuencas de drenaje. A su vez, el grupo ubicado en la zona de menor uso de la tierra se subdividió en dos, lagunas dominadas por la macrofitia y lagunas dominadas por el fitoplancton. Todas las lagunas se estudiaron por un período de 2 años. Se muestrearon sus características físico-químicas y las comunidades bióticas, haciendo énfasis en la comunidad zooplanctónica. El estudio constó de 3 etapas. Durante las dos primeras etapas se realizaron estudios de lago como un todo (*whole-lake studies*). Durante la primera etapa se estudió el efecto de la ausencia de peces en la dinámica de la comunidad planctónica. Durante la segunda etapa se estudió el efecto de un pez planctívoro (*Odontesthes bonariensis*) sobre la comunidad planctónica. Con el propósito de evaluar el posible control top-down de un pez piscívoro sobre *Odontesthes bonariensis*, una de estas lagunas fue posteriormente sembrada con *Hoplias malabaricus*. La tercer etapa consistió en el estudio de la comunidad planctónica una vez reestablecida la comunidad natural de peces, lo cual ocurrió al poco tiempo de realizadas las distintas manipulaciones.

Se observó una extrema variabilidad de los parámetros físico-químicos y biológicos de las lagunas de estudio. Esta variabilidad ocurrió dentro de cada una de las lagunas y también entre los distintos grupos y sub-grupos de lagunas. La misma fue atribuible a los ciclos estacionales, a los ciclos de sequía e inundación propios de la región pampeana y a la diferente intensidad del uso de la tierra en las respectivas cuencas de drenaje. Todos estos factores impactarían sobre los cuerpos de agua de toda la región, pero dicho impacto sería mayor en los cuerpos de agua de menor superficie.

Dentro de esta compleja dinámica temporal y espacial se realizaron estudios de lago como un todo. La baja densidad de peces habría favorecido el desarrollo de los cladóceros planctónicos. La abundancia de *Daphnia* fue elevada en las lagunas dominadas por el fitoplancton. Aún así, estos grandes cladóceros no se perpetuaron en el tiempo. Posiblemente los peces recién reclutados y la competencia por el recurso habrían causado su colapso. Por otro lado, *Daphnia* estuvo prácticamente ausente en las lagunas dominadas por la macrofitia. Su ausencia sería atribuida a una variada fauna de invertebrados predadores. Por lo tanto la

predación sobre el zooplancton sería por demás intensa en las pequeñas lagunas pampeanas ampliamente colonizadas por la macrofitia. En las lagunas dominadas por el fitoplancton, la baja densidad de peces, se reflejaría además en un intenso pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton. La introducción de *Odontesthes bonariensis* causó un rápido efecto en cascada sobre el zooplancton, predando principalmente sobre los organismos de mayor tamaño.

La predación de los peces sobre el zooplancton no sería constante durante el año. La mayor intensidad ocurriría en la temporada estival y la menor intensidad durante las épocas más frías. Aún así, durante los períodos fríos las interacciones tróficas serían claves en la determinación de la estructura y la biomasa del zooplancton.

Palabras Claves: Región Pampeana, Hidrología, Lagos poco profundos, Interacciones tróficas, Zooplancton, Estudios de lago como un todo.

FACTORS THAT DETERMINE ZOOPLANKTON STRUCTURE IN SMALL WATER BODIES OF THE PAMPEAN REGION

Abstract

Research was developed in seven small shallow lakes (*lagunas*) of the Pampean region. These shallow lakes were divided into two different groups according to land use intensity in their respective drainage basins. Within the group located in areas characterized by lower land use intensity the shallow lakes were further subdivided into two subgroups, one with shallow lakes dominated by macrophyte and the other one with shallow lakes dominated by phytoplankton. All shallow lakes were studied for a two-year period. Samples were taken of their physical and chemical characteristics and biotic communities, focusing on the zooplankton community. Research was carried out in three stages. During the first two stages whole-lake studies were made. In the first stage the absence of fish in the plankton community dynamics was studied and in the second one a study was made of the effect of a planktivorous fish (*Odontesthes bonariensis*) on the plankton community. With the purpose of evaluating the possible top-down control of a piscivorous fish on *Odontesthes bonariensis*, one of the shallow lakes was later on stocked with *Hoplias malabaricus*. The third stage involved the study of the plankton community once the natural fish community had been reestablished soon after the corresponding fish manipulation had been carried out.

Extreme variability in the physical, chemical and biological parameters of the shallow lakes under study was observed within each of the shallow lakes, and also among the different shallow lake groups and sub-groups. The variability was attributed to season cycles, to periods of drought and flood characteristic of the Pampean region and to the different land use intensity in the drainage basins. All these factors would have an impact on the water bodies in the whole area, but such an impact would be stronger on small-surface water bodies.

Within this complex temporary and spatial dynamics whole-lake studies were carried out. Low fish stock could have favored the development of plankton cladocerans. Abundance of *Daphnia* was high in phytoplankton dominated lakes. Even so, these big cladocerans did not last long. Possibly, the 0+ fish and the competition for the resource may have caused its disappearance. On the other hand, *Daphnia* was virtually absent in shallow lakes dominated by macrophyte. Its absence may be attributed to a varied invertebrate predator fauna. Therefore, zooplankton predation should be very intense in the small Pampean shallow lakes extensively colonized by macrophyte. In the shallow lakes dominated by phytoplankton, low

fish stock is shown by intense zooplankton grazing on phytoplankton. The introduction of *Odontesthes bonariensis* caused an immediate cascade effect on the zooplankton, predating chiefly on bigger sized organisms.

Fish predation on zooplankton is not steady throughout the year, the highest intensity occurring during the Summer season and the lowest in the cold seasons. Even so, during the coldest seasons, trophic interaction should be essential in determining biomass and zooplankton structure.

Key words: Pampean Region, Hydrology, Shallow lakes, Trophic interactions, Zooplankton, Whole-lake studies.

Agradecimientos

Al Dr. Rolando Quirós, por haberme dado la posibilidad de realizar este doctorado.

Al Área de Sistemas de Producción Acuática, Departamento de Producción Animal de la Facultad de Agronomía, por brindarme un sitio de trabajo, y a CONICET y la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por la financiación.

A mis compañeros de laboratorio; Cristián Petracchi, Armando Rennella, Gabriel Morales, María Boveri y Juan José Rosso. A Daniel Blanco Bello por su ayuda en los análisis químicos y biológicos. A Hugo von Bernard por estar siempre dispuesto a ayudar. A Rodolfo Cantet por sus consejos y ayuda con la estadística. A los chicos de Junín, Daniel Cufre y José Alesina, por su invaluable ayuda en las tareas a campo.

Al Servicio Meteorológico Nacional por el suministro de las precipitaciones y la temperatura atmosférica del partido de Junín. A la Secretaría de Agricultura Ganadería Pesca y Alimentos por el suministro de las precipitaciones para el área de Leandro N. Alem.

A los Señores Capurro, Duto, Higuera, Longinotti, Maggi y al establecimiento Las Balas quienes nos facilitaron sobremanera el trabajo a campo.

A mi “vieja” por todo su apoyo durante la carrera y a mi “viejo” por el acercamiento que hemos tenido estos últimos años.

A mis hermanas Nadi y Ele. A Ele muy especialmente por demostrarme su valor ante la vida.

A Vero, por todo su cariño y apoyo durante los tres últimos años. Por animarse a volar junto a mí.

A mis amigos de siempre, Tato, Gastón, Guido y Max por creer en mí.

Y por último a J.R.R. Tolkien por ayudarme a mantener mi llama interior encendida.

Inevitablemente, a veces nos toca ganar y otras perder. Si sacamos lo positivo de estos dos sucesos, ambos son buenos.

Los contenidos de esta tesis fueron total o parcialmente incluidos en las siguientes publicaciones:

Sosnovsky A. & Quirós R. (2005) Efectos de la intensidad de uso de la tierra en pequeñas lagunas pampeanas (Argentina). En: *Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses* (eds Vila I. & Pizarro J.). pp. 197-215 CYTED XVII B, Santiago, Chile.

Sosnovsky A. & Quirós R. (2006) El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra. *Ecología Austral* 16, 115-124.

Abreviaturas

chl <i>a</i>	clorofila <i>a</i>
CPUE	captura por unidad de esfuerzo
K ₂₅	conductividad eléctrica a 25° C
N-NO ₃ ⁻	nitrógeno de nitrato
NT	nitrógeno total
NTK	nitrógeno total de Kjeldahl
Precip-1mes	precipitaciones caídas en la cuenca de drenaje en los 30 días anteriores al muestreo
Peces 0+	peces reclutados en la última temporada de desove
ps	peso seco
PT	fósforo total
T (Junín)	Temperatura atmosférica suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional, estación Junín
Z _f	profundidad de la zona fótica
Z _m	profundidad media

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1 LOS LAGOS SOMEROS	1
1.1.1 <i>Estados estables alternativos</i>	1
1.1.2 <i>Relación entre la macrofitia sumergida y el zooplancton</i>	2
1.2 LAS REDES TRÓFICAS DE LOS LAGOS SOMEROS	3
1.2.1 <i>Control de las redes tróficas</i>	3
1.3 LA LLANURA PAMPEANA	7
1.3.1 <i>Características</i>	7
1.3.2 <i>Lagunas pampeanas</i>	9
1.4 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	10
1.4.1 <i>Hipótesis</i>	10
1.4.2 <i>Objetivos</i>	10
CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS	12
2.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	12
2.1.1 <i>Lagunas de los partidos de General Viamonte y Junín</i>	14
2.1.2 <i>Lagunas del partido de Leandro N. Alem</i>	15
2.2 ACTIVIDADES A CAMPO.....	16
2.2.1 <i>Monitoreo</i>	16
2.2.2 <i>Eliminación de peces año 2000</i>	18
2.2.3 <i>Siembra de peces</i>	18
2.3 ACTIVIDADES DE LABORATORIO	22
2.3.1 <i>Parámetros físico-químicos</i>	22
2.3.2 <i>Parámetros biológicos</i>	22
2.4 MARCO DE ESTUDIO, HERRAMIENTAS DE EXPLORACIÓN Y ESTADÍSTICA	23
2.4.1 <i>Estudios del lago como un todo</i>	23
2.4.2 <i>Correlaciones</i>	24
2.4.3 <i>Análisis de los Componentes Principales</i>	24
2.4.4 <i>Anova de dos factores con interacción</i>	24
2.4.5 <i>Explicación y definición de ciertas variables utilizadas</i>	25
CAPÍTULO 3: CARACTERÍSTICAS DEL SUBSISTEMA ABIÓTICO	26
3.1 RESULTADOS.....	26
3.1.1 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE LA REGIÓN	26
3.1.2 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE CADA LAGUNA	30
<i>Laguna Capurro</i>	31
<i>Laguna Longinotti</i>	37
<i>Laguna Maggi</i>	43
<i>Laguna Higueras</i>	50
<i>Laguna Vedia 1</i>	56
<i>Laguna Vedia 2</i>	62
<i>Laguna Vedia 3</i>	67
3.2 DISCUSIÓN.....	73
3.2.1 CLIMA DE LA REGIÓN	73
3.2.2 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE CADA LAGUNA	74
<i>Lagunas Longinotti y Capurro</i>	74
<i>Laguna Maggi</i>	75

<i>Laguna Higueras</i>	75
<i>Laguna Vedia 1</i>	76
<i>Laguna Vedia 2</i>	76
<i>Laguna Vedia 3</i>	77
3.2.3 RELACIÓN DE LA CUENCA DE DRENAJE Y LAS LAGUNAS DE ESTUDIO.....	77
3.2.4 PATRONES ESTACIONALES Y EFECTOS DE LOS CICLOS DE SEQUÍA E INUNDACIÓN PAMPEANOS EN LAS LAGUNAS DE ESTUDIO.....	79
CAPÍTULO 4: CARACTERÍSTICAS DEL SUBSISTEMA BIÓTICO	82
4.1 RESULTADOS.....	82
4.1.1 CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS DE CADA LAGUNA.....	83
<i>Laguna Capurro</i>	83
<i>Laguna Longinotti</i>	86
<i>Laguna Maggi</i>	89
<i>Laguna Higueras</i>	92
<i>Laguna Vedia 1</i>	95
<i>Laguna Vedia 2</i>	98
<i>Laguna Vedia 3</i>	101
4.2 DISCUSIÓN.....	104
4.2.1 EFECTOS DE LA CUENCA DE DRENAJE Y LA HIDROLOGÍA SOBRE LA COMUNIDAD PLANCTÓNICA.....	104
4.2.2 CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA Y DE LA COMUNIDAD DE PECES.....	105
CAPÍTULO 5: INTERACCIONES TRÓFICAS DENTRO DE UN CONTEXTO ECOSISTÉMICO	107
5.1 RESULTADOS.....	108
5.1.1 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LA LAGUNA CONTROL (año 2000).....	108
5.1.2 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LAS LAGUNAS MANIPULADAS.....	110
<i>Eliminación de peces y siembra de un zooplanctívoro visual en las lagunas dominadas por el fitoplancton (año 2000)</i>	110
<i>Eliminación de peces y siembra de un zooplanctívoro visual en las lagunas dominadas por la macrofitia (año 2000)</i>	118
<i>Siembra de un zooplanctívoro visual (año 2001)</i>	122
<i>Siembra de un piscívoro (año 2000)</i>	126
5.1.3 INTERACCIONES TRÓFICAS CONTRASTANTES.....	128
5.2 DISCUSIÓN.....	144
5.2.1 ESTUDIOS EN ECOLOGÍA ACUÁTICA.....	144
<i>Estudios Ecosistémicos</i>	144
<i>Sistemas Experimentales</i>	145
5.2.2 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LA LAGUNA CONTROL (año 2000).....	146
5.2.3 EFECTOS DE LA ELIMINACIÓN DE PECES SOBRE EL PLANCTON.....	147
<i>Lagunas dominadas por el fitoplancton</i>	148
<i>Lagunas dominadas por la macrofitia</i>	151
5.2.4 EFECTOS DE LA SIEMBRA DE PECES SOBRE EL PLANCTON.....	153
<i>Siembra de un zooplanctívoro visual en lagunas dominadas por el fitoplancton (año 2000)</i>	153
<i>Siembra de un zooplanctívoro visual en lagunas dominadas por la macrofitia (año 2000)</i>	155
<i>Siembra de un zooplanctívoro visual (año 2001)</i>	155
<i>Siembra de un piscívoro (año 2000)</i>	156
5.2.5 INTERACCIONES TRÓFICAS CONTRASTANTES.....	159

CAPÍTULO 6: DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	163
6.1 FACTORES QUE AFECTAN LA ESTRUCTURA Y BIOMASA DEL ZOOPLANCTON	163
<i>Interacciones tróficas</i>	163
<i>Efectos del entorno lagunar</i>	163
6.2 PERSPECTIVAS	165
BIBLIOGRAFÍA:	166
APÉNDICE	176
Análisis de los Componentes Principales.....	176
Matrices de correlación abiótica	178
Matrices de correlación bióticas.....	186

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 LOS LAGOS SOMEROS

En esta tesis doctoral se estudiaron las interacciones tróficas de los lagos someros o poco profundos, principalmente las interacciones peces-zooplancton. Estos lagos son característicos de las regiones de llanura no transformadas (Wetzel 2001). Su profundidad media suele ser menor a 5 metros. La estratificación térmica es inexistente o de existir solo ocurre por períodos de tiempo poco prolongados. Es por esta razón que se los denomina polimícticos. A causa de su baja profundidad, la luz suele penetrar a través de toda la columna de agua, en consecuencia, estos lagos generalmente están ampliamente colonizados por macrófitas. Su funcionamiento difiere enormemente del funcionamiento de los lagos profundos, principalmente a causa del rol estructurador que pueden jugar las macrófitas sumergida o flotante y de la intensa interacción que en este tipo de lagos existe en la interfase agua-sedimento.

Existe una sucesión autogénica y alogénica en la dinámica de las comunidades acuáticas (Sommer et al. 1986). La sucesión autogénica es gobernada por factores biológicos. En cambio, la sucesión alogénica es gobernada por factores físicos-químicos. La sucesión autogénica sería mayormente relevante durante los meses más cálidos del año. Sin embargo en los lagos poco profundos esta sucesión suele adquirir características impredecibles debido a los factores climáticos.

1.1 Estados estables alternativos

Los lagos someros podrían encontrarse, dentro de un rango de nutrientes, en dos estados estables de equilibrio (Timms & Moss 1984; Hosper 1989; Jeppesen et al. 1990; Scheffer et al. 1993). Un estado de aguas “claras” donde domina la macrofitia sumergida y otro estado de aguas “turbias” donde domina el fitoplancton. En cada uno de estos estados existe resiliencia, esto quiere decir que varios son los mecanismos por los cuales la macrofitia estabiliza el estado de aguas “claras” y a su vez varios son los mecanismos por los cuales el fitoplancton estabiliza el estado de aguas “turbias” (Figura 1.1). Sin embargo diversos autores (Phillips et al. 1978; Quirós et al. 2002a) proponen un continuo de turbidez en el agua y no solo dos estados alternativos

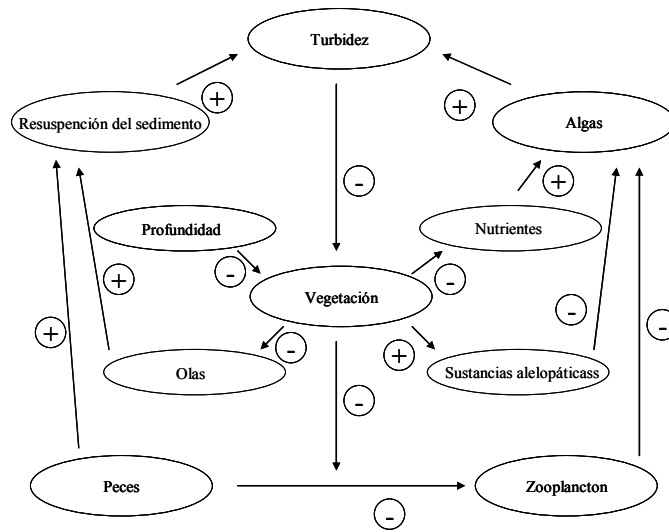


Figura 1.1: Alternancia entre los estados estables de equilibrio “turbio” y “claro” a través de diferentes procesos. El efecto cualitativo de cada uno de estos procesos se obtiene a través de la multiplicación de sus signos. El diagrama muestra que ambos estados poseen mecanismos de retroalimentación positiva (de Scheffer et al. 1993).

1.2 Relación entre la macrofitia sumergida y el zooplancton

El concepto sobre el efecto de la macrofitia en la estructura y dinámica del zooplancton se ha ido modificando a través de los años. Las primeras investigaciones indicaban que el zooplancton evitaba a las macrófitas (Hasler & Jones 1949; Pennak 1973) hecho que se consideraba cierto bajo toda circunstancia. Sin embargo décadas pasadas, Timms y Moss (1984) documentaron la agregación de *Daphnia* bajo nenúfares (macrofitia sumergida de hojas flotantes). Desde entonces se ha documentado la presencia de cladóceros planctónicos en zonas litorales (Visman et al. 1994; Lauridsen & Buenk 1996; Moss et al. 1998; entre otros). Las experiencias de Lauridsen y Lodge (1996) sugirieron que *Daphnia* evitaría a la macrofitia sumergida (*Myriophyllum exalbestens* L.) en ausencia de peces. Sin embargo en su presencia o ante señales químicas de los mismos, *Daphnia* preferiría habitar dentro de la macrofitia. A partir de entonces, la macrofitia sumergida ha sido considerada como un posible refugio del zooplancton debido a su complejidad estructural (Carpenter & Lodge 1986, Burks et al. 2001).

Por otro lado, también existen predadores del zooplancton, tanto vertebrados como invertebrados, que habitan la macrofitia. Ha sido ampliamente documentada la presencia peces juveniles y litorales (Whiteside 1988; Hall & Rudstam 1999), así como de

invertebrados, tales como larvas de Odonata (Johnson et al. 1987; Lombardo 1997), coleópteros ditíscidos (Arts et al. 1981), notonéctidos (Murdoch et al. 1984; Arnér et al. 1998), ácaros acuáticos (Matveev et al. 1989), *Hydra* spp. (Elliott et al. 1997) y platihelminos (Beisner et al. 1996).

Entonces la macrofitia puede ser vista tanto como un área de refugio para el zooplancton o como un área con potenciales predadores. Una u otra opción dependerá en gran medida de la trama trófica particular de la zona litoral a ser estudiada.

1.2 LAS REDES TRÓFICAS DE LOS LAGOS SOMEROS

Las redes tróficas son un conjunto de interacciones predador-presa dentro de un ecosistema. Las mismas pueden simplificarse en forma de cadena trófica para su estudio ecológico. Así una cadena clásica sencilla en la zona pelágica de los lagos estaría compuesta por productores primarios (fitoplancton), consumidores primarios (zooplancton) y consumidores secundarios (peces planctívoros). Esta compartimentalización de las redes tróficas en niveles tróficos resulta de gran utilidad al estudiar el efecto de los consumidores sobre los productores primarios.

En los lagos poco profundos las interacciones tróficas son generalmente más complejas que en los lagos profundos, lo cual se debe en parte a sus vastas zonas litorales. Por otro lado, los detritos y el sedimento, los cuales son sustrato de una gran cantidad de microorganismos, adquieren una mayor relevancia en este tipo de lagos (Herzig 1979). Por lo tanto, el flujo de energía a través de la comunidad bentónica suele ser comparativamente más relevante en los lagos someros que en los lagos profundos (Lindergaard 1994).

1.2.1 Control de las redes tróficas

La importancia relativa de los efectos bióticos y abióticos en la regulación de la abundancia de los organismos en los ecosistemas acuáticos ha sido un tema de debate a través de los años (Carpenter 1988; McQueen et al. 1989). Décadas atrás se pensaba que las redes tróficas eran solo reguladas por la disponibilidad de nutrientes, luz y/o temperatura. Esta regulación se conoce como limitación por recurso (control *bottom-up*) (McQueen et al., 1986; Quirós, 1998). Por ejemplo, el fósforo es generalmente el factor limitante de la productividad en los lagos con bajo impacto antrópico (Schindler, 1978) y la concentración de nutrientes suele explicar gran parte de la variabilidad en la productividad de un lago (Dillon & Rigler, 1975). Sin embargo, no toda la variación en la biomasa de una comunidad es explicada por la

disponibilidad de recursos. Mucho se ha avanzado en el estudio de las interacciones tróficas de los lagos, y en la actualidad resulta evidente que las redes tróficas también pueden ser reguladas por la predación (control *top-down*) (Shapiro 1980; Carpenter et al. 1985; Gulati et al. 1990; Carpenter & Kitchell 1993).

Hipótesis de la Eficiencia por Tamaño

Esta hipótesis sostiene que la predación por parte de los peces estructura a la comunidad zooplanctónica. Los primeros indicios fueron obtenidos por Hrbáček et al. (1961) y por Brooks & Dodson (1965). Estos últimos observaron marcadas diferencias en la estructura del zooplancton a partir de la introducción de un planctívoro (*Alosa aestivalis*) en el lago Crystal (Figura 1.2). Así en ausencia de *Alosa*, la comunidad de zooplancton estaba dominada por organismos de tallas mayores a 1 mm tales como *Daphnia*, *Mesocyclops* y *Epischura*. En cambio, a partir de su introducción el zooplancton estuvo dominado por organismos pertenecientes a los géneros *Bosmina*, *Ceriodaphnia* y *Tropocyclops*, todos ellos de talla menores a 1 mm.

Estas observaciones llevaron a la elaboración de la hipótesis de eficiencia por tamaño (*size efficiency hypothesis*), la cual predice la predación diferencial de los peces planctívoros visuales sobre las presas de mayor tamaño. Entonces en cuerpos de agua donde la abundancia de planctívoros visuales sea baja deberían predominar los organismos del zooplancton de mayor tamaño. En cambio, en ambientes con alta abundancia de planctívoros, predominarían los zooplanctontes de talla más pequeña. La dominancia de los organismos de talla más grandes en ambientes con baja intensidad de predación sería favorecida debido a su mayor eficiencia en el filtrado y a su menor tasa metabólica respecto a organismos planctónicos de menor tamaño.

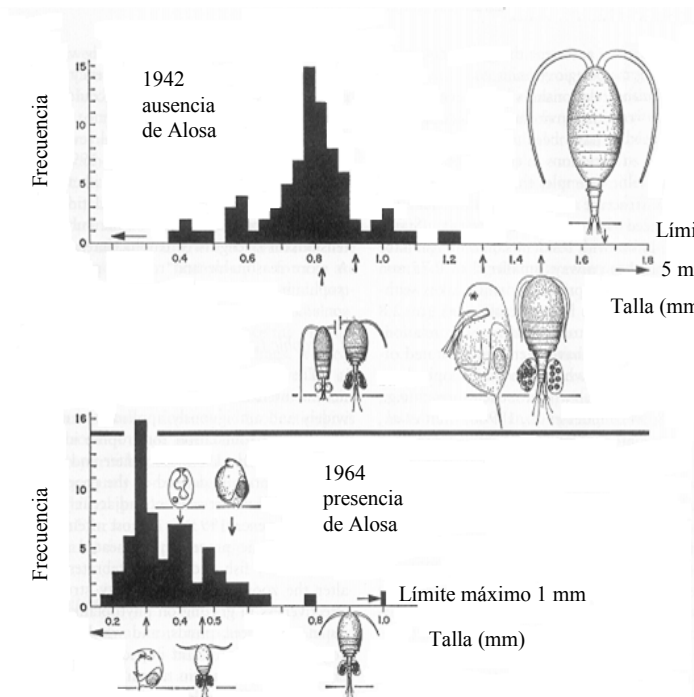


Figura 1.2: Composición planctónica del lago Crystal, Connecticut, antes (1942) y después (1964) de la introducción de un pez planctívoro, *Alosa aestivalis*. La talla de los distintos organismos es proporcional a su dibujo. Las flechas indican la menor talla de los organismos maduros. La presencia de los peces causó un reemplazo en la comunidad planctónica, disminuyendo la talla media de la misma (modificado de Brooks y Dodson 1965).

Hipótesis de las Cascadas Tróficas

El concepto que enfatiza la importancia de la predación de los niveles tróficos superiores y su posible efecto en cascada hacia los niveles tróficos inferiores se conoce como Cascadas Tróficas (Carpenter et al. 1985). Las teorías de las cascadas tróficas proponen que, un aumento en la biomasa de peces piscívoros, reduciría la biomasa de peces planctívoros, aumentando así la biomasa de herbívoros (zooplancton) y por consiguiente, produciendo una disminución de la biomasa de fitoplancton (Figura 1.3). Las interacciones tróficas en cascadas pueden explicar parte de la diferencia en productividad entre lagos con similar concentración de nutrientes, pero con redes tróficas contrastantes (Carpenter et al. 1985; McQueen et al. 1986; Quirós 1998; Drenner & Hambright 2002, entre otros). Por lo tanto, desde este punto de vista los modelos de cascadas tróficas y concentración de nutrientes serían complementarios, no contradictorios (Carpenter et al. 1985).

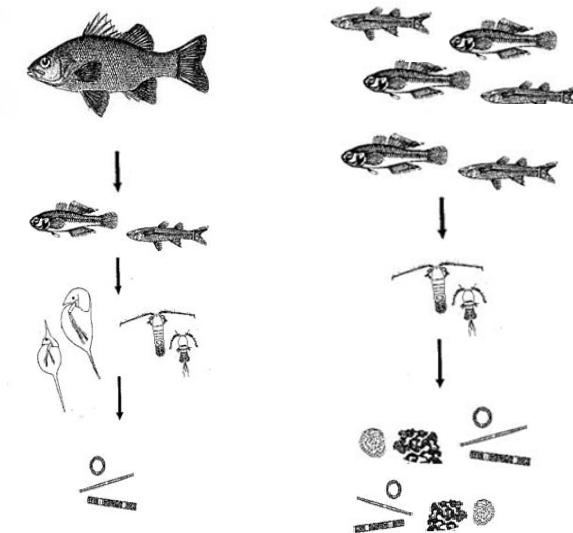


Figura 1.3: Diagrama conceptual de las Cascadas Tróficas en la zona pelágica de los lagos. En presencia de peces piscívoros, los peces zooplanctívoros son escasos, la talla y la biomasa del zooplancton son elevadas, y el fitoplancton es controlado a través del pastoreo (modificado de Carpenter et al. 1985).

1.2.1.1 Biomanipulación

El reconocimiento de las interacciones tróficas en cascada le permitió a Shapiro (1980) elaborar el concepto de “biomanipulación”. La biomanipulación une los principios de la limnología con los de la biología pesquera (Carpenter et al., 1985) y consiste en manipular los niveles tróficos con el fin de lograr una disminución en la biomasa algal. Actualmente, se encuentra bajo activa investigación los casos en que la biomanipulación puede ser aplicada (Benndorf 1990; Hoser & Meijer, 1993; Benndorf et al. 2002; Mehner et al. 2002), así como

las condiciones para que tales técnicas resulten estables (De Melo et al, 1992; Carpenter & Kitchell, 1992). Su adecuación ha sido mostrada a nivel de estudios en micro y mesocosmos (Drenner et al., 1996; Threlkeld, 1988), en lagos y embalses individuales (McQueen et al., 1986; Benndorf, 1990) y en estudios comparativos entre lagos (Quirós, 1990; 1998). La biomanipulación, además de ser un tema de investigación, ha pasado a convertirse en una tecnología de conservación y recuperación de ecosistemas acuáticos (Perrow et al. 1997; Drenner & Hambright 1999) en consecuencia se han escrito varios manuales de manipulación de lagos (Moss et al. 1996; Benndorf & Kamjunke 1999).

La biomanipulación es una fuente alternativa a los tratamientos físicos y químicos para la recuperación de lagos con cargas internas elevadas. Es por ello que la reducción en las cargas de nutrientes y el empleo de técnicas de biomanipulación sería la combinación más eficaz para mejorar la calidad del agua en lagos eutróficos por períodos de tiempo prolongado. El rol más importante de la biomanipulación es probablemente en lagos donde la carga externa es elevada y/o difícil de reducir.

1.3 LA LLANURA PAMPEANA

1.3.1 Características

La llanura pampeana (33°-39° S, 57°-66° O) está ubicada en la región central de Argentina. La misma posee una considerable extensión superficial y una baja pendiente general (Fuschini Mejía 1994). Varios investigadores han reconocido distintas unidades en esta planicie, diferenciadas entre sí en base a su geología, geomorfología, drenaje, suelos y vegetación (ver una recopilación en Soriano 1992).

La principal característica del clima de la región pampeana es la alternancia entre períodos de déficit de agua (sequía) con períodos de exceso de agua (inundación) (Vervoorst 1967). Su clima, según la clasificación de Köppen (1931), es templado húmedo. Su temperatura media anual varía entre los 17 °C en el norte y los 14° C en el sur. La pampa Plana, área de nuestro interés (Figura 1.4), posee un régimen de precipitación que varía entre los 900 -1000 mm anuales. Esta sub-región se caracteriza por poseer un sistema de drenaje pobremente desarrollado, arreico, extensos bajos, lagos permanentes y temporarios, lo que suele originar extensas inundaciones (Hall et al. 1992).

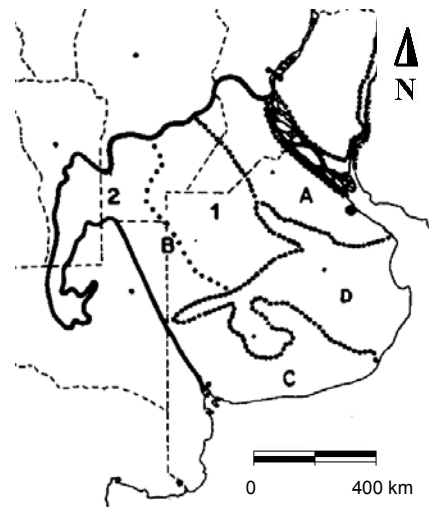


Figura 1.4: Sub-regiones de la llanura pampeana. A, pampa Ondulada; B, pampa Interior (1: pampa Plana; 2: pampa Occidental); C, pampa Sureña; D, pampa Deprimida (modificado de Soriano 1992).

Agricultura y ganadería en la región Pampeana:

La estepa pampeana ha sufrido el pastoreo del ganado a lo largo de los últimos cuatro siglos, y, especialmente durante el siglo XX, ha sido objeto de la agricultura (Vervoort 1967; Soriano 1992), actividad que ha incrementado su intensidad especialmente durante la última década. Como resultado de ello, los patrones naturales del paisaje pampeano han sido transformados, aislando espacialmente sus componentes y fragmentándolos en parches (Ghersa et al. 2002)

En la actualidad, la principal actividad económica de la región es la agropecuaria; la cual generalmente obliga a la aplicación de fertilizantes. Los excedentes de esta fuente no puntual de nutrientes llegan en última instancia a las aguas superficiales. Esto, unido a la natural riqueza en nutrientes de los suelos, contribuye a la eutrofización de los cuerpos de agua. Asimismo las fuentes puntuales por descargas cloacales no tratadas no pueden ser descartadas (Quirós et al. 2002a).

1.3.2 Lagunas pampeanas

La geomorfología de la llanura pampeana corresponde a un paisaje con un clima mucho más árido que el subhúmedo actual. Durante el pasado geológico reciente, los antiguos depósitos arenosos de origen fluvial fueron reelaborados por los vientos bajo condiciones áridas, formando campos de dunas en el “mar de arena” pampeano (Iriondo, 1989). La sucesión de períodos climáticos secos y húmedos, en el marco de la geomorfología de la región, llevó a un importante desarrollo de sistemas de humedales en las áreas más deprimidas (Iriondo 2004).

Las lagunas (lagos someros) son el componente central del humedal pampeano. Las cuales pueden ser permanentes o temporarias. Muchas de las lagunas pampeanas tienen origen en procesos de deflación eólica ocurridos durante el cuaternario (Tricart 1973), pero un número importante ha sido posiblemente remodelado por la acción fluvial. Algunas veces, las lagunas, especialmente las más pequeñas, se han formado por acción combinada de agentes erosivos y disolución cárstica (Vervoorst 1967).

Las lagunas pampeanas son muy poco profundas y no estratifican térmicamente excepto por períodos muy cortos de tiempo (Quirós et al. 2002b). Fueron caracterizadas por Quirós & Drago (1999) como lagos eutróficos, con tiempo de permanencia del agua y salinidad altamente variables y actualmente bajo estrés ambiental manifiesto que incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós et al. 2002a). Las mismas experimentan profundos cambios en la superficie, profundidad y salinidad de sus aguas en función de los ciclos de sequía e inundación característicos del paisaje pampeano (Quirós et al. 2002b).

La abundancia de pequeñas lagunas es muy elevada en la región pampeana. Sin embargo, pese a que se posee una conceptualización de la estructura y el funcionamiento de las lagunas mayores (Quirós et al. 2002b), las características de las lagunas más pequeñas prácticamente no han sido estudiadas. Por lo tanto, considerando la gran cantidad de pequeñas lagunas se hace evidente la necesidad de mayor información y conocimiento de la ecología acuática en esta región.

1.4 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1.4.1 Hipótesis

Ho: sobre selectividad por tamaños.

Se contrastará la hipótesis de selectividad por tamaños (*size efficiency hypothesis*) (Brooks & Dodson 1965), la cual predice la predación diferencial de los peces planctívoros visuales sobre las presas de mayor tamaño. Por lo tanto, en lagunas donde la abundancia de planctívoros visuales sea baja predominarían los organismos del zooplancton de mayor tamaño. Por ejemplo, especies del género “clave” *Daphnia*, quien tiene una importante capacidad de filtración del agua, es una eficaz competidora del zooplancton y además es una especie “blanco” para los peces planctívoros. En cambio, en ambientes con alta abundancia de peces planctívoros, abundarían zooplanctontes de talla más pequeña.

Ho: sobre cascadas tróficas.

Además, se pretende testear la hipótesis de las cascadas tróficas (Carpenter et al. 1985). De acuerdo a ello, a igual concentración de nutrientes, las mayores biomásas de zooplancton se observarían en las lagunas donde los peces planctívoros estuvieran ausentes o los mismos estuvieran controlados eficazmente por los piscívoros. A su vez, las menores biomásas de zooplancton se observarían en las lagunas con una elevada biomasa de peces planctívoros. Si el efecto en cascada se transmite hasta el fitoplancton, a igual concentración de nutrientes los cuerpos de agua con mayor abundancia de peces planctívoros tendrían mayor biomasa algal.

1.4.2 Objetivos

Objetivo General

El objetivo general de la tesis consistió en el aporte de información básica sobre interacciones tróficas claves en pequeños cuerpos de agua de la región pampeana.

Objetivos específicos

Evaluar el efecto de ausencia de peces sobre la comunidad zooplanctónica.

Evaluar el efecto del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) sobre la comunidad zooplanctónica.

Evaluar a la tararira (*Hoplias malabaricus*) como posible herramienta de control sobre las poblaciones de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).

Testear si las manipulaciones de peces mencionadas producen un efecto en cascada a través de toda la cadena trófica.

Estudiar la comunidad zooplanctónica en cuerpos de agua altamente variables.

CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Las lagunas de estudio se sitúan en los partidos de General Viamonte, Junín y Leandro N. Alem de la provincia de Buenos Aires (Figura 2.1). Las mismas se encuentran ubicadas dentro de campos privados. Las lagunas situadas en el partido de Leandro N. Alem se encuentran dentro del establecimiento Las Balas. Debido a su cercanía a la ciudad de Vedia, se las ha denominado Vedia 1, Vedia 2 y Vedia 3. Las otras cuatro lagunas pertenecen a cuatro familias diferentes, Maggi, Longinotti, Higuera y Capurro. Por lo tanto a cada una de estas lagunas se les adjudicó el nombre de sus respectivos propietarios. Todas ellas son relativamente pequeñas y no han sido estudiadas previamente. La historia y características pasadas se conocen de los relatos de sus propietarios. La Tabla 2.1 muestra la ubicación geográfica y las principales características morfométricas de cada una de las lagunas.

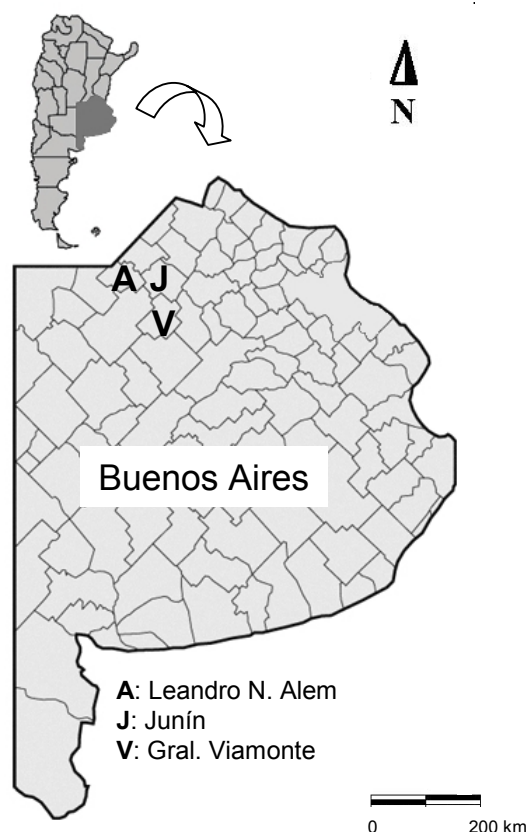


Figura 2.1: Partidos de la provincia de Buenos Aires donde se encuentran las pequeñas de estudio.

Laguna	Partido	Coordenadas Geográficas		Área (ha)	Z max (m)	Perímetro (m)	DLC	Long. max (m)	Ancho max (m)	Z _m (m)	Volumen (m ³)
		Latitud Sur	Longitud oeste								
Capurro	Gral. Viamonte	34°54'53"	60°51'16"	7,6	0,87	1088	1,11	446	238	0,61	46284
Longinotti	Junín	34°40'21"	60°56'38"	14,0	1,21	1750	1,32	563	472	0,85	118580
Maggi	Junín	34°40'08"	60°55'12"	3,2	1,8	656	1,03	238	198	1,26	40320
Higueras	Junín	34°46'07"	60°46'42"	20,8	1,63	2573	1,59	803	445	1,14	237328
Vedia 1	Leandro N. Alem	34°23'12"	61°33'19"	23,9	1,05	1925	1,11	594	574	0,74	175665
Vedia 2	Leandro N. Alem	34°24'41"	61°33'51"	20,6	1,01	1923	1,20	572	546	0,71	145642
Vedia 3	Leandro N. Alem	34°20'38"	61°37'57"	46,6	2,24	3266	1,35	1267	694	1,57	730688

Tabla 2.1: Ubicación y datos morfométricos de las lagunas de estudio. Z max, profundidad máxima; DLC, desarrollo línea de costa; Long. max, longitud máxima; Z_m, profundidad media.

2.1.1 Lagunas de los partidos de General Viamonte y Junín

Las lagunas ubicadas en los partidos de Junín y Gral. Viamonte se encuentran ubicadas en una misma “cañada”.

Laguna Capurro

La laguna Capurro se encuentra ubicada en el partido de General Viamonte (Tabla 2.1). En sus alrededores no se desarrolla una importante actividad agrícola. Capurro posee una superficie de 7.6 ha y se encuentra rodeado por un anillo de juncos (*Schoenoplectus californicus*). El mismo coloniza aproximadamente los primeros 10 metros de costa. En épocas de aguas altas, Capurro “rebalsa” y se conecta a través de un juncal con una pequeña laguna aledaña la cual está generalmente seca. Con lo cual su profundidad máxima no suele superar el 1.10 m.

Laguna Longinotti

Esta laguna se encuentra ubicada en el partido de Junín (Tabla 2.1). En sus alrededores no se desarrolla una importante actividad agrícola. Durante el período de estudios, a pocos metros de la orilla funcionaba una granja porcina. En la misma habitaron unas 50 hembras paridoras. Longinotti tiene una superficie de 13.3 ha, tiene un canal de entrada y otro de salida del agua. Los mismos se encuentran con o sin agua dependiendo la época del año, con lo cual en épocas de inundación se conecta con los cuerpos de agua vecinos. La superficie y la profundidad de la laguna varían de acuerdo al régimen de sequía e inundación, siendo ambas muy contrastantes entre períodos secos y períodos húmedos. Los juncos (*Schoenoplectus californicus*) bordean a la laguna. El área litoral ocupada por los juncos es variable. Debido a su exposición al viento y su baja profundidad, es una laguna turbia inorgánica. Sin embargo la luz alcanza el fondo de su cubeta en determinadas épocas del año. Durante el período de estudio se observaron macrófitas sumergida (*Potamogeton* spp.) y flotante (*Pistia stratiotes*).

Laguna Maggi

La laguna Maggi se encuentra ubicada en el partido de Junín (Tabla 2.1). Su cuenca de drenaje es muy pequeña (240 ha) y en ella se cultiva principalmente soja. Maggi es un “ojo de agua” de 3.2 ha, sin canales de entrada o salida del agua. Su profundidad varía ampliamente de acuerdo al régimen de sequía e inundación, sin embargo la variación en su superficie es poco pronunciada. Alrededor del 50 % de la laguna está colonizada por juncos

(*Schoenoplectus californicus*). Los mismos se encuentran tanto bordeando la laguna como formando grupos en la zona central. La laguna se encuentra frecuentemente colonizada por la macrofitia flotante (*Ricciocarpus* spp., y *Lemna* spp.) o sumergida (*Potamogeton* spp.). En ausencia de la macrofitia flotante, la luz suele penetrar a través de toda la columna de agua.

Laguna Higueras

Esta laguna se encuentra ubicada en el partido de Junín (Tabla 2.1). En sus alrededores se desarrolló principalmente la actividad ganadera y en menor medida la actividad agrícola. Durante el período de estudios, dentro del lote ubicado sobre la margen izquierda de la laguna pastaban generalmente de 30 a 50 vacunos. La superficie de la laguna es de 21 ha. Sus orillas estuvieron rodeadas de juncos (*Schoenoplectus californicus*), los cuales también formaron pequeños grupos en la zona central de la laguna. La macrofitia sumergida *Ceratophyllum demersum* generalmente coloniza gran parte de la laguna.

2.1.2 Lagunas del partido de Leandro N. Alem

Características comunes de las lagunas estudiadas en el partido de Leandro N Alem.

Las tres lagunas ubicadas en Alem están situadas dentro de las 13000 hectáreas pertenecientes al establecimiento “Las Balas”. En sus cuencas de drenaje se desarrolla una intensiva actividad agrícola, siendo la tasa de fertilización anual aproximadamente de 110 kg N/ha y 24 kg P/ha. La vegetación natural es escasa tanto en el perímetro de las lagunas como en sus alrededores. La soja, el maíz y el trigo son los principales cultivos sembrados en sus cuencas de drenaje. Las lagunas Vedia 1 y Vedia 2 tienen canales de entrada y salida del agua, los cuales son dragados por personal del establecimiento “Las Balas” con el propósito de manipular la profundidad y la superficie de las mismas. Las superficies de Vedia 1, Vedia 2 y Vedia 3 son de 23,9 ha, 20,6ha y 46,6 ha respectivamente. Vedia 3 durante el período bajo estudio tuvo una estrecha conexión abierta con otra laguna de mayor tamaño.

En general, la luz solar no suele alcanzar los sedimentos lagunares. El fitoplancton domina las tres lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem.

2.2 ACTIVIDADES A CAMPO

2.2.1 Monitoreo

Monitoreo abiótico

Las lagunas fueron muestreadas en lo que respecta a sus características físico-químicas y concentraciones de nutrientes entre los meses de abril de 2000 y de abril de 2002. Los muestreos se realizaron en forma quincenal, mensual o bimensual, dependiendo de la época del año. No se realizaron muestreos en los meses de mayo y julio de 2000 y abril y junio de 2001. El muestreo quincenal correspondió a noviembre de 2000. En las lagunas situadas en Junín se realizó un muestreo previo durante el mes de diciembre de 1999. Para la determinación de los nutrientes las muestras de agua fueron obtenidas a 0.5 m de profundidad en la zona de mayor profundidad de cada laguna. Para la determinación del fósforo total (PT) y del nitrógeno total de Kjeldahl (NTK) se extrajo un litro de agua por laguna mientras que para la determinación de los nitratos (N-NO_3^-) se extrajo 0.5 l. Para la determinación del PT y del NTK las botellas de plástico fueron previamente enjuagadas con ácido nítrico.

Inmediatamente después de haber sido tomada la muestra se les agregó ácido sulfúrico 2M y fueron almacenadas en heladera para su correcta preservación. Para la determinación de los N-NO_3^- las botellas de plástico no fueron enjuagadas con ácido. En el campo se les agregó ácido bórico a concentración saturada y posteriormente fueron almacenadas en heladera. La transparencia del agua fue estimada con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro. La conductividad eléctrica específica (K_{25}) fue medida “in situ” con una sonda limnológica ISY 85. Se utilizaron los valores de conductividad eléctrica específica y no los valores de conductividad eléctrica pues los primeros son datos estandarizados a una temperatura de 25 °C. Los datos de temperatura del aire fueron suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional, estación Junín. Los datos de precipitaciones fueron suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional para el área de Junín y por la Secretaría de Agricultura Ganadería Pesca y Alimentos para el área de Leandro N. Alem.

Monitoreo biótico

El muestreo del zooplancton se realizó conjuntamente con el muestreo de los parámetros abióticos. Además, se realizaron 13 muestreos de peces durante los dos años de estudio. El muestreo de peces de julio de 2001 fue el más extensivo de todos ellos.

Plancton:

Las muestras de plancton fueron extraídas de la zona de mayor profundidad de la laguna entre las 10.00 y las 16.00 horas. Las muestras de agua para la determinación de la clorofila *a* (chl *a*) fueron obtenidas con bidones plásticos de 5 litros. Las muestras de zooplancton fueron recolectadas mediante barridos verticales con una red cónica simple de 69 μm de abertura de malla y fueron fijadas inmediatamente con formalina-sacarosa al 4%. Para la determinación de la chl *a*, se filtró el agua a través de un filtro Whatman GF/F en solución saturada de Ioduro de Magnesio. El volumen de agua filtrado varió entre 8.5 ml y 1000 ml dependiendo de la turbidez de cada laguna y de cada muestreo. El filtro fue conservado en oscuridad y almacenado en heladera.

Peces

Los peces de la zona pelágica de las lagunas fueron muestreados durante la noche con dos trenes de redes de enmalle de 100 m de longitud. Los trenes de redes utilizados consistían en 10 paños de 10 m c/u de diferente largo de malla estirada (30, 42, 50, 60, 70, 80, 105, 120, 150 y 170 mm). Los peces litorales fueron muestreados durante el día con una red de arrastre playera, la cual tenía un largo de 5 m de ala y 7 m de copo. La malla de dicha red era muy pequeña en consecuencia era altamente selectiva para peces pequeños.

2.2.2 *Eliminación de peces año 2000*

Seis lagunas fueron limpiadas de peces en los meses de abril y mayo de 2000. La limpieza se realizó con Endosulfán, a una dosis aproximada de 10-30 ml / 1.000 m³ de agua. El volumen de agua de las lagunas fue estimado a partir de sus Profundidades máximas y sus Superficies, utilizando las siguientes fórmulas:

$$\text{Profundidad media} = 0,7 * \text{Profundidad máxima (Quirós 2004)}$$

$$\text{Volumen} = \text{Profundidad media} * \text{Superficie (Dodds 2002)}$$

Las seis lagunas donde se eliminaron los peces y las respectivas concentraciones de endosulfán vertidas se muestran en la Tabla 2.2

Laguna	Endosulfán vertido		
	Mes	ml/ha	ml/1000 m ³
Maggi	mayo	58	8
Longinotti	mayo	234	18
Higueras	mayo	322	23
Capurro	mayo	217	22
Vedia 1	abril-mayo	211	18
Vedia 2	abril-mayo	119	13

Tabla 2.2: Concentraciones de endosulfán vertidas por unidad de área (ml/ha) y por unidad de volumen (ml/1000 m³) en 6 de las lagunas estudiadas.

2.2.3. *Siembra de peces*

Siembra pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) año 2000

Cinco de las lagunas anteriormente limpiadas de peces fueron sembradas con juveniles de pejerrey. Los pejerreyes fueron obtenidos en dos sitios diferentes, en la Estación Experimental de Cría de Pejerrey de la Universidad de Buenos Aires ubicada a 5 km de la ciudad de Junín y en el río Salado. Se sembraron un total de 35042 pejerreyes. Para su transporte desde el lugar de origen hasta las lagunas de siembra se utilizó un tanque para transporte de peces de 2000

litros de capacidad. Se realizaron un total de 37 viajes de transporte con un recorrido medio de 60 km cada uno. El promedio de pejerreyes transportados fue de 950 individuos por viaje. Las siembras de pejerrey en las lagunas variaron entre una densidad mínima de 106 ind. por ha para la laguna Higueras y máxima de 956 ind. por ha para la laguna Longinotti. El detalle de juveniles de pejerrey sembrados por laguna se presenta en la Tabla 2.3. El tiempo necesario para sembrar las cinco lagunas fue de 60 días. La Tabla 2.4 detalla el porcentaje de pejerrey sembrado durante los distintos meses. En las lagunas más intensamente sembradas, lagunas Longinotti y Vedia 1, la siembra comenzó en el mes de julio. La siembra de pejerrey de las restantes lagunas comenzó en el mes de agosto.

Laguna	Peso (g)	L tot (mm)	L cabeza (mm)	Siembra (kg/ha)	Siembra (ind./ha)	Siembra (ind. totales)
Maggi	38,9 (18,1)	176 (26)	32 (5)	27	683	2185
Longinotti	34,9 (21,7)	167 (32)	31 (7)	33	956	12709
Higueras	36,3 (21,9)	172 (32)	31 (7)	4	106	2200
Capurro	38,1 (19,9)	175 (31)	31 (6)	24	643	4885
Vedia 1	34,5 (22,6)	167 (32)	30 (7)	19	547	13063

Tabla 2.3: Detalle de la siembra de pejerrey del año 2000. Promedio y desvío standard del peso y largo de los pejerreyes sembrados. Se indica la carga de siembra en biomasa (kg .ha⁻¹), abundancia (ind .ha⁻¹) y cantidad total de pejerreyes sembrados (ind. totales). L tot: largo total, L cabeza: largo cabeza.

Laguna	<i>Odontesthes bonariensis</i> (%)					Total
	Julio		Agosto		Septiembre	
	1ra quincena	2da quincena	1ra quincena	2da quincena	1ra quincena	
Maggi	0	0	100	0	0	100
Longinotti	34	42	17	7	0	100
Higueras	0	0	0	82	18	100
Capurro	0	0	59	25	16	100
Vedia 1	8	46	0	28	18	100

Tabla 2.4: Porcentaje de pejerreyes sembrados (en número) durante los meses de julio, agosto y septiembre en las lagunas.

Siembra de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna Maggi año 2001

Durante el año 2001, la laguna Maggi fue nuevamente sembrada con pejerrey. Los peces fueron obtenidos del río Salado, aguas abajo de la ciudad de Junín. Se sembraron un total de 2328 pejerreyes. Para su transporte desde el río Salado hasta la laguna Maggi se utilizó el mismo tanque de peces que para las siembras anteriores. Se realizaron un total de 18 viajes de transporte, a un promedio de 130 pejerreyes por viaje. El detalle de pejerreyes sembrados se presenta en la Tabla 2.5. La siembra se realizó entre los meses de agosto y diciembre. Sin embargo más del 85 % de los pejerreyes fueron introducidos durante los dos primeros meses de siembra (Tabla 2.6).

Peso (g)	L tot (mm)	Siembra (kg/ha)	Siembra (ind./ha)	Siembra (ind. totales)
13	117	9	728	2328

Tabla 2.5: Peso y largo promedio de los pejerreyes sembrados en Maggi. Se indica la carga de siembra en biomasa (kg .ha⁻¹), abundancia (ind .ha⁻¹) y cantidad total de pejerreyes sembrados (ind. totales). L tot: largo total, L cabeza: largo cabeza.

<i>Odontesthes bonariensis</i> (%)					
Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
52	36	4	0	8	100

Tabla 2.6: Porcentaje de los pejerreyes sembrados (en número) de agosto a diciembre en la laguna de Maggi.

Siembra de tararira (*Hoplias malabaricus*) en la laguna Capurro año 2000

La laguna Capurro fue sembrada con un pez piscívoro, la tararira (*Hoplias malabaricus*). Las mismas fueron obtenidas de cuerpos de agua cercanos a Capurro. Se sembraron un total de 575 tarariras. Para su transporte desde el lugar de origen hasta la laguna Capurro se utilizó el mismo tanque de peces utilizado para las siembras de pejerrey. Se realizaron un total de nueve viajes de transporte, a un promedio de 65 tarariras por viaje. El detalle de tarariras sembradas se presenta en la Tabla 2.7. La siembra se realizó entre el 19 de noviembre y el 29 de diciembre. La Tabla 2.8 detalla el porcentaje de tararira sembrada durante ambos meses.

Peso (g)	L tot (mm)	Siembra (kg/ha)	Siembra (ind./ha)	Siembra (ind. totales)
564	362 (22)	43	76	575

Tabla 2.7: Promedio y desvío estándar del peso y largo de las tarariras (*Hoplias malabaricus*) sembradas en Capurro. Se indica la carga de siembra en biomasa (kg. ha⁻¹), abundancia (ind. ha⁻¹) y cantidad total de tarariras sembradas (ind. totales). L tot: largo total.

<i>Hoplias malabaricus</i> (%)		
Noviembre	Diciembre	Total
17	83	100

Tabla 2.8: Porcentaje de las tarariras sembradas (en número) en noviembre y diciembre en la laguna de Capurro.

2.3 ACTIVIDADES DE LABORATORIO

2.3.1 Parámetros físico-químicos

La determinación de PT se realizó según el método del ácido ascórbico (Golterman 1978; APHA, 1995) previa digestión con una solución de persulfato de potasio 0.37M; la concentración de PT se determinó por medio de lectura en espectrofotómetro a 882 nm. El NT fue estimado como la suma del NTK y el N-NO_3^- . Para la determinación del NTK se realizó una digestión con H_2SO_4 10M y una solución al 10% de CuSO_4 ; la concentración de amonio resultante se determinó por medio de lectura con electrodo de amonio (APHA 1995). La concentración de nitratos desde noviembre de 2001 hasta abril de 2002 se estimó por el método del electrodo ion selectivo para nitratos (APHA 1995). Los restantes valores de nitratos fueron estimados a partir de la recta de regresión $\text{N-NO}_3^- = 0.0594 K_{25} + 103.7$ ($R^2 = 0.27$, $P < 0.0002$).

2.3.2 Parámetros biológicos

Clorofila *a*

La biomasa algal se estimó a partir de la concentración de clorofila *a*. Para ello se extrajo la clorofila *a* retenida en los filtros Whatman GF/F con una solución de cloroformo:metanol (dos:uno) a 5 C° durante 48 horas, y lectura espectrofotométrica a 665 (APHA 1995). La concentración de la clorofila *a* no fue corregida por feopigmentos.

Zooplankton

El macrozooplankton fue contado y medido bajo lupa binocular en una cámara de Bogorov; para el recuento y medición del microzooplankton, se utilizó una cámara de Sedgwick-Rafter bajo microscopio óptico (Lopretto & Tell 1995). Para la cuantificación de la abundancia de los organismos del plancton se tomaron submuestras homogéneas de la muestra original. Cada submuestra contenía 5 ml y un ml para el caso del macrozooplankton y microzooplankton respectivamente. Los recuentos se realizaron por duplicado, en caso de observar resultados heterogéneos entre ellos se realizó un tercer recuento. Los individuos se clasificaron en grandes grupos. El macrozooplankton se subdividió en copépodos calanoideos, copépodos ciclopoideos y cladóceros. Estos últimos, en la mayoría de los casos fueron identificados a nivel de género utilizando claves sistemáticas (Lopretto & Tell 1995). Los nauplii y rotíferos fueron agrupados dentro de un mismo grupo (microzooplankton). Para la determinación de la talla promedio, se midieron en la medida de lo posible, 100 copépodos

calanoideos, 100 copépodos ciclopoideos, 100 cladóceros, 100 nauplii y 100 rotíferos. La biomasa zooplantónica fue calculada a partir de las tablas correspondientes (talla-biomasa) para los diferentes grupos taxonómicos (Botrell et al. 1976).

Peces

La abundancia relativa de los peces de la zona pelágica fue estimada mediante la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Ricker 1975). La misma se estandarizó por hora de pesca de ambas redes. La identificación de los organismos se realizó mediante claves sistemáticas (Ringuelet et al. 1967).

2.4 MARCO DE ESTUDIO, HERRAMIENTAS DE EXPLORACIÓN Y ESTADÍSTICA

2.4.1 Estudios del lago como un todo

En esta tesis, se realizaron estudios de lago como un todo, manipulando las comunidades de peces de 6 lagunas. En general esta metodología de estudio compara un mínimo de dos lagos, en uno de ellos se aplica cierto tratamiento (lago manipulado) y en el/los otro/s no se aplica tratamiento alguno y es/son utilizado/s como lago/s control. A partir de la información previa y posterior al tratamiento a realizar se infieren posibles consecuencias del mismo. Dentro de este marco metodológico, la pregunta a resolver puede desglosarse en tres (Frost et al. 1988).

1. Los ecosistemas son altamente variables, por lo tanto existen diferencias en los parámetros bióticos y abióticos entre el lago a manipular y el lago control. ¿Una vez aplicado el tratamiento, se acentúan aún más las diferencias entre ambos lagos?
2. En caso de una respuesta afirmativa del punto 1. ¿Podría atribuirse como causa la manipulación realizada?
3. ¿Los resultados obtenidos de este estudio particular, como se relacionan con el comportamiento de los lagos general?

2.4.2 Correlaciones

En esta tesis se trabajó con dos correlaciones, la correlación de Spearman y la correlación de Pearson. Fueron tomados en cuenta el coeficiente de correlación (r) y el nivel de significancia de ambas (p). Se consideró que dos variables estaban significativamente correlacionadas cuando $p \leq 0.05$. Se planteó una correlación como débil si $0 \leq |r| \leq 0.5$, fuerte si $0.75 \leq |r| \leq 1$, y moderada si es diferente a estos valores. En caso de hallar grandes diferencias entre las distintas matrices de correlaciones, se recurrió a la visualización gráfica de la relación entre x e y para evaluar su grado de relación. Se consideró que $r = 0.5$ es considerada débil pues $r^2 = 0.25$ implica que en una regresión de y en x , solo el 25% de la variación y observada sería explicada por el modelo.

2.4.3 Análisis de los Componentes Principales

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el fin de explorar los datos físico-químicos de las lagunas de estudio. Se realizó un ACP para cada una de las lagunas. Para generar el ACP se utilizó una matriz de correlación debido a las diferentes unidades de las variables físico-químicas. En el análisis de los componentes principales sólo se incluyeron los componentes cuyos valores propios fueron mayores que 1.

2.4.4 Anova de dos factores con interacción

Para analizar los datos de talla se empleó un modelo de dos vías con interacción que consideró como factores principales la laguna y el año de medición. El modelo contempló heterogeneidad de varianza debida al factor laguna. La primera ocasión donde se utilizó dicha prueba fue en la comparación de la talla del macrozooplancton entre el período previo y posterior a la siembra de pejerrey en la laguna Maggi. La segunda ocasión donde se utilizó dicha prueba fue en la comparación de la talla máxima del macrozooplancton entre el período otoño-invierno de 2000 y el período otoño-invierno de 2001. Dado de que no se pudo verificar normalidad en la variable bajo estudio, las pruebas de hipótesis para los dos efectos principales y la interacción son aproximadas. Sin embargo, todos los efectos fueron extremadamente significativos a un nivel ($P < 0.0001$) que muy seguramente lo hubiesen sido en presencia de otras distribuciones incluso la normal.

2.4.5 Explicación y definición de ciertas variables utilizadas

Relación entre la profundidad media y la profundidad fótica ($Z_m:Z_f$):

Con el objeto de estimar la penetración de la luz en las lagunas de estudio, se definió una variable que toma en cuenta la profundidad media de la laguna (Z_m) y la profundidad de la zona fótica (Z_f) (Reynolds & Walsby 1975). En las lagunas donde dicho cociente es menor a 1, la luz penetra toda la columna de agua y alcanza los sedimentos (Quirós 1990). A medida que dicho cociente es mayor a 1, la penetración de la luz disminuye. Esta relación constituye además, un buen indicador de la capacidad de la laguna de ser colonizada por la macrofitia, cuando tal relación es menor o cercana a uno, es altamente probable que la laguna en cuestión presente un alto desarrollo de la macrofitia.

Relación entre la biomasa de zooplancton y la biomasa de fitoplancton ($Zoo:Fito$):

Esta relación expresa la biomasa de zooplancton por unidad de biomasa de fitoplancton. Dicho valor refleja la predación de los peces sobre el zooplancton y la presión de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton (Jeppesen et al. 1997b). La biomasa zooplantónica (como peso seco) fue estimada a partir de las tablas correspondientes (talla-biomasa) para los diferentes grupos taxonómicos (Botrell et al. 1976). A su vez, la biomasa de fitoplancton (como peso seco, ps) fue estimada a partir de la concentración de clorofila *a* (chl *a*). Para ello se consideró la relación chl *a*:C igual a 30 y la relación C:Ps igual a 2,2 (Jeppesen et al. 1994).

CAPÍTULO 3: CARACTERÍSTICAS DEL SUBSISTEMA ABIÓTICO

En los siguientes dos capítulos se describen las características abióticas del área de estudios y las características abióticas y bióticas de las lagunas de estudio.

En la primera sección del capítulo 3 (3.1.1) se describen las características abióticas de la región. En la segunda sección del capítulo 3 (3.1.2) se describen las características abióticas de cada una de las lagunas. Se comenzará con la descripción de las lagunas ubicadas en los partidos de Junín y Gral. Viamonte. Dentro de este grupo se describirán en primer lugar las lagunas dominadas por el fitoplancton (lagunas Capurro y Longinotti) y en segundo lugar las lagunas dominadas por la macrofitia (lagunas Maggi e Higueras). Por último se describirán las lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem.

El mismo orden utilizado para la descripción de las lagunas en este capítulo se utilizará en el capítulo siguiente.

3.1 RESULTADOS

3.1.1 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE LA REGIÓN

Caudal de descarga del río Salado y nivel de la napa freática:

La hidrología de la región fue extremadamente variable durante el período de estudio. Hubo una fuerte correlación negativa entre la profundidad de la napa freática estimada en la ciudad de Junín y el caudal del río Salado estimado en la cercanía de dicha ciudad (Figura 3.1).

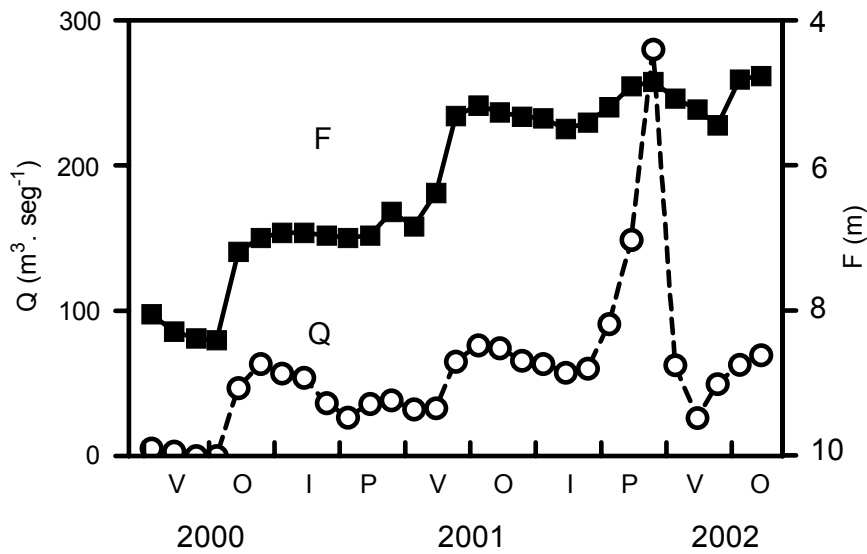


Figura 3.1: Variación de la profundidad de la napa freática (F) en la ciudad de Junín y del caudal del río Salado (Q) estimado sobre el puente de la ruta nacional N° 7 (km 260) vecino a dicha ciudad. Notar el orden inverso del eje Y derecho. Correlación de Spearman $r = -0.79$, $p < 0.0001$; Correlación de Pearson $r = -0.76$, $p < 0.0001$.

La napa freática tendió a ascender durante el período de estudio. Las mayores variaciones de profundidad entre meses vecinos ocurrieron en otoño. Éstas fueron debidas al balance hídrico positivo a comienzos de esta estación del año, abundantes precipitaciones (Figura 3.2) y temperaturas medias (Figura 3.3).

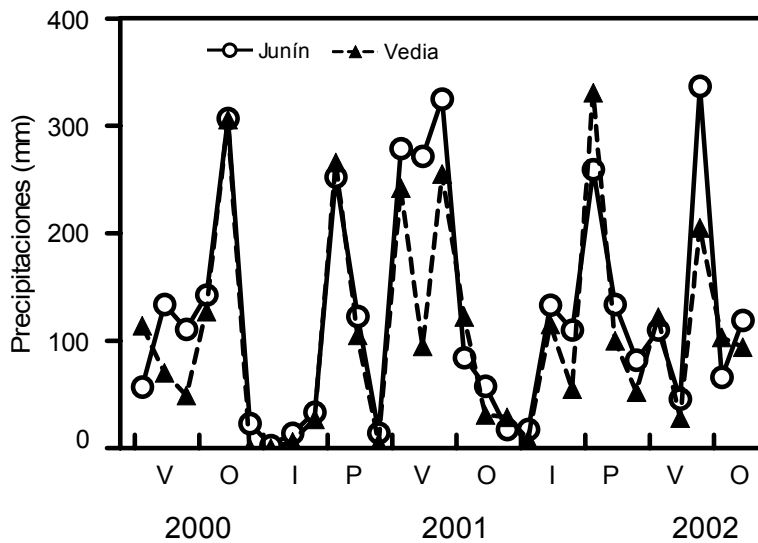


Figura 3.2 Precipitaciones mensuales en las ciudades de Junín y Vedia desde diciembre de 1999 hasta abril de 2002.

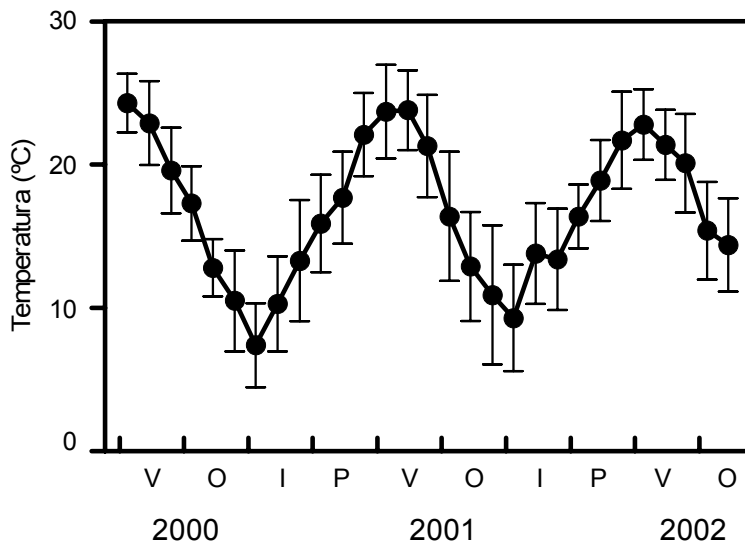


Figura 3.3 Temperatura media mensual en la ciudad de Junín desde diciembre de 1999 hasta abril de 2002

La hidrología de la región podría dividirse en 4 períodos diferentes.

1. período de sequía (diciembre de 1999 a abril de 2000): La profundidad de la napa fue superior a los 8m. El pico de sequía ocurrió en abril de 2000.
2. período húmedo (de mayo de 2000 a marzo de 2001): Las abundantes lluvias de mayo (300 mm) disminuyeron la profundidad de la napa freática a 7 m. El verano es generalmente un período de balance hídrico negativo, en consecuencia la profundidad de la napa freática aumenta. Sin embargo las intensas lluvias caídas de enero a marzo de 2001 disminuyeron aún más la profundidad de la napa freática, alcanzando ésta los 5 m.
3. período de inundación (de agosto a diciembre de 2001): las intensas precipitaciones de la primavera de 2001 continuaron con la tendencia descendente de la napa freática. Durante el pico de inundación, la profundidad de la misma fue menor a 5 m y coincidió con un pico extraordinario del caudal del río Salado.
4. período estival con balance hídrico negativo (enero a marzo de 2002): La profundidad de la napa freática aumentó durante todo este período. La abundancia de precipitaciones en la región fue intermedia respecto a los dos veranos anteriores, en consecuencia también lo fue su hidrología.

Precipitaciones durante el período de estudios

Las precipitaciones variaron estacionalmente e interanualmente durante el período de estudio. Las lluvias fueron generalmente abundantes durante los meses más cálidos. Es decir, entre fines de primavera y comienzos del otoño (Figura 3.2). Por esta razón se observó una leve correlación entre las precipitaciones y la temperatura atmosférica (precipitaciones ciudad de Junín-temperatura atmosférica: r Spearman = 0.50, p = 0.0081; r Pearson = 0.47, p = 0.0124. precipitaciones ciudad de Vedia-temperatura atmosférica: r Spearman = 0.39, p = 0.0444; r Pearson = 0.32, p = 0.1064). Considerando los datos de precipitaciones de la ciudad de Junín desde el año 1953 hasta año 2002, durante el verano 2001 las mismas fueron muy abundantes (valor de precipitaciones superior al 90^{avo} percentil, mediana = 320 mm). En cambio su abundancia fue escasa en los veranos de 2000 y de 2002 (valor de precipitaciones inferiores al 35^{avo} percentil) (Tabla 3.1). Las intensas precipitaciones registradas hacia fines del invierno y durante la primavera de 2001 coinciden con las extensas inundaciones en toda la región.

Año	V	O	I	P	Anual
1999	397	217	65	179	858
2000	244	561	39	408	1252
2001	564	468	169	503	1694
2002	239	522	60	329	1150

Tabla 3.1: Precipitaciones estacionales y anuales (mm) caídas en la ciudad de Junín correspondientes a los años 1999-2002. V = Verano, O = Otoño, I = Invierno, P = Primavera.

3.1.2 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE CADA LAGUNA

Las características físico-químicas de las 7 lagunas de estudio se resumen en la Tabla 3.2. De las lagunas ubicadas en el partido de Junín, se observa que Capurro y Longinotti tuvieron similares concentraciones de nitrógeno total (NT), lectura del disco de Secchi y conductividad del agua (K_{25}). A su vez, las lagunas Maggi e Higueras presentaron valores similares en las variables arriba mencionadas. Las lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem, Vedia 1, Vedia 2 y Vedia 3, presentaron las mayores concentraciones de NT y las mayores relaciones entre nutrientes (NT:PT). Estas lagunas en promedio fueron las más turbias de todas las lagunas estudiadas.

Laguna	K_{25}	Secchi	NT	PT	NT:PT	$Z_m:Z_f$
Capurro	765 (1531-366)	51 (97-10)	3541 (21026-910)	2048 (4910-1226)	1.6 (4.3-0.4)	0.60 (1.21-0.28)
Longinotti	751 (1146-515)	46 (>124-4)	2637 (14187-743)	1947 (4528-951)	1.3 (3.1-0.4)	1.22 (4.20-0.28)
Maggi	482 (555-359)	> 128 (>227-49)	1944 (8238-391)	2267 (3208-1604)	0.8 (3.1-0.2)	0.43 (1.03-0.28)
Higueras	578 (713-453)	> 94 (>180->25)	1536 (3738-200)	1462 (2386-637)	1.2 (2.8-0.1)	0.77 (1.56-0.28)
Vedia 1	1176 (2301-780)	40 (>98-10)	3662 (18719-1490)	1678 (4755-688)	2.4 (4.0-0.6)	1.06 (2.32-0.17)
Vedia 2	1164 (2640-599)	28 (70-4)	7631 (53176-2264)	2076 (5322-968)	3.2 (10.0-1.1)	1.30 (3.78-0.55)
Vedia 3	2105 (3221-1506)	18 (26-10)	9703 (32543-3587)	2033 (5169-1072)	5.4 (11.5-1.6)	3.46 (4.36-2.58)

Tabla 3.2: Características limnológicas de las lagunas estudiadas. Se presentan los valores medios y el rango de variación. K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C ($\mu\text{S}/\text{cm}$); Secchi, transparencia del agua (cm); NT, nitrógeno total (mg/m^3); PT, fósforo total (mg/m^3); $Z_m:Z_f$, Profundidad media:Profundidad fótica. El periodo de estudios abarcó desde abril de 2000 hasta abril de 2002.

Laguna Capurro

Variabilidad temporal de la Laguna Capurro:

La profundidad de Capurro permaneció relativamente constante durante la mayor parte del período de estudio (Figura 3.4a). Sin embargo la conductividad eléctrica (K_{25}) del agua fluctuó acorde al ciclo de sequía e inundación (Figura 3.4b). A comienzo del estudio, la profundidad de la laguna fue baja y su K_{25} elevada. A partir de otoño de 2000 y hasta la primavera de 2001 la profundidad de la laguna fue de aproximadamente un metro. Sin embargo la K_{25} del agua fluctuó de manera pronunciada durante dicho período. Durante el verano seco de 2002, la laguna disminuyó su profundidad y aumentó su K_{25} .

La transparencia del agua fluctuó de manera estacional (Figura 3.4c). La luz penetró a través de toda la columna de agua durante gran parte del período de muestreo, a excepción de dos muestreos puntuales en verano (Figura 3.4d). Además de esta variación estacional se observó una variación interanual. Durante el otoño e invierno de 2001, la transparencia del agua fue mayor que durante el otoño e invierno de 2000.

Las dinámicas de los nutrientes fueron diferentes entre sí. La concentración de PT tuvo su máximo en otoño de 2000. A partir de entonces y hasta el otoño de 2001 la concentración de PT disminuyó (Figura 3.4e). Desde entonces y hasta el otoño de 2002 aumentó. Durante el último año de estudio, el mayor incremento en la concentración de PT coincidió con el pico de la inundación de 2001 (Figura 3.1). La concentración de NT fluctuó de forma similar a la transparencia del agua. Es decir que varió de forma estacional (Figura 3.4f). Y al igual que ésta, hubo diferencias interanuales, por ejemplo fueron contrastantes las concentraciones de NT entre los otoños de 2000 y 2001. Las variaciones del cociente NT:PT coincidieron con las variaciones en la concentración de NT (Figura 3.4g).

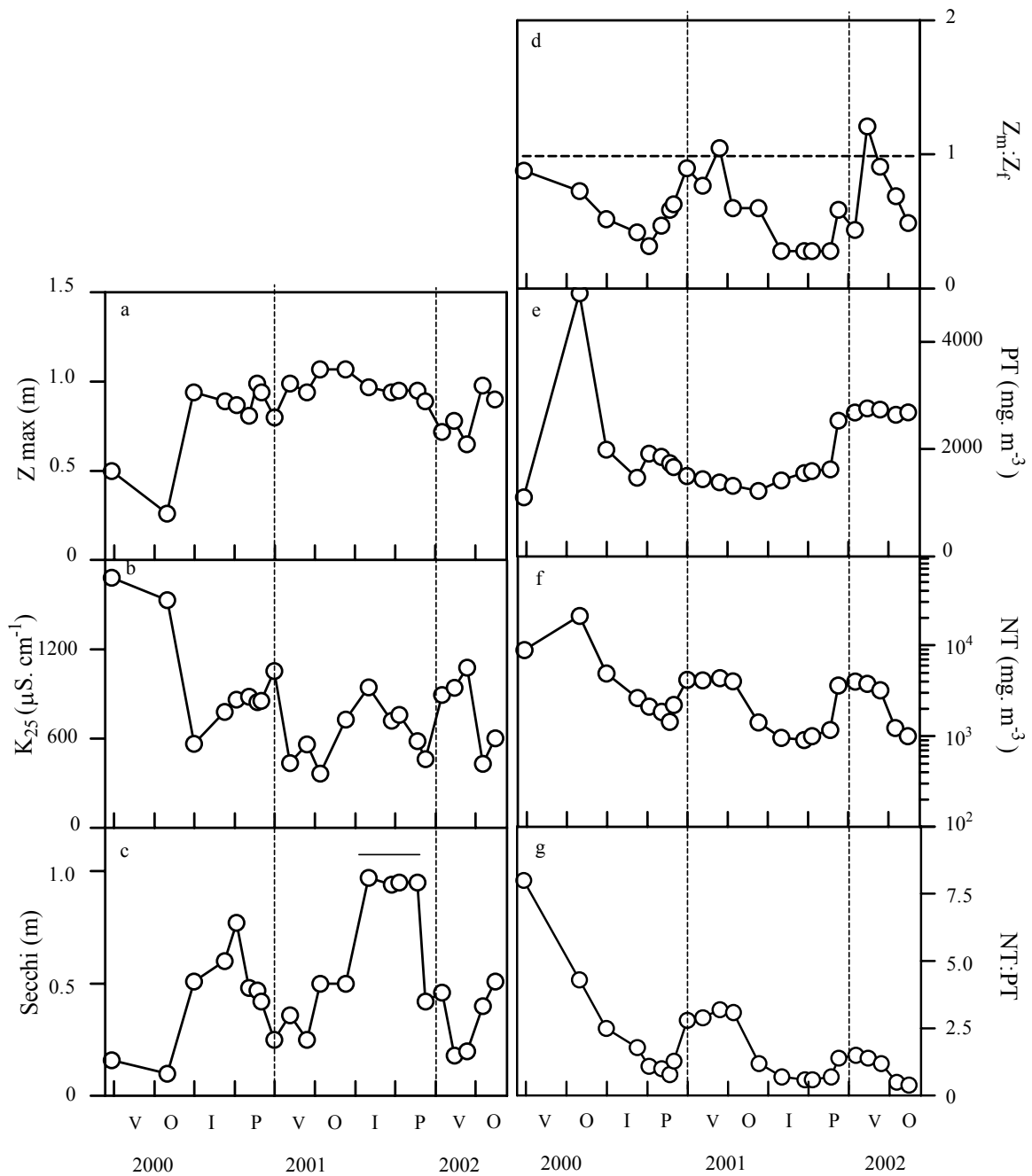


Figura 3.4: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Capurro desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z_{max} , profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. (—) Muestras donde el disco de Secchi alcanzó el fondo de la laguna. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire medida en la ciudad de Junín es una variable que refleja la estacionalidad propia de la región de estudio. Por lo tanto podría asumirse que las variables que se correlacionaron con la temperatura del aire siguieron un comportamiento estacional. Un ejemplo de esto es la correlación que existió entre dicha variable y las precipitaciones caídas en la cuenca de drenaje durante los 30 días anteriores a cada uno de los muestreos. Esta correlación se observó para la laguna Capurro (r Spearman = 0.49, p = 0.0189; r Pearson = 0.52, p = 0.0115) y también para las lagunas Maggi, Longinotti e Higueras.

Además, la temperatura del aire se correlacionó negativamente con la lectura del disco de Secchi (r Spearman = -0.79, p < 0.0001; r Pearson = -0.69, p = 0.0003). La temperatura del aire se correlacionó positivamente con la concentración de nitrógeno total (NT) (r Spearman = 0.57, p = 0.0041; r Pearson = 0.47, p = 0.0225) y con el cociente NT:PT (r Spearman = 0.50, p = 0.0142; r Pearson = 0.44, p = 0.0351).

Por otro lado, la conductividad eléctrica del agua (K_{25}) se correlacionó de manera inversa con la abundancia de las precipitaciones de los 30 días anteriores al muestreo (r Spearman = -0.54, p = 0.008; r Pearson = -0.53, p = 0.0086) y de manera directa con la profundidad de la napa freática (r Spearman = 0.46, p = 0.028; r Pearson = 0.55, p = 0.0066).

Relaciones con la morfometría de la laguna

La profundidad de Capurro se correlacionó negativamente con las concentraciones de nutrientes y positivamente con la transparencia del agua (correlación profundidad-PT: r Spearman = -0.49, p = 0.0187; r Pearson = -0.56, p = 0.0053, profundidad-NT: r Spearman = -0.44, p = 0.0335; r Pearson = -0.73, p = 0.0001, profundidad-disco de Secchi: r Spearman = 0.49, p = 0.0171; r Pearson = 0.52; p =0.011). La correlación con la K_{25} fue (r Spearman = -0.71, p = 0.0001; r Pearson = -0.71, p = 0.0001).

Relaciones con la turbidez del agua:

La lectura del disco de Secchi se correlacionó fuertemente con la temperatura del aire (ver correlación anterior). Además estuvo correlacionada positivamente con la profundidad de la laguna (ver correlación anterior) y también estuvo fuertemente correlacionada con la

concentración de NT (r Spearman = -0.72, p = 0.0001; p Pearson = -0.75, p < 0.0001), no así con la concentración de PT (r Spearman = -0.24, p = 0.2784; p Pearson = -0.34, p = 0.1108).

Relaciones con los nutrientes de la laguna:

La concentración de nitrógeno total (NT) se correlacionó positivamente con la temperatura del aire y negativamente con la profundidad de la laguna (ver correlaciones anteriores).

Además, la concentración de NT se correlacionó fuertemente con la transparencia del agua (ver correlación anterior). Sin embargo, a pesar que en 21 de 23 muestreos la luz solar alcanzó el fondo lagunar, nunca se observó el desarrollo de la macrofitia sumergida.

La concentración de fósforo (PT) únicamente se correlacionó de forma negativa y moderada con la profundidad (ver correlación anterior).

El cociente NT:PT estuvo fuertemente correlacionado con la concentración de NT (r Spearman = 0.94, p < 0.0001; r Pearson = 0.90, p < 0.0001), en cambio no estuvo correlacionado con la concentración de PT (r Spearman = -0.25, p = 0.2524; r Pearson = -0.15, p = 0.4914).

Análisis de Componentes Principales de la laguna Capurro (Tabla 3.3)

Componente 1

El primer componente explica el 46% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la turbidez del agua y a la profundidad de la laguna. Los valores positivos se corresponden con una elevada transparencia del agua y una mayor profundidad lagunar. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de NT.

Componente 2

El segundo componente explica el 23% de la variabilidad total. Está referido principalmente a las precipitaciones ocurridas en los 30 días anteriores al muestro y a la temperatura del aire. Los valores negativos se corresponden con elevadas precipitaciones durante los 30 días anteriores al muestreo y una elevada temperatura del aire

Componente 3

El tercer componente explica el 12% de la variabilidad total. Está explicado principalmente por la concentración de PT.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	4.634	46	46	NT (turbidez), Profundidad
F2	2.324	23	69	Precipitaciones y T
F3	1.228	12	81	PT

Tabla 3.3: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 72% de la varianza total)

De la Figura 3.5 pueden extraerse los siguientes resultados relevantes:

- Los dos primeros muestreos se caracterizaron por haber sido realizados en momentos de sequía. Por consiguiente, las características abióticas de la laguna durante el verano y otoño de 2000 (puntos ●0 y △0) presentaron valores extremos: Mínima profundidad y transparencia del agua, máximos valores de nutrientes y de K_{25} .
- El otoño de 2000 fue contrastante a los otoños de 2001 y 2002 (puntos △0, △1 y △2).
- Durante el invierno y el comienzo de la primavera de 2001 la concentración de NT fue baja, lo cual se vio reflejado en una elevada transparencia del agua (puntos △1, ○1). En promedio la concentración de NT fue menor y la transparencia del agua mayor que durante el mismo período de 2000.

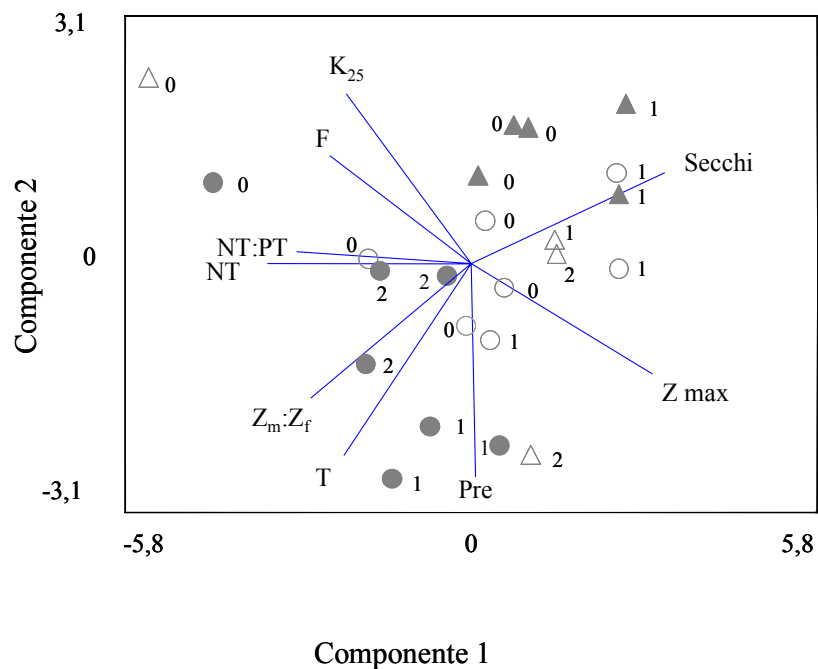


Figura 3.5: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Capurro. △ ▲ ○ ● muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Zmax, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; $Z_m:Z_f$, cociente entre profundidad media y profundidad fótica; F, freática.

*Laguna Longinotti*Variabilidad temporal de la Laguna Longinotti:

La profundidad de la laguna Longinotti aumentó desde el otoño de 2000 hasta la primavera de 2001 (Figura 3.6a). La conductividad específica del agua, fluctuó de manera inversa a la profundidad de la laguna (Figura 3.6b). La profundidad de esta laguna fue muy sensible a las variaciones hidrológicas de la región. La menor profundidad de la laguna y la mayor K_{25} del agua se registraron durante los primeros meses de 2000, período de sequía en toda la región. Las abundantes precipitaciones del otoño de 2000 (Tabla 3.1) aumentaron la profundidad de la laguna y disminuyeron la K_{25} del agua. La K_{25} aumentó durante el resto del año 2000, patrón no siempre correspondido con una disminución de la profundidad. Durante el año 2001 la laguna presentó dos máximos en su profundidad, los que se correspondieron con valores mínimos en la K_{25} . Estos picos correspondieron a muestreos realizados durante el otoño, luego del verano lluvioso y durante la inundación ocurrida en la primavera de 2001. Durante el verano seco de 2002 se observó una fuerte disminución en la profundidad y un consiguiente aumento en la K_{25} del agua. Patrón revertido a partir de la estación otoñal.

Al igual que lo ocurrido con la profundidad, la transparencia del agua fue en aumento desde el otoño de 2000 hasta la primavera de 2001 (Figura 3.6c). Sin embargo se observó una variación estacional en la turbidez del agua. Los veranos se caracterizaron por bajas lecturas del disco de Secchi y los inviernos por lecturas más elevadas.

Los nutrientes fluctuaron acorde a variaciones estacionales e interanuales (Figuras 3.6e y f). La concentración de nutrientes fue muy elevada durante la sequía de 2000. A partir de las lluvias de mayo de 2000 las concentraciones de nutrientes disminuyeron. La concentración de PT en la laguna disminuyó hasta comienzos del otoño de 2001 (Figura 3.6e). En cambio el NT se diluyó hasta la primavera de 2000, y durante los meses estivales volvió a incrementarse. Al año siguiente, las concentraciones de los dos nutrientes aumentaron desde el invierno hasta el verano de 2002. Las mismas disminuyeron en la estación otoñal.

El cociente NT:PT fue particularmente bajo durante todo el período de estudio (Figura 3.6g). Sin embargo, durante el otoño de 2000 y los meses estivales, los aumentos en la concentración de NT se tradujeron en aumentos en el cociente NT:PT.

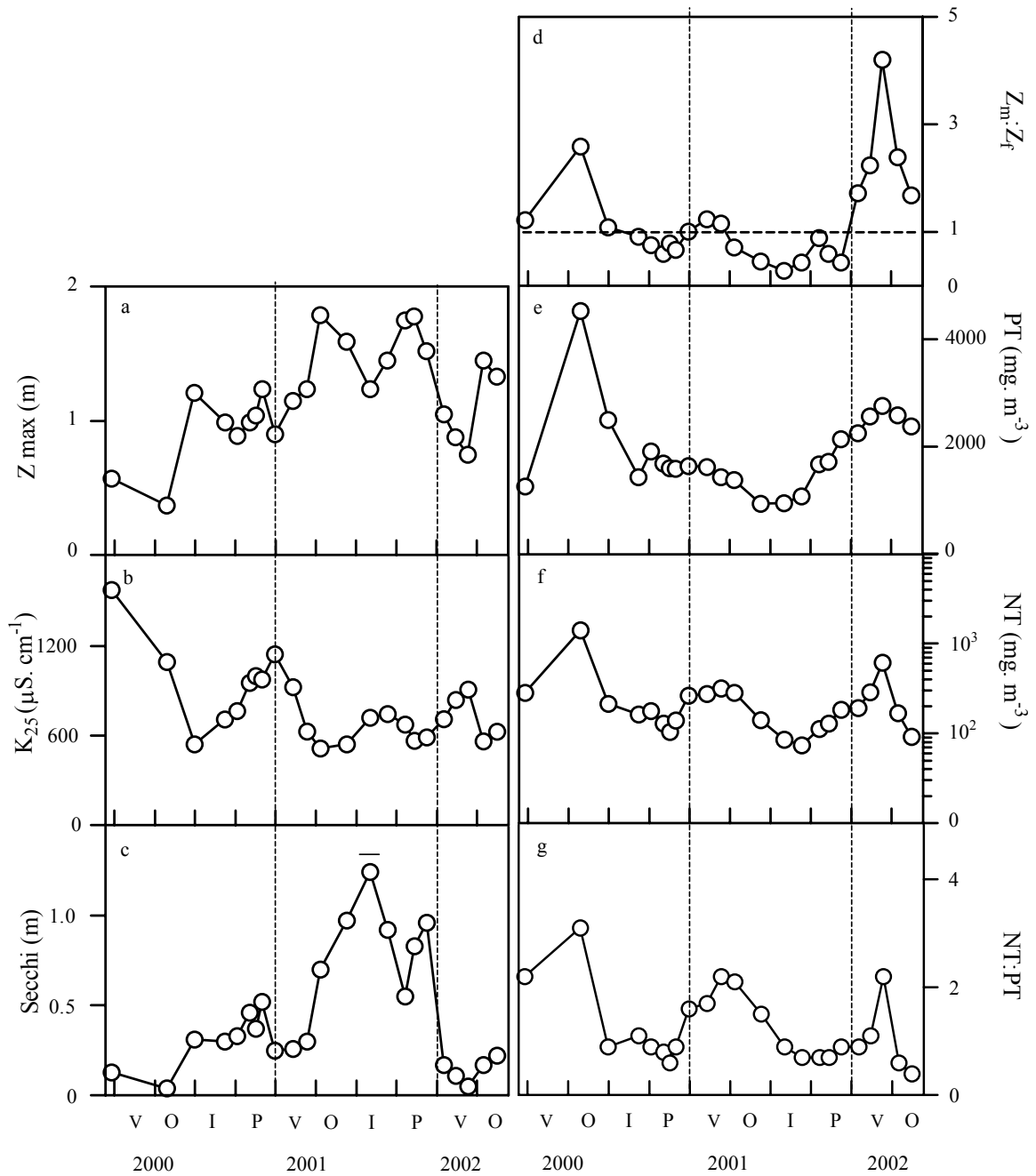


Figura 3.6: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Longinotti desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z max, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. (—) Muestras donde el disco de Secchi alcanzó el fondo de la laguna. O, I, P, V, muestras correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire se correlacionó con la transparencia del agua (r Spearman = -0.54, p = 0.0076; r Pearson = -0.45, p = 0.0304) y con la concentración de nitrógeno total (NT) (r Spearman = 0.67, p = 0.0005; r Pearson = 0.51, p = 0.0137). La profundidad de Longinotti se correlacionó tanto con la profundidad de la napa freática (r Spearman = -0.66, p = 0.0006; r Pearson = -0.71, p = 0.0001) como con las lluvias caídas en su cuenca de drenaje en los 30 días anteriores al muestreo (r Spearman = 0.50, p = 0.0146; r Pearson = 0.50, p = 0.0148). La correlación entre la profundidad de la napa freática y la conductividad eléctrica del agua (K_{25}) fue moderada (r Spearman = 0.63, p = 0.0013; r Pearson = 0.69, p = 0.0003).

Relaciones con la morfometría de la laguna

La profundidad de Longinotti se correlacionó fuerte e inversamente con la K_{25} (r Spearman = -0.77, p < 0.0001; r Pearson = -0.78, p < 0.0001) y directamente con la transparencia del agua (r Spearman = 0.72, p = 0.0001; r Pearson = 0.77, p < 0.0001). A mayor profundidad de la laguna, fue menor la K_{25} y mayor la transparencia del agua. Los nutrientes fósforo y nitrógeno se correlacionaron negativamente con la profundidad (NT-Profundidad: r Spearman = -0.47, p = 0.0243; r Pearson = -0.59, p = 0.0027. PT-Profundidad: r Spearman = -0.31, p = 0.1443; r Pearson = -0.41, p = 0.0515). También hubo una leve correlación negativa con el cociente NT:PT (r Spearman = -0.45, p = 0.0302; r Pearson = -0.45, p = 0.0313). Es decir que a medida que la profundidad disminuía, aumentaba la relación de PT respecto de NT.

Relaciones con la turbidez del agua:

La lectura del disco de Secchi se correlacionó negativamente con la temperatura del aire y positivamente con la profundidad lagunar (ver correlaciones anteriores). Además estuvo correlacionada con la concentración de ambos nutrientes (NT- $Z_m:Z_f$: r Spearman = -0.63, p = 0.0012; r Pearson = -0.76, p < 0.0001; PT-Turbidez: r Spearman = -0.62, p = 0.0017; r Pearson = -0.74, p < 0.0001). Esto también puede ser observado en la relación $Z_m:Z_f$ –nutrientes ($Z_m:Z_f$ –PT: r Spearman = 0.66, p = 0.0007; r Pearson = 0.76, p < 0.0001 y $Z_m:Z_f$ –NT: r Spearman = 0.63, p = 0.0013; r Pearson = 0.66, p = 0.0006).

Relaciones con los nutrientes de la laguna:

Se observó una estacionalidad en la concentración del nitrógeno total (NT) el cual se correlacionó positivamente con la temperatura del aire (ver correlación anterior). Además, dicho nutriente se correlacionó negativamente con la profundidad de la laguna y con la transparencia del agua (ver correlaciones anteriores). La correlación entre las concentraciones de fósforo total (PT) y NT fue débil (r Spearman = 0.36, $p = 0.0872$; r Pearson = 0.61, $p = 0.0021$).

Los sólidos en suspensión, relacionados con la concentración de PT, fueron la principal causante de la turbidez (ver correlaciones con $Z_m:Z_f$ y con la turbidez del agua).

El cociente NT:PT se correlacionó fuertemente con la concentración de NT (r Spearman = 0.83, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.83, $p < 0.0001$), sin embargo dicho cociente no se correlacionó con la concentración de PT.

Análisis de Componentes Principales de la laguna Longinotti (Tabla 3.4)

Componente 1

El primer componente explica el 51% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la turbidez del agua y a la profundidad de la laguna. Los valores positivos se corresponden con una alta transparencia del agua y una elevada profundidad de la laguna. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de nutrientes.

Componente 2

El segundo componente explica el 19% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la hidrología de la región. Los valores positivos se corresponden con elevados valores profundidad de la napa freática. Los valores negativos se corresponden con elevadas precipitaciones durante los 30 días anteriores al muestreo.

Componente 3

El tercer componente explica el 13% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la temperatura del aire, a las precipitaciones ocurridas durante los 30 días anteriores al muestreo y a la concentración de PT. Los valores positivos se corresponden con elevados valores de temperatura y con elevadas abundancias de las precipitaciones durante los 30 días anteriores al muestreo. Los valores negativos del componente se corresponden con altas concentraciones de PT.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	5.069	51	51	Turbidez (inorg. y org.) y profundidad
F2	1.920	19	71	Hidrología de la región
F3	1.310	13	84	Estacionalidad y PT

Tabla 3.4: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 71% de la varianza total)

De la Figura 3.7 pueden extraerse los siguientes resultados relevantes:

- Los dos primeros muestreos se caracterizaron por haber sido realizados en momentos de sequía (puntos ●0 y △0). Por consiguiente, durante el pico de sequía las características abióticas de la laguna presentaron valores extremos: Mínimos valores de profundidad y transparencia del agua, máximos valores de nutrientes y de K_{25} . La transparencia del agua era muy baja.
- A partir de las lluvias otoñales de 2000, la laguna aumentó su profundidad y se diluyó tanto en K_{25} como en concentración de nutrientes (puntos ○0 y ▲0).
- Hubo diferencias contrastantes entre el otoño de 2000 y el otoño de 2001 (puntos △0 y △1). En 2001, la profundidad de la laguna y la transparencia del agua fueron mayores y las concentraciones de nutrientes fueron menores.
- El pico de inundación ocurrió durante la primavera del año 2001 (Figura 3.1). Durante dicho período la transparencia y la profundidad del agua fueron elevadas, a su vez, la K_{25} fue baja (puntos ○1).

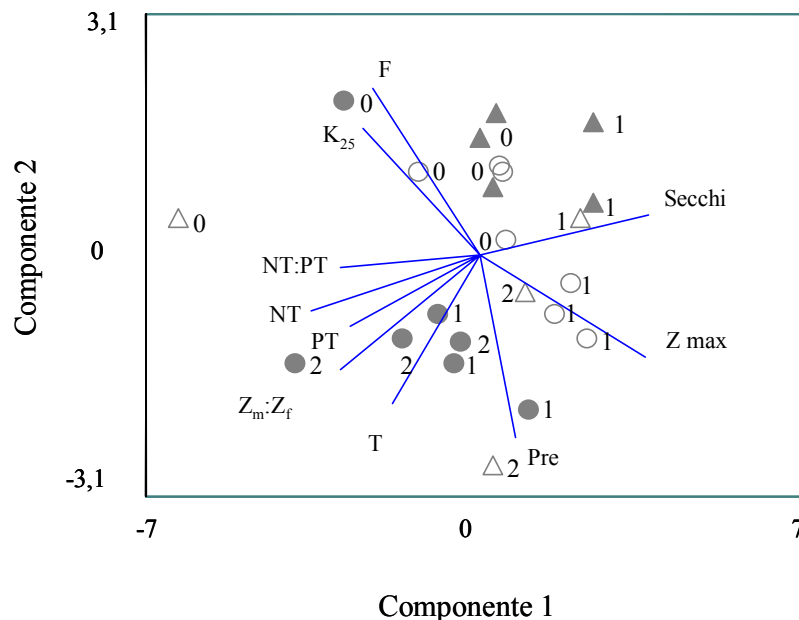


Figura 3.7: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Longinotti. △ ▲ ○ ● muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Z_{max} , profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire; Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; $Z_m:Z_f$, cociente entre profundidad media y profundidad fótica; F, freática.

*Laguna Maggi*Variabilidad temporal de la Laguna Maggi:

La profundidad de la laguna Maggi aumentó a través del tiempo (Figura 3.8a). En cambio la conductividad específica del agua tuvo leves fluctuaciones (Figura 3.8b). La menor profundidad se registró durante la sequía de 2000. A partir de entonces y hasta la primavera de 2001 la laguna se hizo más profunda. Al aumento de la profundidad, contribuyeron las precipitaciones caídas durante el verano y la primavera de 2001 (Figura 3.2). Fue recién durante el verano seco de 2002 (Tabla 3.1) cuando la profundidad en la laguna de Maggi comenzó a disminuir.

La turbidez del agua fue variable a través del tiempo (Figura 3.8c), aún así durante gran parte del período de estudios la luz solar penetró a través de toda la columna de agua ($Z_m:Z_f < 1$) (Figura 3.8d). Desde mediados del otoño hasta la primavera tardía de 2000, *Ricciocarpus* spp. y *Lemna* spp. colonizaron la laguna (ver capítulo 4). Removiendo esta cobertura de macrófitas el disco de Secchi era visible aún apoyado sobre los sedimentos del fondo lagunar. La macrofitia flotante desapareció en el verano de 2001 y en consecuencia la turbidez aumentó (Figura 3.8d). Desde el otoño hasta la primavera, la transparencia del agua fue elevada y una vez más el disco de Secchi era visible aún apoyado sobre los sedimentos del fondo lagunar. A partir de entonces y hasta el verano de 2002 *Potamogeton* spp. colonizó la laguna (ver capítulo 4). Durante este período, la transparencia continuó siendo elevada. Solo después de la desaparición de *Potamogeton* spp. de la laguna, la transparencia del agua disminuyó.

Los nutrientes fluctuaron de manera estacional e interanual (Figuras 3.8e y 3.8f). Al comienzo del estudio la concentración de PT fue baja, pero a partir de la sequía otoñal de 2000 la concentración de PT comenzó a incrementarse. Su máximo se alcanzó durante dicha estación. La concentración de PT ascendió desde el invierno de 2000 hasta comienzos del verano de 2001. La misma disminuyó en el otoño de 2001. A partir de entonces y hasta el verano de 2002, la concentración de PT se incrementó. Nuevamente en el otoño de 2002 la concentración de PT disminuyó. La fluctuación del NT fue diferente a la del PT. Durante el año 2000, la mayor concentración de NT se registró en el pico de sequía. A partir de entonces y hasta la primavera, su concentración disminuyó. Durante la temporada estival de 2001 y hasta comienzos del otoño los niveles de NT aumentaron con respecto a los valores

primaverales. La menor concentración de NT se alcanzó durante la estación invernal. Desde entonces y hasta el verano de 2002 el NT se incrementó de manera continua. En el otoño, su concentración disminuyó abruptamente.

El cociente NT:PT fue extremadamente bajo (Figura 3.8g), con valores cercanos a 1. Sólo durante los picos de concentración de NT, este cociente superó el valor de 2.

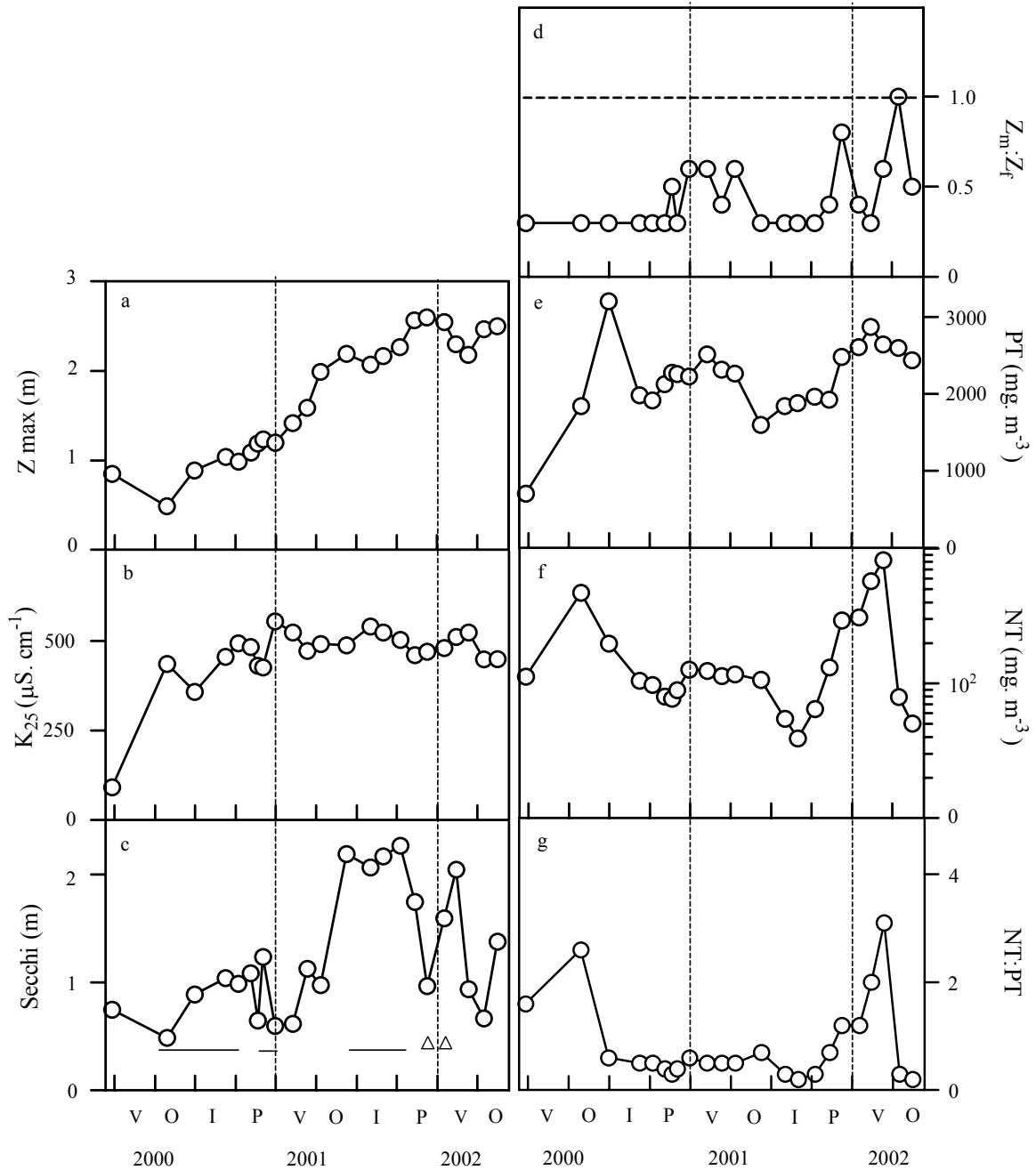


Figura 3.8: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Maggi desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z_{max} , profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. (—) El disco de Secchi alcanzó el fondo de la laguna. (Δ) Profundidad a la cual el disco de Secchi fue completamente cubierto por macrófita sumergida. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire se correlacionó positivamente con las concentraciones de nutrientes (T-NT: r Spearman = 0.51, p = 0.0133; r Pearson = 0.43, p = 0.0397, T-PT: r Spearman = 0.41, p = 0.0534; r Pearson = 0.16, p = 0.4558). La temperatura se correlacionaría fuertemente con la concentración de PT si no se toma en cuenta dos de los muestreos donde la laguna se encontró colonizada por la macrofitia (r Spearman = 0.73, p = 0.0002; r Pearson = 0.76, p < 0.0001).

Maggi fue la única laguna donde hubo una correlación leve entre las precipitaciones caídas durante los últimos 30 días en la ciudad de Junín y el cociente $Z_m:Z_f$ (r Spearman = 0.42 p = 0.046; r Pearson = 0.5 p = 0.015).

Esta laguna nunca llegó a su cota máxima de profundidad. Por lo tanto, su profundidad estuvo fuertemente correlacionada con la profundidad de la napa freática (r Spearman = -0.96, p < 0.0001; r Pearson = -0.98, p < 0.0001). Mientras que la profundidad de la napa freática disminuyó a través del tiempo, la profundidad de la laguna aumentó.

Relaciones con la turbidez del agua:

El disco de Secchi tocó el fondo lagunar en varios muestreos pues Maggi fue una laguna con poca turbidez orgánica e inorgánica. Sumado a esto, hubo ocasiones donde el mismo fue “tapado” por la macrofitia sumergida. Por lo tanto, las relaciones observadas entre la lectura del disco de Secchi (y en consecuencia $Z_m:Z_f$) y el resto de las variables deben ser tomadas con cautela. La variable $Z_m:Z_f$ se correlacionó moderadamente con la temperatura del aire (r Spearman = 0.62, p = 0.0015; r Pearson = 0.56, p = 0.006) y levemente con las precipitaciones caídas en la ciudad de Junín durante el mes anterior (ver correlación anterior). La lectura del disco de Secchi se correlacionó positivamente con la profundidad de la laguna (r Spearman = 0.51, p = 0.0119; r Pearson = 0.63, p = 0.0013).

Relaciones con los nutrientes de la laguna

El nitrógeno total (NT) se correlacionó débilmente con la temperatura del aire, a mayor temperatura del aire, mayor concentración de NT (ver correlación anterior). A su vez se correlacionó débilmente con la concentración de PT (r Spearman = 0.41, p = 0.0519; r Pearson = 0.37, p = 0.0826). Esta correlación resultó más significativa si no se agrega el

primer muestreo realizado, cuando Maggi se encontraba completamente colonizada por *Potamogeton* spp. (r Spearman = 0.43, p = 0.0449; r Pearson = 0.44, p = 0.0425).

El fósforo total (PT) se correlacionó positivamente con la temperatura (ver correlación anterior). Esta correlación no fue observada en otras lagunas.

El cociente entre ambos nutrientes (NT:PT), estuvo fuertemente correlacionado con la concentración de NT (r Spearman = 0.92, p < 0.0001; r Pearson = 0.93, p < 0.0001), no así con la concentración de PT (r Spearman = 0.12, p = 0.5749; r Pearson = 0.01, p = 0.9763).

Análisis de Componentes Principales de la laguna Maggi (Tabla 3.5)

Componente 1

El primer componente explica el 35% de la variabilidad total. Está referido principalmente a las profundidades de la laguna y la napa freática. Los valores positivos se corresponden con altas profundidades lagunares, los valores negativos se corresponden con una elevada profundidad de la napa freática.

Componente 2

El segundo componente explica el 27% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la concentración de NT y al cociente NT:PT. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de NT y cocientes NT:PT

Componente 3

El tercer componente explica el 17% de la variabilidad total. Está referido principalmente a las precipitaciones caídas en los 30 días anteriores al muestreo. Como los meses con mayor abundancia de lluvias suelen ser también los más cálidos este factor está relacionado con la estacionalidad.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	2.799	35	35	Profundidad
F2	2.196	27	62	NT, NT :PT
F3	1.376	17	79	Precipitaciones
F4	1.084	14	93	Profundidad

Tabla 3.5: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 62% de la variación total)

De la Figura 3.9 pueden extraerse los siguientes resultados relevantes:

- Las características físico-químicas del verano y otoño de 2000 difieren del resto de los muestreos (puntos ●0 y △0).
- Desde el invierno a la primavera tardía de 2000 los parámetros físico-químicos no sufrieron importantes variaciones (puntos ▲0 y ○0). Durante este período Maggi estuvo dominada por la macrofitia flotante (*Ricciocarpus* spp. y *Lemna* spp. ver capítulo 4).
- Las condiciones hidrológicas fueron contrastantes entre el otoño de 2001 y el otoño de 2000, así lo reflejan los diferentes estados tróficos de la laguna (puntos △1 y △0).
- La concentración de nutrientes fue mayor durante las temporadas estivales (puntos ●). La concentración de PT fue elevada durante los veranos de 2001 y 2002. La concentración de NT fue elevada durante el verano de 2002

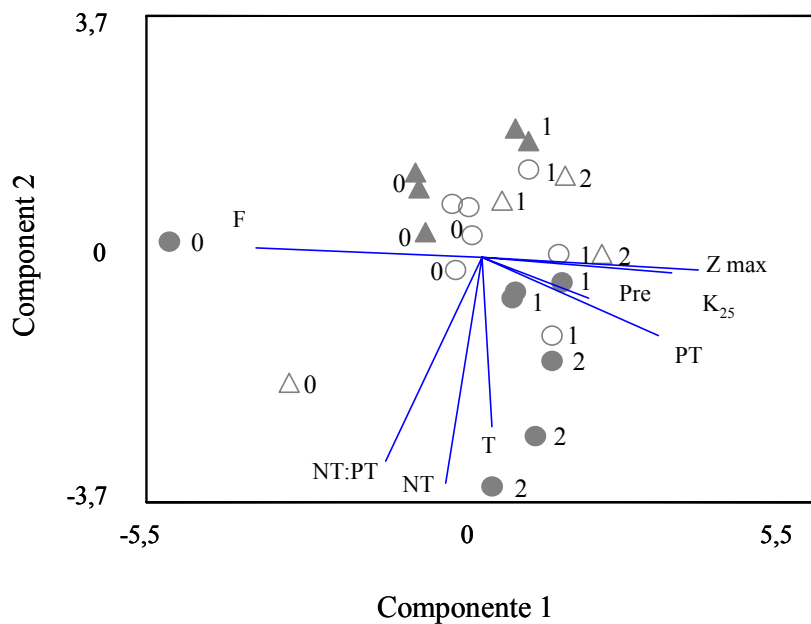


Figura 3.9: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Maggi. △ ▲ ○ ● muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Z_{max}, profundidad máxima; K₂₅, conductividad eléctrica a 25 °C; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; F, freática.

Laguna Higueras

Variabilidad temporal de la Laguna Higueras:

Al igual que lo ocurrido en Longinotti, la profundidad de la laguna Higueras tendió a aumentar desde el otoño de 2000 hasta la primavera de 2001 (Figura 3.10a). Sin embargo en Higueras las fluctuaciones de la profundidad fueron menores. La conductividad eléctrica específica del agua varió levemente a través del tiempo (Figura 3.10b). La menor profundidad de la laguna y la mayor K_{25} del agua ocurrieron durante los primeros meses de 2000, período de sequía en toda la región. Las abundantes precipitaciones del otoño de 2000 (Tabla 3.1) produjeron un aumento en la profundidad de la laguna y una disminución en la K_{25} . Durante el año 2001 la laguna presentó dos máximos en su profundidad, los cuales fueron correspondidos por valores mínimos en la K_{25} . Éstos correspondieron a muestreos realizados luego del verano lluvioso y durante el pico de inundación de la primavera. Durante el verano seco de 2002 se observó una disminución en la profundidad y un consiguiente aumento en la K_{25} . Patrón revertido a partir de la estación otoñal.

Higueras fue una laguna de aguas claras y gran parte del período de estudios estuvo colonizada por la macrofitia sumergida *Ceratophyllum demersum* (ver capítulo4). Las bajas lecturas del disco de Secchi se deben a que el mismo fue cubierto por *C. demersum* y no a causa de la turbidez del agua (Figura 3.10c). Por lo tanto podría considerarse a la lectura del disco de Secchi como una estimación de la altura de *C. demersum*.

Las dinámicas de los nutrientes fueron diferentes entre sí. Mientras la concentración de PT tendió a aumentar a través del tiempo (Figura 3.10e), la concentración de NT fluctuó de manera estacional (Figura 3.10f). A excepción del pico de NT de otoño de 2000, las mayores concentraciones de NT se hallaron en los meses más cálidos. Las menores concentraciones se hallaron durante la primavera de 2000, el invierno de 2001 y el otoño de 2002.

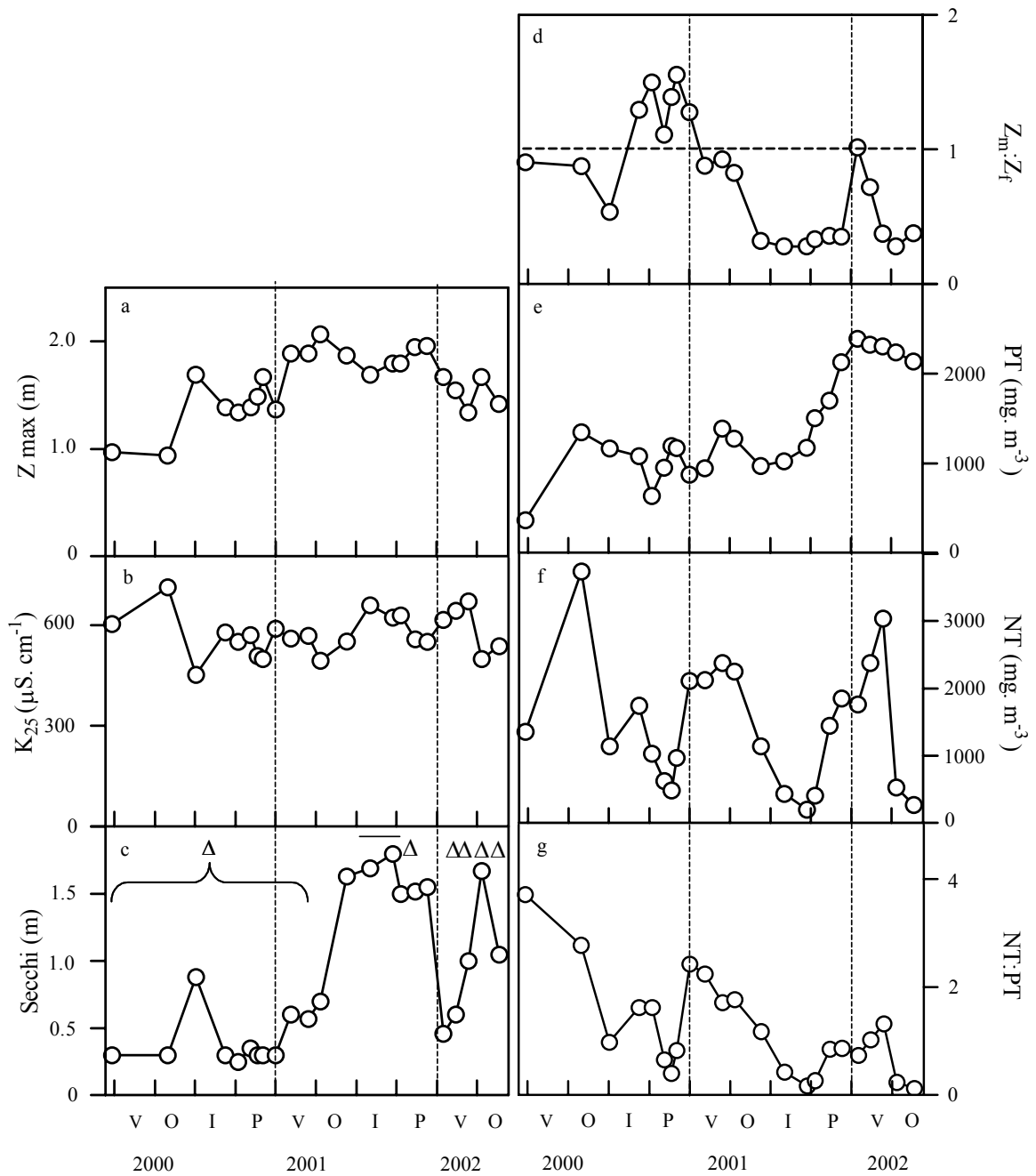


Figura 3.10: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Higuera desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z max, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, Nitrógeno total/Fósforo total. (—) Muestras donde el disco de Secchi alcanzó el fondo de la laguna. (Δ) Muestras donde el disco de Secchi fue cubierto por la macrófita sumergida. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire se correlacionó positivamente con la concentración de nitrógeno total (NT) (r Spearman = 0.62, p = 0.0014; r Pearson = 0.54, p = 0.0082). Las precipitaciones de los últimos 30 días caídas en su cuenca de drenaje se correlacionaron débilmente con la conductividad eléctrica (r Spearman = -0.36, p = 0.088; r Pearson = -0.41, p = 0.0505).

Por otro lado, la profundidad de la napa freática se correlacionó fuertemente con la lectura del disco de Secchi (r Spearman = -0.71, p = 0.0001; r Pearson = -0.78, p < 0.0001) y de forma moderada con la concentración de fósforo total (PT) (r Spearman = -0.68, p = 0.0003; mismos valores de r y p para la matriz de Pearson).

La profundidad de la laguna se correlacionó de forma moderada con la profundidad de la napa freática (r Spearman = -0.56, p = 0.0058; r Pearson = -0.67, p = 0.0005) y las precipitaciones caídas en los últimos 30 días en la cuenca de drenaje (r Spearman = 0.51, p = 0.0119; r Pearson = 0.54, p = 0.0082).

Relaciones con la morfometría de la laguna:

La correlación entre la profundidad de Higueras y la conductividad eléctrica del agua fue débil (r Spearman = -0.35, p = 0.1030; r Pearson = -0.42, p = 0.0468).

Relaciones con la turbidez del agua:

La interpretación de la lectura del disco de Secchi tiene sus limitaciones en esta laguna pues en la mayoría de los muestreos, el mismo se dejó de observar a causa de la presencia de *C. demersum* y no por la turbidez del agua. En consecuencia la lectura del disco de Secchi sería una medida estimativa de la altura de la macrofitia sumergida en esta laguna (ver capítulo 4).

La lectura del disco de Secchi se correlacionó fuertemente con la profundidad de la napa freática (ver correlación anterior) y moderadamente con la profundidad de la laguna (r Spearman = 0.61, p = 0.0018; r Pearson = 0.61, p = 0.0019). Además, hubo una correlación negativa entre la lectura del disco de Secchi y el cociente NT:PT (r Spearman = -0.55; p = 0.0062; r Pearson = -0.56, p = 0.0055).

Relaciones con los nutrientes de la laguna:

La concentración de NT se correlacionó moderadamente con la temperatura del aire (ver correlación anterior). La concentración de fósforo total (PT) se correlacionó moderadamente

con la profundidad de la napa freática (ver correlación anterior). Pero, al contrario de lo que uno esperaría que suceda, esta correlación fue negativa.

La correlación del cociente NT:PT con la profundidad de la napa freática fue moderadamente positiva (r Spearman = 0.53 p = 0.009; r Pearson = 0.60; p = 0.003). En cambio, con la lectura del disco de Secchi fue moderadamente negativa (ver correlación anterior). Si consideramos la lectura del disco de Secchi como una estimación de la altura alcanzada por *C. demersum* podríamos inferir que a bajos valores de lectura del disco de Secchi, (elevada altura de *C. demersum*), la relación NT:PT era elevada.

En relación con los nutrientes, el cociente NT:PT estuvo fuertemente correlacionado con la concentración de NT (r Spearman = 0.77; r Pearson = 0.85; ambos con p < 0.0001) y más débilmente con la concentración de PT (r Spearman = -0.44 p = 0.0378; r Pearson = -0.48; p = 0.0195).

Análisis de Componentes Principales de la laguna Higueras (Tabla 3.6)

En la realización del PCA, no se tomaron en cuenta las variables relacionadas con la turbidez (lectura del disco de Secchi y $Z_m:Z_f$) a causa de la presencia de *C. demersum*.

Componente 1

El primer componente explica el 39% de la variabilidad total. Está referido principalmente al cociente NT:PT y a la profundidad de la napa freática. Valores positivos se corresponden con cocientes NT:PT elevados y *elevadas* profundidades de la napa freática.

Componente 2

El segundo componente explica el 25% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la temperatura del aire.

Componente 3

El tercer componente explica el 16% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la dilución de la laguna.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	3.133	39	39	NT:PT y Freática
F2	2.023	25	64	Temperatura
F3	1.350	16	80	Conductividad

Tabla 3.6: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 64% de la varianza total)

La Figura 3.11 no agrega mayor luz al análisis temporal por lo tanto no fue descripta.

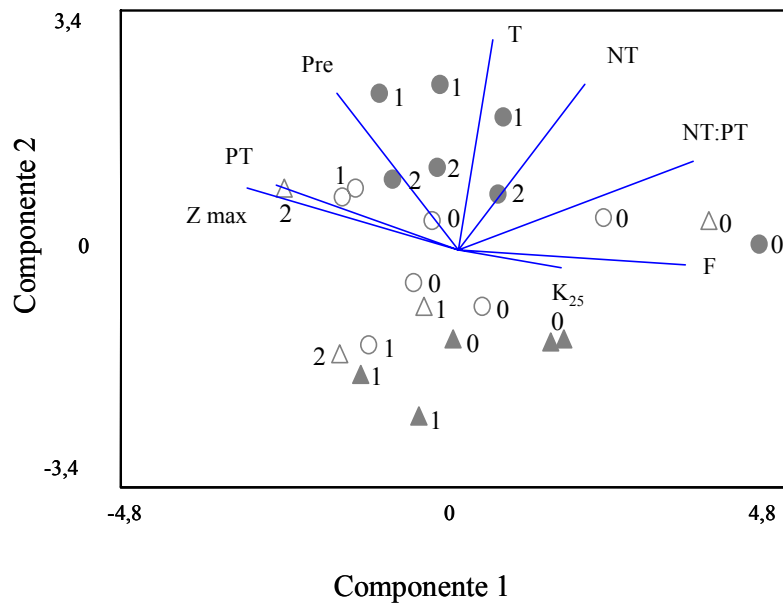


Figura 3.11: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Higueras. Δ \blacktriangle \circ \bullet muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Zmax, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; F, freática.

Laguna Vedia 1

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia1:

La dinámica natural de la laguna V1 fue modificada por la acción del hombre. Durante agosto de 2001 su canal de salida fue dragado, lo cual se vio reflejado en sus parámetros físico-químicos.

La profundidad de esta laguna aumentó desde el otoño de 2000 hasta el otoño de 2001. A partir de entonces y hasta fines de la primavera, la misma disminuyó (Figura 3.12a). A su vez, la conductividad eléctrica específica del agua tendió a disminuir desde el comienzo del período de estudio hasta fines de la primavera de 2001 (Figura 3.12b).

La transparencia del agua fue contrastante entre el primer y el segundo año de estudios (Figura 3.12c). En el año 2000 la transparencia del agua fue baja en otoño y primavera, la mayor transparencia del agua se registró en invierno. Durante el año 2001, la transparencia del agua fue en aumento. A partir del dragado del canal de salida en agosto de 2001 y hasta el verano de 2002, la luz solar penetró a través de toda la columna de agua (Figura 3.12d). Durante todo este período la laguna fue colonizada por macroalgas, las cuales se encontraban en cúmulos o arraigadas al sedimento lagunar (ver capítulo 4). A partir de enero de 2002, la transparencia del agua disminuyó alcanzando valores relativamente bajos en otoño de 2002.

Las dinámicas de ambos nutrientes tuvieron sus similitudes y diferencias de acuerdo al período de tiempo analizado. La concentración de PT disminuyó desde el otoño al invierno de 2000. A partir de entonces y hasta el otoño de 2001 tuvo leves variaciones. En concordancia a lo ocurrido al resto de las lagunas, la concentración de PT aumentó desde el otoño de 2001 hasta el otoño de 2002 (Figura 3.12e). Es destacable que la dinámica del PT en la laguna Vedia 1 fue similar al resto de las lagunas a pesar del dragado de su canal de salida. La concentración de NT fluctuó de manera similar al PT desde el comienzo del período de estudios hasta el otoño de 2001 (Figura 3.12 f). A partir de entonces, a diferencia de lo ocurrido con la concentración de PT, la concentración de NT en la laguna disminuyó. En el verano de 2002 hubo un aumento en la concentración de NT, posteriormente la misma fue en declive.

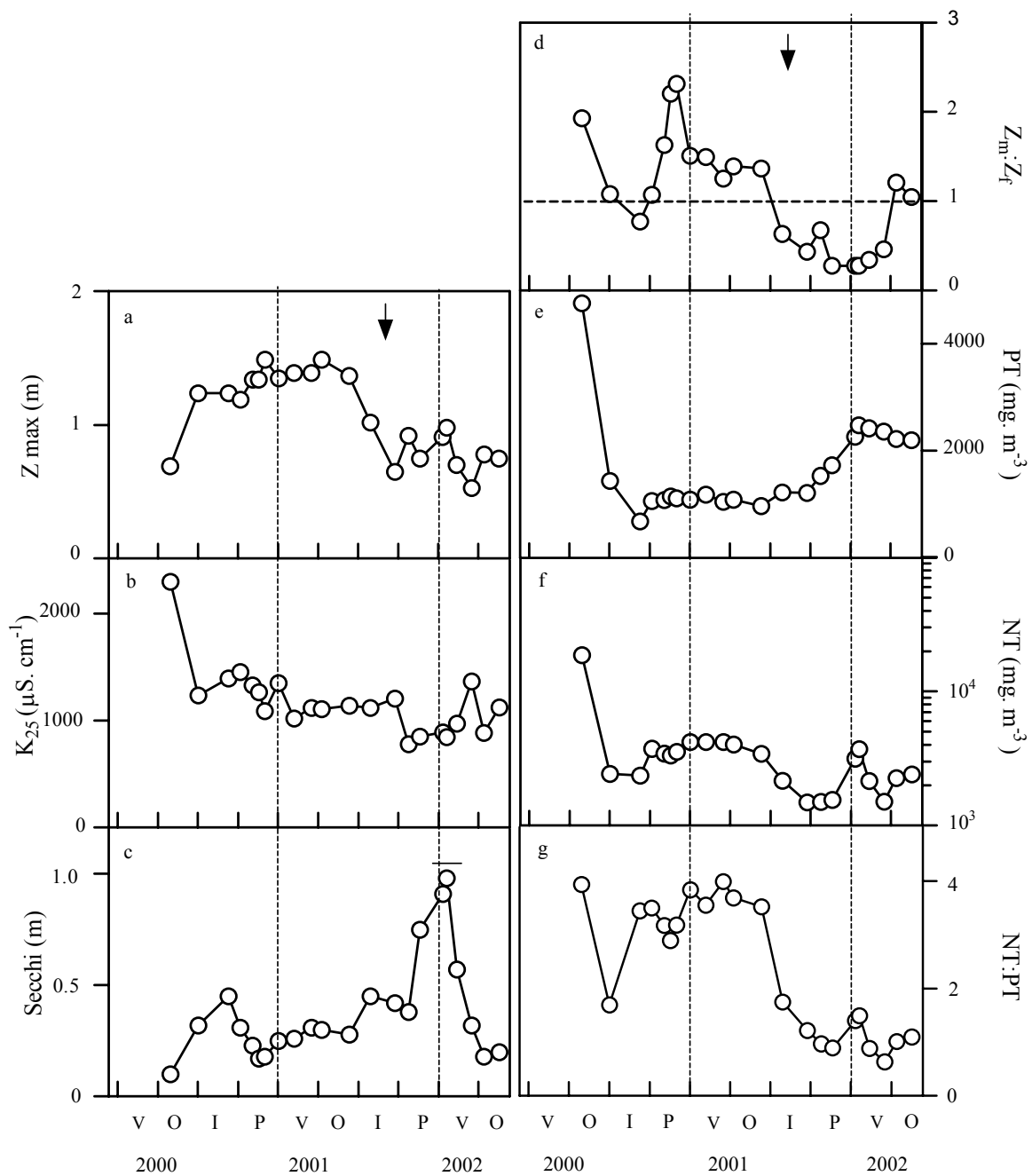


Figura 3.12: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Vedia 1 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z_{max} , profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. (—) Muestreos donde el disco de Secchi alcanzó el fondo de la laguna. (↓)Dragado del canal de salida de la laguna. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire no presentó una correlación significativa con ninguna otra variable. A diferencia de lo que ocurrió en las lagunas anteriormente mencionadas, en las lagunas Vedia 1, Vedia 2 y Vedia 3 no hubo una correlación significativa entre la temperatura del aire y las precipitaciones caídas en sus cuencas de drenaje en los 30 días anteriores a cada muestreo. Las precipitaciones caídas en la cuenca de drenaje y la profundidad de la napa freática se correlacionaron con la conductividad eléctrica (K_{25}) del agua. La correlación K_{25} -Freática fue positiva y fuerte (r Spearman = 0.74, p = 0.0001; r Pearson = 0.79, p < 0.0001), en cambio la correlación K_{25} -precipitaciones fue negativa y débil (r Spearman = -0.56, p = 0.0072; r Pearson = -0.41, p = 0.06).

Relaciones con la morfometría de la laguna:

La profundidad de Vedia 1 no se correlacionó con la conductividad eléctrica. La profundidad de la laguna se correlacionó con los cocientes $Z_m:Z_f$ y NT:PT (r Spearman = 0.70, p = 0.0003; r Pearson = 0.82, r < 0.0001 y r Spearman = 0.70, p = 0.0003; r Pearson = 0.82, r < 0.0001). También se correlacionó con los nutrientes. La correlación con la concentración de nitrógeno (NT) fue moderada (r Spearman = 0.62, p = 0.002; r Pearson = 0.31, r = 0.1619). Esta correlación se hace fuerte si no incluimos al muestreo de abril de 2000 (r Spearman = 0.81, p < 0.0001; r Pearson = 0.80, p < 0.0001). La correlación con la concentración de fósforo (PT) fue fuerte (r Spearman = -0.74, p < 0.0001; r Pearson = -0.74, p < 0.0001).

Relaciones con la turbidez del agua:

Como ya se mencionó anteriormente, la transparencia del agua ($Z_m:Z_f$) no se correlacionó con la temperatura del aire. Vedia 1 fue la única laguna que no tuvo una correlación positiva entre la lectura del disco de Secchi y la profundidad (r Spearman = -0.31, p = 0.1576; r Pearson = -0.22, p = 0.3229).

El cociente $Z_m:Z_f$ se correlacionó en mayor grado con el NT que con el PT (correlación $Z_m:Z_f$ -NT: r Spearman = 0.64, r = 0.0014; r Pearson = 0.61; p = 0.0028 versus correlación $Z_m:Z_f$ -PT: r Spearman = -0.46, r = 0.0333; r Pearson = -0.24; p = 0.2917). La correlación entre los cocientes NT:PT y $Z_m:Z_f$ fue fuerte (r Spearman = 0.68, p = 0.0005; r Pearson = 0.71; p = 0.0002). La transparencia del agua era menor a medida que aumentaba la relación de NT respecto de PT.

Relaciones con los nutrientes de la laguna:

La concentración de nitrógeno total (NT) se correlacionó positivamente con la profundidad de la laguna (ver correlación anterior). A diferencia de lo ocurrido en esta laguna, en las demás lagunas en general dicha correlación fue negativa. La concentración de NT se correlacionó negativamente con la transparencia del agua (disco de Secchi-NT: r Spearman = -0.46, $p = 0.03$; r Pearson = -0.50, $r = 0.017$, ver correlación anterior $Z_m:Z_f$ -NT). La concentración de fósforo total (PT) presentó correlaciones negativas significativas con la profundidad y con el cociente $Z_m:Z_f$ (ver correlaciones anteriores).

El cociente NT:PT se correlacionó fuertemente con la profundidad (ver correlación anterior). Además, dicho cociente se correlacionó con ambos nutrientes, principalmente con el NT (correlación con el NT: r Spearman = 0.87, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.71, $r = 0.0002$; correlación con el PT: r Spearman = -0.61, $p = 0.0028$; r Pearson = -0.51, $r = 0.0149$). A diferencia de lo que ocurrió en otras lagunas, en V1 existió una correlación negativa PT-NT:PT.

Análisis de Componentes Principales de la laguna Vedia 1 (Tabla 3.7)

Componente 1

El primer componente explica el 45% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la turbidez del agua ($Z_m:Z_f$) y a la relación NT:PT.

Componente 2

El segundo componente explica el 19% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la profundidad de la laguna y a la concentración de PT.

Componente 3

El tercer componente explica el 18% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la temperatura del aire.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	4.494	45	45	Transparencia ($Z_m:Z_f$)
F2	1.913	19	64	Profundidad y PT
F3	1.760	18	82	Estacionalidad (T)

Tabla 3.7: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 64% de la varianza total)

La Figura 3.13 puede dividirse en 3 grupos relativamente homogéneos:

- Dentro del primer grupo hay solo un muestreo, el realizado en otoño de 2000. Las características abióticas de la laguna fueron extremas en el otoño de 2000 debido al período de sequía en que se encontraba la región (punto $\triangle 0$).
- El segundo grupo comprendió los muestreos realizados desde el invierno de 2000 hasta el invierno de 2001 (período cuando el canal fue dragado) (puntos $\blacktriangle 0$, $\circ 0$, $\bullet 1$ y $\triangle 1$).
- Y el tercer grupo comprendió principalmente a los muestreos posteriores al invierno de 2001 (puntos $\blacktriangle 1$, $\circ 1$, $\bullet 2$ y $\triangle 2$).

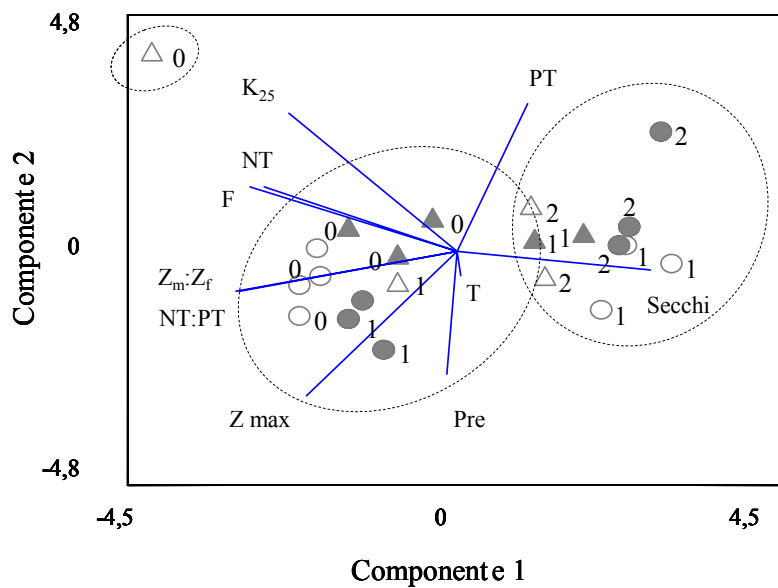


Figura 3.13: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Vedia 1. \triangle \blacktriangle \circ \bullet muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Zmax, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; $Z_m:Z_p$ cociente entre profundidad media y profundidad fótica; F, freática.

Laguna Vedia 2

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia2:

Al igual que lo ocurrido con la profundidad de la mayoría de las lagunas, la profundidad de Vedia 2 fue en aumento desde el otoño de 2000 hasta la primavera de 2001 (Figura 3.14a). En general, la conductividad eléctrica (K_{25}) del agua fluctuó de manera inversa a la profundidad de la laguna (Figura 3.14b). Esto no fue observado durante el otoño y comienzos del invierno de 2001. Durante este período la profundidad de la laguna permaneció constante pero a pesar de ello, la K_{25} del agua se incrementó.

Vedia 2 fue una laguna turbia. La lectura del disco de Secchi no superó los 50 cm de profundidad, excepto durante la inundación de 2001 (Figura 3.14c). En el año 2000, la transparencia del agua fue mínima en otoño y máxima en invierno. En la primavera, la turbidez del agua alcanzó valores intermedios. En 2001, la transparencia del agua tendió a aumentar, las mayores lecturas del disco de Secchi ocurrieron durante el pico de inundación. Durante varios meses de 2001, la luz penetró a través de toda la columna de agua (Figura 3.14d). A partir del verano de 2002 la transparencia del agua disminuyó.

Las dinámicas de ambos nutrientes tuvieron sus similitudes y diferencias de acuerdo al período de tiempo analizado. La concentración de PT disminuyó desde el otoño al invierno de 2000 (Figura 3.14e). Durante la primavera se observó un pico en la concentración de PT. A partir de entonces y hasta el otoño de 2001 la concentración de PT en la laguna fue en disminución. Al igual que lo sucedido en todas las lagunas de estudio, a partir del otoño la concentración de PT fue incrementándose a través del tiempo. En Vedia 2 dicho incremento ocurrió inclusive hasta el otoño de 2002. La dinámica del nitrógeno fue similar a la del fósforo desde el otoño de 2000 hasta el otoño de 2001 (Figura 3.14f). Sin embargo, a diferencia de éste, la concentración de NT se diluyó hasta comienzos de la primavera de 2001. Durante el pico de inundación la concentración de NT aumentó. A partir de entonces y hasta comienzos del otoño de 2002, la misma disminuyó. El cociente NT:PT fue muy bajo durante todo el período de estudio. Su dinámica se corresponde con la dinámica de la concentración de NT y no con la dinámica de la concentración de PT (Figura 3.14g).

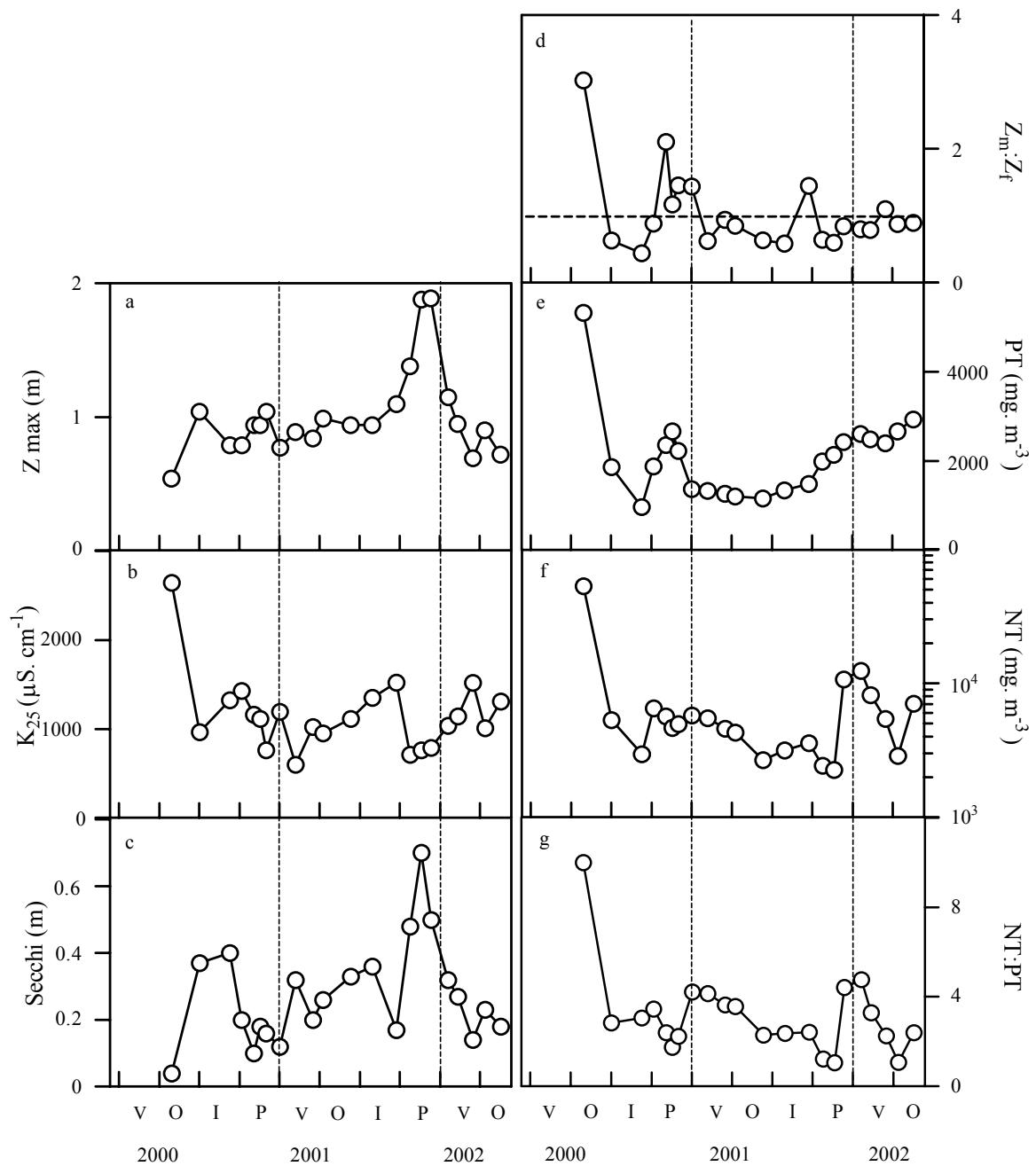


Figura 3.14: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Vedia 2 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z max, profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

La temperatura del aire y las precipitaciones caídas en la cuenca de drenaje tuvieron baja correlación con los parámetros físico-químicos propios de la laguna. Las precipitaciones se correlacionaron débilmente con la conductividad eléctrica del agua (K_{25}) (r Spearman, $r = -0.58$; $p = 0.0043$; r Pearson = -0.52 ; $p = 0.0139$).

Relaciones con la morfometría de la laguna:

La profundidad estuvo fuertemente correlacionada con la turbidez del agua (profundidad- $Z_m:Z_f$: r Spearman = 0.58 , $p = 0.0048$; r Pearson = 0.75 , $p = 0.0001$ anterior) y moderadamente correlacionada con la K_{25} (r Spearman, $r = -0.60$; $p = 0.003$; r Pearson = -0.69 ; $p = 0.0004$).

Relaciones con la turbidez del agua

La turbidez del agua NO se correlacionó con la temperatura del aire ($Z_m:Z_f$ -temperatura: r Spearman = -0.29 , $p = 0.1835$; r Pearson = -0.22 , $p = 0.3249$). La turbidez del agua estuvo fuertemente correlacionada con la profundidad (ver correlación anterior) y moderadamente con la conductividad eléctrica ($Z_m:Z_f$: K_{25} r Spearman = -0.60 , $p = 0.003$; r Pearson = -0.69 , $p = 0.0004$). Los nutrientes se correlacionaron débilmente con la turbidez (correlación $Z_m:Z_f$ - PT: r Spearman = 0.44 , $p = 0.0417$; r Pearson = 0.56 , $p = 0.0061$; correlación $Z_m:Z_f$ - NT: r Spearman = 0.41 , $p = 0.0593$; r Pearson = 0.60 , $p = 0.0032$).

Relaciones con los nutrientes de la laguna

La concentración de nitrógeno total (NT) se correlacionó débilmente con la turbidez (ver correlación anterior) por lo tanto a mayor concentración de NT, menor lectura del disco de Secchi. Durante la inundación de 2001 ambos parámetros fueron elevados. Vedia 2 fue la única laguna donde ambas matrices de correlación reflejaron una correlación moderada entre la concentración de ambos nutrientes (r Spearman, $r = 0.51$; $p = 0.0162$; r Pearson = 0.66 ; $p = 0.0008$). Por su lado, la concentración de fósforo total (PT), se correlacionó con el cociente $Z_m:Z_f$ (ver correlación anterior).

La correlación NT:PT-NT fue fuerte (r Spearman, $r = 0.72$; $p = 0.0002$; r Pearson = 0.82 ; $p < 0.0001$), sin embargo no hubo una correlación significativa entre dicho cociente y la concentración de PT (r Spearman, $r = -0.09$; $p = 0.6808$; r Pearson = 0.11 ; $p = 0.6187$).

Análisis de Componentes Principales de la laguna Vedia 2 (Tabla 3.8)

Componente 1

El primer componente explica el 50% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la turbidez del agua. Los valores positivos se corresponden con una elevada transparencia del agua. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de NT.

Componente 2

El segundo componente explica el 18% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la temperatura del aire y a las precipitaciones caídas en la cuenca de drenaje. Los valores positivos se corresponden con períodos de abundantes lluvias y temperaturas elevadas.

Componente 3

El tercer componente explica el 10% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la profundidad y a la concentración de NT de la laguna. Los valores negativos se corresponden con una elevada concentración de NT y una elevada profundidad de la laguna.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	5.042	50	50	Turbidez
F2	1.790	18	68	T, lluvias (estacionalidad)
F3	0.999	10	78	Profundidad, NT

Tabla 3.8: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 68% de la varianza total)

De la Figura 3.15 pueden extraerse los siguientes resultados relevantes:

- Hubo una gran diferencia en los parámetros físico químicos entre el otoño de 2000 y el resto de los muestreos (punto $\triangle 0$) a causa de la sequía que afectaba a la región.
- La transparencia del agua fue mínima durante la sequía de 2000 (punto $\triangle 0$) y máxima durante el período de inundación de 2001 (puntos $\circ 1$).

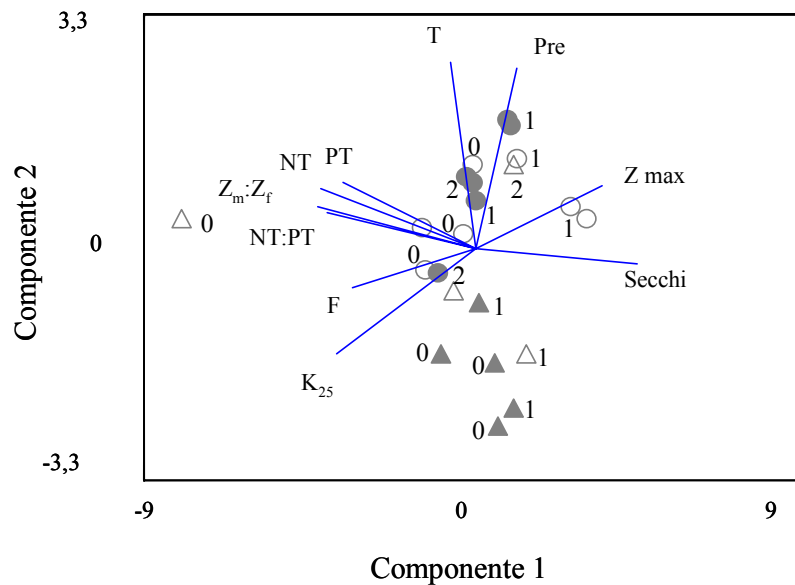


Figura 3.15: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Vedia 2. \triangle \bullet \circ \blacktriangle muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Zmax, profundidad máxima; K₂₅, conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo; Z_m:Z_f, cociente entre profundidad media y profundidad fótica; F, freática.

Laguna Vedia 3

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia 3:

La profundidad de la laguna Vedia3 aumentó a través del tiempo (Figura 3.16a). La conductividad eléctrica (K_{25}) del agua, fluctuó de manera inversa a la profundidad de la laguna (Figura 3.16b).

Vedia 3, fue la laguna con mayor turbidez del agua. La menor transparencia del agua fue en otoño de 2000. Durante el resto del año y hasta el verano de 2001 la lectura del disco de Secchi fue de aproximadamente 15 cm (Figura 3.16c). En 2001 presentó dos máximos, en verano y primavera. La menor turbidez se registró durante el invierno. Durante todo el período de estudio la luz nunca penetró a través de toda la columna de agua (Figura 3.16d).

Las dinámicas de nutrientes mostraron claras tendencias durante el período de estudio. El PT se diluyó desde el otoño de 2000 hasta el otoño de 2001. A partir de dicha estación y hasta el verano de 2002 la concentración de PT aumentó en la laguna (Figura 3.16e). A diferencia del PT, el NT tendió a disminuir durante todo el período de estudio (Figura 3.16f). Vedia 3 fue la laguna donde se observó el mayor cociente NT:PT (Figura 3.16g). Durante el año 2001, el aumento en la concentración de PT sumado a la disminución en la concentración de NT produjo una concomitante disminución del cociente NT:PT.

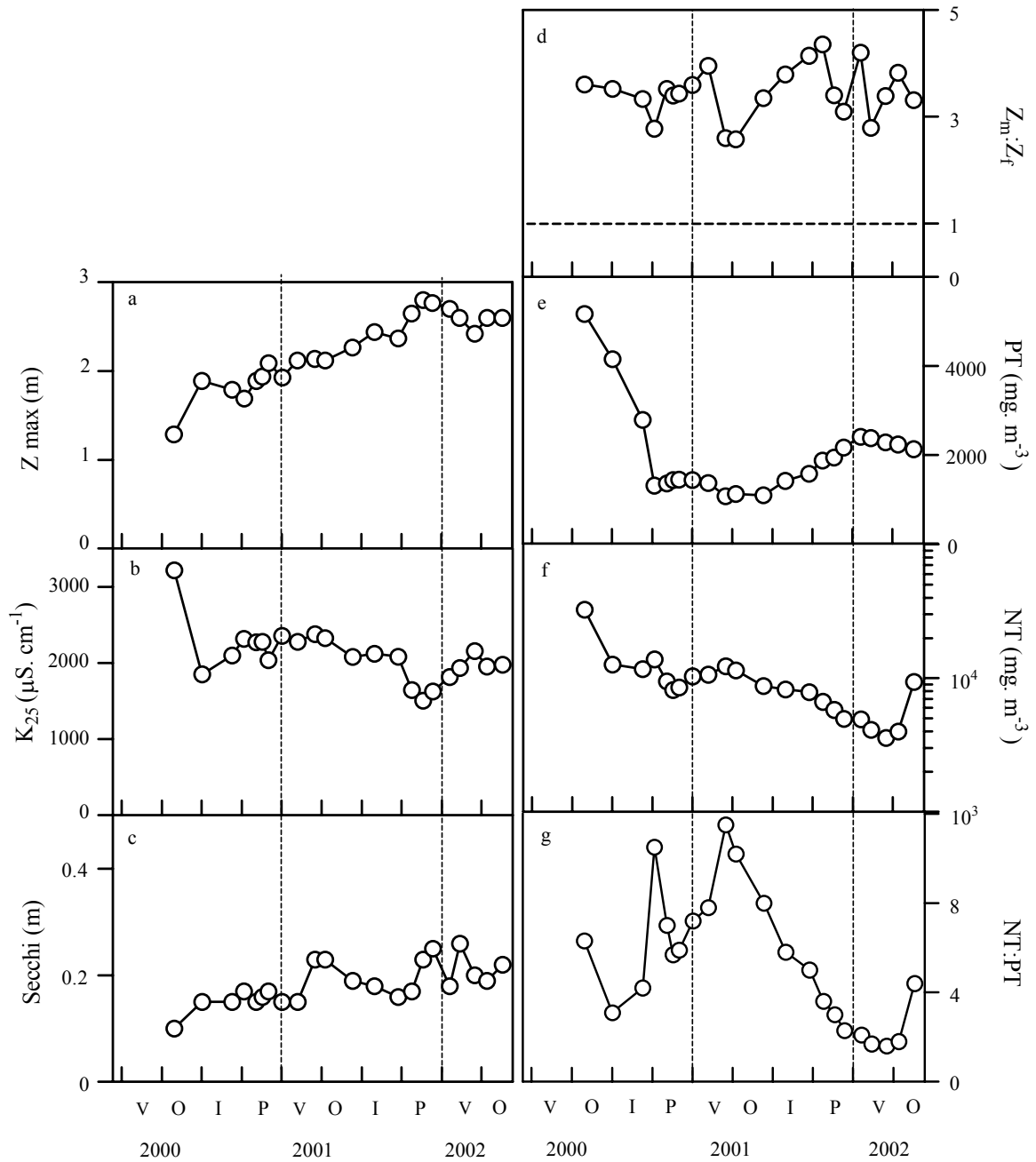


Figura 3.16: Características morfométricas y limnológicas de la laguna Vedia 3 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Z_{max} , profundidad máxima; K_{25} , conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; $Z_m:Z_f$, profundidad media:profundidad fótica; NT:PT, nitrógeno total:fósforo total. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Principales relaciones entre variables:

Relaciones con el clima y la hidrología de la región:

Al igual que lo ocurrido en las otras dos lagunas pertenecientes al partido de Leandro N. Alem, la temperatura del aire no presentó una correlación significativa con parámetro físico-químico alguno. En la laguna Vedia 3, tampoco se observó correlación alguna entre las precipitaciones caídas en los últimos 30 días en la cuenca de drenaje y el resto de las variables analizadas. En cambio, la profundidad de la napa freática se correlacionó fuertemente con la profundidad de la laguna (r Spearman = -0.91 $p < 0.0001$; r Pearson = -0.94 $p < 0.0001$). Vedia 3 nunca llegó a su cota máxima, por lo tanto a la constante disminución de la napa freática le correspondió un constante aumento de la profundidad lagunar.

Relaciones con la morfometría de la laguna:

La profundidad de Vedia 3 se correlacionó fuertemente con la conductividad eléctrica del agua (K_{25}) (r Spearman = -0.72 $p = 0.0002$; r Pearson = -0.81 $p < 0.0001$). La transparencia del agua se correlacionó positivamente con la profundidad (r Spearman = 0.72 $p = 0.0001$; r Pearson = 0.71 $p = 0.0002$). La correlación Profundidad-Nutrientes solo fue significativa con la concentración de NT. A menores profundidades lagunares le correspondieron mayores concentraciones de NT (r Spearman = -0.80 $p < 0.0001$; r Pearson = -0.84 $p < 0.0001$). Pero, de no tomarse en cuenta a los tres primeros muestreos, la correlación Profundidad-PT fue moderadamente significativa (r Spearman = 0.69 $p = 0.0011$; r Pearson = 0.76 $p = 0.0002$).

Relaciones con la turbidez del agua

La turbidez del agua NO estuvo correlacionada con la temperatura del aire.

Independientemente de la época del año, el agua de Vedia 3 fue de color verde intenso. La turbidez del agua estuvo moderadamente correlacionada con la profundidad de la laguna (ver correlación anterior) y con la concentración de NT (disco de Secchi-NT: r Spearman = -0.52 $p = 0.0137$; r Pearson = -0.59 $p = 0.0037$).

Relaciones con los nutrientes de la laguna

La concentración de NT se correlacionó fuertemente con la profundidad (ver correlación anterior) y moderadamente con la conductividad eléctrica (r Spearman = 0.62, $p = 0.0019$; r Pearson = 0.70, $p = 0.0003$). La correlación entre la concentración de NT y la turbidez del

agua fue moderada. Los nutrientes no se correlacionaron entre sí (r Spearman = -0.26, p = 0.2398; r Pearson = 0.10, p = 0.6573). Sin embargo, si no se consideran los tres primeros muestreos realizados, la correlación NT-PT fue fuertemente significativa (r Spearman = -0.87, p < 0.0001; r Pearson = -0.84, p < 0.0001).

El cociente NT:PT se correlacionó fuertemente con ambos nutrientes (NT:PT-NT: r Spearman = 0.76, p < 0.0001; r Pearson = 0.66, p = 0.0008. NT:PT-PT: r Spearman = -0.79, p < 0.0001; r Pearson = -0.63, p = 0.0015).

Análisis de Componentes Principales de la laguna Vedia 3 (Tabla 3.9)

Componente 1

El primer componente explica el 46% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la profundidad y a la concentración de NT de la laguna. Los valores positivos se corresponden con elevadas profundidades lagunares. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de NT.

Componente 2

El segundo componente explica el 23% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la concentración de PT y la relación NT:PT. Secundariamente se correlaciona con los efectos de la estacionalidad (Temperatura del aire y precipitaciones durante los últimos 30 días en la cuenca de drenaje). Los valores positivos se corresponden con un cociente NT:PT elevado, abundantes lluvias y temperaturas elevadas. Los valores negativos se corresponden con elevadas concentraciones de PT.

Componente 3

El tercer componente explica el 13% de la variabilidad total. Está referido principalmente a la temperatura del aire. Los valores positivos se corresponden con mayores temperaturas del aire.

Factor	Valor propio (eigenvalue)	Porcentaje de explicación		Interpretación
		Absoluta	Acumulada	
F1	3.655	46	46	Profundidad, NT, dilución
F2	1.876	23	69	PT, NT:PT, Lluvias
F3	1.073	13	82	T

Tabla 3.9: Porcentaje de la varianza explicada e interpretación de los componentes principales con valores propios mayores que uno. Análisis de los componentes principales realizados vía matriz de correlación.

COMPONENTE 1 VS COMPONENTE 2 (explican el 69 % de la varianza total)

De la Figura 3.16 pueden extraerse los siguientes resultados relevantes:

- La profundidad fue en aumento a través del tiempo. Por lo tanto el componente 1 sería además un eje temporal. En este, se puede observar como las menores profundidades se corresponden con los muestreos del año 2000. En cambio, las profundidades más elevadas se corresponden con muestreos realizados a fin de 2001 (puntos ○1) y a comienzos de 2002. Como los valores negativos del eje se corresponden con altas concentraciones de NT, la tendencia contraria se observa para la concentración de dicho nutriente.
- Los valores extremos hallados durante el otoño de 2000 (punto △0)
- Durante los primeros muestreos (puntos △0, ▲0) se hallaron valores de PT particularmente elevados.
- A medida que se incrementaba la profundidad de la laguna, también se incrementaba la transparencia del agua.

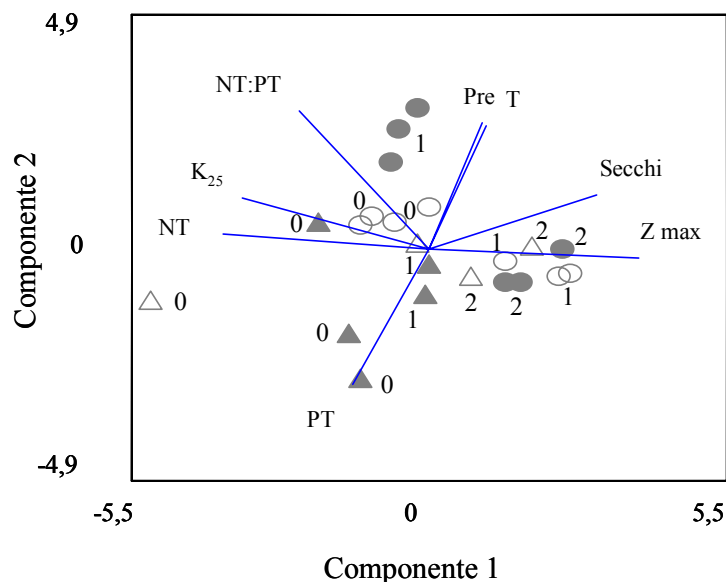


Figura 3.17: Análisis de Componentes Principales (ACP) de los factores abióticos de la Laguna Vedia 3. △ ▲ ○ ● muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. 0, 1, 2 muestreos correspondientes a los años 2000, 2001 y 2002 respectivamente. Zmax, profundidad máxima; K₂₅, conductividad eléctrica a 25 °C; Secchi, transparencia del agua; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total; T, temperatura del aire, Pre, precipitaciones totales de los 30 días anteriores al muestreo.

3.2 DISCUSIÓN

3.2.1 CLIMA DE LA REGIÓN

Dentro de un ciclo anual, existe una fuerte variabilidad hidrológica en la región pampeana ya que la misma alterna períodos de déficit y exceso de agua (sequía e inundación respectivamente) (Soriano 1992). Generalmente, de diciembre a marzo es el período de mayor abundancia de las precipitaciones, en cambio las mismas son escasas durante los meses de julio y agosto. Esta característica estructuró a la biota de la región. La palabra pampa, proviene del Quechua y quiere decir “sin árboles”. Walter (1967) considera que el característico balance hídrico negativo de ciertas épocas del año es la causante de la ausencia de árboles (nativos) y la dominancia de las de pasturas.

Las fluctuaciones interanuales constituyen otra característica de la hidrología de la región pampeana (Hall et al. 1992). Esta extrema variabilidad interanual del régimen de precipitaciones y sus consecuencias quedaron evidenciadas durante los 2 años de toma de datos a campo para esta tesis doctoral. Prueba de ello, fueron las contrastantes precipitaciones entre el verano de 2000 y el verano de 2001 y las extensas inundaciones ocurridas a fines de 2001.

La alternación de períodos multianuales secos y húmedos se ve generalmente reflejada en el comportamiento del ecosistema lagunar (Quirós et al. 2002a). Por lo tanto, sería esperable observar diferencias en ciertos parámetros físico-químicos y/o biológicos de las lagunas durante una misma estación del año pero de contrastantes años hidrológicos.

3.2.2 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DE CADA LAGUNA

Lagunas Longinotti y Capurro

Debido a sus similares dinámicas físico-químicas, ambas lagunas serán discutidas en conjunto. Sin embargo hay que hacer una salvedad, y es que el aporte de origen inorgánico a la turbidez del agua fue apreciablemente mayor en la laguna Longinotti.

Longinotti y Capurro fueron las lagunas donde se observó con mayor intensidad el efecto estacional en la variación de sus parámetros físico-químicos. En ambas lagunas la transparencia del agua fue mayor en los períodos de mayor profundidad de la laguna (invierno y épocas de inundación) y la menor transparencia del agua ocurrió durante los períodos de menor profundidad de la laguna (verano y épocas de sequía). En comparación Capurro fue una laguna con mayor reparo del viento que la laguna Longinotti. En consecuencia, la remoción del sedimento fue relativamente más importante en la laguna Longinotti. Mientras que ambos nutrientes estuvieron correlacionados con la turbidez del agua en esta laguna, solo la concentración de NT se asoció a la turbidez del agua en Capurro. A causa que la concentración de NT fue asociada a una turbidez de origen orgánico en estas lagunas (ver capítulo 4), la correlación de la turbidez del agua con la concentración de PT nos estaría indicando una importante contribución de origen inorgánico en la laguna Longinotti.

Las siguientes variables se correlacionaron en ambas lagunas significativamente pero con diferente intensidad, la Profundidad de la laguna versus la K_{25} del agua y la Profundidad de la laguna versus la concentración de nutrientes.

Profundidad versus K_{25} : En Longinotti hubo una fuerte correlación negativa entre la profundidad de la laguna y la K_{25} del agua. Esta correlación fue moderada en Capurro, probablemente debido a su efecto “embalse”. El primer año de estudio, Capurro se encontraba por debajo de su cota máxima, y en consecuencia la correlación Profundidad- K_{25} fue fuerte.

Al año siguiente, año de elevadas precipitaciones, la laguna desbordó y en consecuencia su profundidad fue relativamente constante a pesar que la misma continuó diluyéndose en sales.

Profundidad versus Nutrientes: En Capurro hubo una correlación negativa y significativa al 5% entre la profundidad y ambos nutrientes. Por lo tanto, la turbidez de origen orgánico (NT) (ver capítulo 4) y la turbidez de origen inorgánico (resuspensión del sedimento) serían elevadas en épocas de aguas bajas. En cambio en Longinotti, la correlación más relevante fue Profundidad-NT y no Profundidad-PT. Sumado al característico color marrón de Longinotti

(obs. pers.) esto último estaría indicando que la resuspensión del sedimento ocurriría independientemente de la variación de su profundidad.

Laguna Maggi

La laguna de Maggi es un “ojo de agua” y se caracterizó por sus aguas claras a pesar de tener en promedio, la mayor concentración de PT. A la baja turbidez de la laguna contribuyó su relativa elevada profundidad y su baja exposición al viento. La elevada concentración de PT se explicaría principalmente por carga interna y por el aporte de las aguas subterráneas. Por ejemplo durante gran parte del año 2000, la concentración de oxígeno en la columna de agua fue muy baja debido a la extensa colonización de la macrofitia flotante. Esto habría conducido a una anoxia constante en la interfase agua-sedimento, liberando así fósforo soluble desde los sedimentos a la columna de agua.

Maggi tuvo dos características que la diferenciaron del resto de las lagunas, una pequeña superficie y una cuenca de drenaje de mayor pendiente. Debido a su pequeña superficie, los factores externos a la laguna cobrarían mayor importancia. Entre ellos podríamos destacar al clima, la hidrología y las actividades que se desarrollan en su cuenca de drenaje. A mayor pendiente de la cuenca de drenaje, mayor será la escorrentía del agua y en consecuencia mayor será la carga de nutrientes hacia el cuerpo de agua (Vollenweider 1968). Sumado a esto, los dueños de los lotes adyacentes araban el campo de forma paralela a la pendiente. Esto favorecería aún más la escorrentía en épocas de suelo desnudo y explicaría el por que de la disminución en la transparencia del agua luego de un mes de abundantes lluvias.

Como veremos en el siguiente capítulo su comunidad biótica fluctuó considerablemente en el período de estudio. Probablemente el amplio impacto externo haya producido cambios estructurales en la laguna los cuales se vieron reflejados además de en sus parámetros físicos y químicos, en sus comunidades bióticas.

Laguna Higueras

Las concentraciones totales de nutrientes de Higueras fueron las más bajas de todas las lagunas de estudio. Esto podría asociarse a la colonización de la laguna por las macrófitas sumergidas (ver capítulo 4). Es ampliamente aceptado que la macrofitia sumergida puede disminuir la concentración de nutrientes de los lagos (van Donk et al. 1993; Kufel & Ozimek 1994). Esto se debe a una suma de factores. Las macrófitas sumergidas compiten por los nutrientes con el fitoplancton (Ozimek et al. 1990; van Donk et al. 1993), además las

condiciones químicas que hay dentro del lecho de macrófitas podrían contribuir al proceso de desnitrificación (Weisner et al. 1994). Por último las macrófitas reducen la turbulencia del agua y en consecuencia la resuspensión del sedimento (Barko & James 1998). En Higuera la macrofitia sumergida estuvo representada por *C. demersum*, ésta no se fija al sustrato, y por lo tanto incorpora los nutrientes directamente de la columna de agua (Kalff 2002).

Laguna Vedia 1

La dinámica de Vedia 1 se alteró drásticamente por la profundización del canal de salida en agosto de 2001. El rasgo más evidente fue la disminución de su profundidad durante la inundación de 2001.

En esta laguna, hubo una correlación positiva entre el cociente $Z_m:Z_f$ y la profundidad lo cual quiere decir que a menor profundidad de la laguna, mayor fue la transparencia del agua y la causa habría sido la colonización por parte de las macro algas a partir de julio de 2001 (ver capítulo 4).

En la laguna Vedia 1 se observó la más fuerte correlación entre el PT y la Profundidad. Sin embargo es probable que no haya una relación de causalidad entre ambos parámetros. Es decir que bajas profundidades lagunares hayan contribuido a una mayor resuspensión de PT del sedimento a la columna de agua. Esta falta de causalidad la atribuyo a que la concentración de PT de Vedia 1 siguió el mismo patrón que la concentración de PT del resto de las lagunas. En cambio no sucedió lo mismo con su profundidad. El dragado del canal de la laguna V1 condujo a una disminución de la profundidad de la laguna, la cual concordó con la entrada de PT a los cuerpos de agua de la región debido al intenso período de inundación (ver sección 3.2.4).

Hubo una falta de correlación entre la temperatura del aire y el resto de las variables físico-químicas, lo cual nos estaría indicando un enmascaramiento de la estacionalidad en esta laguna.

Laguna Vedia 2

En Vedia 2 ambos nutrientes contribuyeron en la turbidez del agua. Si asociamos a la concentración del NT con la biomasa algal (ver capítulo 4) y a la concentración del PT con la resuspensión del sedimento, podríamos concluir que en esta laguna la turbidez es de tipo orgánico e inorgánico.

Laguna Vedia 3

Los parámetros físico-químicos de esta laguna no variaron de manera estacional, ya que ninguna variable se correlacionó significativamente con la temperatura del aire. En cambio, sí mostraron fuertes correlaciones con la profundidad de la napa freática y en consecuencia con la profundidad de la laguna. De ellas cabe destacar la fuerte correlación negativa con el NT, la cual puede ser interpretada como un efecto de dilución de dicho nutriente.

Vedia 3 fue la laguna con mayor concentración de NT. Esta concentración sólo se asemejó al del resto de las lagunas en el verano 2002. Las elevadas concentraciones de NT, se vieron reflejadas en la baja transparencia del agua. Debido a esto, la luz solar nunca alcanzó los sedimentos de la laguna durante el período de estudios. Además, esta mayor concentración de NT se vio reflejada en el cociente NT:PT. Dicho cociente fue comparativamente más elevado en Vedia 3 que en el resto de las lagunas. A pesar de ello, aún en Vedia 3 la relación NT:PT fue extremadamente baja.

Las lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem, se diferenciaron del resto en varios aspectos. En general, estas lagunas presentaron mayores concentraciones de nitrógeno, una mayor relación NT:PT y también mayor turbidez del agua. Todo esto se podría relacionar con la mayor intensidad de uso de la tierra en sus cuencas de drenajes y será tratado a continuación.

3.2.3 RELACIÓN DE LA CUENCA DE DRENAJE Y LAS LAGUNAS DE ESTUDIO

En la siguiente sección, se nombrará como lagunas del grupo Junín tanto a las lagunas ubicadas en el partido de Junín como en el partido de Viamonte, y como lagunas del grupo Alem a las lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem con el propósito de simplificar la lectura del texto.

Las aguas de superficie generalmente reflejan, a través de su estado, el tipo e intensidad de actividades que los humanos realizan en sus cuencas de drenaje (Vollenweider 1968). La intensidad de uso de la tierra fue comparativamente mayor en la zona de Alem respecto a la de Junín y Viamonte (Sosnovsky & Quirós 2005), lo cual explicaría ciertas diferencias físico-químicas halladas entre estos dos grupos de lagunas.

La penetración total de la luz a través de la columna de agua tiene importantes implicancias en la ecología de los lagos someros. Las lagunas del grupo Junín tuvieron una mayor transparencia del agua en comparación con las lagunas del grupo Alem. En las primeras, la capa fótica abarcó toda la columna de agua ($Z_m:Z_f < 1$), salvo durante la estación de crecimiento y en épocas de extrema sequía. A su vez las segundas fueron más “turbias” con lo cual la luz solar penetró en menos ocasiones a través de toda la columna de agua ($Z_m:Z_f > 1$). En parte, esto permitiría el desarrollo de la macrofitia sumergida en las lagunas del grupo de Junín tal lo propuesto por Scheffer et al. (1993).

Además, tanto la dinámica como la concentración del NT difirieron entre el grupo de Alem y el grupo de Junín. La dinámica del NT siguió un definido patrón estacional en el último grupo de lagunas. El aumento de la tasa de demineralización durante los meses más cálidos conduciría a un aumento de la concentración de nutrientes en la columna de agua (Jeppesen et al. 1997b). En cambio, durante los meses más fríos la demineralización de la materia orgánica sería menor y en consecuencia también sería menor la concentración de NT en la columna de agua. Comparando ambos grupos de lagunas entre sí, la concentración del NT fue mayor en las lagunas ubicadas en Alem. La práctica de la agricultura en sus cuencas de drenaje generalmente utiliza tasas relativamente más elevadas de fertilización con N (aproximadamente $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); sumado a esto en la zona litoral de estas lagunas la presencia de la macrofitia emergente (*Schoenoplectus californicus*) es comparativamente escasa. Por lo tanto el exceso de N llegaría, en última instancia, a los cuerpos de agua explicando así, los elevados valores observados (Sosnovsky & Quirós 2005).

La mayor intensidad de uso de la tierra en las lagunas del grupo Alem se vería reflejada también en un mayor cociente NT:PT pues esta relación se ve modificada por las actividades humanas en sus cuencas de drenaje. En un estudio de 113 lagos ubicados en zonas agropecuarias, Arbuckle & Dowing (2001) mostraron que a una misma concentración de PT, la relación NT:PT era mayor en los lagos ubicados en cuencas de drenaje con elevado uso de la tierra; atribuyendo la causa a la elevada tasa fertilización con nitrógeno ($200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En todas las lagunas de estudio, dicho cociente alcanzó valores extremadamente bajos ya que generalmente estuvo por debajo de los niveles Redfield ($\text{NT:PT} < 7$ en peso). Aún así, los mayores cocientes NT:PT fueron encontrados en las lagunas de Alem ubicadas en cuencas de drenaje con mayor uso de la tierra y mayores tasas de fertilización con nitrógeno.

3.2.4 PATRONES ESTACIONALES Y EFECTOS DE LOS CICLOS DE SEQUÍA E INUNDACIÓN PAMPEANOS EN LAS LAGUNAS DE ESTUDIO

Las lagunas pampeanas se sitúan en fértiles drenajes que naturalmente les aportan grandes cargas de nutrientes. Durante las últimas décadas la acción humana ha incrementado sustancialmente esas cargas. La suma de estos factores conduce a que los niveles de nutrientes detectados en el presente estudio se encuentran entre los mayores reportados mundialmente para lagos naturales (Kalff 2002), calificándolas como hipertróficas.

La profundidad de todas las lagunas de estudio fue muy fluctuante y junto a ella varió la transparencia del agua. La fluctuación se debió principalmente a las diferencias hidrológicas tanto estacionales como interanuales características de la región pampeana. Las lagunas pampeanas son hidrológicamente freáticas (Fernández Cirelli et al. 2000). En consecuencia como la profundidad de la napa freática tendió a disminuir durante el período de estudio, la profundidad de las lagunas de estudio tendió a incrementarse. Sin embargo la acción del hombre también originó importantes variaciones en la profundidad lagunar. Un ejemplo de ello fue la disminución en la profundidad de la laguna Vedia 1 a causa de la profundización del canal de salida. La menor profundidad y la mayor turbidez ocurrieron durante la estación estival y el período de sequía a consecuencia del balance hídrico negativo y la mayor resuspensión del sedimento en estos períodos.

La dinámica del PT fue destacable. La misma fue similar en todas las lagunas estudiadas independientemente de las características particulares de cada una de ellas. Además las diferencias iniciales de concentración de PT entre las lagunas observadas durante la sequía de 2000 fueron minimizadas durante el segundo año de estudio, homogeneizándose durante el pico de inundación en la primavera de 2001. Esto nos hace pensar que durante la época de inundación la concentración del PT estuvo influenciada por factores externos a las lagunas o internos de éstas pero presentes en todas las lagunas de estudio. Siendo las lagunas pampeanas hidrológicamente freáticas (Fernández Cirelli et al. 2000), cabría hipotetizar un importante aporte de fósforo a través del agua subterránea. Dicho aporte sería a causa del lavado de los fosfatos del sedimento. Según Kenoyer & Anderson (1989) y Shaw et al. (1990) en lagos “cerrados” (sin arroyos de entrada o salidas de agua) entre el 10 y 30 % de la carga anual de fósforo provendría de esta fuente. Aún así, la escorrentía superficial y subsuperficial suele ser nombrada como la principal causa de enriquecimiento de fósforo en los cuerpos de agua (Cooke & Williams 1973; Dillon & Kirchner 1975). El fósforo suele acumularse en los sedimentos, ya sea mediante su unión con el hierro o con el calcio (Horne & Goldman 1994).

Esta acumulación de fósforo que ha sido llamado carga interna, suele ser una fuente importante de fósforo en los lagos poco profundos (Sas 1989; Jeppesen et al. 1991). Un estudio reciente (Mugni et al. 2005) realizado con sedimentos de arroyos pampeanos sugiere que el aumento de fósforo en la columna de agua durante épocas de abundantes precipitaciones estaría causado por el fósforo proveniente del sedimento más que por el fósforo proveniente de la cuenca de drenaje.

Las diferencias estacionales fueron reflejadas en el ecosistema lagunar. Durante la estación estival, la disminución de la profundidad conllevó a un concomitante aumento de la K_{25} . Además se incrementaron las concentraciones de nutrientes debido a una suma de posibles causas, la carga interna de fósforo (Sas 1989; Jeppesen et al. 1991), el aumento de la tasa de mineralización en los sedimentos (Jeppesen et al. 1997a) y el balance hídrico negativo característico de estos meses. Las lluvias del otoño contribuyeron a aumentar la profundidad de las lagunas y a diluirlas tanto en sales como en nutrientes, comportamiento similar al ya descrito para las lagunas pampeanas (Quirós et al. 2002a). Durante el invierno, el menor metabolismo del ecosistema se reflejaría en mínimas concentraciones de nutrientes y una máxima transparencia del agua.

Sin embargo esta variación estacional, de déficit y exceso de agua presentó características extremas. En consecuencia y sumado a la poca superficie y profundidad de las pequeñas lagunas, sus parámetros físico-químicos alcanzaron valores inusuales. Valores que podrían ser no aptos para ciertos organismos del lugar. Tal fue el caso de la sequía de 2000 cuando las lagunas estaban próximas a secarse y no se descartan posibles mortandades generalizadas de peces. Otro fenómeno extremo, pero esta vez a causa del exceso de agua, fue durante la primavera de 2001. Durante dicho evento se registró la mayor profundidad y una disminución de la K_{25} de todas las lagunas estudiadas. La relación inversa entre la profundidad y la K_{25} debido al fenómeno de dilución ha sido observada en otros cuerpos de agua de la región (Gabellone et al. 2001; Quirós et al. 2002a y Mugni et al. 2005). Sin embargo, el fenómeno de dilución no se observó en las concentraciones de nutrientes. El enriquecimiento en nutrientes de lagos poco profundos durante los períodos de inundación ha sido documentado para cuerpos de agua con distinto grado de conexión al río Salado en la región pampeana (Chornomaz et al. 2002; Solari et al. 2002; Rennella & Quirós 2006) además de cuerpos de agua de otras partes del mundo (Heiler et al. 1995; Quintana et al. 1998). Por lo tanto, la concentración de nutrientes sería elevada en épocas de sequía y también en épocas de inundación.

La variación interanual de la hidrología en la región pampeana se reflejó en el estado trófico y dinámica de sus cuerpos de agua. En otoño de 2000, las lagunas presentaron en promedio las mínimas profundidades y los máximos valores en cuanto a salinidad y concentraciones de nutrientes. Durante la misma estación, en el año 2001, la mayor profundidad promedio de las lagunas se vio reflejada en una menor salinidad y menores concentraciones de nutrientes. En consecuencia la dinámica de los nutrientes lagunares habría sido diferente entre el año 2000 y el año 2001. Las precipitaciones del otoño de 2000 habrían diluido los nutrientes a causa de sus elevadas concentraciones en las lagunas. Por el contrario, las precipitaciones del otoño de 2001 habrían aumentado los nutrientes a causa de sus relativamente bajas concentraciones lagunares (Sosnovsky & Quirós 2006).

Resumiendo, observamos una extrema variabilidad de los parámetros físico-químicos de las lagunas de estudio. Esta variabilidad fue tanto dentro de cada laguna como entre los distintos grupos y subgrupos de lagunas. La misma puede ser atribuida a tres factores principales:

1. Los ciclos de sequía e inundación propios de la región pampeana.
2. La pequeña superficie y la muy baja profundidad de estos cuerpos de agua.
3. El intensivo uso de la tierra que se desarrolla en sus cuencas de drenaje.

Teniendo presente la variabilidad físico-química de las pequeñas lagunas de estudio, se puede comprender más fácilmente la dinámica de su biota.

CAPÍTULO 4: CARACTERÍSTICAS DEL SUBSISTEMA BIÓTICO

El orden de las lagunas a seguir para su descripción biótica es el mismo utilizado en el capítulo anterior.

4.1 RESULTADOS

Las características bióticas de las siete lagunas de estudio se encuentran resumidas en la Tabla 4.1.

Laguna	Clorofila <i>a</i> (mg. m ⁻³)	Zooplankton (µg ps l ⁻¹)	Peces CPUE (ind. h ⁻¹ 2 redes ⁻¹)	Macrófita sumergida o flotante
Capurro	86.4 (362.5-2.2)	814 (2884-133)	8 (17-0)	<i>Azolla finiculoides</i> <i>Lemna</i> spp.
Longinotti	25.6 (89.0-0.2)	253 (504-68)	12 (42-1)	<i>Potamogeton</i> spp. <i>Pistia stratiotes</i>
Maggi	15.1 (60.7-0.4)	216 (917-7)	1 (4-0)	<i>Ricciocarpus</i> spp. <i>Lemna</i> spp. <i>Potamogeton</i> spp.
Higueras	11.9 (75.7-1.7)	97 (357-5)	9 (57-2)	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Vedia 1	121.7 (489.5-5.1)	618 (1410-139)	17 (48-3)	No
Vedia 2	232.5 (2590.5-14.6)	866 (4310-152)	19 (53-0)	No
Vedia 3	338.6 (654.1-168.4)	763 (2172-192)	18 (128-0)	No

Tabla 4.1: Características biológicas de las lagunas estudiadas. Se presentan los valores medios y el rango de variación. El período de estudio abarcó desde abril de 2000 hasta abril de 2002.

4.1.1 CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS DE CADA LAGUNA

Laguna Capurro

Variabilidad temporal de la Laguna Capurro:

La biomasa zooplanctónica fluctuó de manera pronunciada durante el período de estudios (Figura 4.1a). Durante dicho período, la misma estuvo representada principalmente por el macrozooplancton. Durante el otoño seco de 2000 dicha biomasa fue máxima y estuvo dominada por los copépodos ciclopoideos (Figura 4.1b). Durante el resto del año 2000, la biomasa del macrozooplancton fue comparativamente baja y estuvo dominada por *Daphnia* y los copépodos calanoideos. El verano de 2001, se caracterizó por un aumento en la biomasa zooplanctónica producto de un incremento del microzooplancton (Figura 4.1a). Durante el invierno de 2001, al igual que lo ocurrido durante el invierno de 2000 la biomasa de zooplancton fue comparativamente baja. Se observó un máximo en la biomasa zooplanctónica durante el período de inundación de la primavera de 2001, el cual estuvo dominado por los copépodos calanoideos. A partir de entonces y hasta el fin del período de estudios, la biomasa de zooplancton fue en descenso.

Al igual que lo ocurrido con la biomasa del macrozooplancton, la talla y la abundancia de los grandes organismos del plancton variaron durante el período de estudios. Las mayores tallas se observaron durante el invierno y la primavera (Figura 4.1c). Durante el año 2000 se observaron dos máximos en la abundancia de los grandes organismos planctónicos, el primero fue producto del incremento de los cladóceros, el segundo fue producto de los copépodos (Figura 4.1d). En cambio, durante el año 2001 sólo se observó un máximo en la abundancia de los grandes organismos planctónicos, correspondiente a los copépodos calanoideos.

La dinámica de la concentración de clorofila *a* (chl *a*) fluctuó estacionalmente (Figura 4.1e). Las mayores concentraciones de chl *a* coincidieron con los meses cálidos y las mínimas concentraciones coincidieron con los meses más fríos. Sin embargo, durante la sequía de 2000 la concentración de chl *a* fue extremadamente elevada.

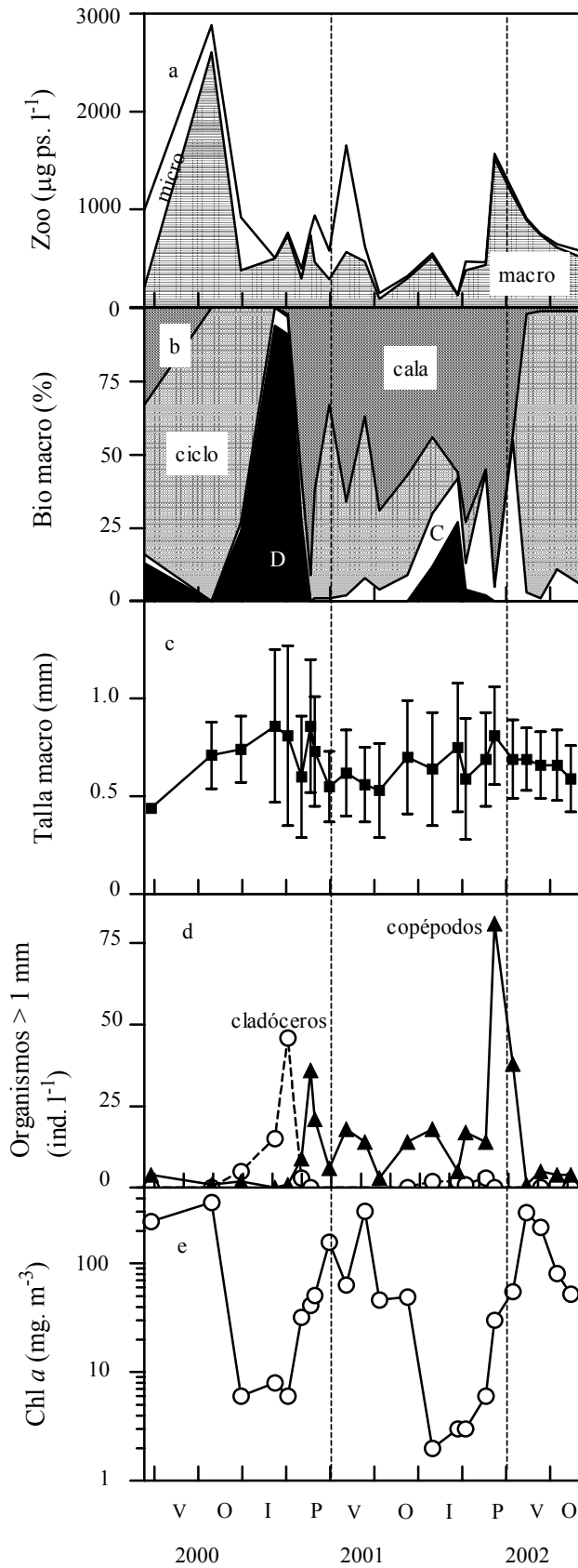


Figura 4.1: Características de la comunidad planctónica de la laguna Capurro desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplankton; macro, macrozooplankton; micro, microzooplankton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl a, clorofila a. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

La información de la abundancia de los peces es escasa, a pesar de ello se puede observar una estacionalidad en los valores de capturas (Figura 4.2a y b). La mayor abundancia de captura de la red de arrastre fue durante el verano de 2002. A su vez, también se observó una dinámica estacional en la captura de la red de enmalle. Sin embargo existen importantes diferencias entre los valores de captura del verano de 2001 y los valores del verano de 2002. Las menores abundancias fueron registradas durante la estación invernal.

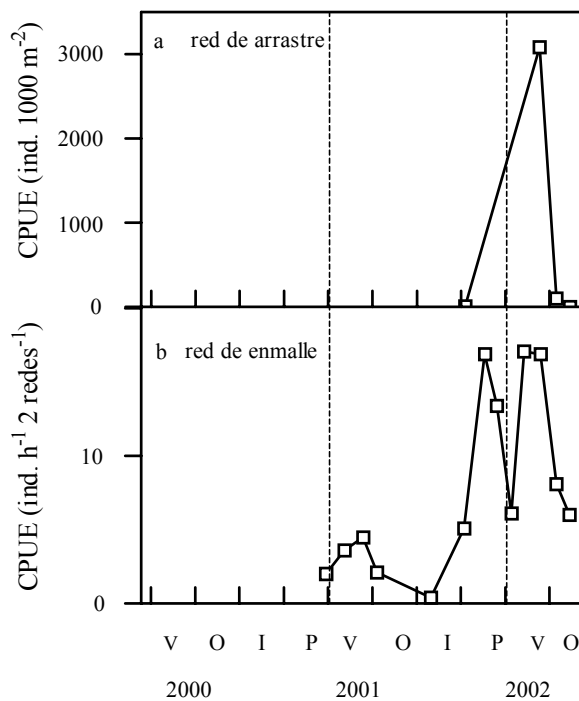


Figura 4.2: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Capurro. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa del macrozooplancton solamente se correlacionó positivamente con su respectiva talla (r Spearman = 0.44, $p = 0.0344$; r Pearson = 0.45, $p = 0.0312$). A su vez la biomasa del microzooplancton se relacionó negativamente con la talla del macrozooplancton (r Spearman = -0.43; $p = 0.0399$; r Pearson = -0.46; $p = 0.0283$). Por otro lado, la biomasa del microzooplancton se relacionó débilmente con la biomasa de los copépodos ciclopoideos (r Spearman = 0.32; $p = 0.1364$; r Pearson = 0.44; $p = 0.0360$).

La concentración de chl *a* se relacionó fuertemente con la temperatura ambiental (r Spearman = 0.78; $p < 0.0001$; r Pearson = 0.79; $p < 0.0001$) y de forma moderada con la concentración de nitrógeno total (r Spearman = 0.64; $p = 0.0009$; r Pearson = 0.63; $p =$

0.0012). Sin embargo, la concentración de chl *a* no se relacionó con la concentración del fósforo total.

Laguna Longinotti

Variabilidad temporal de la Laguna Longinotti:

La comunidad zooplanctónica fue dominada por el macrozooplancton. La biomasa del microzooplancton fue comparativamente menor y sus máximos fueron observados en el verano. La biomasa zooplanctónica presentó valores máximos durante las estaciones estivales e invernales (Figura 4.3a). Los copépodos en comparación con los cladóceros, contribuyeron en mayor porcentaje a la biomasa planctónica durante los máximos de verano (Figura 4.3b). En cambio *Daphnia* contribuyó en mayor porcentaje a los máximos invernales. Mientras los copépodos calanoideos estuvieron presentes en todas las estaciones del año, los copépodos ciclopoideos estuvieron generalmente presentes durante el verano.

La talla del macrozooplancton presentó un claro patrón estacional (Figura 4.3c). Las mayores tallas se observaron durante los meses fríos, en cambio las menores tallas se observaron durante los meses más cálidos. A pesar del patrón estacional observado en la talla del macrozooplancton, durante el año 2000 los organismos planctónicos de mayor tamaño estuvieron presentes en mayor abundancia e intensidad de tiempo que durante el año 2001.

La concentración de clorofila *a* (chl *a*) fluctuó estacionalmente (Figura 4.3e). Generalmente las mayores concentraciones fueron medidas durante los meses más cálidos. Sin embargo, durante el otoño seco de 2000, la concentración de la chl *a* fue particularmente elevada.

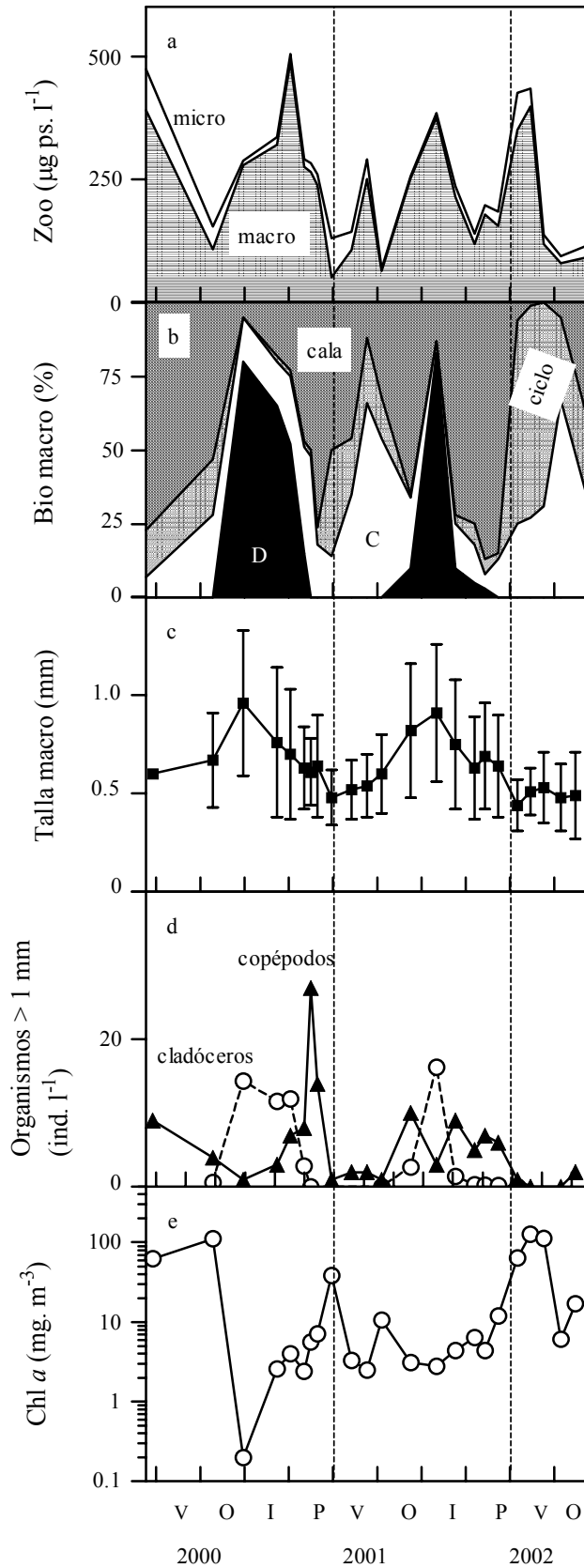


Figura 4.3: Características de la comunidad planctónica de la laguna Longinotti desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl *a*, clorofila *a*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Los valores de captura de los peces variaron de manera estacional (Figura 4.4a y b). Sin embargo, se observaron diferencias entre los veranos, siendo mayor la captura durante el verano de 2002.

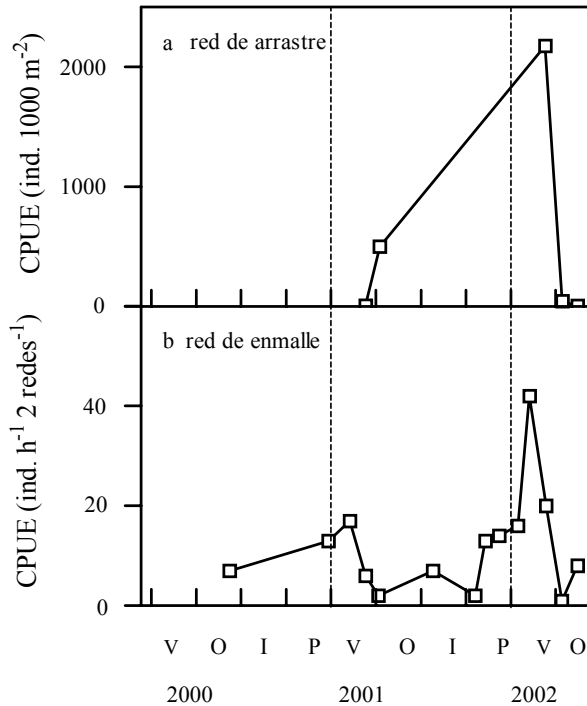


Figura 4.4: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Longinotti. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa del macrozooplancton se correlacionó moderada y positivamente con la biomasa de los cladóceros (r Spearman = 0.69, p = 0.0003; r Pearson = 0.73, p = 0.0001). Por otro lado, la biomasa del microzooplancton se relacionó positivamente con la biomasa de los copépodos ciclopoideos (r Spearman = 0.65, p = 0.0009; r Pearson = 0.66, p = 0.0006) y con la concentración de clorofila a (r Spearman = 0.57, p = 0.0047; r Pearson = 0.58, p = 0.0040). En cambio se relacionó negativamente con la talla del macrozooplancton (r Spearman = -0.59, p = 0.0030; r Pearson = -0.60, p = 0.0023).

La concentración de chl a se relacionó de forma moderada con la temperatura atmosférica (r Spearman = 0.51, p = 0.0120; r Pearson = 0.58, p = 0.0036). Además, a diferencia de lo ocurrido en el resto de las lagunas, en Longinotti, la concentración de chl a se relacionó con la concentración de ambos nutrientes (chl a -NT: r Spearman = 0.41, p = 0.053;

r Pearson = 0.54, p = 0.0083; chl a -PT: r Spearman = 0.46, p = 0.0260; r Pearson = 0.43, p = 0.0384).

Laguna Maggi

Variabilidad temporal de la Laguna Maggi:

La variación de la biomasa zooplanctónica fue muy pronunciada y en ocasiones el zooplancton estuvo prácticamente ausente en Maggi. La biomasa zooplanctónica estuvo asociada a la presencia o ausencia de la macrofitia, ya sea esta sumergida o flotante. La máxima concentración de zooplancton se observó en el otoño seco de 2000 (Figura 4.5a), y fue únicamente durante dicho período donde el zooplancton estuvo dominado por el microzooplancton. A partir del invierno de 2000 y hasta fines de la primavera de 2000, una cubierta de *Ricciocarpus* spp. y *Lemna* spp. colonizó de forma paulatina la laguna (Figura 4.5f). Esta colonización coincidió con una disminución de la biomasa zooplanctónica. Desde el verano hasta la primavera de 2001, la laguna estuvo libre de macrófitas. Durante dicha etapa se observaron varios máximos en la biomasa zooplanctónica representados por los copépodos calanoideos y por *Daphnia*. La posterior colonización de *Potamogeton* spp. coincidió con una disminución de la biomasa zooplanctónica (Figura 4.5a), durante la cual dominaron los copépodos ciclopoideos (Figura 4.5b).

Al igual que la biomasa zooplanctónica, la variación de la talla del macrozooplancton estuvo relacionada con la presencia o ausencia de la macrofitia. Las tallas más elevadas fueron medidas durante el año 2001 y corresponden a un período de ausencia de la macrofitia.

La concentración de clorofila a fue generalmente baja (Figura 4.5e). En general sus valores mínimos se correspondieron con los porcentajes máximos de colonización de la macrofitia. Por el contrario, las mayores concentraciones de chl a se observaron en los muestreos posteriores a la desaparición de la macrofitia. Durante gran parte de 2001 la macrofitia estuvo ausente, y aún así la concentración de chl a presentó valores muy bajos. Durante dicho período, las mínimas concentraciones coincidieron con la presencia de cladóceros $>$ a 1 mm (*Daphnia*) en la laguna (Figura 4.5d).

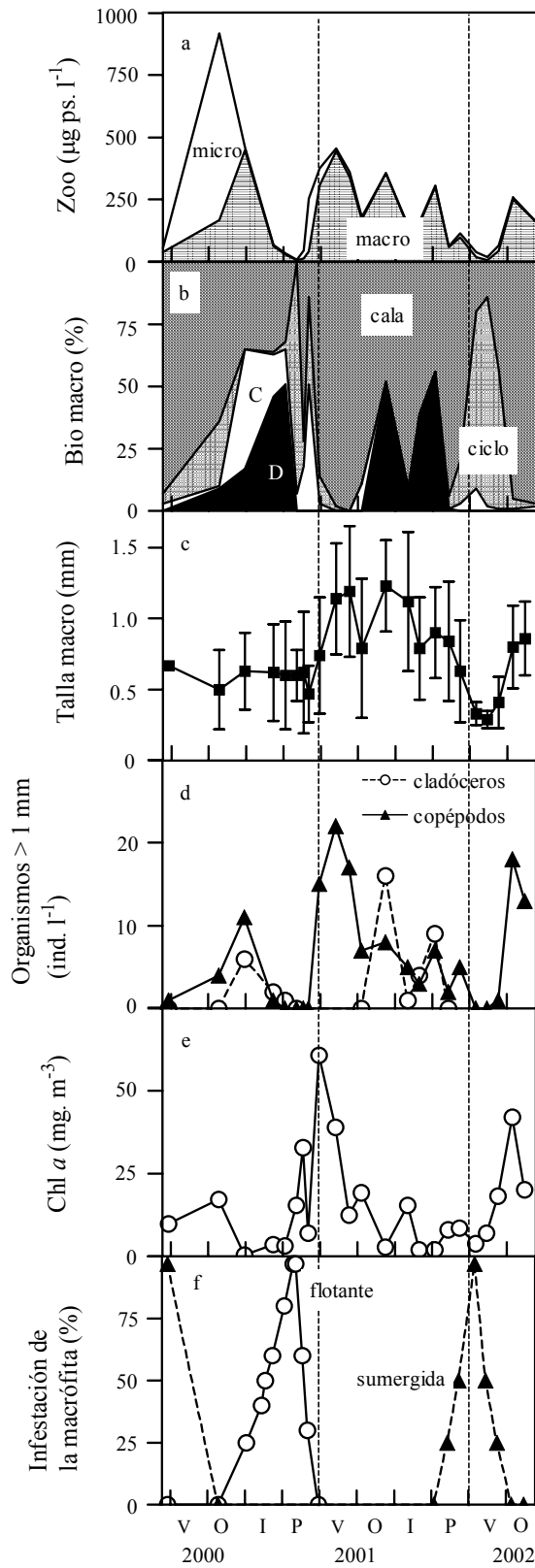


Figura 4.5: Características de la comunidad planctónica y abundancia relativa de la macrófita sumergida y flotante en la laguna Maggi desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl *a*, clorofila *a*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

La laguna Maggi se caracterizó por su baja abundancia de peces. Sin embargo se observó una estacionalidad en la CPUE de la red de arrastre. La mayor captura de peces fue durante el verano de 2002 (Figura 4.6a). En cambio, dicha estacionalidad no se observó en las capturas realizadas con las redes de enmalle (Figura 4.6b).

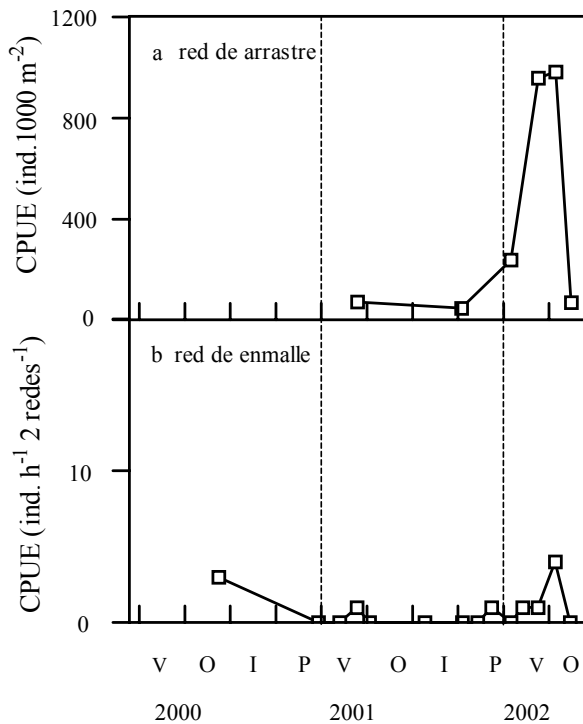


Figura 4.6: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Maggi. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata*, *Cheirodon interruptus* y *Odontesthes bonariensis*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa del macrozooplancton se correlacionó moderadamente con su talla (r Spearman = 0.70, p = 0.0003; r Pearson = 0.71, p = 0.0002). A su vez se correlacionó fuertemente con la biomasa de los copépodos calanoideos (r Spearman = 0.95, p < 0.0001; r Pearson = 0.96, p < 0.0001) y en consecuencia con la abundancia de los copépodos > a 1 mm (r Spearman = 0.92, p < 0.0001; r Pearson = 0.92, p < 0.0001). Por otro lado, la biomasa del microzooplancton se correlacionó positivamente con la biomasa de los copépodos ciclopoideos (r Spearman = 0.57, p = 0.0042; r Pearson = 0.63, p = 0.0013) y negativamente con la talla del macrozooplancton (r Spearman = -0.48, p = 0.0212; r Pearson = -0.42, p = 0.0470).

Maggi fue una laguna que alternó períodos de presencia y ausencia de macrófitas. Sin embargo se pudo observar una relación positiva de la concentración

de la chl *a* con la temperatura atmosférica (r Spearman = 0.48, p = 0.0191; r Pearson = 0.55, p = 0.0068). No hubo relación entre la concentración de la chl *a* y los nutrientes.

Laguna Higueras

Variabilidad temporal de la Laguna Higueras:

La laguna Higueras se caracterizó por la vasta colonización de *Ceratophyllum demersum* y por su baja biomasa zooplanctónica durante gran parte del período de estudios. La dinámica del zooplancton en las lagunas Maggi e Higueras fue similar a causa de la presencia de la macrofitia. La biomasa zooplanctónica fue escasa incluso en el otoño de 2000, el momento de mayor sequía (Figura 4.7a). Durante el primer año de estudios el microzooplancton y los cladóceros dominaron la laguna (Figura 4.7 b). En el verano de 2001, la colonización de *C. demersum* alcanzó su máximo, ocupando toda la columna de agua en vastas zonas de Higueras. Durante dicho período el zooplancton fue extremadamente escaso (Figura 4.7a), y el mismo estuvo dominado principalmente por los copépodos ciclopoideos (Figura 4.7b). *C. demersum* colapsó (Figura 4.7f) y la biomasa de zooplancton fue en paulatino aumento a partir del otoño de 2001 (Figura 4.7a). El zooplancton estuvo dominado por *Daphnia* y los copépodos calanoideos durante el invierno y solo por estos últimos a fines de la primavera (Figura 4.7b). Durante el verano de 2002 el porcentaje de la columna de agua ocupada por *C. demersum* alcanzó valores similares a los observados durante el año 2000 (Figura 4.7f), lo cual coincidió con una disminución en la concentración de la biomasa zooplanctónica.

La talla del macrozooplancton fue considerablemente más grande durante los períodos de escasa colonización de *C. demersum* (Figura 4.7c). Fue durante dicho período donde se observaron organismos mayores a 1 mm (Figura 4.7d), los cuales fueron generalmente copépodos calanoideos.

La concentración de clorofila *a* fue generalmente baja en la laguna (Figura 4.7e), incluso después del colapso de *C. demersum* durante el otoño e invierno de 2001.

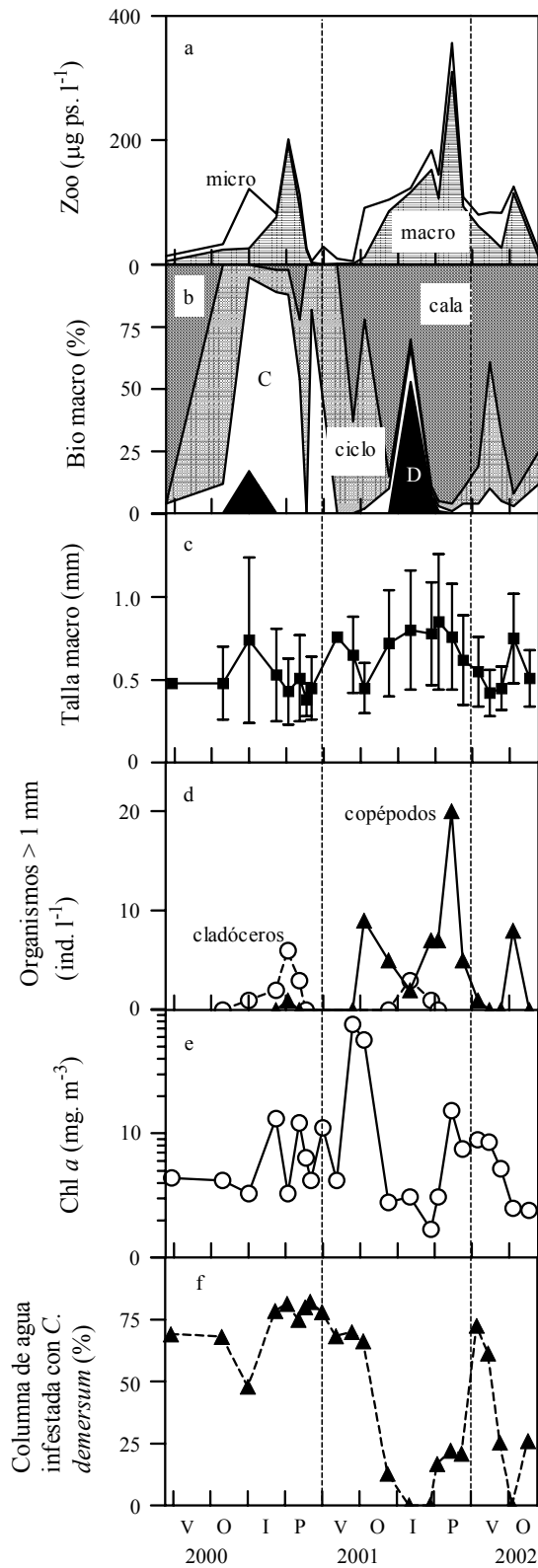


Figura 4.7: Características de la comunidad planctónica y la abundancia relativa de la macrófita en la laguna Higuera desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplankton; macro, macrozooplankton; micro, microzooplankton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl *a*, clorofila *a*. El porcentaje de la columna de agua infestada por la macrófita fue estimado en el centro de la laguna a partir de la profundidad a la cual el disco de Secchi fue cubierto por *C. demersum*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

El muestreo de la comunidad de peces fue complejo en esta laguna debido a la abundante macrofitia sumergida. Tal es así que fue imposible utilizar la red de arrastre. La pesca con las redes de enmalle presentó bajos valores de abundancia salvo durante un muestreo del verano de 2002 (Figura 4.8).

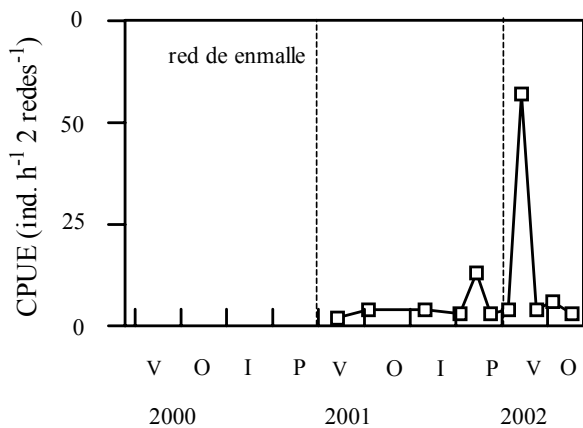


Figura 4.8: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Higueras. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. A causa de la abundancia de *C. demersum* no fue posible utilizar red de arrastre en esta laguna. En las redes de enmalle fueron considerados todos los peces. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

Higueras fue la única laguna donde la biomasa del macrozooplancton se correlacionó con las biomásas de sus tres principales órdenes, con los copépodos calanoideos (r Spearman = 0.77, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.73, $p = 0.0001$), los cladóceros (r Spearman = 0.76, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.66, $p = 0.0006$) y los copépodos ciclopoideos (r Spearman = 0.54, $p = 0.0082$; r Pearson = 0.65, $p = 0.0007$).

La laguna Higueras estuvo ampliamente dominada por la macrofitia. A pesar de ello, la concentración de chl *a* se relacionó débilmente con la temperatura ambiental (r Spearman = 0.49; $p = 0.0166$; r Pearson = 0.47; $p = 0.0254$) y de forma moderada con la concentración de nitrógeno total (r Spearman = 0.62; $p = 0.0017$; r Pearson = 0.55; $p = 0.0070$). Sin embargo la concentración de chl *a* no se relacionó con el fósforo total.

Laguna Vedia 1

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia 1:

En la laguna Vedia 1, el macrozooplancton contribuyó en mayor proporción a la biomasa zooplanctónica. En cambio, el microzooplancton sólo fue considerable a fines del otoño de 2000. La biomasa macrozooplanctónica fue más elevada durante el año 2000, a comparación del año 2001. Durante el año 2000, predominaron los copépodos ciclopoideos y organismos del género *Daphnia*. Estos últimos presentaron dos máximos, el primero durante el invierno y el segundo durante la primavera. Durante el año 2001, los copépodos ciclopoideos también fueron un componente importante de la biomasa zooplanctónica. Sin embargo, *Daphnia* contribuyó en menor proporción a la biomasa del macrozooplancton (Figura 4.9b). Aún así, *Daphnia* presentó los dos máximos anteriormente observados durante el invierno y la primavera. La biomasa zooplanctónica del verano de 2002 fue baja, y la misma se incrementó a comienzos del otoño.

La concentración de clorofila *a* (chl *a*) varió de forma considerable durante todo el período de estudio, pero esta variación no fue necesariamente de carácter estacional (Figura 4.9e). A partir de la sequía del otoño de 2000, la concentración de chl *a* se diluyó hasta comienzos de la primavera. Durante la primavera se observó un máximo, el cual disminuyó durante el verano. Durante el año 2001, la biomasa se mantuvo constante hasta el otoño. En agosto de 2001 se realizaron tareas de dragado del canal de salida de la laguna por personal del establecimiento Las Balas. A partir de entonces y hasta el otoño de 2002, la concentración de clorofila *a* fue particularmente baja y una comunidad de macro algas (clorofitas filamentosas) colonizó la laguna. Las mismas se encontraban en cúmulos o arraigadas al sedimento lagunar.

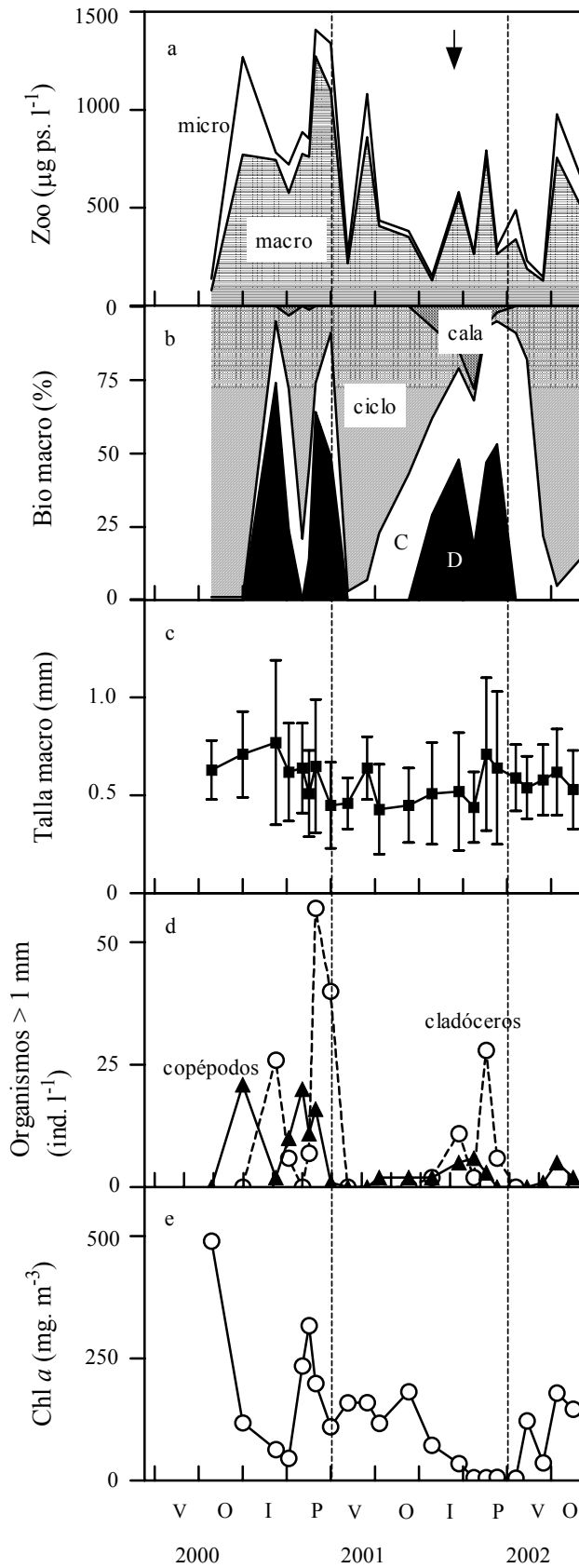


Figura 4.9: Características de la comunidad planctónica de la laguna Vedia 1 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl *a*, clorofila *a*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente. (▼) Dragado del canal de salida de la laguna.

Los diferentes artes de pesca arrojaron diferentes resultados. La CPUE de la red de arrastre fue generalmente baja. Solamente se observó un máximo durante la primavera de 2001 (Figura 4.10a). En cambio la abundancia de peces capturados con las redes de enmalle variaron de manera estacional (Figura 4.10b). Los mayores valores de captura ocurrieron durante la temporada estival. La mayor CPUE del verano de 2001 correspondió en un elevado porcentaje a ejemplares de pejerrey.

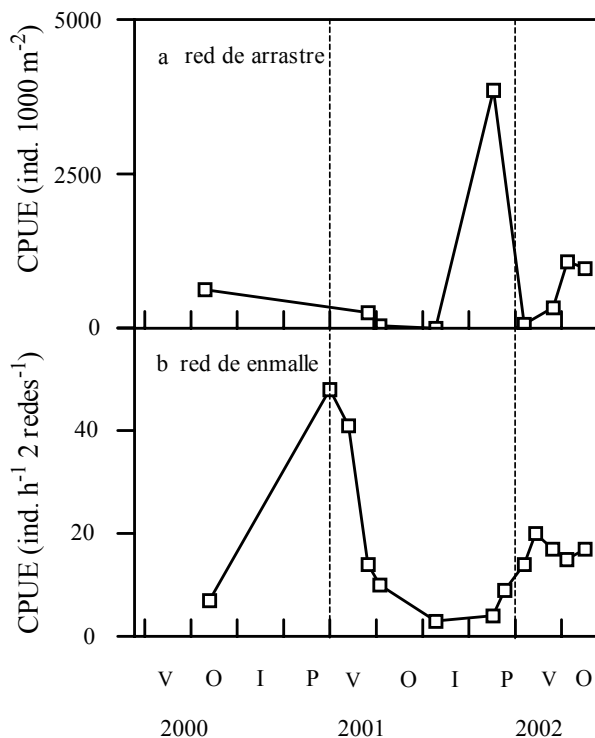


Figura 4.10: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Vedia 1. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa del macrozooplancton se relacionó débilmente con la biomasa de cladóceros (r Spearman = 0.48, p = 0.0240; r Pearson = 0.58, p = 0.0043). Vedia 1 fue la única laguna donde las biomásas de macro y microzooplancton se relacionaron entre sí, dicha relación fue positiva (r Spearman = 0.62, p = 0.0023; r Pearson = 0.59, p = 0.0035)

La concentración de chl *a* no se relacionó con la temperatura ambiental. En cambio si se relacionó positivamente con la concentración de nitrógeno total (r Spearman = 0.48; p = 0.0235; r Pearson = 0.51 p = 0.0164). Al igual que lo ocurrido en la mayoría de las lagunas de

estudio, no se observó una relación entre la concentración de fósforo y la concentración de chl *a*.

Laguna Vedia 2

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia 2:

La biomasa del zooplancton fue muy contrastante entre el primer y segundo año de estudios en la laguna Vedia 2 (figura 4.11a). El macrozooplancton contribuyó mayormente a dicha biomasa. Su mayor biomasa se observó durante el otoño seco de 2000, siendo los copépodos ciclopoideos los únicos organismos presentes (Figura 4.11b). El siguiente máximo de biomasa zooplanctónica, tanto en tiempo como en intensidad fue durante la primavera de 2000. El mismo coincidió con la dominancia de *Daphnia* en la laguna. Luego de su colapso, durante el verano de 2001 la biomasa zooplanctónica se incrementó nuevamente. Esta vez, el macrozooplancton estuvo representado por los copépodos ciclopoideos y por *Diaphanosoma* spp. A partir de entonces y hasta el fin del período de estudios, la biomasa zooplanctónica fue comparativamente baja.

La dinámica de la talla del macrozooplancton fue similar durante los dos años de estudio (Figura 4.11c). Las mayores tallas se observaron durante fines del invierno y comienzos de la primavera. En 2000, dicho máximo fue causado exclusivamente por cladóceros de gran tamaño (Figura 4.11d). En cambio, en 2001 dicho máximo fue causado tanto por los cladóceros como por los copépodos. Por otro lado, se observaron diferencias en la abundancia de los organismos mayores a 1 mm entre ambas temporadas estivales (Figura 4.11d). Su abundancia fue comparativamente mayor durante el verano de 2001.

La concentración de clorofila *a* (chl *a*) fluctuó de manera muy pronunciada durante todo el período de estudio (Figura 4.11e). Durante la sequía de 2000 alcanzó su máximo valor. A partir de entonces y hasta la primavera de 2000, la concentración de chl *a* disminuyó. Desde el comienzo del verano y hasta fines del invierno de 2001 la concentración de chl *a* fue elevada, fluctuando entre los muestreos sucesivos. A comienzos de la primavera, la concentración de chl *a*, alcanzó sus mínimos valores. A partir de entonces y hasta fines del verano de 2002, la misma aumentó su concentración.

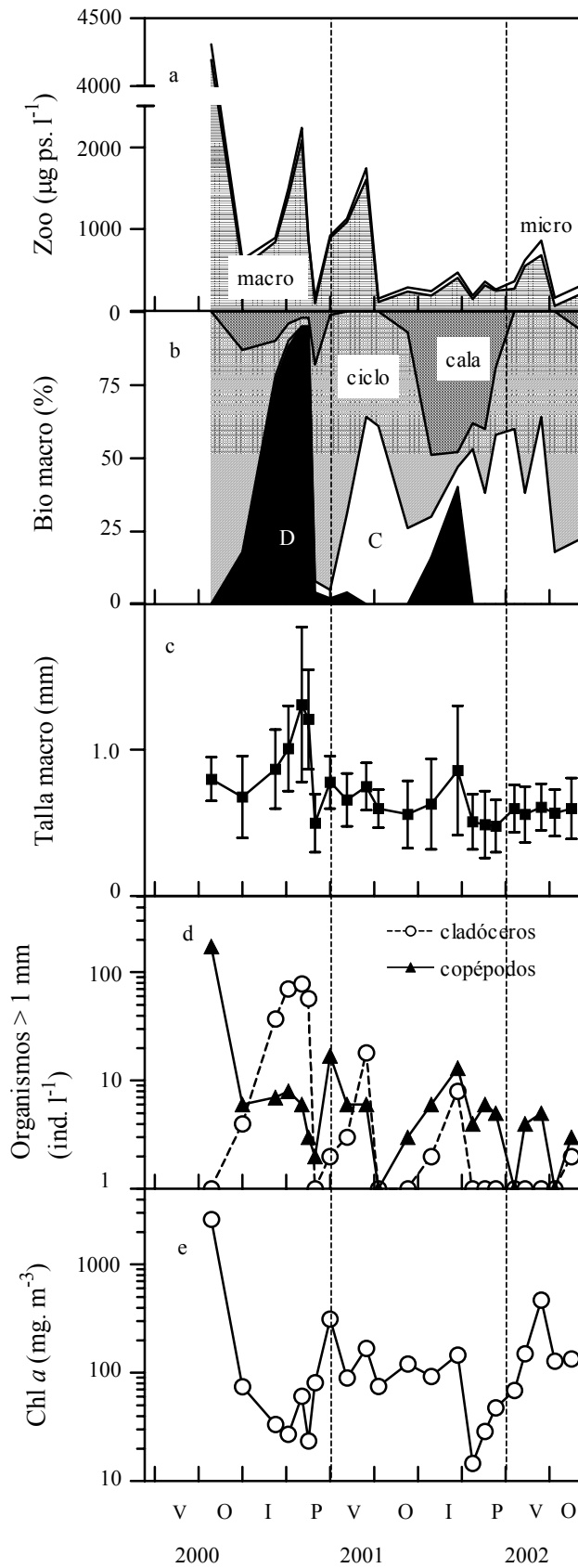


Figura 4.11: Características de la comunidad planctónica de la laguna Vedia 2 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; D, *Daphnia*; C, géneros de cladóceros restantes; ciclo, copépodos ciclopoideos; cala, copépodos calanoideos; Chl *a*, clorofila *a*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

La dinámica de los peces varió estacionalmente. La CPUE fue mayor durante la estación estival, independientemente del arte de pesca utilizado (Figura 4.12a y b). Sin embargo hubo una mayor captura de peces durante el verano de 2002. Esto fue mayormente evidente en la pesca de arrastre, donde se observó una variación de un orden de magnitud en dicha abundancia.

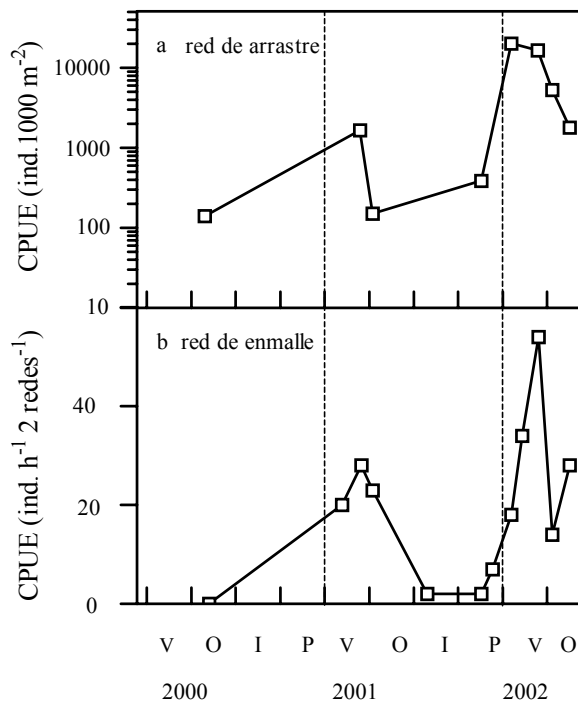


Figura 4.12: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Vedia 2. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. Notar la escala logarítmica en la figura superior. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa del macrozooplancton se relacionó positivamente con su talla (r Spearman = 0.73, $p = 0.0001$; r Pearson = 0.69, $p = 0.0004$), también se relacionó moderadamente con la biomasa de los copépodos ciclopoideos (r Spearman = 0.54, $p = 0.0102$; r Pearson = 0.58, $p = 0.0047$) y con la biomasa de los cladóceros (r Spearman = 0.58, $p = 0.0051$; r Pearson = 0.39, $p = 0.0742$). Esta relación fue mayor si sólo se consideran los organismos mayores de 1 mm (biomasa macrozooplancton-abundancia copépodos > 1 mm, r Spearman = 0.70, $p = 0.0003$; r Pearson = 0.73, $p = 0.0001$; biomasa macrozooplancton-abundancia cladóceros > 1 mm, r Spearman = 0.59, $p = 0.0039$; r Pearson = 0.57, $p = 0.0061$). Por otro lado, el microzooplancton no se relacionó con componente del macrozooplancton alguno, pero sí se

relacionó con la concentración de la clorofila *a* (r Spearman = 0.44, p = 0.0425; r Pearson = 0.43, p = 0.0480).

La concentración de chl *a* se relacionó débilmente con la temperatura atmosférica (la correlación entre ambas variables fue sólo significativa utilizando la correlación de Spearman r = 0.43 p = 0.044). Vedia 2 fue la única laguna del grupo de Leandro N. Alem donde se observó una correlación significativa entre la temperatura y la concentración de la chl *a*. Sin embargo, esta correlación fue la más débil y de menor significancia en comparación con las otras cuatro lagunas de estudio. Por otro lado, la concentración de chl *a* no se correlacionó con nutriente alguno.

Laguna Vedia 3

Variabilidad temporal de la Laguna Vedia 3:

La biomasa de zooplancton fluctuó de manera estacional (Figura 4.13a). El macrozooplancton contribuyó en mayor proporción a dicha biomasa (Figura 4.13a). En cambio, el microzooplancton contribuyó solamente durante la temporada estival. Los máximos del zooplancton se observaron durante el invierno y el comienzo de la primavera, período en el cual la contribución de los copépodos calanoideos a la biomasa del macrozooplancton fue máxima (Figura 4.13b). En cambio, durante el verano, la biomasa macrozooplanctónica fue relativamente baja, y la misma estuvo representada en mayor proporción por los copépodos ciclopoideos y en menor proporción por los cladóceros. Al igual que lo ocurrido con la biomasa macrozooplanctónica, las mayores tallas se observaron durante el invierno y comienzos de la primavera (Figura 4.13 c).

La concentración de clorofila *a* fue muy elevada independientemente de la época del año (Figura 4.13e), y su variación no fue estacional.

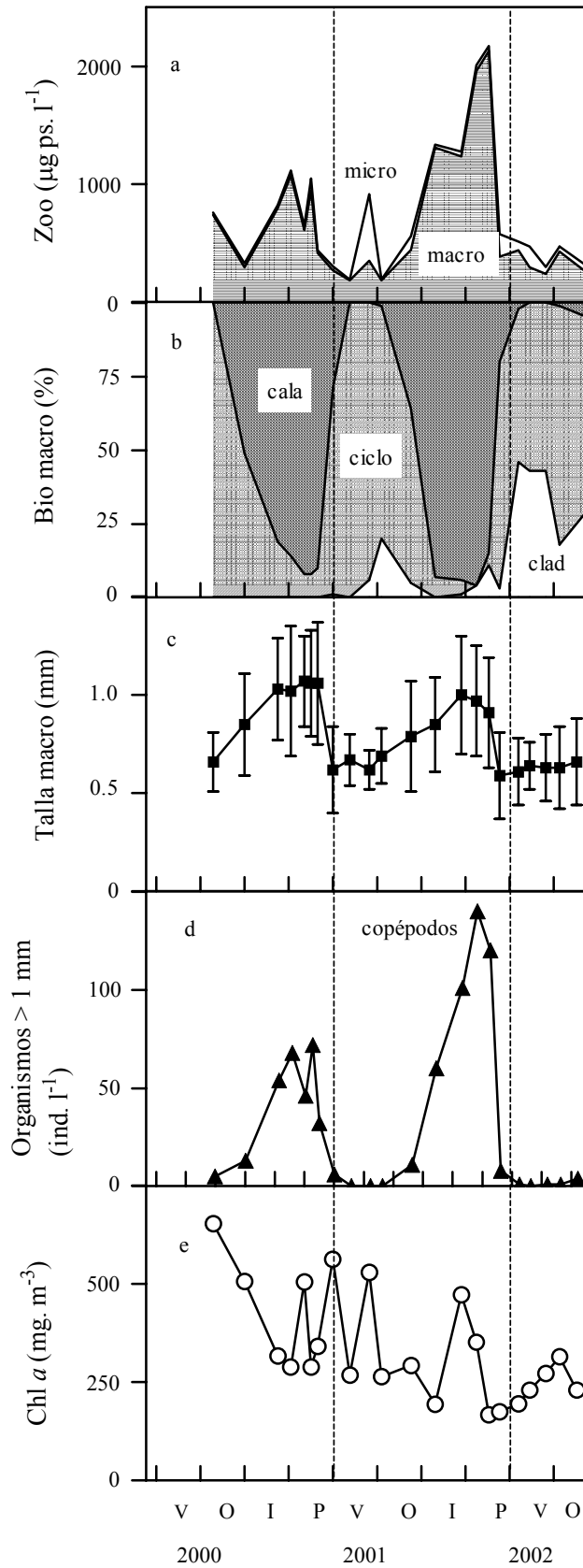


Figura 4.13: Características de la comunidad planctónica de la laguna Vedia 3 desde el verano de 2000 hasta el otoño de 2002. Zoo: Zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; ciclo, copéodos ciclopoideos; cala, copéodos calanoideos; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

En esta laguna la comunidad de peces estuvo predominantemente representada por peces pequeños (Figura 4.14a). La CPUE fue mayor durante la estación estival, Aún así, hubo diferencias entre uno y otro verano. Durante el verano de 2002 dicha captura fue comparativamente mayor que durante el verano de 2001. La captura de peces con las redes de enmalle fueron generalmente nulas, a excepción del verano de 2002 (Figura 4.14b). Los peces piscívoros tales como la tararira (*Hoplias malabaricus*) y el bagre sapo (*Rhamdia sapo*) estuvieron prácticamente ausentes durante todo el período de estudios. La CPUE obtenida con la red de arrastre fue considerablemente más elevada en Vedia 3, a comparación del resto de las lagunas de estudio.

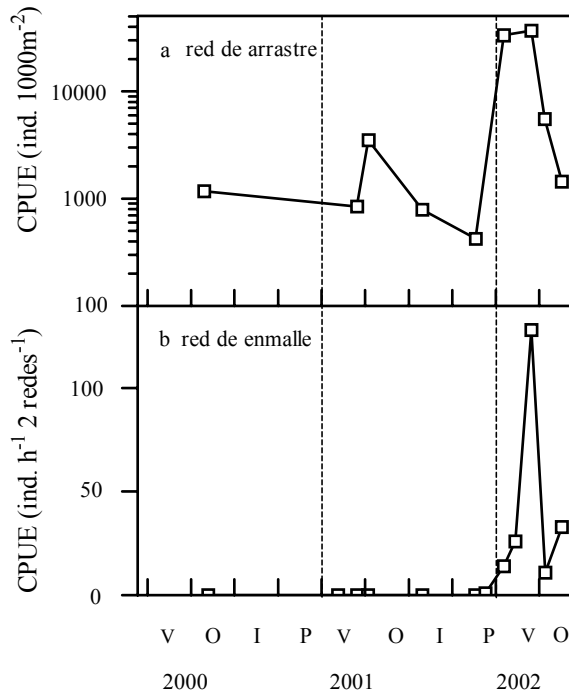


Figura 4.14: Abundancia relativa de la comunidad de peces en la laguna Vedia 3. CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo. La CPUE de la red de arrastre considera solamente a los individuos de *Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*. La CPUE de las redes de enmalle considera a todos los peces capturados. Notar la escala logarítmica en la figura superior. O, I, P, V, muestreos correspondientes al otoño, invierno, primavera y verano respectivamente.

Relaciones de la biomasa planctónica:

La biomasa de zooplankton se relacionó positiva y moderadamente con su talla (r Spearman = 0.54, $p = 0.0101$; r Pearson = 0.63, $p = 0.0019$). Además, la biomasa del macrozooplankton se relacionó positivamente con la biomasa de los copépodos calanoideos (r Spearman = 0.80, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.75, $p = 0.0001$), esta relación es aún más fuerte si solo consideramos la relación con la abundancia de los copépodos mayores a 1 mm (r Spearman = 0.84, $p < 0.0001$; r Pearson = 0.85, $p < 0.0001$).

En Vedia 3, la concentración de chl *a* no se relacionó con la temperatura ambiental. En cambio si se relacionó positivamente con la concentración de nitrógeno total (r Spearman = 0.50; $p = 0.0170$; r Pearson = 0.65 $p = 0.0011$). Al igual que lo ocurrido en la mayoría de las lagunas de estudio, no se observó una relación entre la concentración de fósforo y la concentración de chl *a*.

4.2 DISCUSIÓN

4.2.1 EFECTOS DE LA CUENCA DE DRENAJE Y LA HIDROLOGÍA SOBRE LA COMUNIDAD PLANCTÓNICA

Las lagunas pampeanas se sitúan en fértiles drenajes que naturalmente les aportan grandes cargas de nutrientes. La acción humana ha incrementado sustancialmente esas cargas. Las lagunas pampeanas ubicadas en zonas con bajo uso de la tierra presentarían variaciones estacionales en sus parámetros químicos propios de las regiones templadas. Estas variaciones serían menos notorias a medida que el uso de la tierra es incrementado. Esto explicaría gran parte de la diferencia hallada en la concentración de nitrógeno total entre las lagunas altamente hipertróficas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem (Vedia 1, Vedia 2 y Vedia 3) y el resto de las lagunas de estudio (ver capítulo 3).

Prairie et al. (1989) demostraron la importancia del NT en predecir la biomasa algal en lagos altamente eutróficos. Esto explicaría en parte, las diferencias halladas en las concentraciones de la biomasa algal entre las lagunas ubicadas en el partido de Leandro N. Alem y el resto de las lagunas de estudio. En las lagunas ubicadas en el partido de Alem la elevada concentración de nitrógeno sustentaría a una elevada biomasa algal durante una gran parte del año, enmascarando así, su variación estacional. En cambio, la variación estacional de la biomasa algal sí sería observable en el resto de las lagunas de estudio. Por otro lado, la mayor transparencia del agua de las lagunas ubicadas en el partido de Junín (ver capítulo 3) habría permitido el desarrollo de la macrofitia sumergida tal lo propuesto por Scheffer et al. (1993).

Los ciclos de sequía e inundación producen grandes fluctuaciones en el volumen y la superficie de las lagunas de la región pampeana. En época de sequía, las mismas suelen concentrarse tanto en nutrientes (Quirós et al. 2002b) como en biomasa algal (Izaguirre & Vinocur 1994). A su vez, la importante reducción en el volumen de agua, produciría también

una importante concentración de la biomasa zooplanctónica. Sin embargo esto no fue observado en Higuera, laguna que estuvo ampliamente dominada por la macrofitia.

4.2.2 CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA Y DE LA COMUNIDAD DE PECES

A diferencia de la extensa literatura sobre la dinámica de la comunidad fitoplanctónica, son pocos los estudios sobre la dinámica de la comunidad zooplanctónica. Además, estos estudios suelen abarcar sólo a unas pocas especies y no a la comunidad en su conjunto. Por otro lado, los mismos son generalizables solamente a los lagos similares ubicados en la misma región geográfica, ya que la dinámica del zooplancton en un lago depende en gran parte de su zona litoral, del tiempo de residencia del agua, de la concentración de oxígeno hipolimnética o de la abundancia de sus predadores (Kalff 2002).

A diferencia de lo observado con la biomasa del fitoplancton en cuatro de las lagunas de estudio, la biomasa zooplanctónica nunca se relacionó positivamente con la temperatura ambiental. Elevados valores de dicha biomasa se observaron en la estación estival e invernal.

En cambio, la talla del macrozooplancton generalmente presentó una dinámica estacional en las lagunas dominadas por el fitoplancton. Las mayores tallas fueron observadas durante el invierno y la primavera. Estos máximos en la talla del macrozooplancton fueron también correspondidos con máximos en la biomasa zooplanctónica. *Daphnia* spp. y los copépodos calanoideos fueron los organismos predominantes durante dichos máximos. Esta dinámica observada en la talla del macrozooplancton podría asociarse a la predación de los peces. La baja temperatura del agua durante el período invernal produce una disminución en el metabolismo de los peces, hecho que se corroboró en el bajo índice de capturas durante la temporada invernal. Esto posibilitaría el desarrollo de los grandes organismos del plancton. La abundancia del zooplancton de mayor tamaño disminuiría a medida que aumenta el metabolismo de los peces. Sumado a esto, los peces reclutados a fines de la primavera predan de forma intensa sobre el zooplancton (Mehner et al. 2002). Esto también explicaría la baja talla macrozooplanctónica del verano. En concordancia con esta disminución en la talla del macrozooplancton, en el verano se cuantificaron las mayores biomásas del microzooplancton. En general, durante la época de mayor predación de los peces la comunidad zooplanctónica se encuentra dominada por pequeños cladóceros, rotíferos y copépodos (Lynch 1979).

En cambio, la talla del macrozooplancton no presentó una dinámica estacional en las lagunas dominadas por la macrofitia. En estas lagunas, las mayores tallas del

macrozooplancton coincidieron con épocas cuando la infestación de la macrofitia era baja o nula. En cambio, la mayor biomasa zooplanctónica se observó durante épocas de baja infestación de la macrofitia.

En el siguiente capítulo se analizará con mayor profundidad las relaciones tróficas en las pequeñas lagunas de estudio y las consecuencias de las manipulaciones de peces sobre la comunidad planctónica.

CAPÍTULO 5: INTERACCIONES TRÓFICAS DENTRO DE UN CONTEXTO ECOSISTÉMICO

En este capítulo se describen los estudios de lago como un todo realizados para esta tesis doctoral.

En la primera sección (5.1.1) se describe la dinámica del plancton de la laguna sin manipular durante el año 2000. En la segunda sección (5.1.2) se describe la dinámica del plancton durante los diferentes estudios de eliminación y siembra de peces. Se comenzará con la descripción de los estudios de lago como un todo que consistieron en la eliminación de peces y siembra de pejerrey durante el año 2000. Para ello, las lagunas fueron divididas en dos grupos. El grupo correspondiente a las lagunas dominadas por el fitoplancton se describirá en primer lugar, en segundo, se describirá el grupo correspondiente a las lagunas dominadas por las macrófitas. En el primer grupo se comenzará con la descripción de la laguna adonde solo se realizó la eliminación de los peces (Vedia 2). A continuación se describirán las lagunas donde además de dicha eliminación se sembró pejerrey. Se comenzará con la laguna Capurro pues fue la laguna más tardíamente sembrada con pejerrey. En consecuencia, en esta laguna el efecto de la ausencia de peces debería prolongarse por un mayor período de tiempo. La última laguna a describir será Longinotti pues fue la más intensamente sembrada además de ser la primera laguna sembrada. Dentro del grupo de las lagunas dominadas por las macrófitas, se comenzará con descripción del plancton de la laguna Higuera y posteriormente de la laguna Maggi pues ésta última laguna fue sembrada con mayor carga de pejerrey respecto a la primera.

Finalizada esta serie de estudios de lago como un todo de 2000 se describirá el estudio de lago como un todo realizado en la laguna Maggi en 2001, el cual consistió también en la siembra de pejerrey.

El último estudio a analizar será la siembra de la tararira como posible agente de control sobre el pejerrey.

En la sección 5.1.3 se realizará una comparación entre el otoño-invierno de 2000 y el otoño-invierno de 2001. La misma se realizó en base a la diferencia en estructura y abundancia de peces entre ambos períodos. Durante el período correspondiente al año 2000, todas las lagunas salvo Vedia 3, se encontraban sin peces o con una incipiente carga de pejerrey. A su vez, durante el mismo período de 2001, las lagunas manipuladas habían ya recobrado su comunidad natural de peces. En esta sección el ordenamiento de las lagunas coincide con el

utilizado en las primeras dos secciones. Es decir Vedia 3, Vedia 2, Capurro, Vedia 1, Longinotti, Higuera y Maggi.

5.1 RESULTADOS

5.1.1 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LA LAGUNA CONTROL (año 2000)

Laguna Vedia 3

La biomasa del plancton disminuyó entre los meses de abril y junio del año 2000. Tanto fue así para el zooplancton (Figura 5.1a) como para el fitoplancton (Figura 5.1f). El zooplancton estuvo representado exclusivamente por copépodos ciclopoideos (Figura 5.1b). La biomasa del zooplancton (Figura 5.1a) y la contribución de los copépodos calanoideos a dicha biomasa (Figura 5.1b) se incrementaron a partir del mes de junio y hasta septiembre. De igual manera se produjo un aumento en la talla del macrozooplancton (Figura 5.1c).

En el mes de diciembre, la biomasa de zooplancton disminuyó y su estructura y composición fueron similares a las observadas en el mes de abril. La talla promedio del macrozooplancton era relativamente baja (Figura 5.1c) y el zooplancton estaba dominado por los copépodos ciclopoideos (Figura 5.1b).

La biomasa de cladóceros fue despreciable. Sin embargo, no sucedió lo mismo en las otras lagunas donde los peces fueron eliminados (Figuras 5.2, 5.3, 5.4 y 5.5). En consecuencia, en Vedia 3 los planctontes mayores a 1 mm estuvieron representados por los copépodos, mayormente del orden Calanoidea. El porcentaje de los copépodos > a 1 mm fue en continuo aumento desde abril hasta noviembre inclusive (Figura 5.1e). La abundancia de los copépodos calanoideos fue baja a comienzos y a fin del año 2000 y fue elevada desde fines de agosto hasta comienzos de noviembre (Figura 5.1e). La concentración de clorofila *a* y la abundancia de los copépodos calanoideos fluctuaron de manera inversa (Figuras 5.1e y 5.1f).

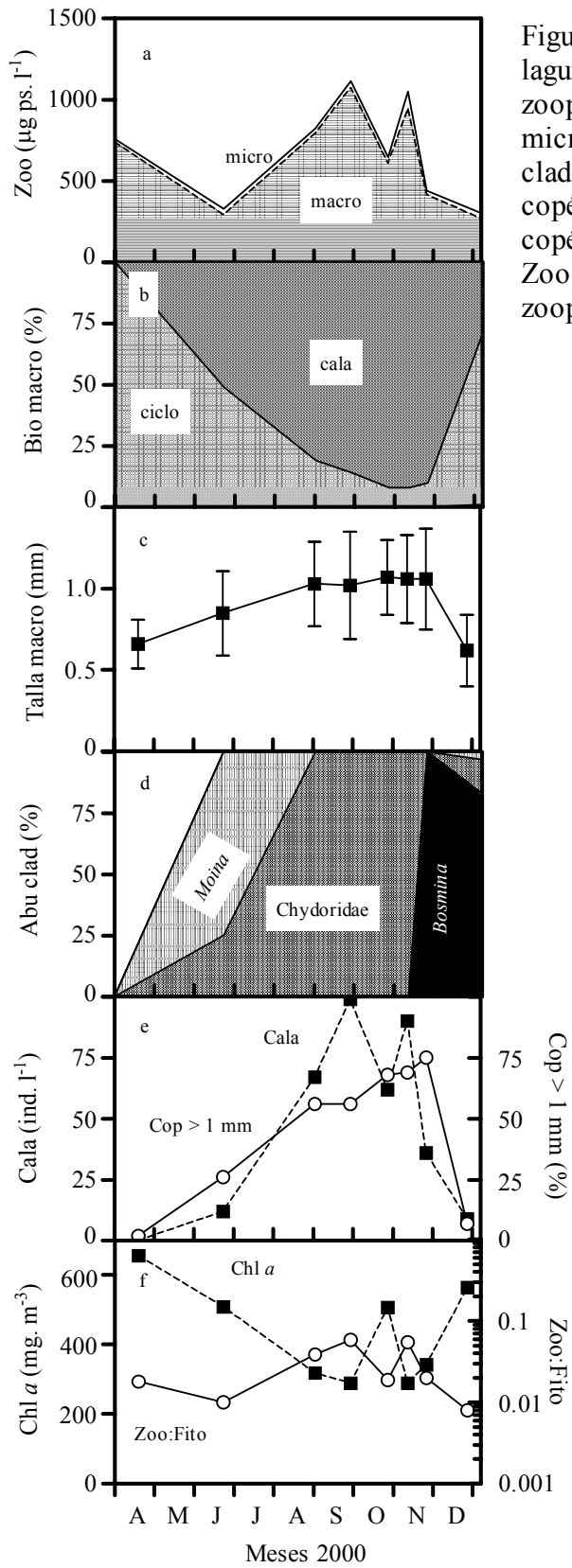


Figura 5.1: Dinámica del zooplancton en la laguna Vedia 3 durante el año 2000. Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; Cop > 1 mm, copépodos > 1 mm; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

5.1.2 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LAS LAGUNAS MANIPULADAS

Eliminación de peces y siembra de un zooplanctívoro visual en las lagunas dominadas por el fitoplancton (año 2000)

Laguna Vedia 2 (donde solo se realizó la eliminación de peces)

Durante abril de 2000, la biomasa del plancton fue extremadamente elevada, tanto para el zooplancton (Figura 5.2a) como para el fitoplancton (Figura 5.2f). La biomasa del zooplancton correspondió exclusivamente a los copépodos ciclopoideos (Figura 5.2b).

La estructura del zooplancton cambió drásticamente a partir de la eliminación de los peces en el mes de mayo. Al igual que en la laguna Vedia 3, la biomasa del plancton disminuyó en el mes de junio. Sin embargo la proporción de cladóceros en el plancton se incrementó a partir dicho mes y hasta el mes de noviembre inclusive (Figura 5.2b). A su vez, la biomasa del zooplancton (Figura 5.2a) y la talla del macrozooplancton (Figura 5.2c) se incrementaron hasta el mes de octubre. La dominancia de *Daphnia* fue absoluta (Figura 5.2d). Ésta alcanzó su máximo de abundancia en el mes de septiembre (Figura 5.2e). Si se consideran sólo a los individuos mayores a 1 mm, dicho máximo fue alcanzado en octubre y el mayor porcentaje de las dafnias > a 1 mm fue alcanzado a comienzos del mes de noviembre (Figura 5.2e). Por este motivo hasta noviembre fue cada vez mayor el porcentaje de los grandes organismos del zooplancton, a pesar que la disminución en la abundancia de *Daphnia* comenzó en el mes de septiembre. El cociente Zoo:Fito permaneció elevado durante la presencia de *Daphnia*, en contraparte, la concentración de clorofila *a* se mantuvo en valores relativamente bajos (Figura 5.2f).

A fines de noviembre la biomasa de zooplancton y la talla promedio del macrozooplancton disminuyeron de manera abrupta (Figuras 5.2a y 5.2c), lo cual concordó con el colapso de los grandes cladóceros y la aparición de los copépodos ciclopoideos (Figura 5.2b). La concentración de clorofila *a* aumentó y el cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton (Zoo:Fito) disminuyó durante este período (Figura 5.2f).

Vedia 2 se diferenció de las lagunas donde también se habían eliminado los peces en varios aspectos. En Vedia 2 se registraron las mayores tallas de macrozooplancton. Además, el zooplancton estuvo representado mayoritariamente por organismos del género *Daphnia* y fue en esta laguna donde alcanzó sus máximas abundancias. Sin embargo, lo más destacable de todo fue la diferente mortandad de estos organismos respecto a las demás lagunas. En Vedia 2 las dafnias de menor tamaño prevalecieron por menos tiempo que las más grandes.

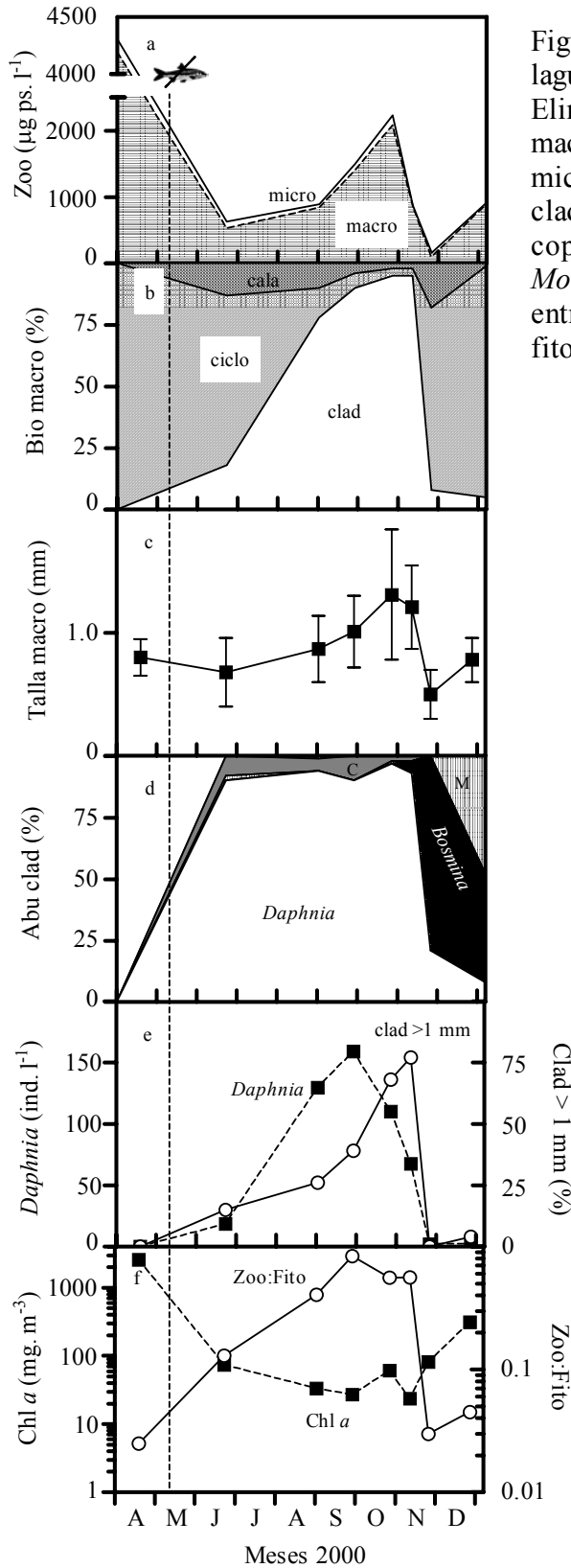



Figura 5.2: Dinámica del zooplancton en la laguna Vedia 2 durante el año 2000. Eliminación de peces, . Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; ciclo, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; C, *Ceriodaphnia*; M, *Moina*; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

Laguna Capurro

En esta laguna, al igual que lo ocurrido en Vedia 2, la biomasa de plancton fue muy elevada durante el mes de abril de 2000 (Figuras 5.3a y 5.3f) y el zooplancton estuvo representado exclusivamente por copépodos ciclopoideos (Figura 5.3b).

A partir de la eliminación de peces en el mes de mayo ocurrieron cambios en la estructura del plancton. A partir del mes de junio y hasta el mes de septiembre, la proporción de cladóceros y la biomasa del macrozooplancton fueron en aumento, en cambio la biomasa del microzooplancton fue en disminución (Figura 5.3b y 5.3a). El macrozooplancton estuvo representado casi exclusivamente por cladóceros (Figura 5.3b) y su talla fue en aumento hasta el mes de agosto (Figura 5.3c). *Daphnia* fue el organismo más abundante, por ejemplo en agosto, el 76% de los individuos del plancton correspondían a dicho género (Figura 5.3e). La baja concentración de clorofila *a* se correspondió con un elevado cociente Zoo:Fito (Figura 5.3f)

Capurro fue la laguna más tardíamente sembrada de pejerrey de las 3 lagunas dominadas por el fitoplancton. Dicha siembra comenzó en el mes de agosto, a diferencia de las lagunas V1 y Longinotti donde comenzaron en el mes de julio (Tabla 2.4). El porcentaje de los cladóceros mayores a 1 mm fue relativamente constante desde el mes de junio y hasta el mes de septiembre inclusive en la laguna Capurro (Figura 5.3e). No se observó lo mismo en las otras dos lagunas. En Capurro no se muestrearon cladóceros > a 1 mm a partir del mes de septiembre. Desde entonces, la concentración de clorofila *a* aumentó y el cociente Zoo:Fito disminuyó (Figura 5.3f). La biomasa de macrozooplancton decreció paulatinamente durante los últimos muestreos de 2000 (Figura 5.3a), la misma estuvo representada por los copépodos, tanto calanoideos como ciclopoideos (Figura 5.3b).

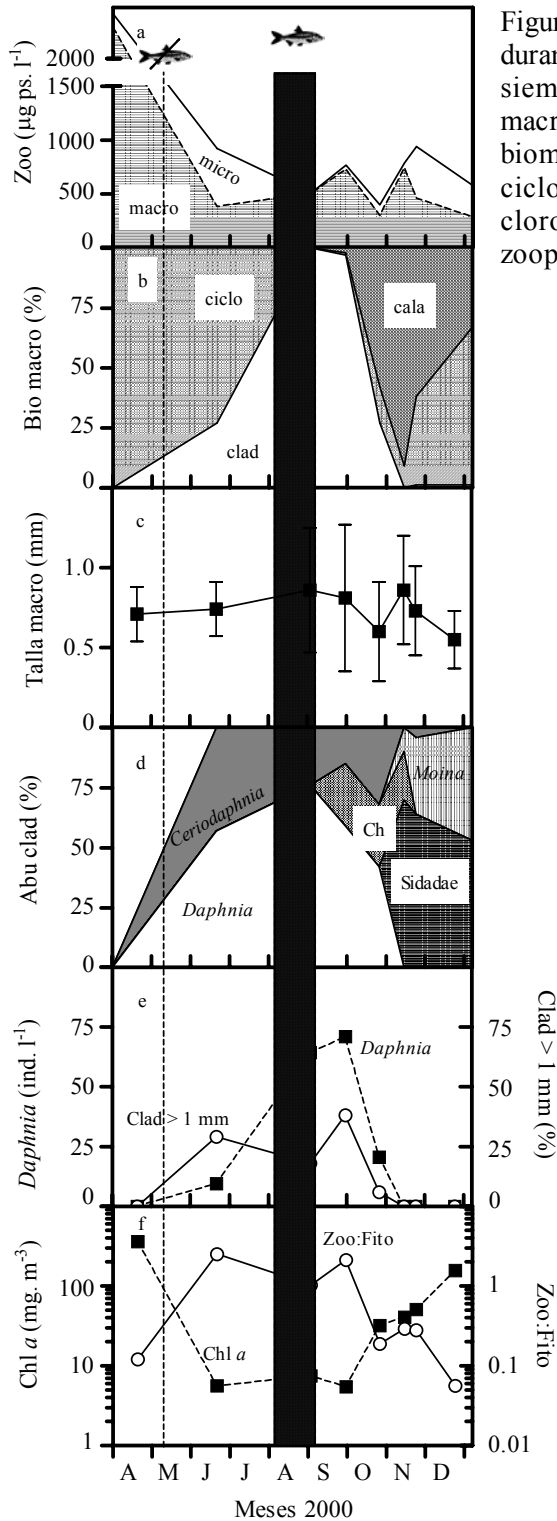




Figura 5.3: Siembra de pejerrey en la laguna de Capurro durante el año 2000. Eliminación de peces, ; siembra de pejerrey, . Zoo, zooplankton; macro, macrozooplankton; micro, microzooplankton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; ciclo, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; Ch, Chydoridae; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplankton y fitoplancton.

Laguna Vedia 1

Durante abril de 2000, la biomasa de zooplancton fue relativamente baja (Figura 5.4a) y la concentración de clorofila *a* muy elevada (Figura 5.4f). El mayor porcentaje de la biomasa del zooplancton correspondió a los copépodos ciclopoideos (Figura 5.4b).

Luego de la eliminación de los peces en el mes de mayo, las biomásas del macro y microzooplancton aumentaron. En el mes de junio la biomasa de zooplancton estuvo dominada por los copépodos ciclopoideos y el microzooplancton. En los meses de agosto y septiembre estuvo dominada por los cladóceros (Figuras 5.4a y 5.4b). La mayor talla de macrozooplancton fue medida en agosto (Figura 5.4c), en concordancia con el mayor porcentaje relativo de abundancia de *Daphnia*, cuyo valor alcanzó el 50 % (Figura 5.4d). A partir del mes de junio y hasta el mes de septiembre inclusive el cociente Zoo:Fito alcanzó sus máximos valores, a su vez, la concentración de clorofila *a* alcanzó sus mínimos valores (Figura 5.4f).

La siembra de pejerreyes comenzó en el mes de julio (Tabla 2.4). Sin embargo, a posteriori de dicha siembra, la biomasa de zooplancton aumentó (Figura 5.4a). No así la talla promedio del macrozooplancton, (Figura 5.4c). El macrozooplancton estuvo representado por copépodos ciclopoideos y cladóceros de pequeña talla (Figuras 5.4b y 5.4d). Un aumento en la abundancia de estos últimos ocurrió en la laguna desde fines de noviembre hasta diciembre inclusive. Durante este período, la proporción de *Daphnia* fue baja (alrededor del 35% de los cladóceros durante fines de noviembre), pero debido a la magnitud del pico de cladóceros su abundancia superó los 100 ind. l⁻¹ (Figura 5.4e). La concentración de clorofila *a* aumentó hasta principios de noviembre. Sin embargo, la misma disminuyó luego del máximo de biomasa del zooplancton (Figura 5.4f).

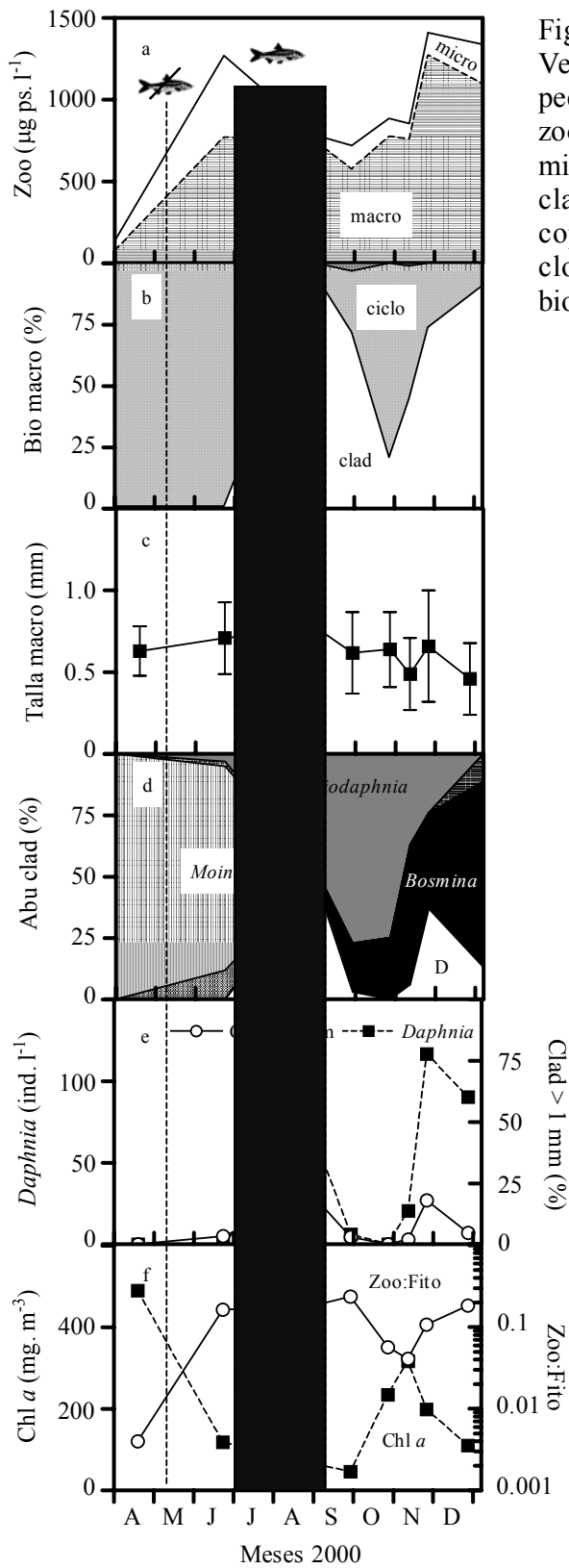




Figura 5.4: Siembra de pejerrey en la laguna de Vedia I durante el año 2000. Eliminación de peces, ; siembra de pejerrey, . Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; D, *Daphnia*; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

Laguna Longinotti

Durante abril de 2000, la biomasa de zooplancton fue relativamente baja (Figura 5.5a) y la concentración de clorofila *a* (chl *a*) muy elevada (Figura 5.5f). Los copépodos representaron el mayor porcentaje de la biomasa del zooplancton (Figura 5.5b).

En el mes de mayo se eliminaron los peces. En junio, la biomasa del macrozooplancton se incrementó (Figura 5.5a) y su talla alcanzó el valor máximo del año 2000 (Figura 5.5c). La biomasa del macrozooplancton estuvo compuesta mayoritariamente por los cladóceros (Figura 5.5b), y la proporción de individuos del género *Daphnia* fue aproximadamente del 50% (Figura 5.5d). Fue durante este mes cuando la concentración de chl *a* alcanzó su mínimo valor y el cociente Zoo:Fito fue máximo (Figura 5.5f).

Longinotti fue la primera laguna donde comenzó la siembra de pejerrey (Tabla 2.4) y además fue la laguna más intensamente sembrada (956 ind. ha⁻¹) (Tablas 2.2). A partir de dicha siembra la proporción de cladóceros en el plancton y la talla del macrozooplancton comenzaron a declinar (Figuras 5.5b y 5.5c respectivamente). Asimismo, disminuyeron la proporción de *Daphnia* en los cladóceros y el porcentaje de cladóceros > 1 mm (Figuras 5.5d y 5.5e respectivamente). Sin embargo, la biomasa de zooplancton al igual que la abundancia de *Daphnia*, se incrementaron hasta el mes de septiembre y a partir de entonces disminuyeron (Figuras 5.5a y 5.5e). La concentración de chl *a* fue en aumento y el cociente Zoo:Fito en disminución luego de la siembra de pejerrey y hasta el mes de diciembre inclusive (Figura 5.5f).

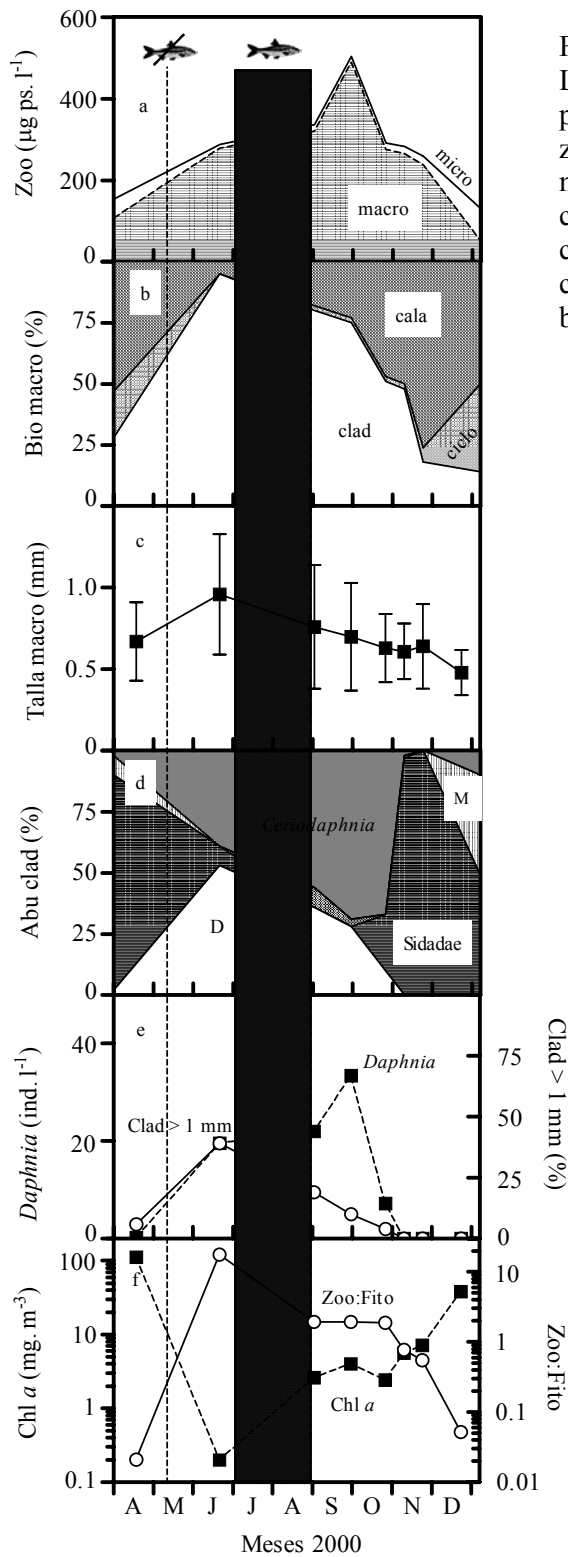




Figura 5.5: Siembra de pejerrey en la laguna de Longinotti durante el año 2000. Eliminación de peces, ; siembra de pejerrey, . Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; calo, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; D, *Daphnia*; M, *Moina*; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

Eliminación de peces y siembra de un zooplanctívoro visual en las lagunas dominadas por la macrofitia (año 2000)

Laguna Higueras

Esta laguna se caracterizó por una relativamente baja biomasa planctónica durante todo el año 2000. Las biomásas de zooplancton y fitoplancton fueron considerablemente más bajas que en el resto de las lagunas. En abril, la biomasa zooplanctónica estuvo representada por los copépodos ciclopoideos y el microzooplancton (Figuras 5.6a y 5.6b respectivamente).

En el mes de mayo se eliminaron los peces y en el mes de junio la biomasa zooplanctónica se incrementó. Este aumento fue originado principalmente por organismos microzooplanctónicos (Figura 5.6a). La mayor talla del macrozooplancton fue medida en el mes de junio (Figura 5.6c), en concordancia con la única aparición de organismos del género *Daphnia* en la laguna (Figura 5.6d).

La siembra de pejerrey fue muy baja (106 ind. h^{-1}) y la misma se realizó principalmente durante el mes de agosto (Tablas 2.2 y 2.3 respectivamente). En septiembre observamos un máximo en la biomasa del zooplancton (Figura 5.6a) representado principalmente por organismos litorales (Figura 5.6d). En los últimos muestreos de 2000 la biomasa zooplanctónica fue muy escasa y el macrozooplancton estuvo prácticamente ausente (Figura 5.6a).

Hay que destacar, a diferencia de las lagunas dominadas por el fitoplancton, el muestreo accidental de una variada fauna de invertebrados con las redes de plancton durante los meses de junio y agosto. Se recolectaron larvas de Odonata de la familia Coenagrionidae y larvas de Ephemeroptera de la familia Baetidae.

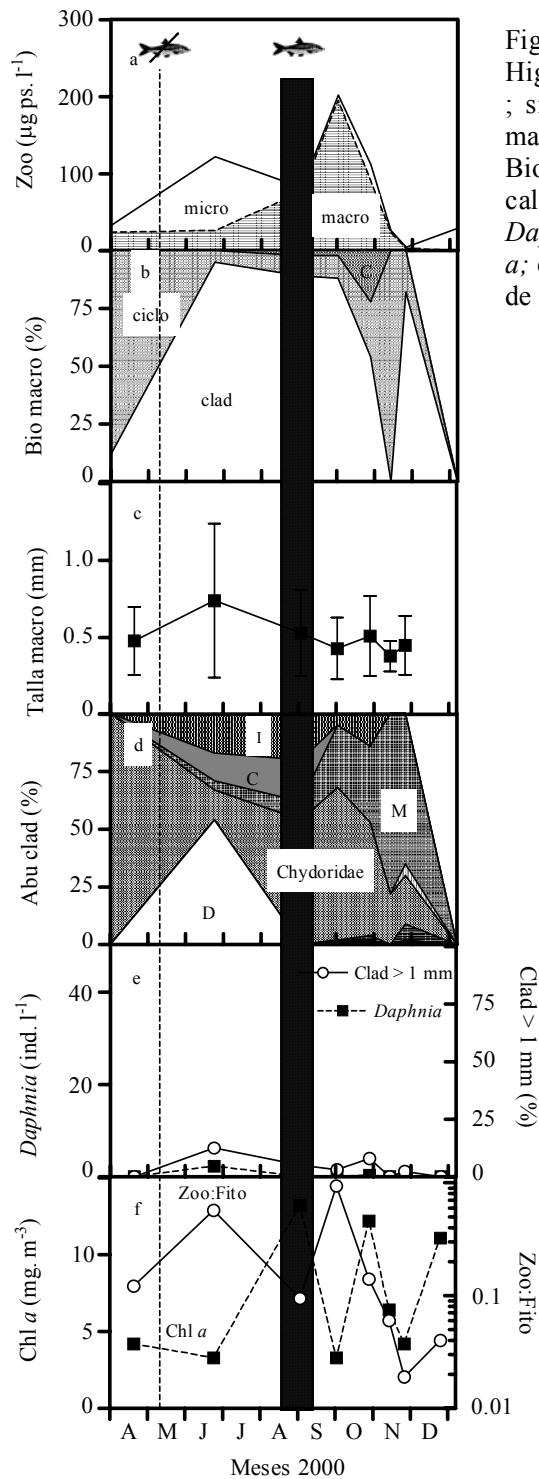




Figura 5.6: Siembra de pejerrey en la laguna de Higuera durante el año 2000. Eliminación de peces, ; siembra de pejerrey, . Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; D, *Daphnia*; M, Macrothricidae; I, *Simocephalus*; Chl a; clorofila a; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

Laguna Maggi

Durante abril de 2000, la biomasa de zooplancton estaba representada principalmente por el microzooplancton (Figura 5.7a). El macrozooplancton estaba dominado por los copépodos (Figura 5.7b) y el fitoplancton dominaba la laguna.

Durante el mes de mayo se eliminaron los peces de la laguna. En el mes de junio, hubo un aumento de la biomasa del macrozooplancton. El mismo estuvo representado principalmente por los cladóceros del género *Ceriodaphnia* (Figura 5.7d). Durante este mes se observó la mayor abundancia de *Daphnia*, la cual estuvo prácticamente ausente durante todo el año 2000 (Figura 5.7e). El máximo de macrozooplancton correspondiente al mes de junio coincidió con un mínimo en la concentración de clorofila *a*, observándose un máximo en el cociente Zoo:Fito (Figura 5.7f).

La siembra de pejerrey fue relativamente elevada, a razón de 683 ind. ha⁻¹ (Tabla 2.3), y la misma se realizó en el mes de agosto (Tabla 2.4). Desde agosto hasta noviembre la biomasa de zooplancton fue extremadamente baja. Durante el mes de diciembre aumentaron las biomásas de zooplancton y fitoplancton (Figuras 5.7a y 5.7f).

Al igual que lo ocurrido en la otra laguna ampliamente colonizada por la macrofitia, hay que destacar el muestreo accidental de una variada fauna de invertebrados con las redes de plancton. *Mesostoma* spp., *Hyaella Curvispina* y *Buenoa* spp. fueron muestreados durante los meses de junio, agosto y septiembre.

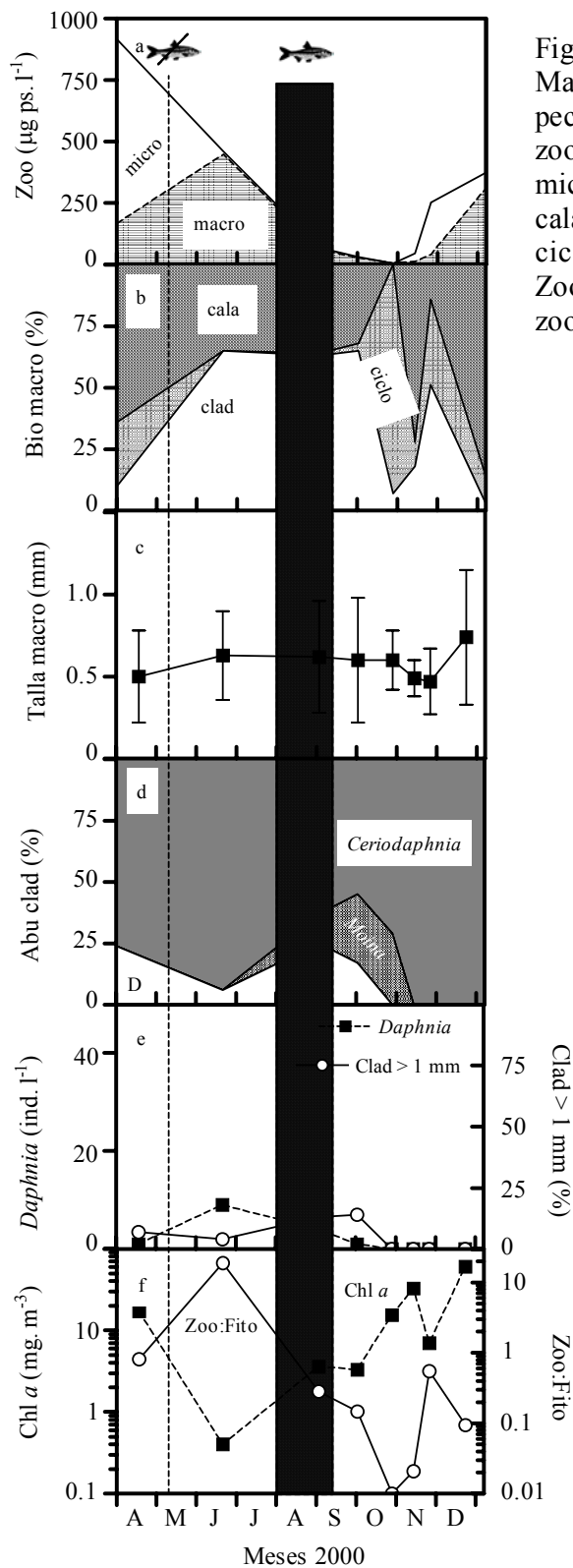




Figura 5.7: Siembra de pejerrey en la laguna de Maggi durante el año 2000. Eliminación de peces, ; siembra de pejerrey, . Zoo, zooplankton; macro, macrozooplankton; micro, microzooplankton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copéodos calanoideos; ciclo, copéodos ciclopoideos; D, *Daphnia*; Chl a, clorofila a; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplankton y fitoplancton.

Siembra de un zooplanctívoro visual (año 2001)

Laguna de Maggi

Durante el año 2001 se re-sembró con pejerrey la laguna Maggi. La biomasa y la estructura de tallas del zooplancton variaron a partir de dicha siembra. Ambas fueron relativamente elevadas durante los meses anteriores a la siembra de pejerrey (Figuras 5.8a y 5.8c respectivamente). El zooplancton estuvo representado por los copéodos calanoideos y los cladóceros (Figura 5.8b). Estos últimos estuvieron representados mayoritariamente por el género *Daphnia* (Figura 5.8d), siendo una elevada proporción de estas > a 1 mm (Figura 5.8e). Durante este período el cociente Zoo:Fito fue relativamente elevado y la concentración de chl *a* fluctuó de manera inversa a la abundancia de *Daphnia* (Figura 5.8f). La siembra de pejerrey comenzó el día 20 de agosto. Alrededor del 85 % de los pejerreyes fueron sembrados durante los siguientes 30 días (Tabla 2.6). A partir del mes de octubre, la biomasa y la talla del zooplancton disminuyeron (Figuras 5.8a y 5.8b respectivamente), lo cual concordó con la desaparición de *Daphnia* y el aumento de la concentración de chl *a* en la laguna (Figuras 5.8e y 5.8f respectivamente). *Potamogeton* spp. colonizó la laguna entre fines de noviembre y hasta el mes de marzo inclusive (ver capítulo 4). Durante este período, la biomasa y la talla de zooplancton alcanzaron sus mínimos valores (Figuras 5.8a y 5.8c respectivamente). El zooplancton estuvo dominado por copéodos, en un principio por calanoideos y posteriormente por ciclopoideos (Figura 5.8b). El mínimo de concentración de chl *a* fue durante el mes de enero (Figura 5.8f) y concordó con la máxima abundancia de *Potamogeton* spp. en la laguna (ver capítulo 4).

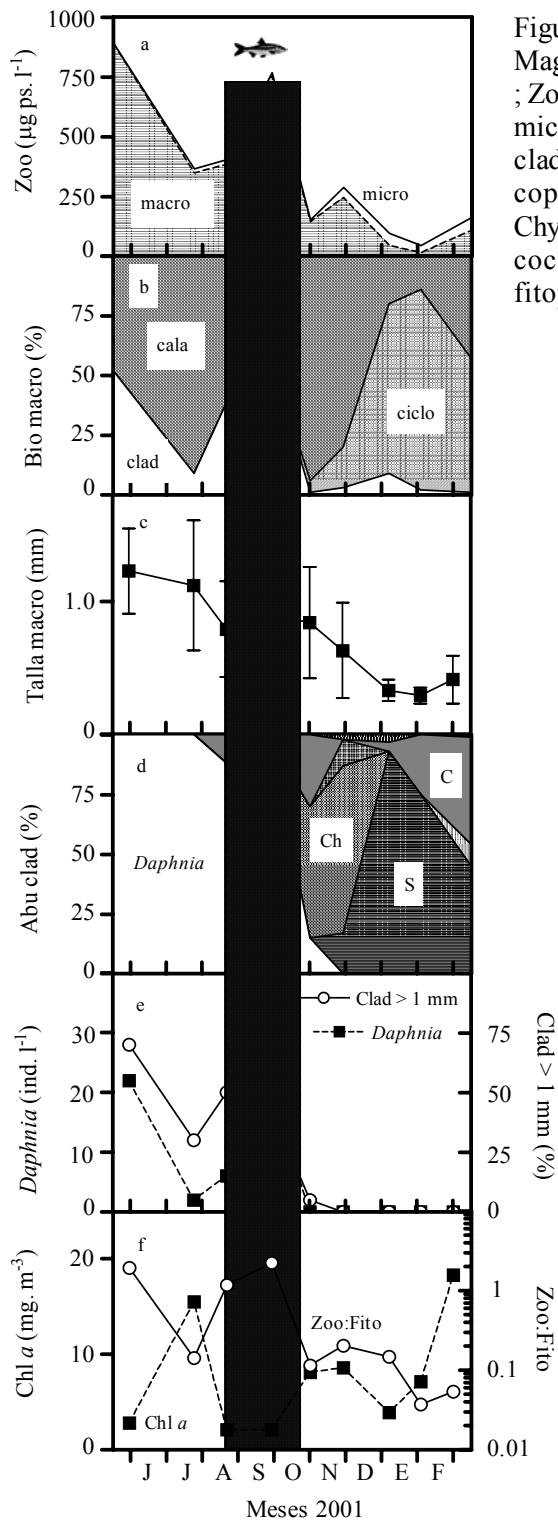



Figura 5.8: Siembra de pejerrey en la laguna de Maggi durante el año 2001. Siembra de pejerrey ; Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; C, *Ceriodaphnia*; Ch, Chydoridae; S, Sididae; Chl a, clorofila a; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

La talla del macrozooplancton fue más elevada en los meses previos a la siembra de pejerrey comparado con los meses posteriores a dicha siembra (Figura 5.8c).

Tanto para la laguna de Maggi como para otras cuatro lagunas, la talla máxima del macrozooplancton medida entre los meses de mayo y agosto fue significativamente más elevada que la talla mínima del macrozooplancton medida entre los meses de noviembre y febrero (Figura 5.9, Tabla 5.1). Sin embargo, la mayor de estas diferencias (del cuádruple) fue observada en la laguna Maggi donde se sembraron los pejerreyes. Le siguieron las lagunas Higueras y Longinotti, donde dicha diferencia fue del doble.

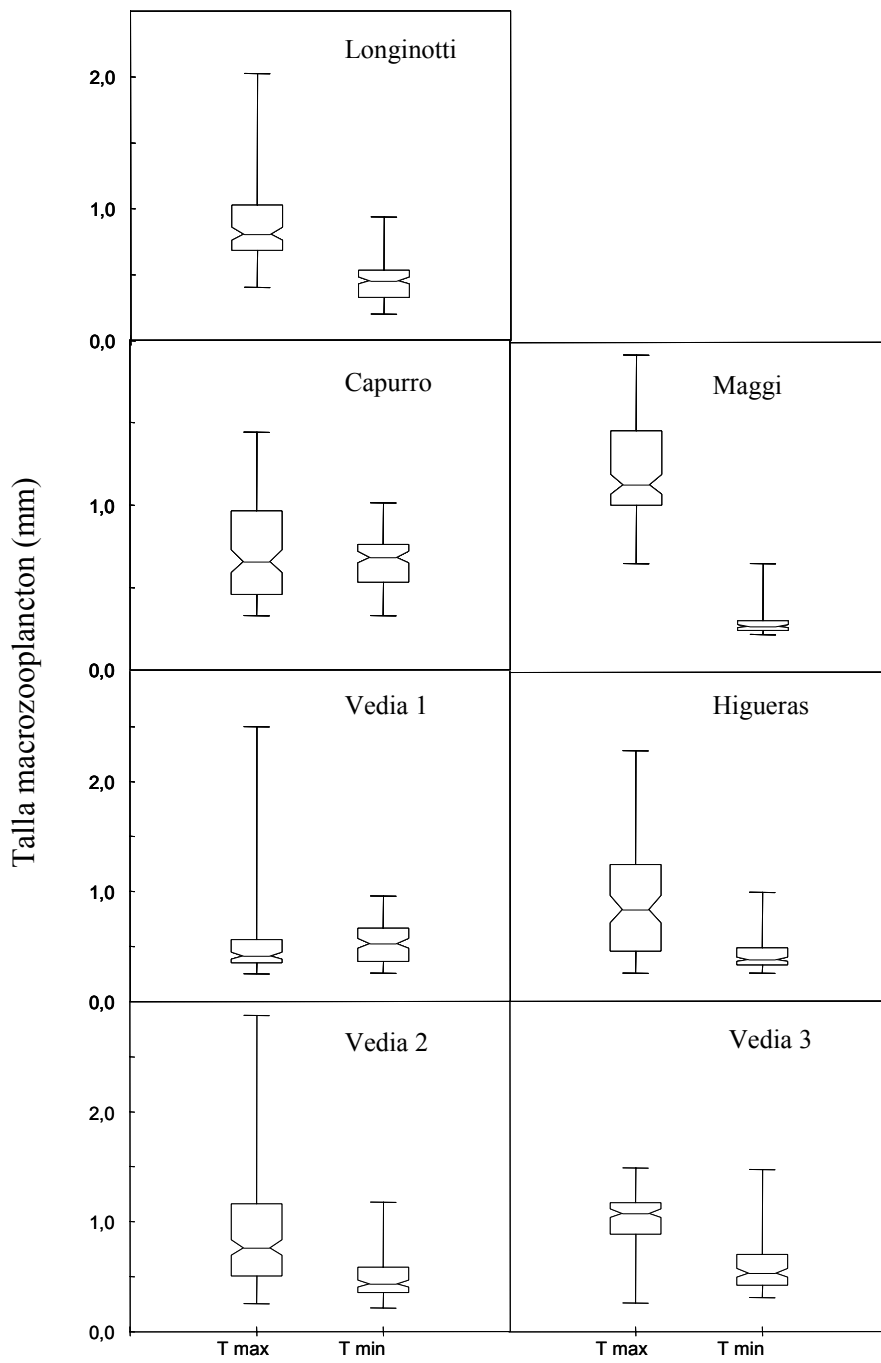


Figura 5.9: Diagramas de cajas de la talla del macrozooplancton. T max: mayor talla registrada entre los meses de mayo y agosto. T min: menor talla registrada entre los meses de noviembre y febrero.

Factor	g.l.	F	Valor de P
Laguna	6	26.63	<0.0001
Talla	1	840.73	<0.0001
Interacción	6	82.09	<0.0001
Efecto de interacción			
Laguna * Talla Capurro	1	6.27	0.0130
Laguna * Talla Higuera	1	137.42	<0.0001
Laguna * Talla Longinotti	1	201.09	<0.0001
Laguna * Talla Maggi	1	789.08	<0.0001
Laguna * Talla Vedia 1	1	0.21	0.6454
Laguna * Talla Vedia 2	1	89.87	<0.0001
Laguna * Talla Vedia 3	1	151.36	<0.0001

Tabla 5.1: Resultado del ANOVA realizado para comparar la máxima talla versus la mínima talla del macrozooplancton presente en cada una de las lagunas. (ver diagrama de cajas de la Figura 5.9); g.l.: grados de libertad.

Siembra de un piscívoro (año 2000)

En la laguna Capurro, a 4 meses de iniciada la siembra de pejerrey se sembró tararira. Las mismas se sembraron mayoritariamente durante el mes de diciembre (Figura 5.10). Para entonces, ya no habían cladóceros en la laguna (Figura 5.10b). En los meses sucesivos a dicha siembra la proporción del microzooplancton en la biomas planctónica fue considerable, alcanzando un 66 % de dicha biomasa en el mes de enero. A su vez, la biomasa del macrozooplancton estuvo representada por los copépodos, a la misma, contribuyeron de forma similar los calanoideos y los ciclopoideos (Figura 5.10b). La talla del macrozooplancton fue en constante declive (Figura 5.10c). Los grandes cladóceros del plancton estuvieron ausentes (Figura 5.10e). Al comparar la concentración de clorofila *a* entre el período anterior y el posterior a la siembra de tararira, la misma fue considerablemente más elevada en este último período, caso contrario ocurrió con el cociente Zoo:Fito (Figura 5.10f).

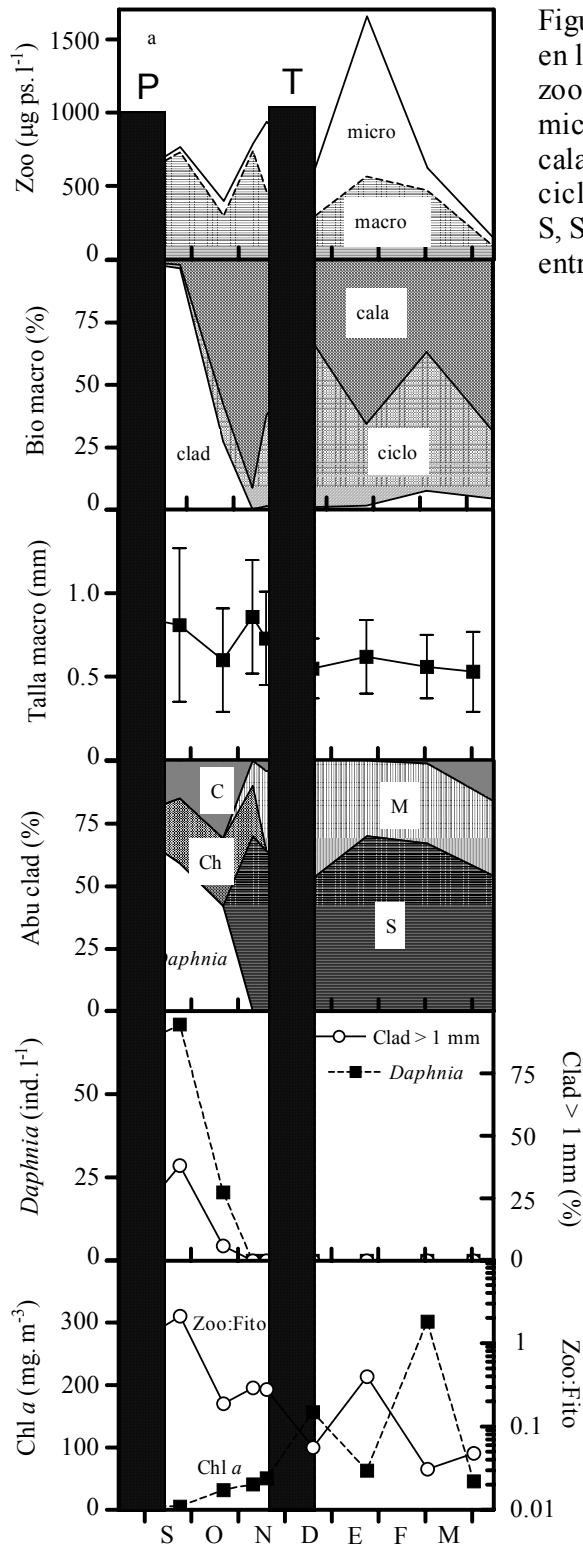


Figura 5.10: Siembra de pejerrey (P) y tararira (T) en la laguna Capurro durante el año 2000. Zoo, zooplancton; macro, macrozooplancton; micro, microzooplancton; Bio, biomasa; clad, cladóceros; cala, copépodos calanoideos; ciclo, copépodos ciclopoideos; C, *Ceriodaphnia*; Ch, Chydoridae; S, Sididae; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton.

5.1.3 INTERACCIONES TRÓFICAS CONTRASTANTES

En esta sección se evaluará la estructura y biomasa del zooplancton durante las épocas más frías del año. Para ello, se analizarán las 7 lagunas durante el período otoño-invierno de los años 2000 y 2001. Durante dicho período del año 2000 se podría considerar en todas las lagunas, salvo Vedia 3, una baja o nula predación de los peces sobre el zooplancton pues los mismos habían sido eliminados y la siembra de pejerrey era relativamente incipiente. Sin embargo hay que tener en cuenta el comienzo del período de siembra de pejerrey de cada una de las lagunas, ya que las primeras lagunas se comenzaron a sembrar a principios del mes de julio y la última se comenzó a sembrar a partir de la segunda quincena del mes de agosto. En cambio, durante el mismo período de 2001, las lagunas ya habían recuperado su comunidad “natural” de peces.

Laguna Vedia 3

La biomasa de zooplancton fue comparativamente mayor en el año 2001 respecto al año 2000 (Figura 5.11a). La proporción de los cladóceros en la biomasa del zooplancton fue prácticamente nula durante ambos dos períodos (Figura 5.11b). *Daphnia* estuvo ausente y no se muestrearon cladóceros > a 1 mm en el período del año 2000. En el período correspondiente al año 2001, *Daphnia* estuvo presente en el zooplancton y fueron muestreados cladóceros > a 1 mm pero en bajas abundancias y proporciones (Figuras 5.11d y 5.11e respectivamente). La concentración de chl *a* fue levemente mayor durante el año 2000 (Figura 5.11f). Los valores del cociente Zoo:Fito fueron bajos, nunca mayores a 0.10. Dicho cociente fue en promedio, menor durante el año 2000 (Figura 5.11g).

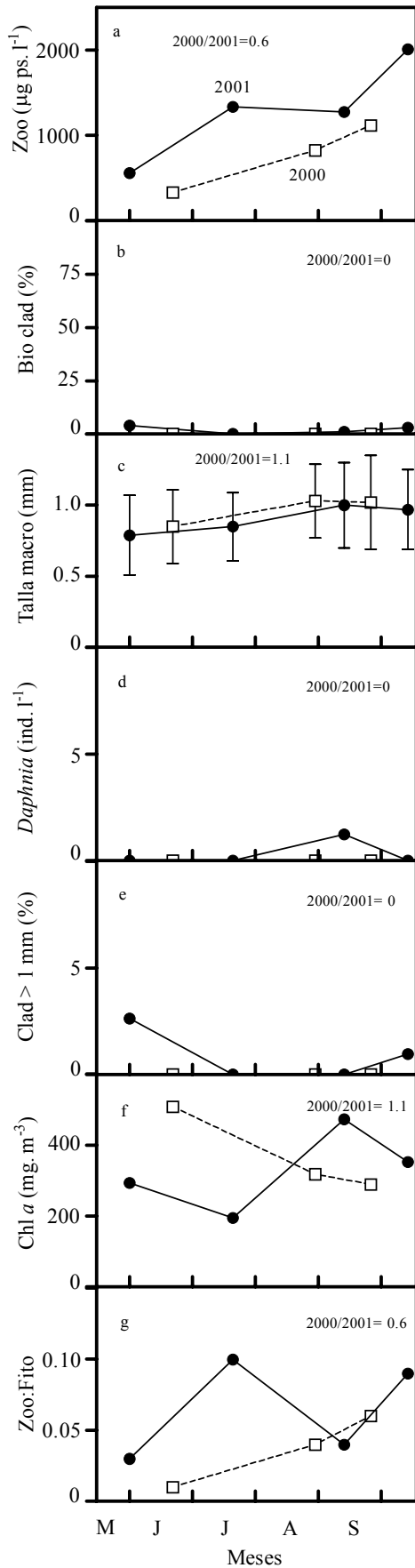


Figura 5.11: Dinámica del zooplancton en la laguna Vedia 3 entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Vedia 2

Esta laguna presentó el mayor contraste de abundancia de peces entre ambos períodos de estudio pues fue la única laguna donde se eliminaron los peces en otoño de 2000 y no fue sembrado pejerrey durante el invierno.

La biomasa y la estructura del zooplancton fueron contrastantes entre los dos períodos de estudios. La biomasa de zooplancton del año 2000 triplicó por lo menos a la biomasa de zooplancton del año siguiente (Figura 5.12a). Los cladóceros contribuyeron durante los dos años en la biomasa de zooplancton pero esta contribución fue más elevada durante el año 2000 (Figura 5.12b) a causa de la presencia de *Daphnia*. La abundancia de este organismo y su tendencia fueron notoriamente diferentes entre ambos períodos de estudio (Figura 5.12d). En 2000 ésta fue incrementándose mes a mes y en promedio, fue aproximadamente 20 veces más abundante que en 2001. El patrón del porcentaje de cladóceros > 1 mm fue similar al observado con la abundancia de *Daphnia* pero con menor intensidad (Figura 5.12e). La concentración de chl *a* fue notoriamente más elevada en 2001, salvo durante el mes de octubre (Figura 5.12f). Durante el período correspondiente al año 2000, el cociente Zoo:Fito fue mayor a causa de la mayor biomasa de zooplancton y menor biomasa de fitoplancton respecto al período del año 2001 (Figura 5.12g). En promedio, el cociente Zoo:Fito en 2000 fue 5 veces más elevado que durante el año 2001.

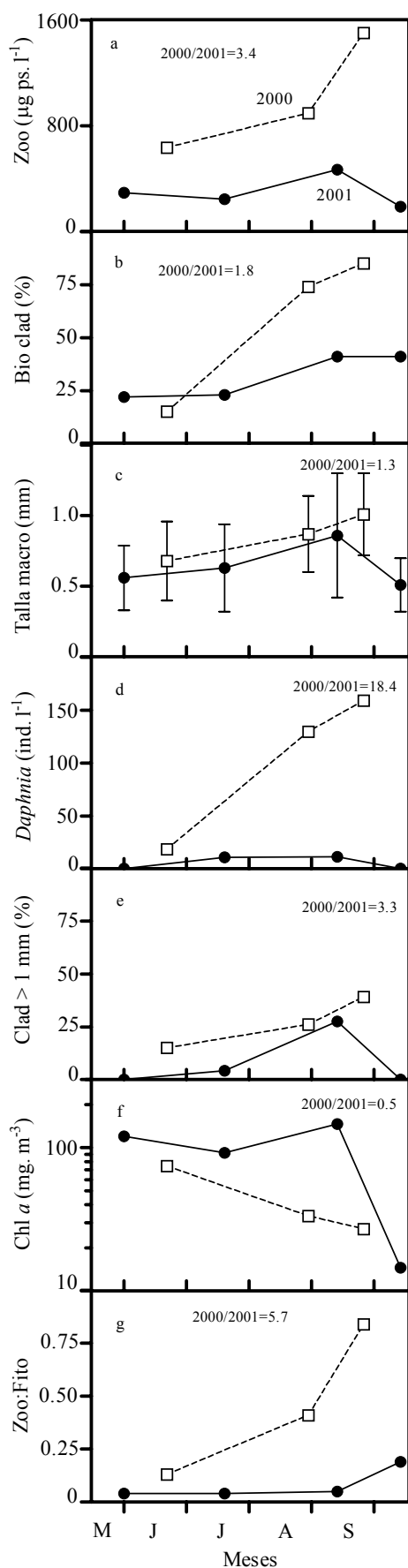


Figura 5.12: Dinámica del zooplancton en la laguna Vedia 2 entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóccero; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Capurro

Esta laguna se limpió de peces en el mes de mayo de 2000 y en el mes de agosto comenzó la siembra de pejerrey. Cabe recordar que Capurro fue más tardíamente sembrada que el resto de las lagunas dominadas por el fitoplancton.

Al igual que ocurrido en la laguna Vedia 2, la biomasa y estructura del zooplancton fueron contrastantes entre los dos períodos de estudios. La biomasa de zooplancton correspondiente al período de 2000 duplicó a la biomasa de zooplancton correspondiente al período de 2001 (Figura 5.13a). Por otro lado, el aporte de los cladóceros a la biomasa del macrozooplancton fue 3 veces superior durante el período correspondiente al año 2000 en comparación con el mismo período del año siguiente (Figura 5.13d). Además, durante el 1er período, *Daphnia* fue aproximadamente diez veces más abundante que durante el mismo período del año siguiente (Figura 5.13d). Asimismo, el porcentaje de los cladóceros > a 1 mm fue ocho veces superior durante el primer período respecto del segundo (Figura 5.13e). Sin embargo estas diferencias en la estructura y biomasa del zooplancton no necesariamente se observaron en el fitoplancton. Solo se observó una menor concentración de de chl *a* (Figura 5.13f) y por consiguiente un mayor cociente Zoo:Fito (Figura 5.13 g) si comparamos al mes de mayo de 2001 con el mes de Junio de 2000.

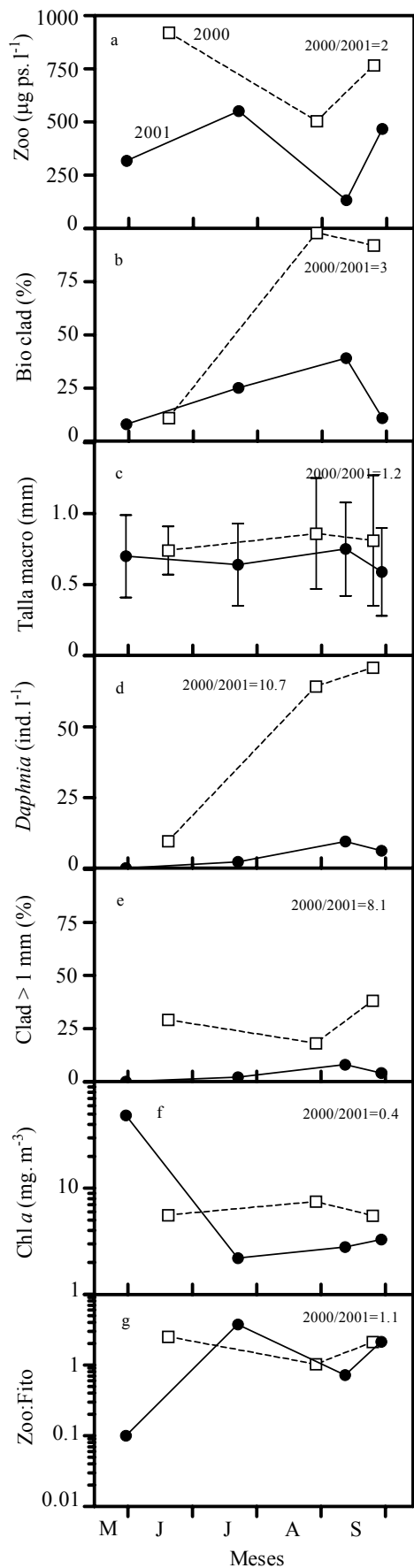


Figura 5.13: Dinámica del zooplancton en la laguna de Capurro entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Vedia 1

Los peces se eliminaron de Vedia 1 entre abril y mayo de 2000, en julio comenzó la siembra de pejerrey. Los efectos de la siembra fueron evidentes en el corto plazo.

La diferencia entre la estructura y la biomasa del zooplancton entre los períodos de ambos años fue evidente. La biomasa del zooplancton fue más elevada durante el año 2000 (Figura 5.14a), la mayor diferencia se observó entre el mes de junio de 2000 y el mes de mayo de 2001. La talla del macrozooplancton fue también mayor durante el año 2000 (Figura 5.14c). La presencia de *Daphnia* fue breve durante los dos períodos de estudio, sin embargo en 2000 su abundancia quintuplicó a la abundancia de 2001 (Figura 5.14d). El máximo de abundancia de *Daphnia* de 2000 fue correspondido con un incremento en el porcentaje de cladóceros > a 1 mm, el cual no fue observado en 2001 (Figura 5.14e). La concentración de chl *a* fue similar entre los dos años de estudio (Figura 5.14f). Sin embargo hay que tener en cuenta que el canal de salida de la laguna fue dragado durante el invierno de 2001 (capítulo 3 y 4). A posteriori de dicho dragado una comunidad de macroalgas comenzó a colonizar la laguna. El cociente Zoo:Fito se mantuvo estable durante el año 2000 (Figura 5.14g). En 2001 se observó un aumento de dicho cociente a partir del mes de septiembre que concuerda con el dragado del canal de salida.

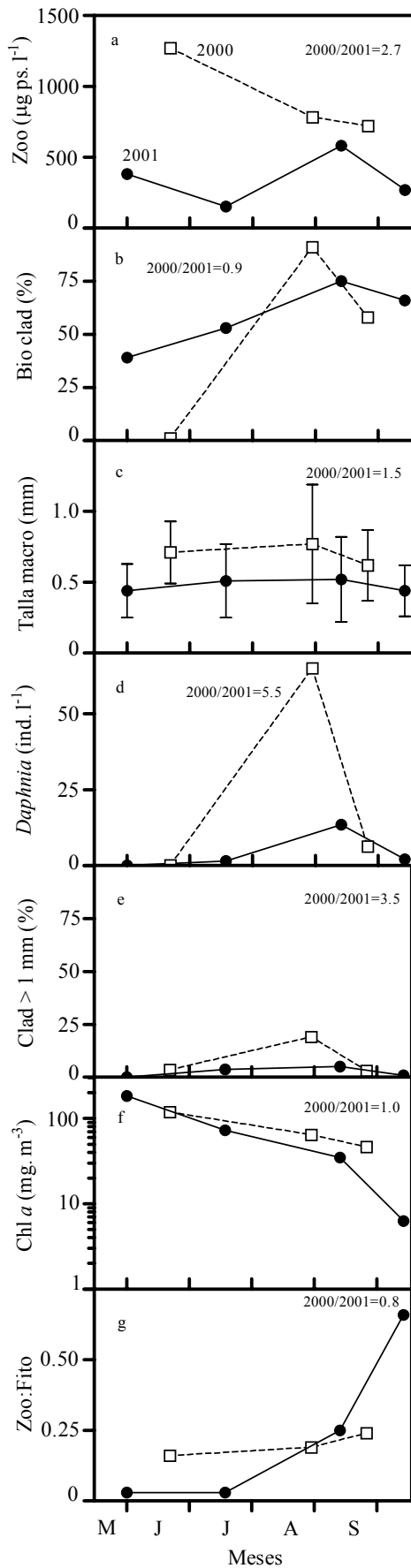


Figura 5.14: Dinámica del zooplancton en la laguna Vedia 1 entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Longinotti

En esta laguna se eliminaron los peces en mayo de 2000 y en julio comenzó la siembra de pejerrey. Cabe recordar que ésta fue la primera y más intensamente sembrada de todas las lagunas. Los efectos de la siembra fueron evidentes en el corto plazo.

En el año 2000, a pesar de la siembra de pejerrey, la biomasa de zooplancton fue incrementándose a través del tiempo y además fue comparativamente mayor que en 2001 (Figura 5.15a). Durante el período correspondiente al año 2000 los cladóceros contribuyeron mayoritariamente a esta biomasa. Caso contrario ocurrió durante el período correspondiente al año 2001, donde la contribución de los cladóceros en la biomasa del macrozooplancton fue elevada solamente en el mes de julio (Figura 5.15b). El porcentaje de cladóceros $>$ a 1 mm fue más del doble en el año 2000, respecto al año 2001 (Figura 5.15e). En junio de 2000 hubo un máximo de estos organismos y a partir de la siembra de pejerrey el porcentaje de los grandes cladóceros comenzó a declinar. A su vez en 2001, solo se encontraron cladóceros $>$ a 1 mm en el mes de julio. La concentración de chl a fue menor durante el año 2000 (Figura 5.15f). El mínimo valor de 2000 fue en junio, previo a la siembra de pejerrey. El cociente Zoo:Fito fue considerablemente más elevado durante el año 2000 a causa de la mayor biomasa de zooplancton y la menor biomasa de fitoplancton característica de dicho año (Figura 5.15g).

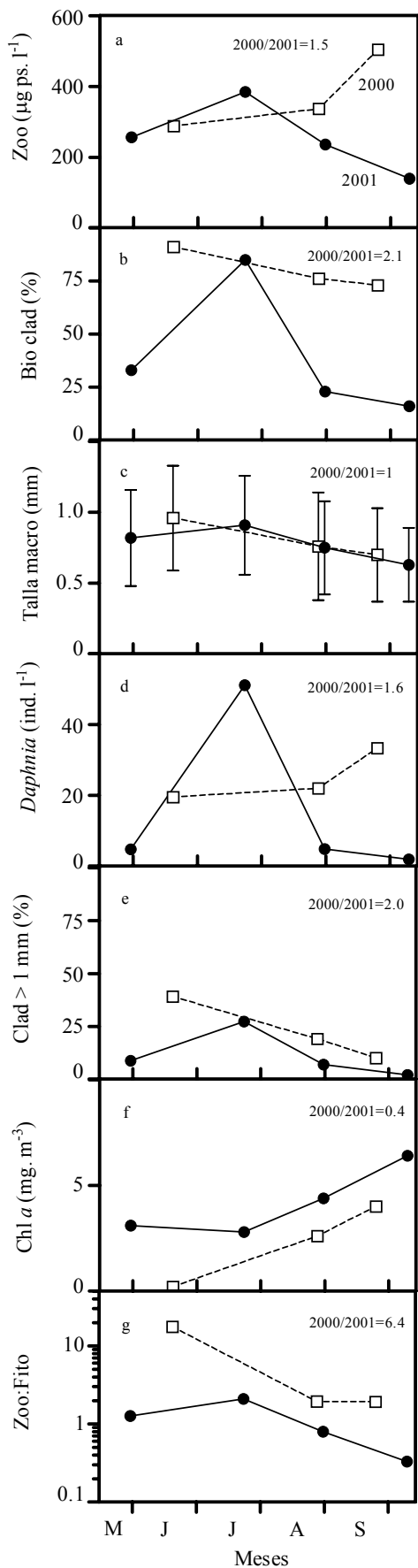


Figura 5.15: Dinámica del zooplancton en la laguna de Longinotti entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Higueras

En esta laguna se eliminaron los peces en mayo de 2000 y en agosto comenzó la siembra de pejerrey. La intensidad de siembra fue muy baja en esta laguna. La abundancia de *Ceratophyllum demersum* fue comparativamente menor durante el año 2001 respecto de 2000 (ver capítulo 4).

La biomasa de zooplancton fue similar durante los dos años de estudio (Figura 5.16a). Sin embargo, la contribución a la biomasa de zooplancton por parte de los cladóceros fue tres veces mayor en el año 2000 que durante el año 2001 (Figura 5.16b). En el año 2001, la contribución a la biomasa de zooplancton por parte de los cladóceros fue solo considerable en el mes de julio. En dicho mes, *Daphnia* estuvo presente en la laguna (Figura 5.16d). La talla del macrozooplancton fue mayor durante el año 2001 (Figura 5.16c). La concentración de chl *a* fue mayor en 2000 (Figura 5.16f), a pesar de la amplia colonización de *C. demersum* en toda la laguna.

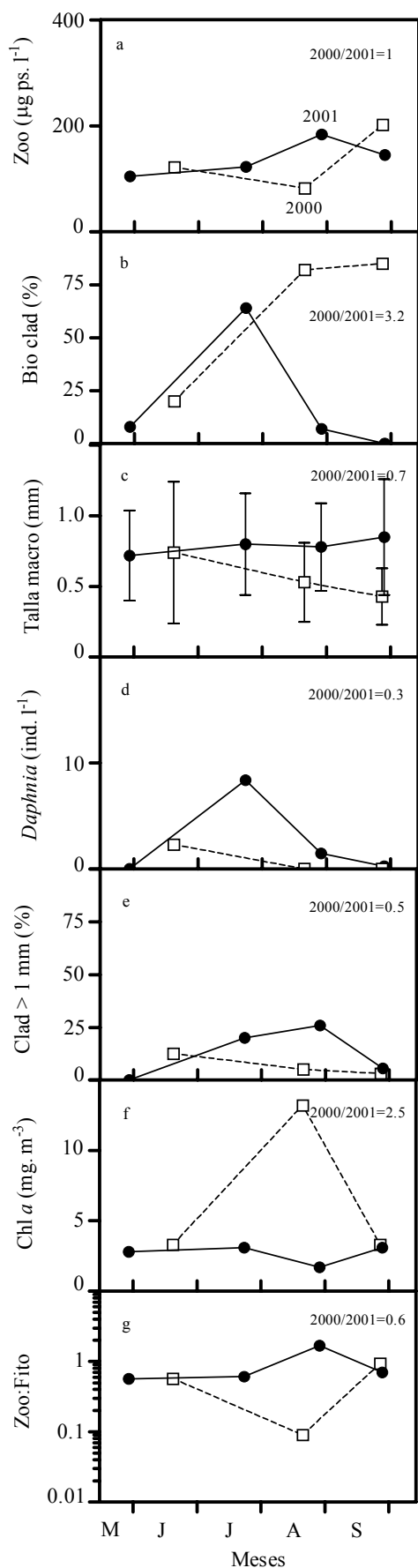


Figura 5.16: Dinámica del zooplancton en la laguna de Figueras entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl *a*, clorofila *a*; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Laguna Maggi

En esta laguna se eliminaron los peces en mayo de 2000 y en agosto comenzó la siembra de pejerrey. Fue contrastante la abundancia de la macrofitia durante ambos períodos de estudio. La laguna estuvo colonizada por *Lemna* spp. y *Ricciocarpus* spp. durante el período correspondiente al año 2000, mientras que estuvo ausente durante el mismo período de 2001 (ver capítulo 4).

La biomasa de zooplancton fue más elevada durante el año 2001 (Figura 5.17a). En el año 2000 dicha biomasa fue despreciable durante los meses de agosto y septiembre. La talla del macrozooplancton fue notoriamente más elevada en el año 2001 (Figura 5.17c), reflejándose en el mayor porcentaje de cladóceros > a 1mm (Figura 5.17e). En 2001 hubo más del cuádruple de cladóceros > a 1 mm respecto al año 2000. Asimismo, en 2001 hubo más del doble de *Daphnia* que en 2000 (Figura 5.17d). A causa de la extensa colonización de la macrofitia flotante, era de esperar una baja concentración de chl *a* durante el período de 2000. Sin embargo, la concentración de chl *a* durante los meses de agosto y septiembre de 2000 fue levemente superior al mismo período de 2001 (Figura 5.17f). En esta tesis doctoral el cociente Zoo:Fito es utilizado como un indicador de la presión de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton. Sin embargo, como la presencia/ausencia de la macrofitia afecta sobremanera a la biomasa algal de un cuerpo de agua, en esta laguna no tiene sentido comparar dicho cociente entre estos dos períodos de tiempo en particular.

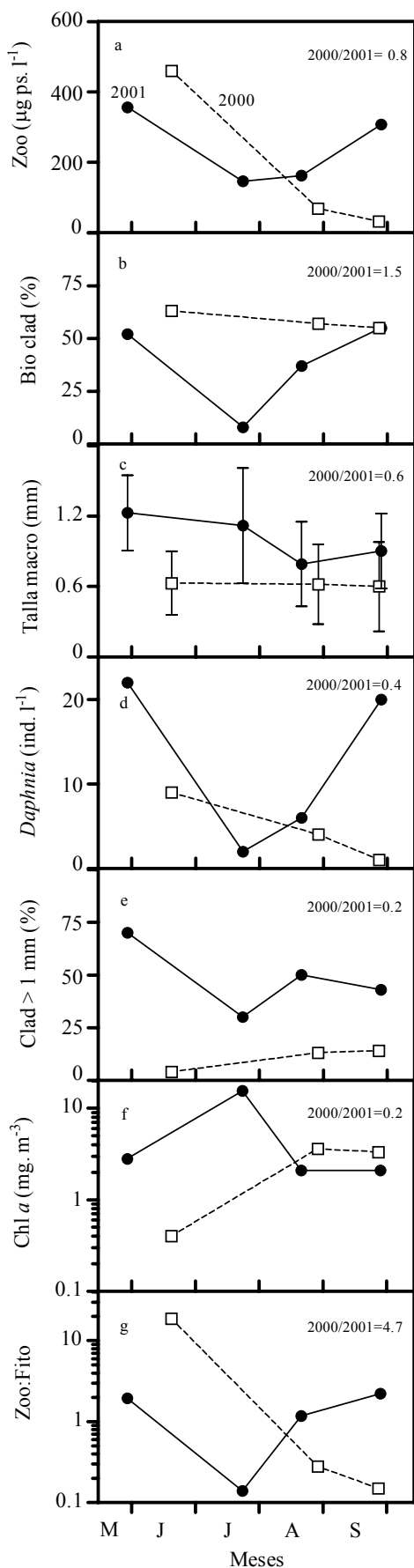


Figura 5.17: Dinámica del zooplancton en la laguna de Maggi entre mayo y septiembre de 2000 y 2001. Zoo, zooplancton; Bio, biomasa; macro, macrozooplancton; clad, cladóceros; Chl a, clorofila a; Zoo:Fito, cociente entre las biomásas de zooplancton y fitoplancton. 2000/2001, cociente entre el valor promedio de ambos años.

Comparación de los máximos en la talla del macrozooplancton entre los períodos otoño-invierno de 2000 y 2001

Se compararon los valores máximos de la talla del macrozooplancton entre los dos períodos contrastantes en la abundancia de peces (Figura 5.18) discutidos recientemente.

En la laguna V3, donde no se hizo manipulación alguna de peces, no hubo diferencias significativas en la talla máxima de macrozooplancton de 2000 respecto a la talla máxima del año siguiente. En cambio si hubo diferencias significativas en algunas de las lagunas donde si se realizaron manipulaciones de peces. Estas diferencias en la talla máxima del macrozooplancton se hallaron en las lagunas Vedia 1, Vedia 2, Capurro y Maggi (tabla 5.2). En las primeras tres lagunas, las mayores tallas se registraron en el año 2000, esto es cuando las lagunas estaban sin peces o la siembra de pejerrey era incipiente. En cambio, en Maggi, la mayor talla de macrozooplancton ocurrió en el año 2001. En las dos lagunas restantes, Longinotti e Higuera, no se observaron diferencias significativas en la talla máxima del macrozooplancton entre los distintos períodos de estudio.

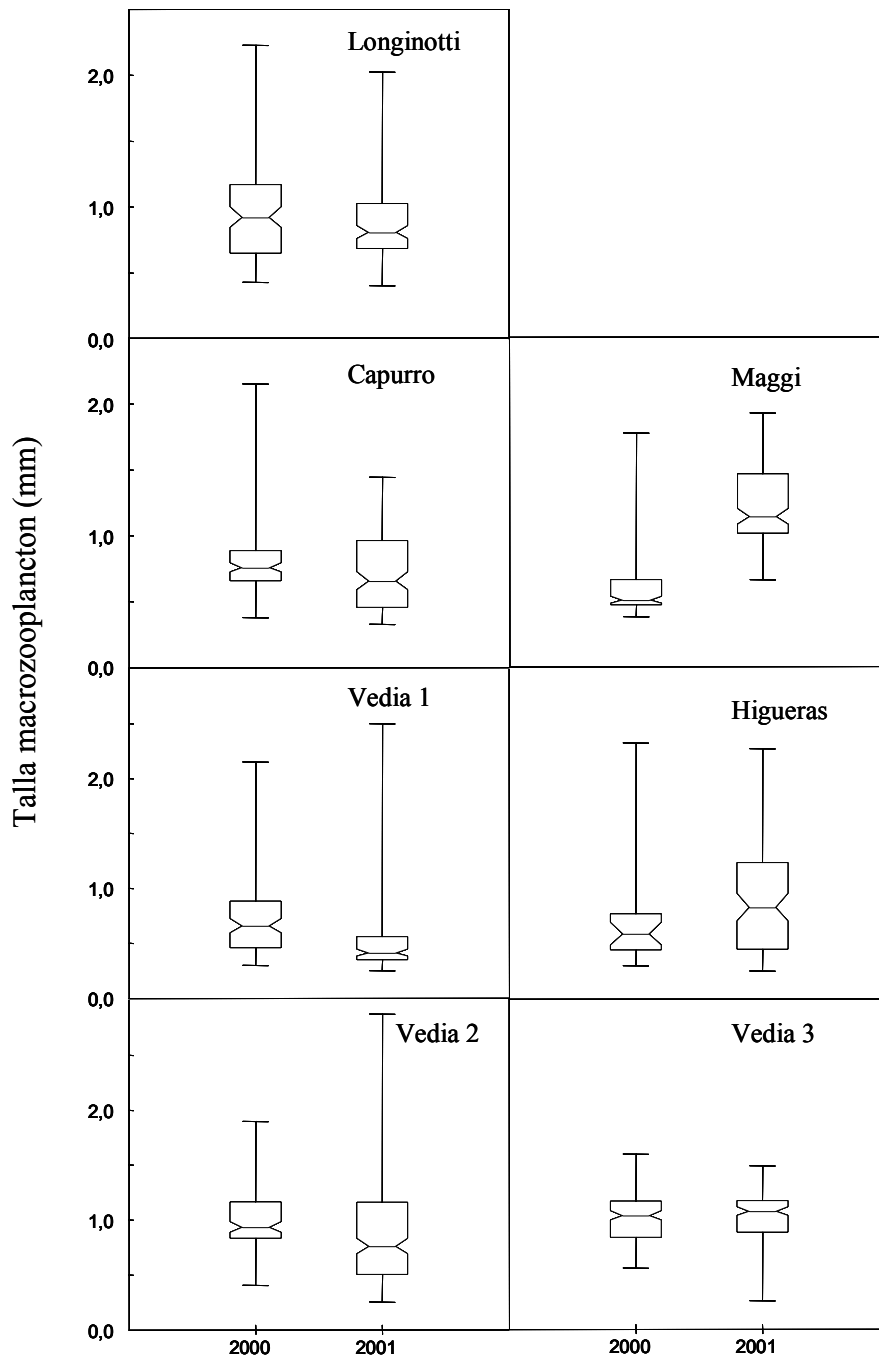


Figura 5.18 : Diagramas de cajas mostrando las diferencias en la talla del macrozooplancton entre el otoño-invierno de 2000 y el otoño-invierno de 2001. Para cada laguna, los datos utilizados corresponden a la máxima talla de macrozooplancton observada dentro de cada uno de los periodos.

Factor	g.l.	F	Valor de P
Laguna	6	28.86	<0.0001
Año	1	0.59	0.4439
Interacción	6	46.52	<0.0001
Efecto de interacción			
Laguna * Año Capurro	1	5.48	0.0201
Laguna * Año Higueras	1	1.34	0.2495
Laguna * Año Longinotti	1	0.95	0.3298
Laguna * Año Maggi	1	242.98	<0.0001
Laguna * Año Vedia 1	1	24.82	<0.0001
Laguna * Año Vedia 2	1	10.63	0.0012
Laguna * Año Vedia 3	1	1.08	0.2986

Tabla 5.2: Resultado del ANOVA realizado para comparar la máxima talla del macrozooplancton presentes en cada una de las lagunas. Año: corresponde a los periodos otoño-invierno de 2000 y de 2001 (ver diagrama de cajas de la Figura 5.18); g.l.: grados de libertad.

5.2 DISCUSIÓN

5.2.1 ESTUDIOS EN ECOLOGÍA ACUÁTICA

Estudios Ecosistémicos

Los estudios ecosistémicos (*whole-ecosystem*) aportaron nuevos conocimientos en la ecología (Likens 1985). Los mismos consisten en la perturbación a un ecosistema y observar los cambios que en el futuro se producen. Estos estudios han sido denominados estudios de lago como un todo (*whole-lake study*) en la ecología acuática. Toda perturbación producida a un lago ya sea intencionada o no, es en cierto modo, un experimento novedoso pues no existen dos lagos iguales (Lehman 1986). Como toda forma de estudio, su metodología tiene sus ventajas y desventajas.

La principal ventaja de los estudios del lago como un todo es su relevancia ecosistémica (Carpenter et al. 1995) ya que se trabaja a escala real y las observaciones y correlaciones ocurren a nivel sistémico. Esto es de suma relevancia si se tiene en cuenta que las conclusiones arribadas en estudios realizados a pequeñas escalas espaciales, no siempre pueden ser extrapolables a escalas espaciales mayores (Schindler 1998). Por ejemplo, a comienzos de la década del 70, a raíz de estudios realizados en microcosmos, se sostenía que

el nutriente limitante de la biomasa algal en los lagos era principalmente el carbono (Schindler et al. 1972). Sin embargo, en la actualidad el fósforo es considerado como el principal nutriente limitante de los lagos en ciertos ambientes y latitudes (Wetzel 2001), y fue el mismo Schindler (1974; 1977) quien a través de un estudio de lago como un todo dio los primeros indicios. La exclusión de macro procesos que ocurrían en los cuerpos de agua y estaban ausentes en las experiencias de microcosmos fue la causa de las diferentes conclusiones arribadas.

Sin embargo, los estudios de lago como un todo tienen desventajas. La principal desventaja es su difícil replicabilidad a causa de la gran variabilidad ecosistémica, dificultando así el análisis estadístico de los resultados. En el Área de Lagos Experimentales (ELA) ubicada en Canadá existen 46 lagos donde se realizan estudios de lago como un todo, aún allí es complicado hallar lagos similares entre sí. Dichos lagos difieren en su fauna (Patalas 1971), en el tiempo de residencia del agua (Schindler et al. 1978); y en sus parámetros químicos (Armstrong & Schindler 1971). Sin embargo, la realización de este tipo de estudios de forma independiente por diversos grupos de investigación ha sido una manera eficaz de corroborar la generalidad de las respuestas observadas (Carpenter et al. 1995). Por otro lado, donde no existen áreas específicas como el ELA, los ecosistemas acuáticos y sus cuencas de drenaje son utilizados por individuos o grupos ajenos a la investigación y entonces se corre el riesgo de que dicho cuerpo de agua sufra manipulaciones imprevisibles (e.g. la apertura del canal de salida de la laguna Vedia 1, ver sección 3.1.2, laguna Vedia 1.). Además los estudios de lago como un todo son comparativamente más costosos y difíciles de realizar que diversos estudios realizados a una menor escala espacial.

Sistemas Experimentales

En general, muchos investigadores utilizan sistemas experimentales de pequeñas escalas espaciales (microcosmos y mesocosmos). La principal ventaja de estos sistemas es su relativa fácil replicabilidad y en consecuencia, la aplicabilidad de diversas pruebas estadísticas a fin de probar o rechazar hipótesis.

Sin embargo, son varias las desventajas de estos sistemas experimentales. La principal desventaja es la posible pérdida de relevancia ecosistémica de la interacción a estudiar. Entonces, no siempre es correcto extrapolar sus conclusiones a lo que ocurre en la naturaleza. Incluso, el problema de la extrapolación entre diferentes escalas espaciales podría ocurrir inclusive al extrapolar conclusiones obtenidas en trabajos ecosistémicos de pequeños

lagos a otros lagos de mayor superficie (Fee & Hecky 1992). Otra desventaja son los valores irreales que podrían alcanzar tanto las poblaciones planctónicas como el metabolismo microbiano dentro de las botellas o tanques de estudio (Carpenter et al. 1995). Además, pueden omitirse procesos biogeoquímicos claves, habitats o componentes de las distintas comunidades (Schindler 1998). Varios investigadores han notado la dificultad de incluir organismos de los niveles tróficos superiores en los mesocosmos (Carpenter & Kitchell 1988; Schindler 1988, entre otros). Por ejemplo, la densidad de la trucha y de otros peces piscívoros varía entre 0.01 y 2 peces cada 1000 m⁻³ en los lagos oligotróficos de la Zona Experimental de Lagos en Canadá. Por lo tanto, incorporar su densidad real en los mesocosmos es prácticamente imposible. Por último, las interacciones pelágico-bénticas o pelágico-litoral tan importantes para el reciclado de los nutrientes y en la predación sobre el plancton también son difíciles de incorporar en este tipo de estudios.

Conociendo las ventajas y desventajas de los estudios de lago como un todo, discutiremos los estudios realizados en esta tesis doctoral y sus posibles contribuciones al estudio de las interacciones tróficas pampeanas.

5.2.2 DINÁMICA DEL PLANCTON DE LA LAGUNA CONTROL (año 2000)

La laguna Vedia 3 estuvo dominada por pequeños peces planctívoros (*Jenynsia multidentata* y *Cheirodon interruptus*), los cuales según Ringuelet (1975) son de hábito micro y meso animalívoros. De todas las lagunas, Vedia 3 fue la única donde la abundancia de los peces piscívoros fue prácticamente nula (ver capítulo 4).

Un claro patrón en la estructura del zooplancton emergió en esta laguna durante el año 2000. Los cladóceros no fueron un componente importante de la comunidad planctónica. La composición del zooplancton estuvo dominada por los copépodos calanoideos desde agosto a noviembre. En cambio estuvo dominada por los copépodos ciclopoideos durante los meses de abril y diciembre.

Existen evidencias de una mayor vulnerabilidad a la predación de los peces sobre los copépodos calanoideos respecto a los copépodos ciclopoideos (Soto & Hurlbert 1991). Por lo tanto cabría esperar un bajo cociente calanoideos:ciclopóideos en ambientes con alta presión de predación (Jeppesen et al. 1997a). Si consideramos la época posterior al desove de los peces (fines de primavera, comienzos de verano) (Mehner 2000) como un momento de gran intensidad de predación sobre el zooplancton, deberíamos esperar un bajo cociente

calanoideos:ciclopoideos durante dicho período. Esto fue lo observado en Vedia 3. La menor presión de predación entre los meses de agosto y noviembre habría permitido el desarrollo del zooplancton de mayor tamaño.

Los copépodos calanoideos habrían pastoreado sobre el fitoplancton en Vedia 3. Esto quedaría reflejado en la relación inversa entre la abundancia de calanoideos y la concentración de clorofila *a*. Sin embargo, de todas las lagunas dominadas por el fitoplancton, Vedia 3 fue la que presentó el menor cociente Zoo:Fito. Un bajo cociente Zoo:Fito refleja una elevada predación de los peces sobre el zooplancton y también una menor presión de pastoreo sobre el fitoplancton (Jeppesen et al. 1997b). Por lo tanto, en comparación con las otras lagunas, la presión de pastoreo que ejerció el zooplancton sobre el fitoplancton en la laguna Vedia 3 también habría sido baja. Esto podría estar asociado con la ausencia de *Daphnia* en esta laguna.

5.2.3 EFECTOS DE LA ELIMINACIÓN DE PECES SOBRE EL PLANCTON

La comunidad zooplanctónica puede ser estructurada a través de la limitación de los recursos (*bottom-up*) (Dillon & Rigler 1974; Hall & Hyatt 1974; Schinler 1978), de la predación (*top-down*) (Shapiro 1980; Northcote 1988), o por un balance entre ambas (Carpenter et al. 1985; McQueen et al. 1986; Kitchell & Carpenter 1992). De encontrarse estructurada por la primera opción, la temperatura y la concentración de clorofila *a* limitarían la biomasa zooplanctónica. Esto fue observado por Burns (1992) y Maltus & Mitchell (1990) en un lago neozelandés. Si la predación de los peces estructurara la comunidad zooplanctónica, el porcentaje de *Daphnia* en los cladóceros debería de ser bajo (Brooks & Dodson 1965), pues *Daphnia* es un exitoso competidor de la comunidad planctónica pero como contraparte es predado fácilmente por los peces zooplanctívoros (de Bernardi & Peters 1987). Al eliminar a los peces zooplanctívoros del ecosistema, el porcentaje de *Daphnia* debería de aumentar. Este aumento ya ha sido observado con frecuencia en el pasado, por ejemplo durante las mortandades masivas de peces, debido a la anoxia temporal del agua durante los meses de invierno (Schindler & Comita 1972; Sarnelle 1993), debido a las eliminaciones de peces de forma intencionada, ya sea por su pesca excesiva, por el vertido de un ictiotóxico (por ejemplo rotenona) o por la siembra de peces piscívoros (Shapiro & Wright 1984; van Donk et al. 1990; Meijer et al. 1994; Søndergaard et al. 1997).

Sin embargo, la eliminación total de los peces de un lago es difícil de realizar (Wissel et al. 2000), además, el reclute de los peces restantes suele ser muy exitoso en la siguiente

temporada reproductiva. Por otra parte, se debe tener en cuenta que los peces recolonizan rápidamente los cuerpos de agua, especialmente aquellos que están conectados a cuerpos de agua vecinos (Hosper & Meijer 1993; Mehner et al. 2002). Por lo tanto para que la carga de peces planctívoros presentes en un lago permanezca baja, sería necesario una continua remoción o en su defecto la siembra de peces piscívoros (Romare & Bergman 1999, van de Bund & van Donk 2002).

La eliminación de los peces en las lagunas de estudio habría favorecido a los cladóceros planctónicos. Previa a esta eliminación, los copépodos eran el componente mayoritario del plancton de las lagunas de estudio. La mayor prevalencia en biomasa de los copépodos respecto a los cladóceros en el plancton ha sido observada en otros cuerpos de agua de la región pampeana (Claps et al. 2004). Los cladóceros en comparación con los copépodos, probablemente sean más susceptibles a la predación por parte de los peces ya que nadan de forma más lenta y detectan con menor eficacia la onda producida por el acercamiento de un pez (Moss 1998). Entonces, la ausencia de peces a partir de mayo de 2000 habría permitido que grupos de corto ciclo generacional colonizaran las lagunas. Ejemplos de ellos son los rotíferos y los cladóceros. La mayor eficiencia en el filtrado de estos últimos favorecería su dominancia sobre los primeros.

Lagunas dominadas por el fitoplancton

En estas lagunas la ausencia de los peces habría incrementado la abundancia de *Daphnia*, la cual habría ejercido una fuerte presión de pastoreo sobre el fitoplancton. La presencia de *Daphnia* concordó con un aumento en la talla promedio del macrozooplancton. También concordó con un aumento en el cociente entre la biomasa de zooplancton versus la biomasa de fitoplancton (Zoo:Fito), lo que estaría reflejando un aumento en la presión de pastoreo. Si comparamos dicho cociente entre el mes anterior y el mes posterior a la eliminación de los peces, el mismo aumentó de forma considerada en las lagunas Capurro, Vedia 1 y Longinotti. El aumento fue desde por lo menos 20 veces para el caso de Capurro hasta 800 veces para el caso de Longinotti. Por otra parte, durante el mismo período, dicho cociente disminuyó a la mitad en la laguna Vedia 3 donde los peces no habían sido eliminados. Probablemente haya una relación de causalidad entre la eliminación de los peces, el consiguiente aumento en la talla del macrozooplancton y el aumento en el cociente Zoo:Fito ya que, esto mismo ha sido observado tras la eliminación de los peces zooplanctívoros en 17 estudios de lago como un todo realizados en Dinamarca (Jeppesen et al. 1990; Søndergaard et al. 1997). Sin embargo,

sus valores de Zoo:Fito hallados tras la eliminación de los peces fueron muy inferiores a los hallados en las lagunas de estudio de esta tesis doctoral. Probablemente, esta diferencia en el valor del cociente Zoo:Fito, del mes anterior y el mes posterior a la eliminación de peces, habría que relacionarla también con un efecto de dilución de la biomasa fitoplanctónica a causa de la hidrología de la región.

La eliminación de los peces alteró drásticamente la dinámica del plancton en la laguna Vedia 2. Hay que recordar que ésta fue la única laguna donde se eliminaron los peces pero no se sembró pejerrey. En consecuencia, la comunidad zooplanctónica estuvo libre de predadores vertebrados por un mayor período de tiempo en comparación con el resto de las lagunas. Por lo tanto, cabría de esperar organismos de mayor talla y un mayor porcentaje de *Daphnia* en los cladóceros (Brooks & Dodson 1965). Desde junio hasta octubre, se incrementaron de manera continua tanto la talla del macrozooplancton como el porcentaje de *Daphnia*. El valor de la talla promedio superó 1.35 mm y el porcentaje de *Daphnia* en los cladóceros superó el 90 por ciento. Por el contrario, en el resto de las lagunas se obtuvieron valores sumamente inferiores. A su vez, la baja presión de predación sobre el zooplancton, debería tener un efecto en cascada hacia el fitoplancton. Solo en la laguna Vedia 2, la presión de pastoreo sobre el fitoplancton (Zoo:Fito) se incrementó de forma continua desde la eliminación de peces hasta el mes de septiembre, alcanzando un plató durante los meses de octubre y noviembre.

Aún así, en la laguna Vedia 2, los grandes cladóceros del plancton no se perpetuaron en el tiempo. La elevada biomasa de zooplancton colapsó abruptamente a causa de la desaparición de *Daphnia* durante el mes de noviembre. La desaparición de *Daphnia* en lagos biomanipulados ha sido explicada por la recolonización de los peces de los cuerpos de agua vecinos (Hosper & Meijer 1993). Sin embargo, la desaparición de las dafnias no podría explicarse solamente por tal motivo en Vedia 2 pues, las mismas murieron de forma secuencial, es decir, primero las más pequeñas y después las de mayor tamaño. Esto podría tener dos explicaciones diferentes. La primera de ellas, sería a través de la predación de los peces reclutados (peces 0+) durante la primavera-verano como fuera observado por Schael et al. (1991). La segunda explicación sería a través de la competencia por el recurso (Meijer et al. 1994). Los peces son predadores cuya alimentación está limitada por el tamaño de su boca (Zaret 1980). Por lo tanto, en el primer caso los peces pequeños a medida que fueron creciendo se habrían alimentado de presas de mayor tamaño, esto querría decir que primero habrían predado sobre las dafnias pequeñas y luego sobre las de mayor tamaño. En el segundo caso la escasez de alimento explicaría el colapso de *Daphnia*, lo cual también ya fue sugerido para explicar su colapso en los lagos biomanipulados. *Daphnia* cf. *obtusa* y *Daphnia*

spinulata estuvieron presentes en Vedia 2. Durante el análisis temporal de la dinámica del zooplancton ambas especies fueron agrupadas bajo el género *Daphnia*, con lo cual se desconoce la dinámica temporal de cada una de estas especies. Pero como la competencia por recurso selecciona a los individuos de mayor tamaño debido a su mayor eficiencia en el filtrado y su menor tasa metabólica (Brooks & Dodson 1965), es factible que antes del colapso del zooplancton, haya habido una exclusión competitiva de *Daphnia spinulata* sobre *Daphnia cf. obtusa*. Sin embargo, es difícil establecer cual fue la causa de desaparición de la *Daphnia* en Vedia 2, y probablemente las dos opciones mencionadas han de ser tenidas en cuenta. De inclinarnos sólo por la primera causa, la predación de los peces habría re-establecido una comunidad zooplanctónica de pequeño tamaño (Goulden et al. 1982) y no fue lo ocurrido en Vedia 2. La presencia de los cladóceros mayores a 1 mm fue prácticamente nula en el resto de las lagunas de estudio durante las temporadas estivales. En cambio, sí hubo un pico de cladóceros mayores a 1 mm (*Diaphanosoma* spp.) durante el verano posterior a la eliminación de peces en la laguna Vedia 2 (ver Capítulo 4). Sin embargo, durante este pico de cladóceros, tanto la talla promedio como la biomasa de cladóceros y la duración en el tiempo de dicho pico, fueron comparativamente menores respecto al período inmediato posterior a la eliminación de peces en el año 2000. Lo cual indicaría también una comparativa mayor presión de predación sobre el zooplancton durante este último pico. Dicha presión sí podría ser atribuida entonces a los peces 0+.

Se podría suponer entonces que el hambreado habría sido el factor clave para el colapso de la población de *Daphnia* en noviembre de 2000 y luego la predación de los peces 0+ no habría permitido su recuperación. Estudios de laboratorio muestran que la tasa de filtración de las dafnias aumenta con la temperatura hasta alcanzar una temperatura óptima (Horn 1981) y además dicha tasa aumenta con la talla corporal (Knoechel & Hotby 1986; Jürgens et al. 1996). Por lo tanto, como la temperatura del agua y la talla de *Daphnia* fueron incrementándose desde junio hasta octubre en Vedia 2, lo mismo habría ocurrido con la tasa de filtración de *Daphnia*. El rango de la tasa de filtración de *Daphnia* varía entre 5-30 ml por día dependiendo de la especie (Moss 1998). Entonces si la abundancia de *Daphnia* fuera elevada, ésta podría filtrar diariamente todo el volumen un cuerpo de agua (Lampert & Taylor 1984; Lampert & Taylor 1985), lo cual ejercería una fuerte presión de pastoreo sobre el fitoplancton palatable. La abundancia de *Daphnia* fluctuó entre 67 y 159 individuos por litro entre el mes de agosto y comienzos de noviembre. Calculando la tasa de filtración de *Daphnia* solamente en función de su talla (Tasa de filtración = $0.54 \text{ talla}^{1.55}$) (Porter et al. 1983) y multiplicándola por su abundancia obtenemos el volumen de agua filtrado por las dafnias

presentes en un litro. El cual tuvo un mínimo de 1196 ml y un máximo de 2278 ml para esta laguna. Por lo tanto, durante dicho período *Daphnia* habría filtrado todo el volumen de la laguna más de una vez por día, llegándolo a filtrar incluso más de dos veces en el mismo día, lo cual sería un fuerte indicio de hambreado. Este patrón de muerte en primera instancia por inanición y posteriormente por la predación de los peces sería similar a lo que se observa durante la fase de aguas claras en muchos lagos templados, (Luecke et al. 1990; Boersma et al. 1996) donde a fines de la primavera *Daphnia* muere a consecuencia del hambreado y luego durante el verano su abundancia es muy baja debido a la predación de los peces 0+.

Lagunas dominadas por la macrofitia

Maggi e Higuera se diferenciaron claramente del resto de las lagunas debido a la colonización de la macrofitia. En estas dos lagunas la colonización de la macrofitia sumergida o flotante fue por demás extensa tanto en tiempo como en espacio (ver capítulo 4). Mientras *Ceratophyllum demersum* estuvo presente en la laguna Higuera, *Ricciocarpus* spp. y *Lemna* spp. cubrieron la laguna Maggi. En presencia de la macrofitia, la biomasa de zooplancton fue considerablemente baja. Por otra parte, a diferencia de lo ocurrido en las lagunas dominadas por el fitoplancton, la abundancia de *Daphnia* no se incrementó luego de la eliminación de peces en estas dos lagunas. A pesar de no haber muestreado la comunidad pleustónica con metodología estándar, las observaciones realizadas a campo y los macroinvertebrados que accidentalmente cayeron en las redes de plancton nos indicarían que dichas macrofitas habrían sido sostén estructural de una abundante fauna de invertebrados.

La vegetación macrofítica alberga a una variada fauna de invertebrados predadores del zooplancton (Arts et al. 1981; Murdoch 1984; Johnson et al. 1987; Matveev et al. 1989; Beisner et al. 1996; Elliott et al. 1997; Lombardo 1997; Arnér et al. 1998). Además, a medida que aumenta la densidad y la complejidad estructural de la macrofitia, también se incrementa la abundancia de los macroinvertebrados (Kornijów & Kairesalo 1994; Cattaneo et al. 1998).

Es considerado que los invertebrados predan sobre el zooplancton de tamaño pequeño, tales como nauplii, copepoditos o cladóceros del género *Bosmina* (Dodson 1974). Sin embargo hay quienes sugieren que los predadores invertebrados, por ejemplo los notonéctidos, preferirían presas zooplanctónicas de mayor tamaño (Gilbert & Burns 1999). Sea como fuere el caso, todos los organismos antes de llegar a adulto son de talla pequeña. Por lo tanto los organismos más grandes en algún momento de su ciclo vital deben tener las mismas ventajas y desventajas que las especies más pequeñas (Neill 1975) y en consecuencia

durante alguna etapa de su vida también serían predados por los organismos invertebrados. Un ejemplo concreto de ello sería el hallazgo de *Mesostoma* envolviendo a una pequeña *Daphnia* en una de las muestras de plancton en la laguna Maggi (obs. pers.), lo cual estaría indicando la predación de *Mesostoma* sobre dicha *Daphnia*.

Entonces, los invertebrados habrían ejercido una fuerte presión de predación sobre el zooplancton y habrían evitado el desarrollo de *Daphnia*. *Buena* spp. (Cooper 1963; Gilbert & Hampton 2001), *Mesostoma* spp. (Dumont & Carels 1985; Trochine et al. 2006) y las larvas de Odonata (Johnson et al. 1987; Lombardo 1997) predan sobre el zooplancton. Toda esta fauna de organismos fue muestreada en las lagunas de estudio. En Maggi el anfípodo *Hyaella curvispina* también habría sido abundante e incluso éste podría haber predado sobre el zooplancton. Los anfípodos suelen ser considerados como herbívoros y/o detritívoros. Sin embargo, varios estudios sugieren una mayor amplitud de su espectro trófico (Macneil et al. 1996). Por ejemplo, Wilhelm y Schindler (1999) llegaron a la conclusión que *Gammarus lacustris* predaría sobre el zooplancton en los lagos sin peces. Por otro lado, los anfípodos asociados a la vegetación predan sobre los efipios de *Daphnia*, alterando así la dinámica de las poblaciones de zooplancton pelágicas (Cáceres & Hairston 1998). Esta relativa elevada abundancia de macroinvertebrados no fue observada en las lagunas dominadas por el fitoplancton.

Además existe una correlación negativa entre la abundancia del fitoplancton y la biomasa de macrofitia sumergida (Phillips et al. 1978), por lo tanto habría que evaluar también la escasez del recurso para los organismos zooplanctónicos de las lagunas Maggi e Higueras. La concentración de los nutrientes fue elevada en ambas lagunas de estudio (ver capítulo 3). Estos elevados niveles de nutrientes sostendrían elevadas biomásas bióticas. En general, en la zona litoral de un lago hay una mayor abundancia de bacterias en relación con su zona pelágica (Burks et al. 2002) las cuales obtienen una parte de su energía de la materia orgánica disuelta. En la laguna Maggi, la misma parecería haber sido elevada ya que se observaron ciliados y algas euglenofitas del género *Lepocinlis*; estos organismos son característicos de ambientes con elevada concentración de materia orgánica. Entonces, la trama trófica microbiana podría ser importante en la laguna Maggi. Por otro lado el perifiton también es abundante en las áreas litorales y este es una fuente de alimento para los cladóceros “raspadores” como *Chydorus* y *Eurycercus* (Paterson 1994). *Daphnia* puede alimentarse de una u otra fuente de alimento, ya que puede cambiar su hábito alimenticio de organismo filtrador a organismo raspador (Horton et al. 1979) y también puede alimentarse de las bacterias y del detritus presente la zona litoral (Lampert 1987; Nagata & Okamoto 1988).

Por lo tanto, la ausencia de *Daphnia* sería atribuible a fuerzas *top-down* más que *bottom-up* luego de la eliminación de los peces en Maggi e Higuera.

En las pequeñas lagunas pampeanas similares a las estudiadas en esta tesis, cabría considerar a la zona litoral como una zona de predación sobre el zooplancton más que una zona de refugio del mismo. Sin embargo hay que contextualizar los estudios realizados durante el año 2000. En primer lugar, hay que considerar que la eliminación de los peces planctívoros de las lagunas habría dejado el nicho de la planctivoría vacío. Esto habría permitido que otros predadores del zooplancton, (tales como los predadores invertebrados), invadan y ocupen dicho nicho (Wissel et al. 2000). En segundo lugar, los peces pampeanos asociados a la vegetación litoral, también predan sobre los macroinvertebrados (Ringuelet 1975; Escalante 1982, 1983, 1984). De este modo, durante el año 2000, los macroinvertebrados además de encontrarse libres de la competencia, se habrían encontrado también libres de predadores. Entonces, es altamente probable que los macroinvertebrados hayan sido más abundantes de lo habitual en las lagunas Maggi e Higuera durante dicho período de estudios.

La productividad de cada uno de los niveles tróficos y el flujo de energía a través de ellos son máximos cuando la intensidad de predación es intermedia (Kitchell 1980). En Maggi e Higuera, la baja biomasa y talla del macrozooplancton indicarían una elevada presión de predación. Siendo así, cabría hipotetizar que el flujo de energía a través de la red trófica en este tipo de lagunas no habría estado estructurado principalmente a través del macrozooplancton.

5.2.4 EFECTOS DE LA SIEMBRA DE PECES SOBRE EL PLANCTON

Siembra de un zooplanctívoro visual en lagunas dominadas por el fitoplancton (año 2000)

Una serie de cambios en la estructura del zooplancton a partir de la siembra de pejerrey indicarían un rápido y marcado efecto *top-down* sobre esta comunidad en las lagunas Capurro, Vedia 1 y Longinotti. Dicha siembra concordó con el reemplazo de los cladóceros de mayor tamaño por cladóceros más pequeños como *Bosmina*, *Moina* y *Ceriodaphnia*. Una elevada abundancia de *Bosmina* es característica en los lagos con alta abundancia de peces zooplanctívoros (Stenson et al. 1978; Benndorf et al. 1988) lo cual es considerado como una mejora en las condiciones de su crecimiento a bajas abundancias de *Daphnia*. Las lagunas mencionadas fueron sembradas con distinta carga de pejerrey y durante distintos períodos de

tiempo. Estas diferencias se habrían reflejado en la dinámica temporal del zooplancton, principalmente del de mayor tamaño. La laguna Longinotti fue la primera laguna donde comenzó la siembra de pejerrey y además fue la más intensamente sembrada. A su vez, denotó signos de predación sobre el zooplancton más tempranamente que el resto de las lagunas. En cambio en Capurro, la menor carga de siembra de pejerrey y la siembra tardía habrían permitido un mayor desarrollo de los grandes cladóceros del plancton, tanto en abundancia como en tamaño. En la laguna Vedia 1, la relación entre la carga de pejerrey, su momento de siembra y su efecto sobre el zooplancton no fue tan claro como en las dos lagunas antes mencionadas. La dinámica del zooplancton de Vedia 1 se discutirá con mayor detalle en un párrafo aparte.

La siembra de pejerrey habría causado un efecto en cascada inclusive hasta el fitoplancton. El pejerrey, como zooplanctívoro visual preda preferencialmente sobre los organismos de mayor tamaño. Durante sus estadíos larval y juvenil se alimenta preferentemente de los cladóceros y secundariamente de los copépodos (Ringuelet et al. 1980, Grosman 1994, Grosman & González Castelain 1995, 1996; Grosman et al. 2002). La siembra de pejerrey en las tres lagunas de estudio dominadas por el fitoplancton habría reducido la abundancia de *Daphnia*. A diferencia de Vedia 2 donde los peces no fueron sembrados, en Longinotti y en Capurro el cociente Zoo:Fito no prosiguió incrementándose a través del tiempo lo que se podría relacionar con una menor intensidad de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton a consecuencia de la siembra de pejerrey en estas lagunas.

La dinámica del zooplancton sufrió una serie de fluctuaciones a partir de la siembra de pejerrey en la laguna Vedia 1. Inmediatamente después de la siembra, la dinámica del zooplancton fue similar a las otras dos lagunas, es decir, *Daphnia* fue reemplazado por organismos de menor tamaño. Sin embargo, a fines de la primavera de 2000 se observó un pico en la biomasa de cladóceros. Dicho pico contribuyó al aumento de la talla promedio del macrozooplancton y concordó con una disminución de la biomasa algal.

El pastoreo de los cladóceros sobre el fitoplancton es uno de los factores de mayor importancia durante el comienzo de la fase de aguas claras que suele observarse a fines de primavera en una variedad de lagos (Lampert et al. 1986). La ocurrencia de esta fase de aguas claras es impredecible en los lagos eutróficos y poco profundos (Sommer et al. 1986), especialmente a causa de la gran variabilidad en la presión de pastoreo sobre el fitoplancton (Jeppesen et al. 1997b). En Vedia 1, un aumento en el cociente Zoo:Fito, producto de un aumento en la biomasa de cladóceros, y una disminución en la biomasa algal fue observado durante fines de noviembre de los años 2000 y 2001. Por lo tanto podríamos suponer que en

esta laguna de características hipertróficas, una periódica e incipiente fase de aguas claras tendría lugar a fines de la primavera. De ser así, sería interesante investigar el motivo por el cual dicha fase de aguas claras solo fue observada en una sola de las cinco lagunas dominadas por el fitoplancton.

Siembra de un zooplanctívoro visual en lagunas dominadas por la macrofitia (año 2000)

A diferencia de lo ocurrido en las lagunas dominadas por el fitoplancton, en Maggi e Higueras no se observó un aumento en la biomasa del zooplancton, ni la presencia de *Daphnia* a posteriori de la eliminación de los peces. Probablemente a causa de la predación por parte de los macroinvertebrados, tal lo propuesto en la sección 5.2.3. Partiendo de esta situación inicial, es difícil evaluar el efecto de la siembra de peces sobre el zooplancton. Cabe destacar que la siembra de pejerrey fue contrastante entre ambas lagunas, siendo comparativamente más elevada en Maggi (683 ind/ha) que en Higueras (106 ind/ha). Sin embargo, luego de dicha siembra, la dinámica y la estructura del zooplancton en las lagunas Maggi e Higueras fueron similares entre sí. El pejerrey varía su nicho trófico en función de la oferta alimentaria del ambiente (Grosman 1995). Entonces cabría hipotetizar que el pejerrey sembrado predó principalmente sobre otras comunidades diferentes a la planctónica.

Siembra de un zooplanctívoro visual (año 2001)

Al año siguiente se repitió la siembra de pejerrey pero por causas operativas sólo se resembró una de las siete lagunas. La laguna elegida fue Maggi a causa de su pequeña superficie, la ausencia de canales de entrada y salida y su cercanía a la ciudad de Junín.

A diferencia del año anterior, a comienzos de esta nueva siembra de pejerrey Maggi se encontraba libre de macrófitas en el año 2001. Sin embargo, *Potamogeton* spp. colonizó la laguna a partir de la primavera.

Las interacciones tróficas son más intensas a medida que aumenta la temperatura del ambiente. Entonces, durante los meses más cálidos, cabría esperar una mayor presión de predación de los peces sobre el zooplancton y en consecuencia una organismos de menores tallas. El período anterior a dicha siembra coincide con los meses más fríos del año, en cambio el período posterior coincide con los meses más cálidos. Esto explicaría la importante diferencia observada entre la talla máxima versus la talla mínima del macrozooplancton en la

mayoría de las lagunas de estudio (Figura 5.9). Sin embargo, la mayor diferencia entre la talla máxima y mínima del zooplancton de todas las lagunas de estudio fue observada en la laguna Maggi. La siembra de pejerrey habría modificado la estructura y biomasa del zooplancton predando sobre *Daphnia* de forma rápida y efectiva. Un patrón similar de predación sobre el zooplancton ya había sido observado a posteriori de la siembra de pejerrey en las lagunas dominadas por el fitoplancton en el año 2000. Sin embargo, habría que considerar también la probable colonización de predadores invertebrados producto de la colonización de *Potamogeton* spp. La intensa predación por parte de los peces y los organismos invertebrados explicaría porque se observó la mayor variación de la biomasa y estructura del zooplancton en la laguna Maggi en comparación al resto de las lagunas de estudio. En base a mis resultados, no podría discernir cuanta presión de predación ejerció cada uno de estos grupos sobre el zooplancton. Sin embargo el éxito de la siembra invernal de pejerrey habría sido muy alto ya que se capturaron abundantes pejerreyes 0+ mediante la pesca con red de arrastre durante el verano de 2002. Por lo tanto, si el desove de una especie es considerado como una característica positiva de su aclimatación a su nuevo medio cabría hipotetizar que la predación de pejerrey sobre sus presas en esta laguna, incluido el zooplancton, habría sido importante.

La complejidad de las redes tróficas en la zona litoral es mayor que en la zona pelágica de los lagos y probablemente sea este uno de los motivos por el cual las redes tróficas litorales han sido poco estudiadas. González Sagrario y Balseiro (2003), han estudiado las redes tróficas litorales de las lagunas pampeanas a partir de experiencias en mesocosmos. Ellos destacaron la importancia de los invertebrados sobre la predación del zooplancton. El rol de los estudios de lago como un todo consiste en poner en contexto y determinar la relevancia de los conocimientos adquiridos a menores escalas espaciales y temporales (Carpenter 1996; Schindler 1998). Por lo tanto, mis estudios de lago como un todo descritos en este capítulo, indicarían una fuerte presión de predación de otras comunidades acuáticas además de la nectónica sobre el zooplancton en las lagunas pampeanas altamente vegetadas.

Siembra de un piscívoro (año 2000)

Drenner & Hambright (1999) evaluaron una serie de medidas de manejo para disminuir la biomasa algal en los lagos. De todas ellas, estos autores hallaron que el agregado de peces piscívoros era la menos exitosa de todas. Søndergaard et al. (1997) subrayaron que el efecto de la introducción de peces piscívoros sería solo observable durante la misma estación del año de realizada dicha siembra. En la laguna Capurro, luego de la siembra de tararira no se

observó un aumento de la talla del macrozooplancton, ni tampoco la aparición de *Daphnia*. Esto parecería indicar que a partir de la siembra de tararira, no hubo un efecto en cascada desde los peces hasta el plancton.

Sin embargo, la manipulación de la cadena trófica tuvo como principal objetivo estudiar la efectividad de la tararira como control biológico de los peces zooplanctívoros, en especial del pejerrey. Recordemos que en cuatro lagunas se eliminaron los peces durante el otoño de 2000 y fueron sembradas con pejerrey durante el invierno. Luego de dicha siembra, solo la laguna Capurro fue sembrada con tararira a fines de primavera. En verano, un claro patrón se observó en estas 4 lagunas. En ellas, la abundancia de pejerrey fue baja y como imprevisto, en todas ellas, y no solo en Capurro, se muestrearon tarariras. Varias explicaciones surgen para explicar la baja densidad de pejerrey en cada una de las lagunas, y la aparición de tararira. Sin embargo existe una explicación común a todas ellas. Al momento del vertido del ictiotóxico, la temperatura del agua era alrededor de 15 grados. La tararira es un pez que se aletarga en el invierno, llevando su metabolismo a niveles basales. En consecuencia es probable que el vertido del ictitóxico, haya causado una baja mortandad en esta especie. No habría ocurrido lo mismo con otros peces tales como el bagre y los abundantes peces planctívoros litorales, lo cual fue corroborado por pobladores de la zona (Longinotti com. pers.). A fines de primavera, cuando la tararira finaliza su etapa de aletargamiento y comienza a alimentarse (Maggi com. pers.), la misma habría predado de forma intensiva sobre el pejerrey. Esta hipótesis sobre las posibles causas de la baja cosecha de pejerrey de comienzos de verano y la presencia de tararira, cobraría más fuerza aún, en cuerpos de agua que carecen de canales de entrada o salida que lo comuniquen con cuerpos de agua vecinos. De esta manera, se eliminarían hipótesis alternativas como la recolonización y/o escape de los peces. Tal es el caso de la laguna Maggi.

Al año siguiente la laguna Maggi se sembró nuevamente con pejerrey. A diferencia del seguimiento de las siembras de pejerrey realizadas durante el año 2000, en 2001 la comunidad de peces se muestreó mes a mes con el fin de evaluar la presencia/ausencia de pejerrey y tararira. En esta nueva experiencia de siembra de pejerrey, los resultados fueron similares a los del año anterior. Los pejerreyes sembrados durante el invierno-primavera, se aclimataron bien a su medio (ver esta misma sección *siembra de zooplanctívoro año 2001* para más detalles). Una prueba de ello sería el desove de pejerrey capturado con las redes de arrastre. Sin embargo, una vez más, a partir del verano no se pescaron más pejerreyes.

La alimentación de los peces está limitada por el tamaño de su boca. Cabría hipotetizar entonces que los pejerreyes sembrados habrían sido una presa blanco para la tararira. Ya que

la talla promedio de un individuo de pejerrey no habría sido demasiado grande como para no ser predada, ni demasiado pequeña como para dificultar su visualización. Sin embargo la característica ausencia de pejerrey en las pequeñas lagunas pampeanas podría deberse a varios factores, y no solamente a la predación por los peces piscívoros (por ejemplo al uso de pesticidas en las cuencas de drenaje). Por lo tanto sería por demás interesante hacer experiencias controladas donde se evalúe la preferencia alimentaria de la tararira en presencia de pejerrey y de los abundantes pequeños peces planctívoros presentes en las pequeñas lagunas pampeanas como por ejemplo, *Jenynsia multidentata*, *Cheirodon interruptus*, *Astyanax* spp., *Cnesterodon* spp.

5.2.5 INTERACCIONES TRÓFICAS CONTRASTANTES

El extenso período de muestreo de mi tesis doctoral me permitió hacer comparaciones interanuales de la estructura y la biomasa del zooplancton. Durante el otoño y el comienzo del invierno de 2000 la abundancia de los peces fue baja, debido a su eliminación y a la incipiente siembra de pejerrey. En cambio, la abundancia de los peces durante el otoño e invierno de 2001 fue más elevada y podría considerarse como “propia” de una pequeña laguna pampeana. Por lo tanto, si el efecto de los peces fuera importante en la determinación de la estructura y biomasa del plancton en las lagunas de estudio, esta diferencia interanual en la biomasa y estructura de peces, debería reflejarse en los niveles tróficos inferiores. Y lo que es más importante aún, podríamos evaluar el efecto de los peces sobre el zooplancton durante la temporada más fría del año, cuando los mismos tienen su metabolismo en los niveles más bajos.

Como se concluyó anteriormente en este capítulo, la eliminación de los peces en el otoño del año 2000 habría proporcionado durante un breve lapso de tiempo una ventana a los cladóceros. *Daphnia* habría prevalecido y causado una importante presión de pastoreo en las lagunas dominadas por el fitoplancton. En cambio, *Daphnia* estuvo ausente en la laguna Vedia 3 donde los peces no fueron eliminados.

En Vedia 3, la predación sobre el zooplancton habría sido mayor durante el otoño-invierno de 2000 que durante el mismo período de 2001. Esto se deduce del mayor cociente Zoo:Fito observado durante el período de 2001. Aún así, la talla máxima del macrozooplancton fue similar durante ambos períodos de estudios.

En cambio en las lagunas Vedia 1, Vedia 2 y Capurro la intensidad de predación sobre el zooplancton habría sido menor durante el otoño-invierno de 2000. Lo cual estaría asociado a la ausencia de peces y de invertebrados predadores durante dicho período. La menor intensidad de predación sobre el zooplancton, se deduce del mayor cociente Zoo:Fito, de la mayor proporción de los cladóceros en la biomasa del macrozooplancton (Moss 1998), de la mayor abundancia de *Daphnia* (de Bernardi & Peters 1987) y del mayor porcentaje de cladóceros > a 1 mm, observados durante el período de 2000. Por otro lado a diferencia de Vedia 3, donde la biomasa de zooplancton del período 2000 fue aproximadamente la mitad a la biomasa de zooplancton del período 2001, en el resto de las lagunas mencionadas, la biomasa de zooplancton del período 2000 duplicó o inclusive triplicó a la biomasa de

zooplancton del período 2001. Esto también estaría indicando una menor presión de predación sobre el zooplancton durante el otoño-invierno de 2000.

Las contrastantes diferencias en la estructura y dinámica del zooplancton observadas durante los meses más fríos de 2000 y 2001 serían consecuencia de un control de la red trófica a través de la predación (*top-down*) más que un control a través del recurso (*bottom-up*). Gliwicz (2002) señaló que el control *bottom-up*, afecta los parámetros tiempo-dependientes, tales como las tasas de crecimiento individual, poblacional y reproductivas. En cambio, el control *top-down* modifica las variables de estado, tales como la biomasa y la talla de un individuo y también la densidad de la población. Sommer et al. (1986) concluyeron que las interacciones tróficas en los lagos eutróficos cobrarían mayor relevancia durante los meses más calidos del año y en contraparte los factores físicos serían más relevantes durante los meses más fríos. En cambio, los estudios desarrollados en este capítulo, indicarían que en las pequeñas lagunas pampeanas, las interacciones tróficas peces-zooplancton serían relevantes aún en los meses más fríos del año.

La laguna Maggi podría considerarse como un caso particular y su análisis nos indicaría una vez más la fuerte presión de predación que ejercerían los invertebrados sobre el zooplancton en las pequeñas lagunas pampeanas altamente vegetadas. Como ya se mencionó en el capítulo 4, la abundancia de macrófitas flotante fue contrastante entre los años 2000 y 2001. Durante el otoño-invierno de 2000 Maggi se encontraba sin peces y colonizada por la macrofitia flotante. En cambio durante el otoño-invierno de 2001 había peces en la laguna pero no estaba colonizada por dicha macrofitia. Hay que destacar que la biomasa de peces de Maggi fue generalmente muy baja en relación al resto de las lagunas (ver capítulo 4), con lo cual podríamos suponer que también habría sido bajo su efecto sobre el zooplancton. Entonces, en Maggi la principal diferencia entre ambos períodos de estudio sería la presencia/ausencia de macrofitia flotante. Y en dicho caso, durante el período de 2000 la dinámica del zooplancton nos estaría indicando una elevada intensidad de predación sobre esta comunidad (ver sección 5.2.3, *Lagunas dominadas por la macrofitia*). En cambio la presencia de *Daphnia* y la elevada talla del macrozooplancton nos estarían indicando una menor presión de predación sobre el zooplancton durante el año 2001.

Existen predadores bentónicos, epífitos (Blois-Heulin et al. 1990; Sih et al. 1998) y epineutónicos (Murdoch et al. 1984; Herwig & Schindler 1996; Arnér et al 1998) que predarían sobre *Daphnia* en los lagos someros. De estos, se han muestreado de forma no intencional a organismos tales como *Mesostoma* spp. *Buenoa* spp. y *Hyallolella curvispina*, los cuales, parecerían ser por demás abundante en la laguna Maggi (obs. pers.). Este tipo de

organismos (por ejemplo los notonéctidos), detectan a sus presas por sus movimientos, además de ser predadores visuales. Por lo tanto, se verían mayormente atraídos por el movimiento espasmódico de *Daphnia* (O'Brien & Vinyard 1978, Arts et al. 1981). La predación de estos invertebrados suele ser intensa en los lagos sin peces. Por ejemplo, la ausencia de organismos grandes del zooplancton ha sido atribuida a la predación de los notonéctidos en el lago Vermont (Gilbert & Hampton 2001), ya que los mismos predan preferentemente sobre el zooplancton de mayor talla (Gilbert & Burns 1999). Por lo tanto, la contrastante biomasa y estructura del zooplancton entre el otoño-invierno de 2000 versus el otoño – invierno de 2001 y la presencia/ausencia de macrofitas sumergidas, nos indicaría nuevos indicios que apoyarían la hipótesis que en las pequeñas lagunas pampeanas altamente vegetadas la macrofitia debería considerarse más una zona intensa de predación sobre el zooplancton que una zona de refugio del mismo.

La macrofitia tanto sumergida como flotante habría tenido un rol estructurador del zooplancton muy importante en Maggi e Higuera. Sin embargo hay que tener en cuenta que el muestreo dentro de la misma puede resultar engorroso (Marklund 2000). Además, el zooplancton puede ser subestimado debido a que suele concentrarse cerca de la interfase agua sedimento (DeStasio 1993; Jeppesen 1998). Incluso la metodología por empleada (redes de zooplancton) no es la más adecuada para este tipo de ambientes. Sin embargo la macrofitia fue generalmente asociada con bajas biomásas de zooplancton, macrozooplancton de pequeño tamaño, ausencia de *Daphnia*, gran variedad de predadores invertebrados y una gran cantidad de peces litorales durante el muestreo a campo. Haría falta realizar estudios con una metodología específica de muestreo dentro de las macrofitas tanto de la comunidad zooplanctónica como de las diversas comunidades asociadas a la macrofitia para confirmar la importancia de los predadores invertebrados en determinar la biomasa y estructura de la comunidad planctónica.

Al contrario de lo observado en las lagunas de estudio, en los lagos poco profundos del hemisferio norte es ampliamente aceptado que bajo ciertas circunstancias la macrofitia actúa como refugio del zooplancton (Timms & Moss 1984; Lauridsen & Buenk 1996; Lauridsen et al. 1996; Jeppesen et al. 1997b). Probablemente el grado de infestación de la macrofitia explicaría el diferente rol en uno y otro ecosistema. Maggi e Higuera fueron infestadas ampliamente por las macrofitas. Durante los picos de infestación, el 100 % de Maggi estuvo colonizada por una cubierta de *Ricciocarpus* spp. y *Lemna* spp. En el caso de la laguna Higuera, *C. demersum* ocupó toda la columna de agua situación que permitió por ejemplo, que aves como el Chajá caminaran sobre ella. Este altísimo grado de infestación difícilmente

ocurra en los lagos del hemisferio norte (Jeppesen com. pers.). En consecuencia, también sería comparativamente diferente la importancia de las comunidades pleustónicas en las interacciones tróficas entre los lagos someros de la región pampeana y los lagos someros del hemisferio norte. Una diferencia concreta en cuanto al grado de infestación de las macrófitas entre lagos someros del hemisferio norte y las pequeñas lagunas pampeanas es que mientras en los primeros se considera a las macrófitas como un componente deseable del ecosistema acuático, en las últimas muchas veces son consideradas como una plaga difícil de erradicar.

CAPÍTULO 6: DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

Las características físico-químicas y biológicas de las lagunas pampeanas son altamente fluctuantes, en concordancia con la alta variabilidad del paisaje. Esta alta tasa de cambio se incrementa aún más a medida que dichos cuerpos de agua disminuyen en superficie y profundidad.

6.1 FACTORES QUE AFECTAN LA ESTRUCTURA Y BIOMASA DEL ZOOPLANCTON

Interacciones tróficas

Las interacciones tróficas tienen un rol fundamental en la determinación de la estructura y la biomasa del zooplancton de las pequeñas lagunas pampeanas. La predación de los peces sobre el zooplancton no es constante durante el año. La mayor intensidad ocurriría a fines de la primavera y durante la temporada estival y la menor intensidad durante las épocas más frías. De las manipulaciones realizadas a partir de la temporada otoñal se concluyó que la abundancia y biomasa de *Daphnia* es sustancialmente más elevada en ausencia de peces. Esto nos sugiere dos cosas. En primer lugar la disponibilidad del alimento no sería limitante para el desarrollo del zooplancton durante dicha época del año en estos pequeños e hipertróficos cuerpos de agua. En segundo lugar los peces planctívoros serían un factor clave en la determinación de la estructura del zooplancton aún durante el período de menor temperatura del agua, período en el cual su metabolismo es bajo. Nuestros estudios de eliminación de peces y siembra de pejerrey durante el año 2000, habrían incrementado la variación típica de la talla del macrozooplancton producto de la predación de los peces en las lagunas pampeanas. Un caso particular son las lagunas ampliamente colonizadas por la macrofitia, ya sea esta sumergible o flotante. Probablemente, en estos cuerpos de agua se incrementa la diversidad y abundancia de los predadores vertebrados e invertebrados. Con lo cual en estas lagunas la vegetación podría considerarse más una zona de predación sobre el zooplancton que una zona de refugio para el mismo.

Efectos del entorno lagunar

De forma similar en que la hidrología y las actividades agropecuarias afectan a las características químicas de las lagunas, también afectan a la comunidad planctónica.

Durante el período de sequía, como suele ocurrir durante la temporada estival, el volumen de agua de las pequeñas lagunas disminuye de forma considerable, así como su superficie y su profundidad. En consecuencia también se incrementan las concentraciones de los nutrientes y la biomasa algal. Este efecto de concentración, también se observa en la comunidad zooplanctónica.

La región pampeana sustenta una importante actividad agropecuaria y los fertilizantes e insecticidas usados en la agricultura moderna impactan sobre sus cuerpos de agua. La utilización de fertilizantes y la elevada tasa de uso de la tierra podrían llegar a enmascarar la variación estacional del ecosistema lagunar, típica de las regiones templadas. Esto fue observado en los niveles de nutrientes (por ejemplo en la concentración del nitrógeno total) y también biológicos (por ejemplo en la concentración de la biomasa algal). Además, en las lagunas ubicadas sobre las cuencas de drenaje de mayor intensidad de uso de la tierra, sus elevadas cargas de nutrientes también conducirían a un menor desarrollo de la macrofitia sumergida. Por otro lado, los insecticidas utilizados con el propósito de eliminar a los organismos plaga, provocarían además mortalidades generalizadas de peces y de macroinvertebrados, las cuales podrían producir un efecto en cascada sobre el zooplancton tal cual lo observado en los estudios de lago como un todo realizados en esta tesis. A causa de la expansión de la frontera agropecuaria y el continuo incremento del uso de la tierra, todos estos efectos posiblemente se intensificarán en el futuro cercano.

6.2 PERSPECTIVAS

De esta tesis surgen nuevos interrogantes y líneas de investigación para la limnología de los lagos poco profundos de las zonas templado cálidas, tanto de sus características físico-químicas como de las biológicas. Entre ellos se pueden mencionar:

- Evaluar los factores que influyen en la dinámica de los nutrientes en las pequeñas lagunas pampeanas, haciendo énfasis en la concentración de fósforo. Durante gran parte del período de estudios, dicha concentración fue similar en todas las lagunas independientemente de la presencia de la macrofitia y de la intensidad en el uso de la tierra en sus cuencas de drenaje.
- Evaluar la estructura y el funcionamiento de las tramas tróficas en las lagunas pampeanas altamente vegetadas ya que parecerían ser muy distintos de las lagunas no vegetadas. Evaluar además, la importancia del macrozooplancton en la ecología trófica de este tipo de lagunas.
- Evaluar la estructura de la comunidad de peces en función de las concentraciones de nutrientes en las pequeñas lagunas pampeanas. Todo parece indicar que a pesar de las elevadas concentraciones de fósforo total presente en el agua, los peces piscívoros serían un componente importante de dicha comunidad, tanto en las lagunas dominadas por la macrofitia como en las lagunas dominadas por el fitoplancton.

BIBLIOGRAFÍA:

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (eds) (1995) *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 19^{ava} edn. Washington.
- Arbuckle K.E. & Downing J.A. (2001) The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46(4), 970-975.
- Armstrong F.A.J. & Schindler D.W. (1971) A preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes Area (ELA), northwestern Ontario. *J.Fish.Res.Bd Can.* 28, 171-187.
- Arnér M., Koivisto S., Norberg J. & Kautsky N. (1998) Trophic interactions in rockpool food webs: regulation of zooplankton and phytoplankton by *Notonecta* and *Daphnia*. *Freshwater Biology* 39, 79-90.
- Arts M.T., Maly E.J & Pasitschniak M. (1981) The influence of *Acilius* (Dytiscidae) predation on *Daphnia* in a small pond. *Limnology and Oceanography* 36, 1172-1175.
- Barko J.W. & James W.F. (1998) Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (eds Jeppesen E., Søndergaard M. & Christoffersen K.), pp. 197-217. Springer Verlag, New York.
- Beisner B.E., McCauley E. & Wrona F.J (1996) Temperature-mediated dynamics of planktonic food chains: the effect of an invertebrate carnivore. *Freshwater Biology* 35, 219-232.
- Benndorf J. & Kamjunke N. (1999) *Anwenderrichtlinie biomanipulation am beispiel der Talsperre Bautzen*. Sächsisches landesamt für umwelt und geologie. Dresden.
- Benndorf J. (1990) Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201, 187-203.
- Benndorf J., Böing W. & Neubauer I. (2002) Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47, 2282-2295.
- Benndorf J., Schulz H., Benndorf A., Unger R., Penz E., Kneschke H., Kossatz K., Dumke R., Hornig U. & Kruspe R. (1988) Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks; long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica* 19, 97-110.
- Blois-Heulin C., Crowley P.H., Arrington M. & Johnson D.M. (1990) Direct and indirect effects of predators on the dominant invertebrates of two freshwater littoral communities. *Oecologia* 84, 295-306.
- Boersma M., van Tongeren O.F.R. & Mooij W.M. (1996) Seasonal patterns in the mortality of *Daphnia* species in a shallow lake. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 53, 18-28.
- Bottrell H.H., Duncan Z., Gliwicz E., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larson P. & Weglenska T (1976) A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw.J.Zool.* 24, 419-456.
- Brooks J.L. & Dodson S.I. (1965) Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science* 150, 28-35.
- Burks R.L., Jeppesen E. & Lodge D.M. (2001) Pelagic prey and benthic predators: impacts of odonate predation on *Daphnia*. *J.N.Amer.Benthol.Soc.* 20, 615-628.
- Burks R.L., Lodge D.M., Jeppesen E. & Lauridsen T. (2002) Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology* 47, 343-365.
- Burns C.W. (1992) Population dynamics of crustacean zooplankton in a mesotrophic lake, with emphasis on *Boeckella hamata* Brehm (Copepoda:Calanoidea). *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 77, 553-577.

- Cáceres C.E. & Hairston N.G.Jr (1998) Benthic-pelagic coupling in planktonic Crustaceans: the role of benthos. *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie* 52, 163-174.
- Carpenter S.R. (1988) *Complex interactions in lake communities*. Springer-Verlag, New York.
- Carpenter S.R. (1996) Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology. *Ecology* 77(3), 677-680.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. & Hodgson J.R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35 (10), 634-639.
- Carpenter S.R. & Lodge D.M. (1986) Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26, 341-370.
- Carpenter S.R. & Kitchell J.F. (1988) Consumer control of lake productivity. *Bioscience* 38, 764-769.
- Carpenter S.R. & Kitchell J.F. (1992) Trophic cascade and biomanipulation: interface of research and management - a reply to the comment by DeMelo et al. *Limnology and Oceanography* 37, 208-213.
- Carpenter S.R. & Kitchell J.F. (1993) *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Carpenter S.R., Chisholm S.W., Krebs Ch.J., Schindler D.E. & Wright R.F. (1995) Ecosystem Experiments. *Science* 269, 324-327.
- Cattaneo A., Galanti G., Gentinetta S. & Romo S. (1998) Epiphytic algae and macroinvertebrates on submerged and floating-leaved macrophytes in an Italian lake. *Freshwater Biology* 38, 725-740.
- Claps M.C., Gabellone N.A. & Benítez H.H. (2004) Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Ann.Limnol Int.J.Lim* 40 (3), 201-210.
- Cooper S.D (1983) Selective predation on cladocerans by common pond insects. *Canadian Journal of Zoology* 61, 879-886.
- Chornomaz E.M., Etchepare M.E., Ecaray R.U., Bustingorry J.F. & Conzonno V.H. (2002) Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la laguna chascomús (Pcia. De Buenos Aires). En: *El agua en Iberoamérica De la Limnología a la Gestión en Sudamérica* (eds Fernandez Cirelli A. & Chalar Marquis G.), pp. 53-59. CYTED Red XVII, Buenos Aires.
- Cooke G.W. & Williams R.J.B (1973) Significance of man-made sources of phosphorus: fertilizers and farming. The phosphorous involved in agricultural systems and possibilities of its movement into natural water. *Water Research* 7, 19-33.
- de Bernardi R. & Peters R.H. (1987) Why *Daphnia*? En: *Daphnia* (eds Peters R.H. & de Bernardi R.), pp. 1-9. Memorie Dell'istituto Italiano Di Idrobiologia, Pallanza.
- De Melo R., France R.L. & McQueen D.J. (1992) Biomanipulation: Hit or myth? *Limnology and Oceanography* 37, 197-207.
- DeStasio B.T.Jr (1993) Diel vertical and horizontal migration by zooplankton: population budgets and the diurnal deficit. *Bulletin of Marine Science* 53, 44-64.
- Dillon P.J. & Rigler F.H. (1974) The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* 9, 767-773.
- Dillon P.J. & Kirchner W.B. (1975) The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research* 9, 135-148.
- Dillon P.J. & Rigler F.H. (1975) A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J.Fish.Res.Bd Can.* 32, 1519-1531.
- Dodds W.K. (2002) *Limnology*. Academic Press, New York.

- Dodson S.I. (1974) Zooplankton Competition and Predation: an Experimental Test of the Size-Efficiency Hypothesis. *Ecology* 55, 605-613.
- Drenner R.W., Smith J.D. & Threlkeld S.T. (1996) Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous. *Hydrobiologia* 319, 213-223.
- Drenner R.W. & Hambright K.D. (1999) Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique (Review). *Archiv für Hydrobiologie* 146 (2), 129-165.
- Drenner R.W. & Hambright K.D. (2002) Piscivores, Trophic Cascades, and Lake Management. *The Scientific Journal* 2, 284-307.
- Dumont H.J. & Carels I. (1987) Flatworm predator (*Mesostoma cf. lingua*) releases a toxin to catch planktonic prey (*Daphnia magna*). *Limnology and Oceanography* 32(3), 699-702.
- Elliott J.K., Elliott J.M. & Leggett W.C (1997) Predation by *Hydra* on larval fish: field and laboratory experiments with bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Limnology and Oceanography* 42, 1416-1423.
- Escalante A.H. (1982) Contribución al conocimiento de las relaciones de peces de agua dulce del área platense. I *Astyanax Eigenmanniorum* (Osteichyes Tetragonopteridae). *Limnobiós* 2(5), 344-322.
- Escalante A.H (1983) Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del area platense. III otras especies. *Limnobiós* 2(7), 453-463.
- Escalante A.H. (1984) Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del area platense. IV dos especies de cichlidae y miscelanea. *Limnobiós* 2(8), 562-578.
- Fee E.J. & Hecky R.E. (1992) Introduction to the Northwest Ontario Lake Size Series (NOLSS). *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 49, 2434-2444.
- Fernández Cirelli A., Miretzky P. & Conzonno V.H. (2000) Características químicas de las lagunas pampásicas. *Primeras Jornadas de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*. Junín, Buenos Aires.
- Frost T.M., DeAngelis D.L., Bartell S.M., Hall D.J. & Hurlbert S.H. (1988) Scale in the design and interpretation of aquatic community research. En: *Complex Interactions in Lake Communities* (ed Carpenter S.R.), pp. 229-258. Springer-Verlag, New York.
- Fuschini Mejía M.C. (1994) *El agua en las llanuras*. UNESCO/ORCYT, Montevideo, Uruguay.
- Gabellone N.A., Solari L.C. & Claps M.C. (2001) Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lake & Reservoir: Research and Management* 6, 133-142.
- Ghersa C.M., Ferraro D.O., Omacini M., Martinez-Ghersa M.A., Perelman S., Satorre E.H. & Soriano A. (2002) Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, 279-293.
- Gilbert J.J. & Burns C.W. (1999) Some observations on the diet of the backswimmer, *Anisops wadefieldi* (Hemiptera: Notonectidae). *Hydrobiologia* 412, 111-118.
- Gilbert J.J. & Hampton S.E. (2001) Diel vertical migrations of zooplankton in a shallow, fishless pond: a possible avoidance-response cascade induced by notonectids. *Freshwater Biology* 46, 611-621.
- Gliwicz Z.M. (2002) On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. *Freshwater Biology* 47, 2296-2312.
- Golterman H.L. (1978) *Methods for Physical & Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2^{da} edn. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- González Sagrario M.A. & Balseiro E. (2003) Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predacious macroinvertebrates by littoral fish. *Archiv für Hydrobiologie* 158 (4), 551-574.
- Goulden C.E., Henry L.L. & Tessier A.J. (1982) Body Size, Energy Reserves, and Competitive Ability in Three species of Cladocera. *Ecology* 63(6), 1780-1789.
- Grosman F.M. (1994) Determinación de patrones de alimentación del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en ambientes de la provincia de Buenos Aires. *Tankay* 1, 238-240.
- Grosman F.M. (1995) Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev.Asoc.Cienc.Nat.Litoral* 26(1), 9-18.
- Grosman F.M. & González Castelain J. (1995) Experiencias de alimentación y crecimiento con alevinos de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) dirigidas a optimizar la siembra. *Rev.Ictiol.* 4, 5-10.
- Grosman F.M., Sanzano P. & Agueria D (2002) Aspectos bioecológicos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Monte . *Rev.Mus.Argentino Cienc.Nat.* 4, 13-23.
- Gulati R.D., Lammens E.H.H.R., Meijer M-L. & van Donk E. (1990) *Biomanipulation, tool for water management*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Hall A.J., Rebella C.M., Ghersa C.M. & Culot J. (1992) Field-crops systems of the pampas. En: *Field Crop Ecosystems* (ed Pearson C.J.), pp. 413-450. Elsevier, New York.
- Hall K.J. & Hyatt K.D. (1974) Marion Lake (IBP)-from bacteria to fish. *J.Fish.Res.Bd Can.* 31, 893-911.
- Hall S.R. & Rudstam L.G. (1999) Habitat use and recruitment: a comparison of long-term recruitment patterns among fish species in a shallow eutrophic lake, Oneida Lake, N.Y. USA. *Hydrobiologia* 408/409, 101-113.
- Hasler A.D & Jones E. (1949) Demonstration of the antagonistic action of large aquatic plants on algae and rotifers. *Ecology* 30, 359-364.
- Heiler G., Hein T., Schiemer F. & Bornette G. (1995) Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management* 11(3-4), 351-361.
- Herwig B.R. & Schindler D.E. (1996) Effects of aquatic insect predators on zooplankton in fishless ponds. *Hydrobiologia* 324, 141-147.
- Herzig A. (1979) Neusiedlersee. The zooplankton of the open lake. En: *Limnology of Shallow Lake in Central Europe* (ed Löffler H.), pp. 281-336. Dr. Junk W., The Hague.
- Horn W. (1981) Phytoplankton losses due to zooplankton grazing in a drinking water reservoir. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 66, 787-810.
- Horne A.H. & Goldman CH.R. (1994) *Limnology*. 2da edn. McGraw-Hill, New York.
- Horton P.A., Rowan M., Webster K.E. & Peters R.H. (1979) Browsing and grazing by cladoceran filter feeders. *Canadian Journal of Zoology* 57, 206-212.
- Hosper H. (1989) Biomanipulation, new perspective for restoring shallow, eutrophic lakes in The Netherlands. *Hydrobiological bulletin* 23, 5-11.
- Hosper H. & Meijer M.L. (1993) Biomanipulation, will it work for your lake? *Ecological Engineering* 2, 63-72.
- Hrbáček J., Dvorakova V. & Prochazkova L. (1961) Demonstration of the effect of the fish sotck on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh.Int.Verein.Theor.Angew.Limnol.* 14, 192-195.
- Iriondo M. (1989) Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography Paleoclimatology Paleoecology* 70, 81-88.

- Iriondo M. (2004) Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. *Quaternary International* 114, 3-9.
- Izaguirre I. & Vinocur A. (1994) Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277, 49-62.
- Jeppesen E. (1998) *The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial*. Doctor's Dissertation 1-420. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report No. 247.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O. & Olrik K. (1990) Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201, 219-228.
- Jeppesen E., Kristensen P., Jensen J.P., Søndergaard M., Mortensen E. & Lauridsen T. (1991) Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.* 48, 127-148.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Kanstrup E., Petersen B., Henriksen R.B., Hammershoj M., Mortensen E., Jensen J.P. & Have A. (1994) Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276, 15-30.
- Jeppesen E., Lauridsen T., Mitchell S.F. & Burns C. (1997a) Do planktivorous fish structure the zooplankton communities in New Zealand lakes? *N.Z.J.Mar.Freshwat.Res.* 31, 163-173.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J. & Jensen L. (1997b) Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343, 151-164.
- Johnson D.M., Pierce C.L., Martin T.H., Watson C.N., Bohanan R.E. & Crowley P.H. (1987) Prey depletion by odonate larvae: combining evidence from multiple field experiments. *Ecology* 68, 1459-1465.
- Jürgens K., Wickham S.A., Rothhaupt K.O. & Santer B. (1996) Feeding rates of macro- and microzooplankton on heterotrophic nanoflagellates. *Limnology and Oceanography* 41, 1833-1839.
- Kalff J. (2002) *Limnology*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Kenoyer G.J. & Anderson M.P. (1987) Ground-water's dynamic role in regulating acidity and chemistry in a precipitation-dominated lake. *J.Hydrol.* 109, 287-306.
- Kitchell J.F. (1980) Fish dynamics and phosphorus cycling in lakes. En: *Nutrient Cycling in the Great Lakes: a Summarization of Factors Regulating the Cycling of Phosphorus*. (eds Scavia D. & Moll R.) Reporte Especial No. 83, NOAA, Great Lakes Env. Res. Lab. Ann Arbor, Michigan.
- Kitchell J.F. & Carpenter S.R. (1992) Summary: Accomplishments and new directions of food web management in Lake Mendota. En: *Food Web Management. A Case Study of Lake Mendota* (ed Kitchell J.F.), pp. 539-544. Springer-Verlag, New York.
- Köppen W. (1931) Grundriss der Klimakunde, vol. 12. Walter de Gruyter, Berlin.
- Knoechel R. & Holtby L.B. (1986) Cladoceran filtering rate: body length relationships for bacterial and large algal particles. *Limnology and Oceanography* 31, 195-200.
- Kornijów R. & Kairesalo T. (1994) Elodea canadensis sustains rich environment for macroinvertebrates. *Verh.Int.Verein.Theor.Angew.Limnol.* 25, 2270-2275.
- Kufel L. & Ozimek T. (1994) Can Chara control phosphorus cycling in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia* 276, 277-283.
- Lampert W. (1987) Feeding and nutrition in *Daphnia*. En: *Daphnia* (eds Peters R.H. & de Bernardi R.), pp. 143-192. Memorie Dell'istituto Italiano Di Idrobiologia, Pallanza.

- Lampert W. & Taylor B.E. (1984) In situ grazing rates and particle selection by zooplankton: effects of vertical migration. *Verh.Int.Verein.Theor.Angew.Limnol.* 22, 943-946.
- Lampert W. & Taylor B.E. (1985) Zooplankton grazing in a eutrophic lake: implications of diel vertical migration. *Ecology* 66, 68-82.
- Lampert W. & Sommer U. (1997) *Limnoecology. The ecology of lakes and streams.* Oxford University Press, New York.
- Lauridsen T.L. & Buenk I. (1996) Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 137, 167-176.
- Lauridsen T.L. & Lodge D.M. (1996) Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophytes habitat. *Limnology and Oceanography* 41, 794-798.
- Lauridsen T., Pedersen L.J., Jeppesen E. & Søndergaard M (1996) The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. *Journal of Plankton Research* 18, 2283-2294.
- Lehman J.T. (1986) The goal of understanding in limnology. *Limnology and Oceanography* 31, 1160-1166.
- Likens G.E. (1985) An experimental approach for the study of ecosystems. *Journal of Ecology* 73, 381-396.
- Lindergaard C. (1994) The role of zoobenthos in energy flow in two shallow lakes. *Hydrobiologia* 275-276, 313-322.
- Lombardo P. (1997) Predation by *Enallagma* nymphs (Odonata, Zygoptera) under different conditions of spatial heterogeneity. *Hydrobiologia* 356, 1-9.
- Lopretto E.C. & Tell G. (1995) *Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su estudio.* Sur, La Plata.
- Luecke C., Vanni M.J., Magnuson J.J. & Kitchell J.F. (1990) Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish implications for the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography* 35, 1718-1733.
- Lynch M. (1979) Predation, competition, and zooplankton community structure: an experimental study. *Limnology and Oceanography* 24, 253-272.
- Macneil C., Dick J.T.A. & Elwood R.W. (1997) The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews* 72, 349-364.
- Malthus T.J. & Mitchell S.F. (1990) On the occurrence, causes and potential consequences of low zooplankton to phytoplankton ratios in New Zealand lakes. *Freshwater Biology* 22, 383-394.
- Marklund O. (2000) A new sampler for collecting invertebrates in submerged vegetation. *Hydrobiologia* 432, 229-231.
- Matveev V.F., Martinez C.C. & Frutos S.M. (1989) Predatory-prey relationships in subtropical zooplankton: water mite against cladocerans in an Argentine lake. *Oecologia* 79, 489-495.
- McQueen D.J., Post J.R. & Mills E. (1986) Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 43, 1571-1581.
- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post J.R., Stewart T.H. & Lean D.R.S. (1989) Bottom-up and Top-down Impacts on Freshwater Pelagic Community Structure. *Ecological Monographs* 59(3), 289-309.
- Mehner T. (2000) Influence of spring water warming on predation rate of underyearling fish on *Daphnia* - a deterministic simulation approach. *Freshwater biology* 45, 253-263.

- Mehner T., Benndorf J., Kenney W.F. & Koschel R. (2002) Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology* 47, 2453-2465.
- Meijer M.-L., Jeppesen E., van Donk E., Moss B., Scheffer M., Lammens E., Van Nes E., Berkum J.A., de Jong G.J., Faafeng B. & Jensen J.P. (1994) Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes: Interpretation of five year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia* 275/276, 457-466.
- Moss B. (1998) *Ecology of Fresh Waters Man and Medium, Past to Future*. 3ra edn. Blackwell Science, London.
- Moss B., Madgwick J. & Phillips G. (1996) *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Broads Authority, Norwich.
- Moss B., Kornijów R. & Measey G.J. (1998) The effects of nymphaeid (*Nuphar lutea*) density and predation by perch (*Perca fluviatilis*) on the zooplankton communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* 39, 689-697.
- Murdoch W.W., Scott M.A. & Ebsworth P. (1984) Effects of the general predator, *Notonecta* (Hemiptera) upon a freshwater community. *Journal of Animal Ecology* 53, 791-808.
- Mugni H., Jergentz S., Schulz R., Maine A. & Bonetto C. (2005) Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentina). En: *Phosphate in Sediments* (eds Serrano L. & Golterman H.L.), pp. 163-170. Backhuys, Holanda.
- Nagata T. & Okamoto K. (1988) Filtering rates on natural bacteria by *Daphnia longispina* and *Eodiaptomus japonicus*. *Journal of Plankton Research* 10, 835-850.
- Neil W.E. (1975) Experimental Studies of Microcrustacean Competition, Community Composition and Efficiency of Resource Utilization. *Ecology* 56, 809-826.
- Northcote T.G. (1988) Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a top-down view. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 45, 361-379.
- O'Brein W.J. & Vinyard G.L. (1978) Polymorphism and predation: the effect of invertebrate predation on the distribution of two varieties of *Daphnia carinata* in South India ponds. *Limnology and Oceanography* 23, 452-460.
- Patalas K. (1971) Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *J.Fish.Res.Bd Can.* 28, 231-244.
- Paterson M.J. (1994) Invertebrate predation and the seasonal dynamics of microcrustacea in the littoral zone of a fishless lake. *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie* 1/2, 1-36.
- Pennak R.W. (1973) Some evidence for aquatic macrophytes as repellents for a limnetic species of *Daphnia*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 60, 569-576.
- Perrow M., Meijer M.-L., Dawidowicz P. & Coops H. (1997) Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342/343, 355-365.
- Phillips G.L., Eminson D. & Moss B. (1978) A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated waters. *Aquatic Botany* 4, 103-126.
- Prairie Y.T., Duarte C.M. & Kalff J. (1989) Unifying Nutrient-Chlorophyll relationships in lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 46, 1176-1182.
- Quintana X.D., Moreno-Amich R. & Comín F.A. (1998) Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research* 20(11), 2089-2107.
- Quirós R. (1990) Factors related to variance of residuals in chlorophyll-total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia* 200/201, 343-355.

- Quirós R. (1998) Fish effects on trophic relationships in the pelagic zone of lakes. *Hydrobiologia* 361, 101-111.
- Quirós R. (2004) *Sobre la Morfología de las Lagunas Pampeanas*. Serie de Documentos de Trabajo N° 3. Facultad Agronomía - UBA. Buenos Aires.
- Quirós R. & Drago E. (1999) The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 4, 55-64.
- Quirós R., Rosso J.J., Rennella A., Sosnovsky A. & Boveri M. (2002a) Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27(11), 584-591.
- Quirós R., Rennella A., Boveri M., Rosso J.J. & Sosnovsky A. (2002b) Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12(2), 175-185.
- Rennella A.M. & Quirós R. (2006) The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia* 556, 181-191.
- Reynolds C.S. & Walsby A.E. (1975) Waterblooms. *Biol.Rev.* 50, 437-481.
- Ricker W. (1975) Computations and Interpretations of biological statistics of fish populations. *Fish Res.Board.Can.Bull.* 191.
- Ringuelet R.A. (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2, 1-122.
- Ringuelet R.A., Aramburu H. & Alonso de Aramburu A. (1967) *Los peces argentinos de agua dulce*. C.I.C. (Gobernación), La Plata.
- Ringuelet R.A., Iriart R. & Escalante A.H. (1980) Alimentación del pejerrey (*Basilichthys Bonariensis*, Atherinidae) en laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós*, 1(10), 447-460.
- Romare P. & Bergman E. (1999) Juvenile fish expansion following biomanipulation and the resulting effect on the predation pressure on zooplankton. *Hydrobiologia* 404, 89-97.
- Sarnelle O. (1993) Herbivore effects on phytoplankton succession in a eutrophic lake. *Ecological Monographs* 63, 129-149.
- Sas H. (1989) *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Academia Verlag Richarz, St. Augustin, Alemania.
- Schael D.M., Rudstam L.G. & Post J.R. (1991) Gape limitation and prey selection in larval yellow perch (*Perca flavescens*), freshwater drum (*Aplodinotus grunniens*), and black crappie (*Pomoxis nigromaculatus*). *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 48, 1919-1925.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M-L., Moss B. & Jeppesen E. (1993) Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8(8), 275-279.
- Schindler D.W. (1974) Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science* 184, 897-988.
- Schindler D.W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195, 260-262.
- Schindler D.W. (1978) Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's lakes. *Limnology and Oceanography* 23, 478-486.
- Schindler D.W. (1988) Experimental studies of chemical stressors on whole lake ecosystems: Baldi Lecture. *Verh.Int.Verein.Theor.Angew.Limnol.* 23, 11-41.
- Schindler D.W. (1998) Replication versus Realism: The Need for Ecosystem-Scale Experiments. *Ecosystems* 1, 323-334.
- Schindler D.W., Brunskill G.J., Emerson S., Broecker W.S. & Peng T.H. (1972) Atmospheric carbon dioxide: its role in maintaining phytoplankton standing crop. *Science* 177, 1192-1194.

- Schindler D.W. & Comita G.W. (1972) The dependence of primary production upon physical and chemical factors in a small, senescing lake, including the effects of complete winter oxygen depletion. *Archiv für Hydrobiologie* 69, 413-451.
- Schindler D.W., Fee E.J. & Rusczyński T. (1978) Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lake Area and in similar lakes. *J.Fish.Res.Bd Can.* 35, 190-196.
- Shapiro J. (1980) The Importance of Trophic-level Interactions to the Abundance and Species Composition of Algae in Lakes. En: *Hypertrophic Ecosystems* (eds Barica J. & Mur L.R.), pp. 105-116. Junk W., The Hague, The Netherlands.
- Shapiro J. & Wright D.I. (1984) Lake restoration by biomanipulation Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14, 371-384.
- Shaw R.D., Shaw J.F.H., Friker H. & Prepas E.E. (1990) An integrated approach to quantify groundwater transport of phosphorus to narrow lake, Alberta. *Limnology and Oceanography* 35, 870-886.
- Sih A., Englund G. & Wooster D. (1998) Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution* 13, 350-355.
- Solari L.C., Claps M.C. & Gabellone N.A. (2002) River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires). *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 141(13), 99-119.
- Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. & Duncan A. (1986) The PEG model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* 106, 433-471.
- Søndergaard M., Jeppesen E. & Berg S. (1997) Pike (*Esox Lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng (Denmark). *Hydrobiologia* 342/343, 319-325.
- Soriano A. (1992) Río de la Plata grasslands. En: *Ecosystems of the world 8A. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere* (ed Coupland R.T.), pp. 367-407. Elsevier, New York.
- Soto D. & Hurlbert S.H. (1991) Long-term experiments on calanoid-cyclopoid interactions. *Ecological Monographs* 61, 245-265.
- Sosnovsky A. & Quirós R. (2005) Efectos de la intensidad de uso de la tierra en pequeñas lagunas pampeanas (Argentina). En: *Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses* (eds Vila I. & Pizarro J.). pp. 197-215. CYTED XVII B, Santiago, Chile.
- Sosnovsky A. & Quirós R. (2006) El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra. *Ecología Austral* 16(2), 115-124.
- Stenson J.A.E., Bohlin T., Henrikson L., Nilsson B.I., Nyman H.G., Oscarson H.G. & Larsson P. (1978) Effects of fish removal from a small lake. *Verh.Int.Verein.Theor.Angew.Limnol.* 20, 794-801.
- Threlkeld S.T. (1988) Planktivory and planktivore biomass effect on zooplankton, phytoplankton and the trophic cascade. *Limnology and Oceanography* 33, 1364-1377.
- Timms R.M. & Moss B. (1984) Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography* 29, 472-486.
- Tricart J.F.L. (1973) *Geomorfología de la Pampa Deprimida*. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Trochine C., Modenutti B.E. & Balseiro E. (2006) Influence of spatial heterogeneity on predation by the flatworm *Mesostoma ehrenbergii* (Focke) on calanoid and cyclopoid copepods. *Journal of Plankton Research* 28(3), 267-274.

- van de Bund W.J. & van Donk E. (2002) Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. *Freshwater Biology* 47, 2380-2387.
- van Donk E., Grimm M.P., Gulati R.D. & Klein Breteler J.G.P. (1990) Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia* 200/201, 275-290.
- van Donk E., Gulati R.D., Iedema A. & Meulemans J.T. (1993) Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 19-26.
- Vervoort F. (1967) *Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires)*. INTA, Buenos Aires.
- Visman V., McQueen D.J. & Demers E. (1994) Zooplankton spatial patterns in two lakes with contrasting community structure. *Hydrobiologia* 284, 177-191.
- Vollenweider R.A. (1968) *Scientific fundamentals of the eutrophication in lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Reporte técnico DAS/CSI/68.27. Org. for Econ. Cooperation and Dev. Paris.
- Walter H. (1967) Das Pampaproblem in vergleichend ökologischer betrachtung und seine Lösung. *Erdkunde* 21, 181-203.
- Weisner S., Eriksson G., Granéli W. & Leonardson L. (1994) Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23, 363-366.
- Wetzel R.G. (2001) *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3^{ra} edn. Academic Press, New York.
- Whiteside M.C. (1988) 0+ fish as major factors affecting abundance patterns of littoral zooplankton. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 23, 1710-1714.
- Wilhelm F.M. & Schindler D.W. (1999) Effects of *Gammarus lacustris* (Crustacea: Amphipoda) on plankton community structure in an alpine lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56(8), 1401-1408.
- Wissel B., Freier K., Müller B., Koop J. & Benndorf J. (2000) Moderate planktivorous fish biomass stabilizes biomanipulation by suppressing large invertebrate predator of *Daphnia*. *Archiv für Hydrobiologie* 149, 177-192.
- Zaret T.M. (1980) *Predation and Freshwater Communities*. Yale University Press, New Haven.

APÉNDICE

Análisis de los Componentes Principales

Factor loadings Maggi

Variables	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4
Freática	-0,872560	0,044573	-0,008191	-0,475720
T(Junín)	0,041172	-0,690735	0,626700	-0,043239
NT:PT	-0,369003	-0,841616	-0,223890	0,233906
Precip-1mes	0,405335	-0,162884	0,751610	-0,381945
LN_PT	0,684742	-0,320517	-0,317538	-0,484054
LN_NT	-0,139277	-0,934136	-0,261337	0,026696
LN_K ₂₅	0,735491	-0,060443	-0,435682	-0,378946
LN_Prof	0,840394	-0,051621	0,096685	0,525582

Factor loadings Longinotti

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
PT	-0,702523	-0,275165	-0,479706
Freática	-0,577732	0,631570	0,303552
T(Junín)	-0,474524	-0,568232	0,531341
Z _m :Z _f	-0,739431	-0,433639	-0,382398
NT:PT	-0,752926	-0,051549	0,330006
Precip-1mes	0,196418	-0,691647	0,511242
LN_Secchi	0,919931	0,153481	0,217287
LN_NT	-0,899600	-0,211062	0,058879
LN_K ₂₅	-0,628567	0,486758	0,368396
LN_Prof	0,901818	-0,384535	0,044840

Factor loadings Higueras

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
K ₂₅	0,390742	-0,085488	-0,807733
Prof	-0,776136	0,257613	0,217206
Freática	0,853352	-0,072491	0,332589
T(Junín)	0,128445	0,887651	-0,104267
NT:PT	0,874456	0,376546	0,114237
Precip-1mes	-0,443903	0,668241	0,380020
LN_PT	-0,669001	0,273886	-0,572006
LN_NT	0,472693	0,701902	-0,211769

Factor loadings Capurro

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
Secchi	0,866285	0,348542	-0,083566
PT	-0,463780	0,156207	0,846572
Freática	-0,636824	0,404249	-0,399162

T(Junín)	-0,567936	-0,721910	0,019017
Z _m :Z _f	-0,719882	-0,507627	-0,019199
NT:PT	-0,781484	0,041383	-0,500710
Precip-1mes	0,024718	-0,803953	0,039028
LN_NT	-0,915042	-0,000528	-0,055562
LN_K ₂₅	-0,553091	0,644549	-0,014505
LN_Prof	0,817094	-0,415206	-0,297795

Factor loadings Vedia 1

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
Freática	-0,845826	0,287568	-0,147576
T(Junín)	0,008179	-0,121439	0,811248
Z _m :Z _f	-0,893942	-0,188384	0,186304
NT:PT	-0,901970	-0,195431	-0,072089
Precip-1mes	-0,048660	-0,579827	0,662876
LN_Secchi	0,788153	-0,094843	-0,216336
LN_PT	0,289283	0,677559	0,598243
LN_NT	-0,782383	0,290440	0,332200
LN_K ₂₅	-0,691582	0,628330	-0,189524
LN_Prof	-0,608476	-0,676864	-0,211346

Factor loadings Vedia 2

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
PT	-0,720792	0,279300	-0,355120
Freática	-0,667137	-0,182008	0,312180
T(Junín)	-0,130915	0,804622	0,110571
Z _m :Z _f	-0,868599	0,182918	0,120210
NT:PT	-0,810865	0,145078	-0,323142
Precip-1mes	0,233802	0,783482	0,364724
LN_Secchi	0,895701	-0,067504	-0,355216
LN_NT	-0,842742	0,251754	-0,413040
LN_K ₂₅	-0,766678	-0,470729	-0,023595
LN_Prof	0,702657	0,270830	-0,461275

Factor loadings Vedia 3

Variables	Factor1	Factor2	Factor3
Secchi	0,764419	0,267305	-0,079301
PT	-0,341782	-0,689956	0,562906
K ₂₅	-0,849771	0,258562	0,278272
Prof	0,952834	-0,053986	-0,049074
T(Junín)	0,251564	0,609054	0,635861
NT:PT	-0,583908	0,690250	-0,380171
Precip-1mes	0,236512	0,637271	0,339128
LN_NT	-0,929067	0,075221	-0,079741

Matrices de correlación abiótica.

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA CAPURRO

	Chl a	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,93 0,0000 23	-0,24 0,2784 23	-0,72 0,0001 23	-0,79 0,0000 23	-0,31 0,1491 23	-0,21 0,3345 23	0,49 0,0171 23	-0,20 0,3550 23	-0,92 0,0000 23	-0,61 0,0021 23
Chl a		0,21 0,3434 23	0,64 0,0009 23	0,78 0,0000 23	0,27 0,2158 23	0,23 0,2896 23	-0,42 0,0434 23	0,07 0,7482 23	0,90 0,0000 23	0,54 0,0076 23
PT			0,01 0,9536 23	0,04 0,8526 23	0,19 0,3884 23	0,03 0,9038 23	-0,49 0,0187 23	-0,16 0,4739 23	0,07 0,7497 23	-0,25 0,2524 23
NT				0,57 0,0041 23	0,17 0,4355 23	-0,01 0,9679 23	-0,44 0,0335 23	0,45 0,0319 23	0,67 0,0005 23	0,94 0,0000 23
T (Junín)					0,03 0,9056 23	0,49 0,0189 23	-0,26 0,2377 23	-0,10 0,6374 23	0,77 0,0000 23	0,50 0,0142 23
K ₂₅						-0,54 0,0080 23	-0,71 0,0001 23	0,46 0,0275 23	0,14 0,5130 23	0,16 0,4666 23
Precip-1mes							0,39 0,0642 23	-0,31 0,1529 23	0,20 0,3585 23	-0,03 0,8913 23
Profundidad								-0,34 0,1156 23	-0,26 0,2377 23	-0,33 0,1262 23
Freática									0,11 0,6077 23	0,47 0,0220 23
Z _m :Z _f										0,58 0,0035 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA CAPURRO

	Chl a log	PT log	NT log	T (Junín)	K ₂₅ log	Precip - 1mes	Profundidad log	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT log
Secchi	-0,94 0,0000 23	-0,34 0,1108 23	-0,75 0,0000 23	-0,69 0,0003 23	-0,26 0,2235 23	-0,18 0,4237 23	0,52 0,0110 23	-0,38 0,0747 23	-0,88 0,0000 23	-0,63 0,0012 23
Chl a log		0,31 0,1454 23	0,63 0,0012 23	0,79 0,0000 23	0,26 0,2339 23	0,29 0,1790 23	-0,49 0,0169 23	0,22 0,3112 23	0,89 0,0000 23	0,52 0,0110 23
PT log			0,29 0,1729 23	0,11 0,6121 23	0,16 0,4559 23	-0,02 0,9244 23	-0,56 0,0053 23	-0,04 0,8635 23	0,14 0,5105 23	-0,15 0,4914 23
NT log				0,47 0,0225 23	0,34 0,1075 23	-0,03 0,8807 23	-0,73 0,0001 23	0,62 0,0018 23	0,58 0,0038 23	0,90 0,0000 23
T (Junín)					-0,04 0,8559 23	0,52 0,0115 23	-0,20 0,3604 23	-0,02 0,9298 23	0,75 0,0000 23	0,44 0,0351 23
K ₂₅ log						-0,53 0,0086 23	-0,71 0,0001 23	0,55 0,0066 23	0,17 0,4337 23	0,28 0,2019 23
Precip - 1mes							0,25 0,2415 23	-0,15 0,5018 23	0,22 0,3146 23	-0,03 0,9037 23
Profundidad log								-0,56 0,0051 23	-0,29 0,1740 23	-0,49 0,0168 23
Freática									0,18 0,4003 23	0,65 0,0009 23
Z _m :Z _f										0,54 0,0076 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA LONGINOTTI

	Chl a	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,58 0,0040 23	-0,62 0,0017 23	-0,63 0,0012 23	-0,54 0,0076 23	-0,42 0,0467 23	0,12 0,5992 23	0,72 0,0001 23	-0,21 0,3477 23	-0,95 0,0000 23	-0,36 0,0880 23
Chl a		0,46 0,026 23	0,41 0,053 23	0,51 0,012 23	0,37 0,085 23	-0,03 0,883 23	-0,36 0,096 23	-0,17 0,426 23	0,51 0,012 23	0,21 0,341 23
PT			0,36 0,0872 23	0,20 0,3647 23	0,01 0,9714 23	0,00 0,9857 23	-0,31 0,1443 23	-0,13 0,5591 23	0,66 0,0007 23	-0,10 0,6583 23
NT				0,67 0,0005 23	0,15 0,5083 23	-0,01 0,9679 23	-0,47 0,0243 23	0,22 0,3213 23	0,63 0,0013 23	0,83 0,0000 23
T (Junín)					0,31 0,1440 23	0,42 0,0460 23	-0,24 0,2639 23	-0,11 0,6167 23	0,52 0,0105 23	0,46 0,0262 23
K ₂₅)						-0,23 0,3012 23	-0,77 0,0000 23	0,63 0,0013 23	0,21 0,3255 23	0,26 0,2224 23
Precip-1mes							0,50 0,0146 23	-0,35 0,1039 23	0,02 0,9393 23	-0,21 0,3448 23
Profundidad								-0,66 0,0006 23	-0,53 0,0093 23	-0,45 0,0302 23
Freática									0,05 0,8263 23	0,40 0,0598 23
Z _m :Z _f										0,32 0,1429 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA LONGINOTTI

	Chl a log	PT log	NT log	T (Junín)	K ₂₅ log	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f log	NT:PT log
Secchi log	-0,65 0,0009 23	-0,74 0,0001 23	-0,76 0,0000 23	-0,45 0,0304 23	-0,49 0,0185 23	0,17 0,4483 23	0,77 0,0000 23	-0,38 0,0765 23	-0,94 0,0000 23	-0,43 0,0425 23
Chl a log		0,43 0,0384 23	0,54 0,0083 23	0,58 0,0036 23	0,50 0,0159 23	-0,14 0,5203 23	-0,50 0,0150 23	-0,01 0,9734 23	0,58 0,0041 23	0,37 0,0859 23
PT log			0,61 0,0021 23	0,25 0,2447 23	0,07 0,7407 23	0,01 0,9706 23	-0,41 0,0515 23	0,12 0,5866 23	0,76 0,0000 23	0,06 0,7786 23
NT log				0,51 0,0137 23	0,33 0,1198 23	-0,04 0,8706 23	-0,59 0,0027 23	0,43 0,0382 23	0,66 0,0006 23	0,83 0,0000 23
T (Junín)					0,32 0,1316 23	0,45 0,0314 23	-0,21 0,3408 23	-0,03 0,9067 23	0,51 0,0127 23	0,45 0,0302 23
K ₂₅ log						-0,27 0,2160 23	-0,78 0,0000 23	0,69 0,0003 23	0,24 0,2736 23	0,36 0,0947 23
Precip-1mes							0,50 0,0148 23	-0,25 0,2576 23	0,03 0,9089 23	-0,06 0,7716 23
Profundidad								-0,71 0,0001 23	-0,51 0,0129 23	-0,45 0,0313 23
Freática									0,11 0,6291 23	0,45 0,0295 23
Z _m :Z _f log										0,29 0,1824 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN, LAGUNA MAGGI

	Chl <i>a</i>	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,61 0,0021 23	-0,22 0,3045 23	-0,34 0,1081 23	-0,37 0,0799 23	0,28 0,1942 23	-0,07 0,7675 23	0,51 0,0119 23	-0,42 0,0466 23	-0,46 0,0266 23	-0,27 0,2214 23
Chl <i>a</i>		0,19 0,3979 23	0,02 0,9409 23	0,48 0,0191 23	0,07 0,7339 23	0,33 0,1213 23	-0,01 0,9677 23	-0,12 0,5807 23	0,68 0,0003 23	-0,09 0,6678 23
PT			0,41 0,0519 23	0,41 0,0534 23	-0,03 0,8984 23	0,29 0,1840 23	0,32 0,1325 23	-0,37 0,0852 23	0,55 0,0060 23	0,12 0,5749 23
NT				0,51 0,0133 23	0,02 0,9357 23	0,01 0,9536 23	0,03 0,8790 23	0,00 0,9893 23	0,30 0,1574 23	0,92 0,0000 23
T (Junín)					0,08 0,7230 23	0,49 0,0189 23	0,12 0,5806 23	-0,12 0,5852 23	0,62 0,0015 23	0,41 0,0539 23
K ₂₅						-0,21 0,3369 23	0,26 0,2362 23	-0,21 0,3323 23	0,07 0,7592 23	-0,04 0,8423 23
Precip-1mes							0,32 0,1403 23	-0,34 0,1125 23	0,42 0,0459 23	-0,15 0,4901 23
Profundidad								-0,96 0,0000 23	0,45 0,0316 23	-0,05 0,8248 23
Freática									-0,52 0,0104 23	0,11 0,6105 23
Z _m :Z _f										0,15 0,4898 23

CORRELACIÓN DE PEARSON, LAGUNA MAGGI

	Chl <i>a</i> log	PT	NT log	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad log	Freática	Z _m :Z _f log	NT:PT log
Secchi log	-0,49 0,0178 23	-0,07 0,7440 23	-0,23 0,2879 23	-0,37 0,0863 23	0,29 0,1868 23	-0,22 0,3200 23	0,63 0,0013 23	-0,60 0,0024 23	-0,44 0,0343 23	-0,23 0,2845 23
Chl <i>a</i> log		-0,05 0,8158 23	-0,02 0,9375 23	0,55 0,0068 23	0,17 0,4419 23	0,42 0,0446 23	0,04 0,8408 23	-0,01 0,9554 23	0,62 0,0015 23	-0,01 0,9724 23
PT			0,37 0,0826 23	0,16 0,4558 23	0,46 0,0279 23	0,22 0,3042 23	0,27 0,2121 23	-0,34 0,1083 23	0,39 0,0640 23	0,01 0,9763 23
NT log				0,43 0,0397 23	0,02 0,9285 23	-0,08 0,7108 23	-0,08 0,7116 23	0,06 0,7827 23	0,17 0,4248 23	0,93 0,0000 23
T (Junín)					-0,08 0,7281 23	0,51 0,0130 23	0,11 0,6116 23	-0,03 0,8891 23	0,56 0,0060 23	0,43 0,0413 23
K ₂₅						0,06 0,7898 23	0,43 0,0430 23	-0,46 0,0264 23	0,15 0,4860 23	-0,22 0,3146 23
Precip-1mes							0,22 0,3190 23	-0,20 0,3599 23	0,50 0,0148 23	-0,18 0,4190 23
Profundidad log								-0,98 0,0000 23	0,42 0,0479 23	-0,20 0,3617 23
Freática									-0,43 0,0420 23	0,21 0,3380 23
Z _m :Z _f log										0,04 0,8480 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA HIGUERAS

	Chl <i>a</i>	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,39 0,0675 23	0,38 0,0722 23	-0,32 0,1430 23	-0,24 0,2632 23	0,02 0,9164 23	0,14 0,5164 23	0,61 0,0018 23	-0,71 0,0001 23	-0,95 0,0000 23	-0,55 0,0062 23
Chl <i>a</i>		0,15 0,5069 23	0,62 0,0017 23	0,49 0,0166 23	0,01 0,9519 23	0,32 0,1312 23	0,10 0,6539 23	0,00 0,9982 23	0,47 0,0234 23	0,41 0,0529 23
PT			0,18 0,4233 23	0,24 0,2696 23	0,11 0,6214 23	0,39 0,0634 23	0,21 0,3457 23	-0,68 0,0003 23	-0,35 0,1002 23	-0,44 0,0378 23
NT				0,62 0,0014 23	0,25 0,2420 23	0,08 0,7098 23	-0,05 0,8303 23	0,12 0,6008 23	0,24 0,2619 23	0,77 0,0000 23
T (Junín)					0,11 0,6150 23	0,47 0,0238 23	0,02 0,9285 23	-0,10 0,6374 23	0,24 0,2740 23	0,42 0,0456 23
K ₂₅						-0,36 0,0880 23	-0,35 0,1030 23	0,13 0,5460 23	-0,17 0,4496 23	0,13 0,5403 23
Precip-1mes							0,51 0,0119 23	-0,35 0,1038 23	-0,03 0,8984 23	-0,19 0,3852 23
Profundidad								-0,56 0,0058 23	-0,45 0,0298 23	-0,21 0,3252 23
Freática									0,61 0,0018 23	0,53 0,0086 23
Z _m :Z _f										0,43 0,0413 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA HIGUERAS

	Chl <i>a</i> log	PT log	NT log	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT log
Secchi log	-0,28 0,1976 23	0,46 0,0270 23	-0,38 0,0738 23	-0,24 0,2612 23	0,00 0,9887 23	0,08 0,7242 23	0,61 0,0019 23	-0,78 0,0000 23	-0,94 0,0000 23	-0,56 0,0055 23
Chl <i>a</i> log		0,11 0,6116 23	0,55 0,0070 23	0,47 0,0254 23	-0,13 0,5570 23	0,49 0,0173 23	0,25 0,2575 23	-0,02 0,9392 23	0,31 0,1536 23	0,42 0,0453 23
PT log			0,04 0,8393 23	0,17 0,4256 23	0,07 0,7427 23	0,28 0,2021 23	0,35 0,1015 23	-0,68 0,0003 23	-0,43 0,0409 23	-0,48 0,0195 23
NT log				0,54 0,0082 23	0,20 0,3643 23	0,06 0,7861 23	-0,12 0,5932 23	0,28 0,1996 23	0,27 0,2103 23	0,85 0,0000 23
T (Junín)					0,07 0,7642 23	0,50 0,0161 23	0,01 0,9644 23	-0,02 0,9299 23	0,18 0,4039 23	0,37 0,0843 23
K ₂₅						-0,41 0,0505 23	-0,42 0,0468 23	0,09 0,6919 23	-0,18 0,4024 23	0,16 0,4780 23
Precip-1mes							0,50 0,0151 23	-0,21 0,3395 23	0,04 0,8482 23	-0,10 0,6652 23
Profundidad								-0,67 0,0005 23	-0,37 0,0808 23	-0,26 0,2249 23
Freática									0,65 0,0008 23	0,60 0,0025 23
Z _m :Z _f										0,45 0,0302 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 1

	Chl α	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,86 0,0000 22	0,20 0,3610 22	-0,46 0,0300 22	-0,09 0,6852 22	-0,39 0,0750 22	-0,24 0,2721 22	-0,31 0,1576 22	-0,37 0,0903 22	-0,90 0,0000 22	-0,43 0,0465 22
Chl α		-0,25 0,2634 22	0,48 0,0235 22	0,08 0,7396 22	0,34 0,1181 22	0,20 0,3651 22	0,40 0,0650 22	0,38 0,0792 22	0,86 0,0000 22	0,48 0,0238 22
PT			-0,29 0,1856 22	0,26 0,2399 22	-0,35 0,1108 22	0,05 0,8106 22	-0,74 0,0001 22	-0,42 0,0526 22	-0,46 0,0333 22	-0,61 0,0028 22
NT				0,40 0,0674 22	0,24 0,2751 22	0,04 0,8672 22	0,62 0,0020 22	0,42 0,0547 22	0,64 0,0014 22	0,87 0,0000 22
T (Junín)					-0,31 0,1556 22	0,37 0,0794 23	0,11 0,6288 22	-0,10 0,6536 23	0,09 0,6797 22	0,10 0,6505 22
K ₂₅						-0,56 0,0072 22	0,00 0,9960 22	0,74 0,0001 22	0,41 0,0574 22	0,43 0,0441 22
Precip-1mes							0,19 0,4048 22	-0,25 0,2492 23	0,22 0,3317 22	-0,10 0,6723 22
Profundidad								0,30 0,1736 22	0,63 0,0016 22	0,70 0,0003 22
Freática									0,58 0,0046 22	0,57 0,0060 22
Z _m :Z _f										0,68 0,0005 22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 1

	Chl α log	PT log	NT log	T Junín	K ₂₅ log	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT log
Secchi log	-0,84 0,0000 22	-0,01 0,9551 22	-0,50 0,0170 22	-0,01 0,9576 22	-0,61 0,0027 22	-0,19 0,3923 22	-0,22 0,3229 22	-0,58 0,0047 22	-0,85 0,0000 22	-0,43 0,0462 22
Chl α log		-0,14 0,5350 22	0,51 0,0164 22	0,06 0,7745 22	0,60 0,0034 22	0,07 0,7562 22	0,38 0,0848 22	0,54 0,0091 22	0,79 0,0000 22	0,54 0,0088 22
PT log			0,24 0,2846 22	0,29 0,1839 22	0,04 0,8727 22	-0,01 0,9673 22	-0,74 0,0001 22	-0,15 0,5124 22	-0,24 0,2917 22	-0,51 0,0149 22
NT log				0,25 0,2563 22	0,61 0,0028 22	0,00 0,9846 22	0,31 0,1619 22	0,65 0,0011 22	0,61 0,0028 22	0,71 0,0002 22
T Junín					-0,19 0,3989 22	0,38 0,0751 23	0,03 0,9110 22	-0,04 0,8723 23	0,09 0,6806 22	0,01 0,9764 22
K ₂₅ log						-0,41 0,0605 22	0,06 0,8037 22	0,79 0,0000 22	0,47 0,0277 22	0,50 0,0188 22
Precip-1mes							0,19 0,4041 22	-0,20 0,3586 23	0,29 0,1952 22	0,02 0,9349 22
Profundidad								0,39 0,0746 22	0,62 0,0022 22	0,82 0,0000 22
Freática									0,66 0,0009 22	0,68 0,0005 22
Z _m :Z _f										0,71 0,0002 22

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 2

	Chl <i>a</i>	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,55 0,0085	-0,32 0,1408	-0,41 0,0556	-0,29 0,1835	-0,54 0,0087	-0,02 0,9145	0,58 0,0048	-0,43 0,0447	-0,91 0,0000	-0,11 0,6170
	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Chl <i>a</i>		0,08 0,7134	0,27 0,2234	0,43 0,0441	0,44 0,0417	-0,23 0,3083	-0,53 0,0108	-0,07 0,7435	0,38 0,0821	0,26 0,2360
		22	22	22	22	22	22	22	22	22
PT			0,51 0,0162	0,19 0,3963	0,13 0,5561	0,18 0,4121	-0,03 0,8786	-0,19 0,3848	0,44 0,0417	-0,09 0,6808
			22	22	22	22	22	22	22	22
NT				0,37 0,0861	0,29 0,1928	-0,22 0,3259	-0,26 0,2435	0,18 0,4209	0,41 0,0593	0,72 0,0002
				22	22	22	22	22	22	22
T (Junín)					-0,28 0,2097	0,37 0,0794	-0,10 0,6643	-0,10 0,6536	0,29 0,1892	0,36 0,1011
					22	23	22	23	22	22
K ₂₅						-0,58 0,0043	-0,60 0,0030	0,33 0,1303	0,38 0,0830	0,18 0,4357
						22	22	22	22	22
Precip-1mes							0,34 0,1209	-0,25 0,2492	0,17 0,4388	-0,27 0,2171
							22	23	22	22
Profundidad								-0,39 0,0742	-0,30 0,1745	-0,20 0,3656
								22	22	22
Freática									0,34 0,1196	0,22 0,3292
									22	22
Kesp (20cm)										0,08 0,7143
										22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 2

	Chl <i>a</i> log	PT log	NT log	T (Junín)	K ₂₅ log	Precip-1mes	Profundidad log	Freática	Z _m :Z _f log	NT:PT log
Secchi log	-0,72 0,0001	-0,45 0,0334	-0,61 0,0028	-0,22 0,3249	-0,69 0,0004	0,05 0,8097	0,75 0,0001	-0,59 0,0038	-0,90 0,0000	-0,45 0,0334
	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Chl <i>a</i> log		0,33 0,1353	0,61 0,0027	0,34 0,1184	0,63 0,0016	-0,25 0,2609	-0,64 0,0012	0,25 0,2590	0,59 0,0040	0,55 0,0077
		22	22	22	22	22	22	22	22	22
PT log			0,66 0,0008	0,16 0,4737	0,31 0,1584	0,08 0,7322	-0,10 0,6546	0,12 0,5828	0,56 0,0061	0,11 0,6187
			22	22	22	22	22	22	22	22
NT log				0,30 0,1764	0,49 0,0196	-0,17 0,4418	-0,37 0,0857	0,43 0,0450	0,60 0,0032	0,82 0,0000
				22	22	22	22	22	22	22
T (Junín)					-0,24 0,2795	0,38 0,0751	-0,07 0,7627	-0,04 0,8706	0,26 0,2370	0,27 0,2207
					22	23	22	23	22	22
K ₂₅ log						-0,52 0,0139	-0,69 0,0004	0,37 0,0948	0,51 0,0157	0,42 0,0490
						22	22	22	22	22
Precip-1mes							0,26 0,2415	-0,20 0,3618	0,09 0,6790	-0,29 0,1841
							22	23	22	22
Profundidad log								-0,53 0,0109	-0,39 0,0721	-0,42 0,0506
								22	22	22
Freática									0,47 0,0258	0,48 0,0247
									22	22
Z _m :Z _f log										0,36 0,1005
										22

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 3

	Chl <i>a</i>	PT	NT	T (Junín)	K ₂₅	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,64 0,0012 22	-0,12 0,5809 22	-0,52 0,0137 22	0,30 0,1790 22	-0,38 0,0793 22	0,22 0,3221 22	0,72 0,0001 22	-0,77 0,0000 22	-0,54 0,0103 22	-0,28 0,2074 22
Chl <i>a</i>		-0,05 0,8358 22	0,50 0,0170 22	-0,03 0,8948 22	0,48 0,0226 22	-0,05 0,8280 22	-0,66 0,0009 22	0,65 0,0009 22	0,21 0,3426 22	0,38 0,0800 22
PT			-0,26 0,2398 22	-0,06 0,8029 22	-0,45 0,0351 22	-0,24 0,2888 22	0,14 0,5485 22	-0,07 0,7491 22	0,26 0,2428 22	-0,79 0,0000 22
NT				-0,22 0,3286 22	0,62 0,0019 22	-0,25 0,2681 22	-0,80 0,0000 22	0,69 0,0004 22	-0,24 0,2796 22	0,76 0,0000 22
T (Junín)					0,21 0,3480 22	0,37 0,0794 23	0,20 0,3800 22	-0,10 0,6536 23	-0,09 0,6947 22	-0,02 0,9146 22
K ₂₅						-0,06 0,7777 22	-0,72 0,0002 22	0,61 0,0024 22	-0,21 0,3478 22	0,73 0,0001 22
Precip-1mes							0,24 0,2759 22	-0,25 0,2492 23	0,08 0,7387 22	0,02 0,9185 22
Profundidad								-0,91 0,0000 22	0,14 0,5435 22	-0,58 0,0043 22
Freática									0,02 0,9334 22	0,47 0,0275 22
K ₂₅										-0,24 0,2902 22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 3

	Chl <i>a</i> log	PT log	NT log	T (Junín)	K ₂₅ log	Precip-1mes	Profundidad	Freática	Z _m :Z _f	NT:PT
Secchi	-0,649918 0,001061 22	-0,27 0,2330 22	-0,59 0,0037 22	0,34 0,1159 22	-0,53 0,0118 22	0,17 0,4588 22	0,71 0,0002 22	-0,77 0,0000 22	-0,54 0,0094 22	-0,16 0,4795 22
Chl <i>a</i> log		0,22 0,3318 22	0,65 0,0011 22	-0,02 0,9419 22	0,65 0,0011 22	-0,06 0,7835 22	-0,72 0,0002 22	0,71 0,0002 22	0,09 0,6851 22	0,34 0,1216 22
PT log			0,10 0,6573 22	-0,17 0,4534 22	-0,03 0,9036 22	-0,31 0,1624 22	-0,12 0,5951 22	0,23 0,3114 22	0,23 0,2964 22	-0,63 0,0015 22
NT log				-0,26 0,2423 22	0,70 0,0003 22	-0,15 0,4971 22	-0,84 0,0000 22	0,77 0,0000 22	-0,16 0,4900 22	0,66 0,0008 22
T (Junín)					0,15 0,5015 22	0,38 0,0751 23	0,17 0,4484 22	-0,04 0,8716 23	-0,22 0,3251 22	0,06 0,7876 22
K ₂₅ log						-0,06 0,7868 22	-0,81 0,0000 22	0,70 0,0003 22	-0,20 0,3604 22	0,60 0,0033 22
Precip-1mes							0,18 0,4320 22	-0,20 0,3577 23	0,03 0,8921 22	0,12 0,5930 22
Profundidad								-0,94 0,0000 22	0,20 0,3711 22	-0,56 0,0069 22
Freática									-0,04 0,8531 22	0,40 0,0634 22
Z _m :Z _f										-0,43 0,0471 22

Matrices de correlación bióticas

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA CAPURRO

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	-0,19 0,3959 23	-0,30 0,1606 23	0,05 0,8141 23	0,28 0,2020 23	0,09 0,6781 23	0,44 0,0344 23	-0,18 0,4177 23	0,10 0,6420 23	0,26 0,2272 23
Bio Mizoo	1,00 0,0000 23	-0,14 0,5350 23	-0,34 0,1136 23	0,32 0,1364 23	0,18 0,4166 23	-0,43 0,0399 23	-0,30 0,1652 23	0,16 0,4683 23	0,32 0,1369 23
Bio Daphnia		1,00 0,0000 23	0,68 0,0004 23	-0,47 0,0247 23	-0,27 0,2107 23	0,22 0,3039 23	0,89 0,0000 23	-0,33 0,1214 23	-0,68 0,0004 23
Bio Clad			1,00 0,0000 23	-0,51 0,0123 23	-0,06 0,8019 23	0,25 0,2466 23	0,74 0,0001 23	-0,02 0,9177 23	-0,57 0,0045 23
Bio Ciclo				1,00 0,0000 23	-0,35 0,0986 23	-0,30 0,1706 23	-0,43 0,0416 23	-0,22 0,3051 23	0,69 0,0003 23
Bio Cala					1,00 0,0000 23	-0,02 0,9232 23	-0,31 0,1474 23	0,92 0,0000 23	-0,16 0,4674 23
talla macro						1,00 0,0000 23	0,34 0,1076 23	-0,03 0,8741 23	-0,38 0,0748 23
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 23	-0,32 0,1314 23	-0,72 0,0001 23
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 23	-0,16 0,4584 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA CAPURRO

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	-0,03 0,9075 23	-0,23 0,2934 23	0,01 0,9644 23	0,29 0,1786 23	-0,02 0,9209 23	0,45 0,0312 23	-0,06 0,7944 23	0,13 0,5585 23	0,27 0,2215 23
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 23	-0,20 0,3588 23	-0,41 0,0546 23	0,44 0,0360 23	0,18 0,4135 23	-0,46 0,0283 23	-0,32 0,1358 23	0,18 0,4211 23	0,32 0,1403 23
Bio Daphnia log		1,00 0,0000 23	0,65 0,0008 23	-0,51 0,0125 23	-0,34 0,1133 23	0,26 0,2310 23	0,90 0,0000 23	-0,41 0,0514 23	-0,69 0,0003 23
Bio Clad log			1,00 0,0000 23	-0,57 0,0044 23	-0,10 0,6363 23	0,26 0,2327 23	0,68 0,0004 23	-0,02 0,9102 23	-0,58 0,0034 23
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 23	-0,22 0,3111 23	-0,38 0,0751 23	-0,51 0,0136 23	-0,14 0,5285 23	0,63 0,0012 23
Bio Cala log					1,00 0,0000 23	-0,14 0,5332 23	-0,42 0,0459 23	0,88 0,0000 23	-0,02 0,9330 23
talla macro						1,00 0,0000 23	0,46 0,0258 23	-0,01 0,9774 23	-0,39 0,0636 23
Abu Clad>1 mm log							1,00 0,0000 23	-0,46 0,0284 23	-0,66 0,0006 23
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 23	-0,07 0,7488 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA LONGINOTTI

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	-0,10 0,6485 23	0,48 0,0196 23	0,69 0,0003 23	-0,10 0,6436 23	0,24 0,2774 23	0,37 0,0801 23	0,47 0,0229 23	0,28 0,1987 23	-0,24 0,2615 23
Bio Mizoo	1,00 0,0000 23	-0,64 0,0011 23	-0,46 0,0280 23	0,65 0,0009 23	0,02 0,9410 23	-0,59 0,0030 23	-0,54 0,0076 23	-0,10 0,6583 23	0,57 0,0047 23
Bio Daphnia		1,00 0,0000 23	0,55 0,0062 23	-0,68 0,0003 23	0,23 0,2941 23	0,78 0,0000 23	0,87 0,0000 23	0,28 0,1941 23	-0,70 0,0002 23
Bio Clad			1,00 0,0000 23	-0,25 0,2430 23	-0,14 0,5262 23	0,40 0,0615 23	0,66 0,0007 23	0,02 0,9435 23	-0,58 0,0038 23
Bio Ciclo				1,00 0,0000 23	-0,40 0,0598 23	-0,80 0,0000 23	-0,62 0,0015 23	-0,48 0,0210 23	0,64 0,0010 23
Bio Cala					1,00 0,0000 23	0,47 0,0246 23	0,13 0,5469 23	0,97 0,0000 23	-0,21 0,3264 23
talla macro						1,00 0,0000 23	0,79 0,0000 23	0,52 0,0112 23	-0,60 0,0026 23
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 23	0,21 0,3317 23	-0,61 0,0021 23
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 23	-0,29 0,1793 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA LONGINOTTI

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	-0,04 0,8693 23	0,51 0,0127 23	0,73 0,0001 23	-0,02 0,9337 23	0,31 0,1508 23	0,42 0,0488 23	0,51 0,0138 23	0,36 0,0916 23	-0,21 0,3359 23
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 23	-0,53 0,0089 23	-0,39 0,0645 23	0,66 0,0006 23	-0,01 0,9673 23	-0,60 0,0023 23	-0,49 0,0186 23	-0,11 0,6152 23	0,58 0,0040 23
Bio Daphnia log		1,00 0,0000 23	0,67 0,0004 23	-0,64 0,0009 23	0,23 0,2924 23	0,80 0,0000 23	0,94 0,0000 23	0,20 0,3672 23	-0,66 0,0007 23
Bio Clad log			1,00 0,0000 23	-0,22 0,3035 23	-0,05 0,8125 23	0,49 0,0185 23	0,75 0,0000 23	0,05 0,8318 23	-0,49 0,0176 23
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 23	-0,44 0,0336 23	-0,80 0,0000 23	-0,60 0,0027 23	-0,46 0,0287 23	0,72 0,0001 23
Bio Cala log					1,00 0,0000 23	0,34 0,1174 23	0,12 0,5734 23	0,92 0,0000 23	-0,28 0,1905 23
talla macro						1,00 0,0000 23	0,79 0,0000 23	0,36 0,0928 23	-0,64 0,0010 23
Abu Clad>1 mm log							1,00 0,0000 23	0,10 0,6435 23	-0,57 0,0044 23
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 23	-0,27 0,2049 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA MAGGI

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	-0,07 0,7425 23	0,39 0,0683 23	0,37 0,0814 23	-0,12 0,5886 23	0,95 0,0000 22	0,70 0,0002 23	0,34 0,1176 23	0,92 0,0000 23	0,06 0,7992 23
Bio Mizoo	1,00 0,0000 23	-0,44 0,0361 23	-0,16 0,4799 23	0,57 0,0042 23	-0,03 0,9006 22	-0,48 0,0212 23	-0,49 0,0179 23	-0,12 0,5771 23	0,29 0,1855 23
Bio Daphnia		1,00 0,0000 23	0,79 0,0000 23	-0,54 0,0081 23	0,18 0,4347 22	0,28 0,1918 23	0,90 0,0000 23	0,15 0,4848 23	-0,62 0,0017 23
Bio Clad			1,00 0,0000 23	-0,37 0,0834 23	0,14 0,5272 22	0,14 0,5343 23	0,77 0,0000 23	0,10 0,6578 23	-0,55 0,0064 23
Bio Ciclo				1,00 0,0000 23	-0,15 0,5056 22	-0,56 0,0058 23	-0,68 0,0003 23	-0,04 0,8521 23	0,44 0,0349 23
Bio Cala					1,00 0,0000 22	0,77 0,0000 22	0,13 0,5586 22	0,98 0,0000 22	0,34 0,1241 22
talla macro						1,00 0,0000 23	0,33 0,1278 23	0,75 0,0000 23	0,07 0,7434 23
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 23	0,10 0,6634 23	-0,72 0,0001 23
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 23	0,32 0,1387 23

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA MAGGI

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	-0,01 0,9467 23	0,39 0,0625 23	0,46 0,0264 23	-0,10 0,6435 23	0,96 0,0000 22	0,71 0,0002 23	0,40 0,0555 23	0,92 0,0000 23	-0,05 0,8287 23
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 23	-0,21 0,3349 23	-0,05 0,8346 23	0,63 0,0013 23	0,00 0,9962 22	-0,42 0,0470 23	-0,39 0,0645 23	-0,13 0,5563 23	0,23 0,3001 23
Bio Daphnia log		1,00 0,0000 23	0,88 0,0000 23	-0,51 0,0124 23	0,22 0,3175 22	0,29 0,1817 23	0,93 0,0000 23	0,14 0,5131 23	-0,71 0,0001 23
Bio Clad log			1,00 0,0000 23	-0,38 0,0759 23	0,27 0,2195 22	0,17 0,4367 23	0,84 0,0000 23	0,17 0,4307 23	-0,67 0,0005 23
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 23	-0,15 0,4953 22	-0,51 0,0132 23	-0,59 0,0030 23	-0,03 0,9014 23	0,44 0,0357 23
Bio Cala log					1,00 0,0000 22	0,74 0,0001 22	0,23 0,2987 22	0,93 0,0000 22	0,18 0,4267 22
talla macro						1,00 0,0000 23	0,37 0,0825 23	0,72 0,0001 23	0,10 0,6442 23
Abu Clad>1 mm log							1,00 0,0000 23	0,19 0,3827 23	-0,73 0,0001 23
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 23	0,19 0,3953 23

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA HIGUERAS

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl a	Secchi
Bio MaZoo	0,22 0,3227 23	0,59 0,0032 23	0,76 0,0000 23	0,54 0,0082 23	0,77 0,0000 23	0,39 0,0758 22	0,48 0,0191 23	0,67 0,0004 23	-0,28 0,1971 23	0,49 0,0182 23
Bio Mizoo	1,00 0,0000 23	-0,04 0,8596 23	0,06 0,7748 23	0,30 0,1689 23	0,35 0,1001 23	0,14 0,5327 22	-0,09 0,6839 23	0,33 0,1198 23	0,06 0,7893 23	0,40 0,0613 23
Bio Daphnia		1,00 0,0000 23	0,79 0,0000 23	0,15 0,5036 23	0,15 0,4814 23	0,28 0,2146 22	0,88 0,0000 23	0,16 0,4702 23	-0,16 0,4622 23	0,02 0,9326 23
Bio Clad			1,00 0,0000 23	0,43 0,0404 23	0,35 0,1032 23	0,23 0,2964 22	0,78 0,0000 23	0,24 0,2718 23	-0,27 0,2114 23	0,22 0,3107 23
Bio Ciclo				1,00 0,0000 23	0,33 0,1260 23	-0,33 0,1361 22	0,19 0,3793 23	0,27 0,2183 23	0,25 0,2523 23	-0,02 0,9366 23
Bio Cala					1,00 0,0000 23	0,51 0,0154 22	0,02 0,9127 23	0,75 0,0000 23	-0,23 0,2946 23	0,73 0,0001 23
talla macro						1,00 0,0000 22	0,13 0,5777 22	0,48 0,0225 22	-0,35 0,1119 22	0,70 0,0003 22
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 23	-0,01 0,9553 23	-0,15 0,4983 23	-0,05 0,8240 23
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 23	-0,17 0,4304 23	0,64 0,0010 23
Chl a									1,00 0,0000	-0,43 0,0404

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA HIGUERAS

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl a log	Secchi_log
Bio MaZoo log	0,28 0,2012 23	0,44 0,0361 23	0,66 0,0006 23	0,65 0,0007 23	0,73 0,0001 23	0,28 0,2062 22	0,44 0,0369 23	0,59 0,0033 23	-0,28 0,1944 23	0,46 0,0272 23
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 23	-0,12 0,5848 23	0,03 0,8888 23	0,23 0,2818 23	0,36 0,0928 23	0,21 0,3405 22	-0,07 0,7479 23	0,38 0,0732 23	-0,01 0,9664 23	0,40 0,0564 23
Bio Daphnia log		1,00 0,0000 23	0,89 0,0000 23	0,33 0,1214 23	0,30 0,9942 23	-0,02 0,9411 22	0,99 0,0000 23	-0,08 0,7113 23	-0,13 0,5603 23	-0,19 0,3929 23
Bio Clad log			1,00 0,0000 23	0,43 0,0403 23	0,20 0,3655 23	0,15 0,5054 22	0,90 0,0000 23	0,07 0,7426 23	-0,29 0,1788 23	0,05 0,8366 23
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 23	0,32 0,1425 23	-0,33 0,1392 22	0,31 0,1499 23	0,20 0,3617 23	0,11 0,6176 23	-0,02 0,9218 23
Bio Cala log					1,00 0,0000 23	0,49 0,0195 22	-0,01 0,9497 23	0,75 0,0000 23	-0,21 0,3297 23	0,75 0,0000 23
talla macro						1,00 0,0000 22	0,00 0,9828 22	0,55 0,0080 22	-0,27 0,2280 22	0,75 0,0001 22
Abu Clad>1 mm log							1,00 0,0000 23	-0,10 0,6653 23	-0,15 0,4967 23	-0,17 0,4348 23
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 23	-0,02 0,9159 23	0,71 0,0002 23
Chl_a_log									1,00 0,0000	-0,28 0,1944

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 1

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	0,62	0,38	0,48	0,50	-0,07	0,24	0,41	0,54	0,24
	0,0023	0,0795	0,0240	0,0188	0,7499	0,2811	0,0591	0,0088	0,2891
	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Mizoo	1,00	-0,10	0,00	0,54	-0,45	0,24	-0,08	0,11	0,33
	0,0000	0,6659	0,9960	0,0096	0,0339	0,2773	0,7184	0,6288	0,1282
	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Daphnia		1,00	0,85	-0,43	0,63	0,16	0,99	0,29	-0,33
		0,0000	0,0000	0,0472	0,0015	0,4888	0,0000	0,1840	0,1336
		22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Clad			1,00	-0,41	0,47	0,02	0,85	0,28	-0,35
			0,0000	0,0555	0,0259	0,9204	0,0000	0,2097	0,1072
			22	22	22	22	22	22	22
Bio Ciclo				1,00	-0,54	0,03	-0,39	0,37	0,72
				0,0000	0,0090	0,9085	0,0699	0,0943	0,0002
				22	22	22	22	22	22
Bio Cala					1,00	-0,05	0,62	0,30	-0,54
					0,0000	0,8130	0,0019	0,1758	0,0091
					22	22	22	22	22
talla macro						1,00	0,11	0,11	-0,08
						0,0000	0,6181	0,6238	0,7279
						22	22	22	22
Abu Clad>1 mm							1,00	0,31	-0,29
							0,0000	0,1596	0,1856
							22	22	22
Abu Cop>1 mm								1,00	0,15
								0,0000	0,5141
								22	22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 1

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	0,59	0,40	0,58	0,40	0,01	0,16	0,50	0,56	0,09
	0,0035	0,0682	0,0043	0,0674	0,9763	0,4825	0,0182	0,0066	0,6769
	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Mizoo log	1,00	-0,14	-0,05	0,65	-0,49	0,26	-0,02	0,26	0,38
	0,0000	0,5256	0,8408	0,0011	0,0212	0,2358	0,9164	0,2506	0,0796
	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Daphnia log		1,00	0,73	-0,46	0,62	0,10	0,97	0,28	-0,32
		0,0000	0,0001	0,0298	0,0019	0,6533	0,0000	0,2091	0,1404
		22	22	22	22	22	22	22	22
Bio Clad log			1,00	-0,33	0,40	-0,02	0,74	0,26	-0,40
			0,0000	0,1325	0,0650	0,9411	0,0001	0,2343	0,0666
			22	22	22	22	22	22	22
Bio Ciclo log				1,00	-0,61	-0,02	-0,37	0,38	0,77
				0,0000	0,0027	0,9202	0,0918	0,0786	0,0000
				22	22	22	22	22	22
Bio Cala log					1,00	-0,09	0,46	0,25	-0,58
					0,0000	0,6849	0,0312	0,2696	0,0043
					22	22	22	22	22
talla macro						1,00	0,17	0,13	-0,13
						0,0000	0,4569	0,5582	0,5515
						22	22	22	22
Abu Clad>1 mm log							1,00	0,26	-0,23
							0,0000	0,2348	0,2978
							22	22	22
Abu Cop>1 mm log								1,00	0,17
								0,0000	0,4548
								22	22

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 2

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	0,24 0,2843 22	0,43 0,0476 22	0,58 0,0051 22	0,54 0,0102 22	-0,10 0,6725 22	0,73 0,0001 22	0,59 0,0039 22	0,70 0,0003 22	0,15 0,4998 22
Bio Mizoo	1,00 0,0000 22	-0,09 0,6872 22	0,10 0,6671 22	0,34 0,1214 22	-0,23 0,3011 22	0,24 0,2916 22	0,09 0,6765 22	0,08 0,7174 22	0,44 0,0425 22
Bio Daphnia		1,00 0,0000 22	0,46 0,0307 22	-0,16 0,4639 22	0,52 0,0139 22	0,73 0,0001 22	0,85 0,0000 22	0,46 0,0314 22	-0,35 0,1054 22
Bio Clad			1,00 0,0000 22	-0,06 0,7913 22	0,13 0,5636 22	0,49 0,0210 22	0,63 0,0018 22	0,21 0,3511 22	-0,34 0,1184 22
Bio Ciclo				1,00 0,0000 22	-0,50 0,0169 22	0,13 0,5569 22	-0,02 0,9192 22	0,34 0,1272 22	0,58 0,0045 22
Bio Cala					1,00 0,0000 22	0,09 0,6823 22	0,39 0,0712 22	0,39 0,0738 22	-0,53 0,0106 22
talla macro						1,00 0,0000 22	0,83 0,0000 22	0,55 0,0074 22	0,07 0,7545 22
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 22	0,49 0,0195 22	-0,22 0,3160 22
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 22	0,18 0,4254 22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 2

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia log	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro log	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	0,21 0,3418 22	0,44 0,0413 22	0,39 0,0742 22	0,58 0,0047 22	-0,09 0,6960 22	0,69 0,0004 22	0,57 0,0061 22	0,73 0,0001 22	0,34 0,1214 22
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 22	-0,10 0,6627 22	-0,01 0,9676 22	0,33 0,1391 22	-0,26 0,2353 22	0,11 0,6396 22	0,04 0,8483 22	0,10 0,6522 22	0,43 0,0480 22
Bio Daphnia log		1,00 0,0000 22	0,54 0,0089 22	-0,23 0,2951 22	0,52 0,0135 22	0,82 0,0000 22	0,86 0,0000 22	0,20 0,3844 22	-0,35 0,1076 22
Bio Clad log			1,00 0,0000 22	-0,25 0,2543 22	0,19 0,4026 22	0,51 0,0145 22	0,72 0,0002 22	-0,16 0,4637 22	-0,49 0,0207 22
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 22	-0,54 0,0103 22	0,00 0,9957 22	-0,18 0,4189 22	0,55 0,0075 22	0,74 0,0001 22
Bio Cala log					1,00 0,0000 22	0,15 0,4960 22	0,36 0,1049 22	0,15 0,5166 22	-0,54 0,0090 22
talla macro log						1,00 0,0000 22	0,87 0,0000 22	0,34 0,1202 22	0,01 0,9684 22
Abu Clad>1 mm log							1,00 0,0000 22	0,15 0,4915 22	-0,34 0,1167 22
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 22	0,53 0,0107 22

CORRELACIÓN DE SPEARMAN LAGUNA VEDIA 3

	Bio Mizoo	Bio Daphnia	Bio clad	Bio ciclo	Bio cala	talla macro	Abu Clad>1 mm	Abu Cop>1 mm	Chl α
Bio MaZoo	0,04 0,8524 22	0,26 0,2463 22	-0,05 0,8281 22	-0,37 0,0874 22	0,80 0,0000 22	0,54 0,0101 22	0,00 1,0000 22	0,84 0,0000 22	0,02 0,9373 22
Bio Mizoo	1,00 0,0000 22	-0,03 0,8792 22	0,58 0,0043 22	0,24 0,2905 22	-0,06 0,7886 22	-0,39 0,0703 22	0,00 1,0000 22	-0,08 0,7273 22	-0,23 0,2971 22
Bio Daphnia		1,00 0,0000 22	-0,02 0,9391 22	-0,24 0,2803 22	0,26 0,2449 22	0,19 0,3989 22	0,00 1,0000 22	0,29 0,1849 22	0,19 0,3990 22
Bio Clad			1,00 0,0000 22	0,14 0,5451 22	-0,10 0,6680 22	-0,51 0,0144 22	0,00 1,0000 22	-0,21 0,3366 22	-0,53 0,0105 22
Bio Ciclo				1,00 0,0000 22	-0,67 0,0006 22	-0,73 0,0001 22	0,00 1,0000 22	-0,65 0,0011 22	0,03 0,9106 22
Bio Cala					1,00 0,0000 22	0,72 0,0002 22	0,00 1,0000 22	0,95 0,0000 22	-0,07 0,7723 22
talla macro						1,00 0,0000 22	0,00 1,0000 22	0,72 0,0002 22	0,22 0,3365 22
Abu Clad>1 mm							1,00 0,0000 22	0,00 1,0000 22	0,00 1,0000 22
Abu Cop>1 mm								1,00 0,0000 22	0,08 0,7302 22

CORRELACIÓN DE PEARSON LAGUNA VEDIA 3

	Bio Mizoo log	Bio Daphnia	Bio clad log	Bio ciclo log	Bio cala log	talla macro	Abu Clad>1 mm log	Abu Cop>1 mm log	Chl α log
Bio MaZoo log	0,04 0,8452 22	0,26 0,2355 22	-0,02 0,9393 22	-0,47 0,0290 22	0,75 0,0001 22	0,63 0,0019 22	0,00 1,0000 22	0,85 0,0000 22	-0,06 0,8063 22
Bio Mizoo log	1,00 0,0000 22	-0,03 0,8783 22	0,37 0,0898 22	0,17 0,4459 22	-0,04 0,8620 22	-0,22 0,3363 22	0,00 1,0000 22	-0,09 0,6902 22	-0,06 0,7782 22
Bio Daphnia		1,00 0,0000 22	-0,02 0,9451 22	-0,17 0,4387 22	0,24 0,2889 22	0,25 0,2708 22	0,00 1,0000 22	0,28 0,2094 22	0,23 0,2958 22
Bio Clad log			1,00 0,0000 22	0,02 0,9314 22	-0,24 0,2905 22	-0,48 0,0244 22	0,00 1,0000 22	-0,29 0,1855 22	-0,52 0,0126 22
Bio Ciclo log				1,00 0,0000 22	-0,66 0,0007 22	-0,71 0,0002 22	0,00 1,0000 22	-0,64 0,0012 22	0,06 0,7741 22
Bio Cala log					1,00 0,0000 22	0,82 0,0000 22	0,00 1,0000 22	0,95 0,0000 22	-0,07 0,7535 22
talla macro						1,00 0,0000 22	0,00 1,0000 22	0,85 0,0000 22	0,17 0,4392 22
Abu Clad>1 mm log							0,00 1,0000 22	0,00 1,0000 22	0,00 1,0000 22
Abu Cop>1 mm log								1,00 0,0000 22	0,03 0,8868 22