



VNIVERSITAT
ID VALÈNCIA

LA EUTROFIZACIÓN EN LOS LAGOS SOMEROS
MEDITERRÁNEOS: APLICABILIDAD DE LA DMA Y UN CASO
DE ESTUDIO EXPERIMENTAL EN MESOCOSMOS



Carmen Ferriol Gabarda

Valencia, 2013



FACULTAT DE BIOLOGIA

DEPARTAMENT DE MICROBIOLOGIA I ECOLOGIA

Programa de Doctorado: CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

**LA EUTROFIZACIÓN EN LOS LAGOS SOMEROS
MEDITERRÁNEOS: APLICABILIDAD DE LA DMA Y UN CASO
DE ESTUDIO EXPERIMENTAL EN MESOCOSMOS**

Tesis Doctoral presentada
para optar al grado de Doctor por:

Carmen Ferriol Gabarda

Dirigida por:

Dra. María Rosa Miracle
Dr. Eduardo Vicente

Tesis presentada por CARMEN FERRIOL GABARDA para optar al grado de Doctora por la *Universitat de València*, con el título: “*La eutrofización en los lagos someros mediterráneos: aplicabilidad de la DMA y un caso de estudio experimental en mesocosmos*”

La doctoranda:

Fdo. Carmen Ferriol Gabarda

Los directores:

Fdo. Dra. María Rosa Miracle Solé

Catedrática de Ecología del
departament de
Microbiologia i Ecologia
Universitat de València

Fdo. Dr. Eduardo Vicente Pedrós

Catedrático de Ecología del
departament de
Microbiologia i Ecologia
Universitat de València

A Tirso y Adriana

A mis padres

AGRADECIMIENTOS

En estas palabras aquí citadas quiero expresar mi gratitud a todas las personas que han hecho posible esta aventura. Me gustaría también mencionar aquí, a aquellas personas, que si bien no han colaborado conmigo en la elaboración de este trabajo, sí que me han dejado huella y recuerdos en todo este periplo universitario.

En primer lugar, quisiera mostrar mi agradecimiento al Dr. Eduardo Vicente por creer en mí desde la primera vez que nos encontramos, muchas gracias Eduardo, sin ti todo esto no hubiera sido posible. Sin tus consejos y tus enseñanzas todo este trabajo no se hubiera podido realizar. Y no solo darte las gracias por llevarme al departamento, sino también por haberme repescado después de un tiempo de inactividad universitaria, tú me insististe en que debía volver a acabar la Tesis y aunque yo al principio no te hice mucho caso, después ya ves que sí, y aquí me encuentro ahora, redactando estas palabras. ¡Gracias!, de corazón.

Por supuesto, también agradecer muchísimo a la Dra. María Rosa Miracle, todo su apoyo y dedicación en la dirección y corrección de esta Tesis, pero si valoro mucho su dirección y dedicación y sus explicaciones y consejos, aún valoro más la amabilidad y el magnífico trato que siempre me ha dispensado. Muchas gracias Rosa.

Al Dr. Antonio Camacho, que también se ha esforzado por ayudarme, sacando tiempo de donde no tenía para hacer de revisor externo del borrador, explicarme cosas y dudas y darme consejos muy útiles y por demostrarme cada vez más su amistad y cariño. Muchas gracias Toni,... que ahora además de compañeros y amigos y medio paisanos del Cabanyal, ya somos vecinos, así que tenemos que quedar por el barrio a tomar algo, será por falta de bares en Benimaclet!

También muchas gracias al Dr. Juan Miguel Soria y a la Dra. María Sahuquillo por todas las dudas solventadas, por la lectura y las críticas muy constructivas que han hecho de este trabajo, y como no, también por la amistad y “buen rollo” que hemos tenido siempre. Con María además he compartido viajes estupendos a workshops y congresos que resultaron geniales: Finlandia, León, Oporto.

A la Dra. Susana Romo por acogerme gratamente en el equipo de estos dos proyectos que fueron coordinados por ella. Muchas gracias también a Ricard Guerrero “Dicky” por acudir en mi “auxilio informático” cada vez que he tenido un problema de esta índole, que ha sido muy a menudo últimamente.

También agradecer al Dr. Agustín Pastor el haberme recibido muy amablemente cuando he tenido dudas que aclarar y también tuvo la deferencia de ayudarme con el equipo de emisión de llama cuando tuve que realizar los análisis de Na⁺ y K⁺.

Y bueno, con respecto a los compañeros, están dos grupos: “los antiguos” y “los nuevos” Destacar aquellos con los que he tenido mayor apego o sintonía y hemos pasado ratos de risas y estupendos: Mari Loli Sendra que me enseñó junto con Eduardo a realizar todos los análisis de laboratorio, además de haber tenido desde el primer momento su amistad; María José Villena que estuvo conmigo codo con codo en el laboratorio durante el proyecto SWALE, también compañera de viaje en los workshops, además de amiga; Antonio Picazo que es un excelente compañero, siempre hemos sido amigos y siempre me ha intentado ayudar en todo lo que ha podido; lo mismo decir de Carlos Rochera y de Juan Rueda, siempre también dispuestos a brindar su amistad y su ayuda, Juan además, compañero de muestreos. A David Sánchez, como también dice M^a José, ¡¡cuánto, cuantísimo nos ayudaste a ella y a mí!!, el “faenón” que era esto del SWALE y tú siempre echando una mano para que no se nos hicieran las tantas,... ¡gracias David!. Y bueno, por supuesto, no olvidar a Lidia, Sara, Loles, Nieves, Yolanda, Virginia y entre “las nuevas” a Olga, Charo, Maru, Nayeli, Carla y de los chicos por supuesto no olvidar a Xavi Soria y a los profes Javi Armengol y Paco Mezquita y un recuerdo para Rafa Oltra.

De fuera de la Universidad de Valencia, pero que he tenido la suerte de conocer: a Margarita y Camino Fernández-Állez, Eloy Bécares, Wouter van de Bund, Ellen van Donk, Eric Jeppesen, Lars Hansson, Timo Kairesalo, Debbie Stephen, Brian Moss, Han Golterman, Laura Serrano, José Antonio Luque, Fernando Gómez.

A mis amigas y amigos de fuera de la Universidad: Zoraida, Pepa, Amparo, Marién, Celia, Amparo, M^a José, Paco, Irene y David, Josema, Martín, Andrés, Isa, Sonia y Ana. Por supuesto, agradecer a mi familia su apoyo incondicional y por entender que he tenido que dejar de estar con ellos muchos ratos y muchos días para poder llevar a cabo este trabajo.

ÍNDICE TESIS

1. INTRODUCCIÓN GENERAL	11
2. MATERIAL Y MÉTODOS	
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	
2.1.1. Zonas húmedas litorales del mediterráneo español.....	25
2.1.2. Descripción de las seis lagunas someras de estudio (ECOFRAME).....	28
2.1.3. Descripción de la laguna de Xeresa sometida a los experimentos (SWALE).....	41
2.2. DETERMINACIONES DE VARIABLES AMBIENTALES	
2.2.1. Variables medidas “in situ”	44
2.2.2. Nutrientes.....	45
2.2.3. Mineralización.....	52
2.2.4. Color del agua y pigmentos.....	62
2.3. MÉTODOS DE CÁLCULO Y ESTADÍSTICOS	
2.3.1. Cálculo de concentraciones de gases, coeficientes e índices.....	65
2.3.2. Estadística: medias ponderadas, error típico, ANOVA, PCA, regresiones y correlaciones.....	70
2.4. DISEÑO DEL EXPERIMENTO DE EUTROFIZACIÓN CONTROLADA (SWALE).....	74
2.4.1. Desarrollo del experimento SWALE del primer año.....	77
2.4.2. Desarrollo del experimento SWALE del segundo año.....	81
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
3.1. Estudio de seis lagunas someras mediterráneas de diferente nivel trófico en vistas al establecimiento de indicadores de calidad.....	87
3.2. Evolución semanal de las variables limnológicas de la laguna de Xeresa producida por la adición de diferentes concentraciones de P y N y de peces planctívoros en los dos años de experimentos.....	153
3.3. Relaciones entre los nutrientes y la biomasa planctónica en la columna de agua de la laguna de Xeresa en los dos años de experimentos y estudio de la limitación de nutrientes.....	205
3.4. Depredación por <i>Gambusia holbrooki</i> , herbivoría y reciclado de nutrientes.....	257
3.5. Realización de dos ciclos diarios de oxígeno, pH, T ^a y zooplancton en el experimento del primer año.....	305
3.6. Nutrientes y clorofila <i>a</i> de la laguna de Xeresa después de tres meses sin añadir cargas externas de P y N.....	329
4. CONCLUSIONES	351

5. BIBLIOGRAFÍA	359
RESUMEN.....	399
ABSTRACT.....	405
ABREVIATURAS	
ANEXOS	
LISTA DE PUBLICACIONES	

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Se denomina eutrofización “al enriquecimiento en nutrientes de las aguas que se traduce en la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre los cuales se encuentran el incremento de la producción de algas y macrófitos, el deterioro de la calidad del agua y otros cambios sintomáticos que son indeseables e interfieren con el uso del agua”, (OECD, 1982). La eutrofización puede ser un proceso lento y natural en la historia geológica de un lago, pero hoy en día, la eutrofización está siendo extendida y acelerada por el hombre y se considera una de las mayores perturbaciones antropogénicas de los ecosistemas acuáticos. La eutrofización “cultural” o de origen humano (Hasler, 1947) y sus efectos están considerados como un problema grave desde mediados del siglo XX. Este fenómeno se debe principalmente al aumento en la cantidad de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, en las aguas de los lagos.

Normalmente el problema de la eutrofización es consecuencia de actividades urbanas, industriales y agrícolas, como por ejemplo la descarga de aguas residuales con vertidos domésticos e industriales, la descarga de detergentes que contienen P, el “uso y abuso” de abonos y fertilizantes con gran contenido en N en zonas de cultivo situadas en marjales o zonas húmedas, etc.,... Estas perturbaciones no solo afectan a la calidad de las aguas sino que en última instancia también tienen un efecto negativo en la biota que pertenece a estos ecosistemas. Sawyer (1947), fue uno de los primeros en mostrar que los cambios en una serie de lagos en Wisconsin, USA, estaban relacionados con la escurrentía urbana y agrícola.

Los efectos más directos de la eutrofización de un lago son el aumento de biomasa algal, de la materia orgánica en suspensión y de la turbidez. La biomasa algal puede provocar turbidez y este estado de turbidez puede llegar a limitar la luz que perciben las plantas acuáticas y provocar su muerte y descomposición (Scheffer *et al.*, 1993). La producción algal aumenta mucho el oxígeno en superficie, que al estar sobresaturado va, en parte, a la atmósfera,

pero la descomposición de esta materia orgánica por bacterias requiere de oxígeno, por lo que hay una disminución en las concentraciones de oxígeno en profundidad o por la noche, en los lagos someros la disminución nocturna tiene mucha importancia y puede afectar a los peces de estos ecosistema.

La limnología lleva tiempo interesada en remediar los efectos de la eutrofización cultural. La reducción de nutrientes de nitrógeno y fósforo fue una técnica utilizada con éxito por Edmonson (1994) en el lago Washington y hoy en día la reducción o supresión de cargas externas con P y N se considera la forma más efectiva de combatir la eutrofización.

La mayor parte de los estudios del funcionamiento ecológico de lagos y los efectos de la eutrofización en ellos, han sido desarrollados en lagos profundos y con estratificación térmica.

Los lagos someros, aquellos que poseen una profundidad media de 3 m (Moss *et al.*, 1994) y no poseen estratificación térmica, ocupan una posición intermedia en el gradiente entre un lago y un humedal (Bécares *et al.*, 2004) y a pesar de ser los más numerosos en la Tierra (Wetzel, 1990) han sido objeto de menor interés por los limnólogos. Aunque recientemente sí que encontramos estudios sobre la ecología de los lagos someros, pero situados en su mayoría en países de la parte norte de la zona templada (Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer, 1998), entre ellos hay también estudios aplicados sobre la eutrofización y restauración de los lago someros (Jeppesen *et al.*, 1990; Moss *et al.*, 1996; Dokulil & Teubner, 2003; Jeppesen *et al.*, 2003), y más específicamente sobre el declive de los macrófitos de los lagos someros a consecuencia de la eutrofización (Irvine *et al.*, 1989; Blindow, 1992). Muchos menos trabajos hay documentados sobre la ecología y el funcionamiento de los lagos someros en el Mediterráneo. Es por lo que las conclusiones obtenidas en el desarrollo de esta Tesis, se consideran de interés en lo que respecta a las características, funcionamiento ecológico, consecuencias de la eutrofización y otras actividades antrópicas en las lagunas someras del Mediterráneo de la Península Ibérica.

Según la teoría desarrollada por Scheffer (1998) los lagos someros pueden tener dos estados alternativos: 1) estado de agua claras, dominado por vegetación acuática y 2) estado de aguas turbias caracterizado por una gran biomasa fitoplanctónica. Cuando los lagos poseen una densa cubierta de macrófitos sumergidos, tienden a tener una mayor transparencia del agua (Scheffer *et al.*, 1993). Dentro de estos macrófitos destacan los del género *Chara*, hay grandes evidencias de que las carófitas tienen particularmente un fuerte efecto positivo sobre la transparencia del agua (Crawford, 1979; Scheffer *et al.*, 1994; Van den Berg *et al.*, 1998; Van Donk & Van de Bund, 2003).

Cuando hay una carga externa de nutrientes al lago, los macrófitos pueden también tomarlos vía sus hojas, aunque los macrófitos toman la mayor parte de los nutrientes del sustrato mediante sus raíces según estudios de Bristow (1975) y Carignan (1982). Los nutrientes del agua son tomados también tanto por las algas fitoplanctónicas como por las epifíticas. Si la carga externa es continuada y en exceso y además se dan temperaturas altas, se favorecerá un gran crecimiento de algas fitoplanctónicas, la densidad de estas poblaciones disminuirá la penetración de luz en el agua hasta el punto de provocar la muerte y posterior descomposición de los macrófitos.

El incremento de la carga de nutrientes ha sido demostrado que incrementa la concentración de fitoplancton y de algas epifíticas, las cuales compiten con los macrófitos por la luz, el CO₂ y nutrientes (Phillips *et al.*, 1978; Sand-Jensen, 1983). Las algas epifíticas pueden también crear regímenes de alto O₂ y pH desfavorables a los macrófitos (Simpson & Eaton, 1986). Por tanto, la poca disponibilidad de luz debida al sombreado producido por el fitoplancton y el excesivo crecimiento del epifiton, ha sido sugerida como la principal razón de la desaparición de los macrófitos sumergidos en las aguas eutrofizadas.

En una revisión de su teoría de estados alternativos, Scheffer & van Nes (2007), establecen que hay además tres factores importantes que pueden provocar que un lago somero se convierta en turbio, estos son: la profundidad del lago, el

tamaño del lago y el clima. Siendo más probables que se conviertan en turbios los lagos someros con un nivel de la columna de agua demasiado alto o demasiado bajo, cuanto más grandes sean y aquellos situados en lugares con un clima más cálido. Estos autores proponen que a partir de la teoría básica de estados alternativos enunciada con éxito en 1993, se realicen numerosas extensiones de la idea y se identifiquen o profundicen en los mecanismos que causan estos estados o regímenes, es decir, manteniendo los conceptos grandes y básicos, no ignorar los detalles.

Una buena manera de analizar los efectos de la eutrofización en lagos someros, son los estudios en mesocosmos instalados en el mismo lago. Así los mesocosmos son sectores de un ecosistema natural que son artificialmente aislados por medio de barreras artificiales tales como plásticos transparentes para ser utilizados en experimentos.

Los experimentos con mesocosmos para el estudio de la eutrofización, se basan en fertilizaciones con nutrientes de P y N y adición o eliminación de organismos y se llevan a cabo con el fin de examinar la relativa importancia del control del funcionamiento del lago somero, o bien por efecto top-down (depredación por peces) o bien por efecto bottom-up (adición de nutrientes). El efecto de los tratamientos puede ser reconocido por comparación con mesocosmos no tratados (controles). Los resultados de estos experimentos, se pueden luego extrapolar a los sistemas naturales o lagos.

Para algunos autores, (Carpenter *et al.*, 1995; Pace *et al.*, 2004), los experimentos conducidos a nivel de ecosistema son más reales que los realizados en mesocosmos, siendo estos últimos simplificaciones irreales de limitada relevancia en comparación con los ecosistemas naturales, (Schindler, 1998; Haag & Matschonat, 2001). Pero los ecosistemas reales tienen una serie de limitaciones, la primera es la dificultad de disponer de un lago entero para realizar experimentos en zonas donde los lagos no son abundantes, otra es la dificultad de manipular ecosistemas enteros, otras limitaciones importantes

serían el nulo o escaso número de replicados y el reducido control experimental (Hurlbert, 1984; Drenner & Mazunder, 1999).

Estudios recientes con mesocosmos de diferentes volúmenes de capacidad realizados por Spivak *et al.*, (2011) concluyen que no hay relación directa entre el volumen del mesocosmo y la abundancia algal (estimada como concentración de clorofila) y que la respuesta directa del fitoplancton al enriquecimiento en nutrientes en mesocosmos puede ser trasladada con toda probabilidad a sistemas naturales.

Según estudios de algunos autores (Hietala *et al.*, 2004), las diferencias en las respuestas al enriquecimiento en nutrientes y las adiciones de peces implican que o bien, el estado de aguas claras o turbias puede resultar en lagos someros dependiendo de la estructura de la comunidad inicial y de las condiciones climatológicas.

La elaboración de esta Tesis es fruto del trabajo realizado en dos proyectos centrados en el estudio de los lagos someros.

El primer proyecto consistió en un experimento realizado en una laguna en forma de canal de la Reserva del Samaruc en Xeresa y que formaba parte de un experimento internacional con mesocosmos (IME) en seis lagos someros de Europa (Stephen *et al.*, 2004; Moss *et al.*, 2004), experimento financiado por la Unión Europea con el acrónimo SWALE (SHALLOW WETLAND LAKE FUNCTIONING AND RESTORATION IN A CHANGING EUROPEAN ENVIRONMENT), Environmental Project ENV4-CT97-0420. Este experimento se realizó en dos años consecutivos, 1998 y 1999, y trataba de estudiar los efectos de las adiciones de P y N y de peces planctívoros en los lagos someros y comparar los resultados en el gradiente latitudinal europeo que conformaba el experimento.

El segundo proyecto, denominado ECOFRAME, acrónimo de “ECOLOGICAL QUALITY AND FUNCTIONING OF SHALLOW LAKE ECOSYSTEMS

WITH RESPECT TO THE NEEDS OF THE EUROPEAN WATER FRAMEWORK DIRECTIVE” tenía como objetivo principal testar en diferentes lagunas someras de Europa (desde el norte al sur, en un total de 66 lagos) y en dos años consecutivos, los parámetros indicadores que podrían ser utilizados para el control de la calidad de las aguas por la Directiva Marco del Agua. En este proyecto, se trató de establecer comparaciones entre los resultados de los diferentes países para por una parte estandarizar la toma de muestras y el procesado y obtención de resultados y por otra, averiguar que indicadores eran los ecológicamente más relevantes, fácilmente gestionables y aplicables a toda Europa. Los resultados de este trabajo a nivel comparativo europeo se encuentran publicados en el detallado trabajo global de Moss *et al.*, (2003) y en el trabajo específico sobre nutrientes, clorofila y otras variables limnológicas por Noges *et al.*, (2003). El proyecto se efectuó en los años 2000 y 2001.

Los lagos someros objeto de estudio en este proyecto por parte de nuestro grupo de trabajo fueron una serie de lagunas costeras situadas en la Comunidad Valenciana y declaradas como LIC (Lugares de Importancia Comunitaria) según la Directiva 92/43/CEE y que se integran en la Red Natura 2000 (red ecológica de conservación de la biodiversidad en la Unión Europea). De Norte a Sur, las lagunas objeto de estudio fueron las siguientes: Laguna del Pozo de Prat de Cabanes-Torreblanca, Laguna de la Albufera de Valencia, Ullal del Baldoví, Laguna de Cap de Terme, Laguna Rini de Xeresa y Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche. La laguna Rini de la Reserva del Samaruc en Xeresa, se encontraba junto a la laguna en forma de canal donde fueron realizados los experimentos del proyecto SWALE y poseía forma de riñón, por lo que se decidió denominarla con el sobrenombre de RINI.

Cabe destacar que aunque cronológicamente el proyecto SWALE se realizó primero, en esta Tesis se presentan los resultados del proyecto ECOFRAME en el primer punto o capítulo de resultados. Este primer capítulo de resultados tiene

un objetivo introductorio, de descripción de estas lagunas someras que se encuentran en la zona del Mediterráneo de la Península Ibérica, cada una de ellas con sus características propias, pero con puntos en común, como por ejemplo estar sometidas a acciones antrópicas. Esto nos ayuda a introducir los resultados del experimento realizado en la laguna en forma de canal de Xeresa, y a entender los efectos de la eutrofización cultural en las lagunas someras de nuestra zona de estudio.

A partir de los trabajos realizados en estos dos proyectos, la presente Tesis se ha elaborado mostrando los resultados en cada uno de los capítulos pertenecientes a la sección 3 de resultados y discusión. Así en el primer capítulo de resultados, se muestran los correspondientes al proyecto ECOFRAME (capítulo 3.1.), donde figuran los resultados de las principales variables limnológicas de las seis lagunas someras antes mencionadas en cuatro muestreos realizados en dos años consecutivos y se contrasta la aplicabilidad de los principales elementos de calidad demandados por la Directiva Marco en este tipo de lagunas. Los siguientes capítulos (del 3.2. al 3.6.), muestran los resultados correspondientes a los trabajos realizados en el proyecto SWALE. En el capítulo 3.2., se muestra la evolución semanal de las principales variables limnológicas en los dos años de experimentos. En el 3.3., se muestran las relaciones de los nutrientes de la columna de agua con la biomasa planctónica y se explora la relación entre los índices estudiados y el funcionamiento del sistema en cada uno de los experimentos. En el 3.4., se muestra como las concentraciones de P y N y las densidades de peces añadidas afectaron a los distintos componentes de la red trófica y como la fertilización afectó también a los peces, además de los cambios en las interacciones entre los distintos componentes de la red trófica producidos por la presencia/ausencia de los macrófitos sumergidos. El 3.5., se centra en mostrar la evolución de la biomasa de zooplancton y de las variables físico-químicas medidas “in situ” y que son afectadas por la fertilización con nutrientes y por la presencia de peces, en dos ciclos diarios realizados en el

primer año de experimento. Y el 3.6., y último capítulo de resultados, muestra las concentraciones de nutrientes y clorofila *a* en algunos mesocosmos que fueron seleccionados para tal efecto, después de tres meses sin adición de cargas externas de P y N y con los peces ya eliminados. En cada uno de estos capítulos aquí descritos, además de mostrar los resultados, se ha elaborado una discusión de los mismos y una introducción que sitúa el marco de estudio y expone los objetivos concretos que pretende llevar a cabo el estudio descrito en cada uno de estos capítulos. Hay que señalar, que en los cuatro primeros capítulos de resultados, dada su extensión, se ha introducido un resumen de los resultados más importantes para facilitar la lectura de los mismos. En los dos últimos capítulos no se ha considerado necesario, por tratarse de capítulos con menos cantidad de resultados expuestos.

El material y los métodos utilizados en el desarrollo de este trabajo se han descrito diferenciando entre la descripción de las áreas de estudio, la exposición de las determinaciones de las variables físico-químicas y biológicas, los métodos de cálculo y estadísticos empleados y el diseño y desarrollo de los experimentos del proyecto SWALE. En el capítulo del diseño del experimento, figuran los calendarios de muestreos y fertilizaciones que se llevaron a cabo en la mencionada laguna de Xeresa, además de las cantidades de nutrientes y peces planctívoros añadidos en los dos años de experimentos.

Posteriormente a los resultados y a la discusión argumental de los mismos, se muestran las conclusiones generales más importantes extraídas de la elaboración de este trabajo. Se añade a la Tesis una serie de anexos (en formato digital) donde se presentan las tablas de datos obtenidos en las mediciones y análisis efectuados en la elaboración de este trabajo.

Para finalizar, a modo de síntesis destacar que los objetivos principales de este trabajo son el estudio de los siguientes temas: los efectos más directos de la eutrofización en los lagos someros mediterráneos, el funcionamiento ecológico de estos lagos cuando son sometidos a cargas externas de nutrientes y se

adicionan peces y las metodologías más apropiadas para la evaluación de este tipo de lagos mediante la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

2.1.1. ZONAS HÚMEDAS LITORALES DEL MEDITERRÁNEO ESPAÑOL

Según el Convenio Ramsar en su artículo 1.1, “se consideran zonas húmedas las extensiones de marismas, pantanos, turberas o superficies cubiertas de agua, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de los 6 metros”.

Los humedales están definidos como sistemas intermedios o de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, donde la masa de agua es somera (Cowardin *et al.*, 1979). Son uno de los ecosistemas más frecuentes y de mayor valor ecológico de la cuenca mediterránea y se caracterizan por: poseer una topografía muy plana o ligeramente deprimida, la cercanía a la superficie del nivel freático y por la extrema fluctuabilidad del régimen hidrológico inducida directamente por las características del clima mediterráneo (Viñals, 1999).

Los ambientes morfológicos litorales valencianos en los cuales encontramos zonas húmedas son básicamente llanuras costeras y llanuras aluviales. Las llanuras aluviales, sobre todo las de tipo convexo, son superficies de márgenes fluviales que en momentos de inundación son inundadas por desbordamientos del río, cuando la crecida del río disminuye, las aguas no pueden volver al lecho del río porque este se encuentra en una cota más elevada que la llanura. Por otro lado, las llanuras costeras forman albuferas y marjales de agua dulce por los avances de los ríos hacia el mar, dejando depresiones interfluviales que posteriormente quedarán separadas del mar por las barreras formadas con los sedimentos fluviales por corrientes marinas (transversales y longitudinales). Las surgencias que alimentan estas llanuras costeras se encuentran en el perímetro montañoso o al pie de formaciones detríticas interiores y gradualmente

sustituyen el agua marina original por agua dulce o ligeramente salobre (Viñals, 2004).

Las albuferas están separadas del mar por una restinga (barra de arena o de cantos rodados) formada por la erosión de los fondos marinos y/o por los sedimentos y material detrítico aportados por los ríos en su desembocadura. Esta restinga cierra un tramo de costa y forma el espacio que denominamos albufera. Pueden estar comunicadas con el mar por medio de bocanas o “goles” en las cuales la comunicación suele tener el sentido tierra-mar. En la Comunidad Valenciana, estas antiguas albuferas han dado lugar a los marjales y a los lagos o lagunas, ambos con génesis similares (formación de una restinga y creación de una albufera).

El marjal es un terreno bajo y pantanoso, cubierto de vegetación prácticamente en su totalidad, con lámina de agua predominantemente dulce y donde al nivel de inundación suele variar a lo largo del año y depende principalmente de los aportes de lluvias y de los acuíferos subterráneos. Su característica de ecotonos favorece la existencia de una elevada biodiversidad (Wetzel, 1999; Mitsch & Gosselink, 2000). Otros aspectos importantes de los marjales que cabe destacar son el frenado de las riadas, la recarga de los acuíferos y la mejora de la calidad del agua que les llega gracias a la acumulación y utilización de nutrientes inorgánicos (Mitsch & Gosselink, 2000).

Por otro lado, los lagos tienen un origen similar al de los marjales (formación de una restinga y creación de una albufera), pero aquí la lámina de agua es permanente, si bien con variaciones de nivel a lo largo del año.

A los valores naturalístico, agropecuario, extractivo, turísticos y paisajísticos de los humedales, hay que añadirles el valor de protección frente a avenidas reteniendo o absorbiendo volúmenes de inundación, absorben y fijan contaminantes por su capacidad de retención de nutrientes a través de la vegetación, evitando su dispersión y ayudando a su depuración y de contención de la intrusión marina. Las zonas húmedas en la Comunidad Valenciana han

variado en gran medida debido a la acción del hombre, ya que han sido seriamente perjudicadas debido a la desecación y la urbanización.

Las lagunas estudiadas en esta Tesis, están situadas en zonas húmedas de la Comunidad Valenciana (figura 2.1.1.). Estos humedales están dentro del grupo de Humedales costeros mediterráneos y dominados por la dinámica litoral, excepto el Hondo de Elche que está dentro del ámbito continental con control fluvial y génesis de llanura de inundación (Durán Valsero, 2003).



Figura 2.1.1. Mapa de situación de las zonas húmedas donde se encuentran las lagunas de estudio del proyecto ECOFRAME y la laguna sometida a los experimentos en el proyecto SWALE.

2.1.2. DESCRIPCIÓN DE LAS SEIS LAGUNAS SOMERAS DE ESTUDIO (ECOFRAME)

Las características hidrológicas de cada una de estas lagunas se muestran en el anexo 1 de la presente Tesis.

LAGUNA DEL POZO PERTENECIENTE AL CONJUNTO DE LAGUNAS DEL PRAT DE CABANES-TORREBLANCA (CBN)

El P.N. del Prat de Cabanes i de Torreblanca ocupa un total de 917 hectáreas y representa más del 80% de las zonas húmedas que hay en la provincia de Castellón, (Castany, 2004).

En origen fue una albufera en la que la formación de la restinga costera se propició por los aportes de los ríos Cuevas y Chinchilla entre los siglos XVII y XVIII. El posterior proceso de colmatación natural, ha dado lugar al actual marjal con gran contenido en turba y separada del mar por un cordón o restinga de gravas y cantos.

En este marjal, su régimen hídrico es debido a que es una zona deprimida y el nivel freático accede fácilmente a la superficie manteniéndola inundada durante la mayor parte del año, además de recibir aportes de agua subterránea de ullals. Posee también canales que sirven de desagüe, por los que además entra agua de mar que contribuye a elevar la salinidad de las aguas. Hay trabajos documentados acerca de la caracterización físico-química del Prat de Cabanes (Abad, 1993), y de la relación entre el suelo y la vegetación de este ecosistema litoral (Molina *et al.*, 2000).

Las acciones antrópicas sufridas por este marjal, son aterramientos, desecación y urbanización, además de caza y agricultura, ya que está rodeada de terreno cultivado, pero la actividad antrópica más significativa y que más ha influido en los últimos años es la extracción de turba. La extracción de turba ha originado lagunas de diferente extensión y profundidad, además contribuye al

decrecimiento de aportes de agua dulce y de los niveles de agua subterránea, por lo que la salinidad aumenta progresivamente.

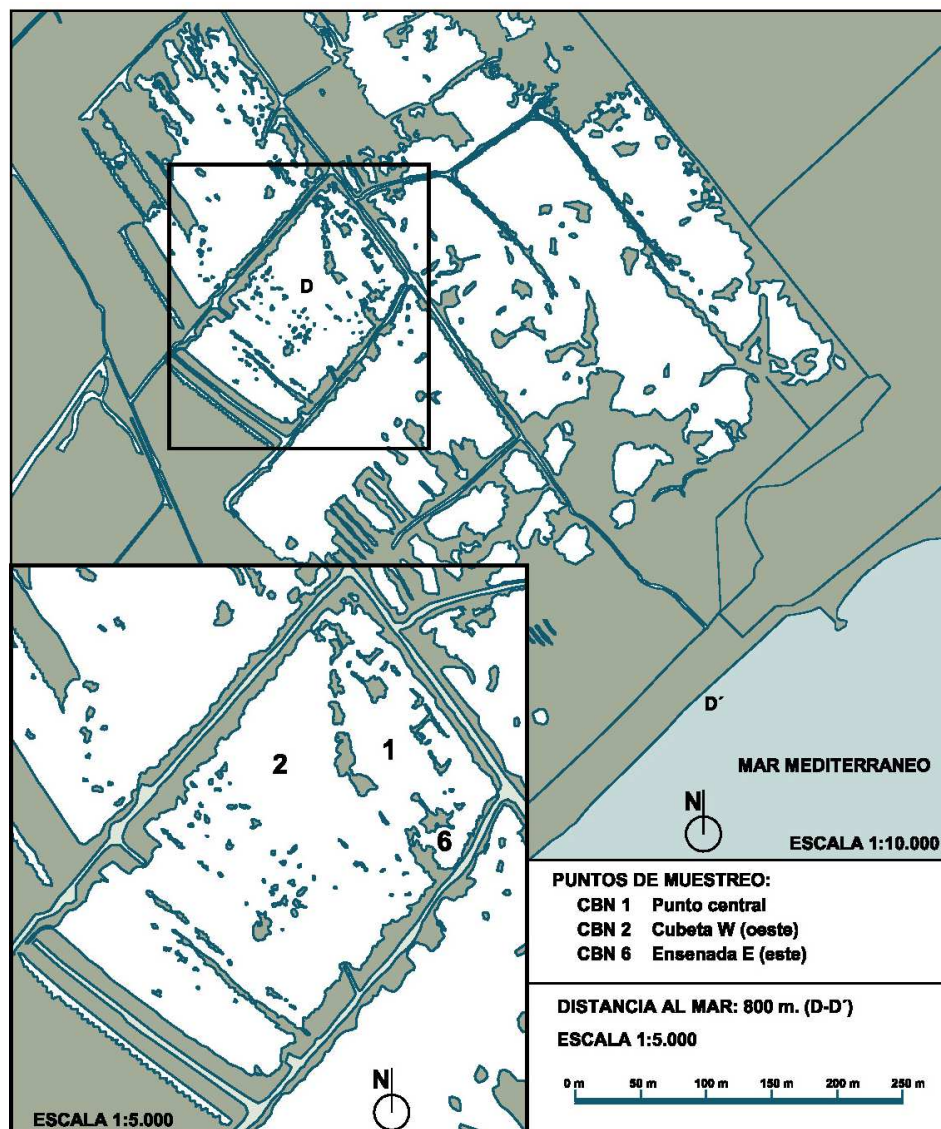


Figura 2.1.2.a. Plano de situación de la Laguna del Pozo del conjunto lagunar del Prat de Cabanes-Torreblanca (CBN), con detalle de los puntos de muestreo y de la distancia al mar.

La Laguna del Pozo, llamada así por poseer un pequeño pozo de ladrillo en su interior, es una de las lagunas originadas por la extracción de turba en la parte norte del Parque. Está separada del mar por una estrecha franja de arena, y debido a su proximidad al mar, aproximadamente 600 m, y a intrusiones marinas ocasionales (Castany, 2004), posee elevada salinidad. Es una laguna somera salobre de una profundidad media de 2,1 m. Posee como vegetación helófitos emergentes, en concreto, *Phragmites australis* y *Typha* sp., y especies de macrófitos sumergidos como por ejemplo *Potamogeton pectinatus* y *Ruppia marítima*, especie esta última que se circunscribe a las zonas más próximas al mar.

Este conjunto está designado como sitio Ramsar y también como Parque Natural por el Gobierno Autónomo.

LA ALBUFERA DE VALENCIA (ALB)

Esta laguna costera está designada como sitio Ramsar y junto con el marjal que la rodea también esta designada como Parque Natural por el Gobierno Autónomo.

La cuenca hidrográfica de la Albufera se sitúa entre los ríos Turia al norte y Xúquer al sur y el drenaje de la cuenca al lago, se realiza fundamentalmente a través de seis barrancos principales: Picassent, Hondo, Berenguera, del Agua, de Montes, y sobre todo, el barranco de Torrent también llamado del Poyo, de Xiva o de Massanassa.

Constituye un área geológicamente deprimida y subsidente, que se ha rellenado con aluviones cuaternarios tras producirse el cierre del antiguo golfo por un cordón litoral. Esta barra arenosa, cordón litoral o restinga tiene su origen en los aportes de sedimentos fluviales procedentes principalmente del Turia y distribuidos desde el norte por la corriente de deriva y en ella se puede diferenciar un cordón de dunas delanteras móviles más próximas a la playa y sin apenas vegetación y un cordón de dunas fijas que aparece tras el anterior frente

dunar y el lago y que se halla totalmente colonizado por vegetación de matorral y pinar.

El cordón litoral se halla atravesado por las golgas o canales que comunican el lago con el mar y que regulan los niveles de agua en el lago mediante compuertas. El sentido del flujo del agua es tierra-mar. La distancia desde la orilla del lago en su margen Este hasta la orilla del mar es de aproximadamente 1 Km.

Otro ambiente importante en el contexto del Parque Natural de la Albufera es el marjal, que ocupa la mayor superficie del Parque y la mayor parte del marjal se dedica al cultivo del arroz. En el marjal también se encuentran las acequias que permiten la distribución del agua en los campos y proceden de los aportes de los ríos Turia y Xúquer y los ullals o surgencias de agua subterránea, que suponen un aporte de aguas limpias en el ecosistema.

Por otro lado, el lago cuenta con una superficie de 2837 ha., de las que 350 corresponden a las matas y la profundidad media es de 1m.

Las matas son acumulaciones de vegetación palustre, que afloran en el interior del lago en sus zonas más someras, son importantes por ser lugar de refugio y cría para la fauna.

La mayor parte del agua que recibe el lago proviene de las acequias de riego, circundantes de los campos de arroz, que desaguan en el lago. También recibe aguas procedentes de dos depuradoras (Pinedo y Albufera Sur), residuales domésticas y provenientes de industrias.

Numerosos han sido los trabajos desde los años 70 que muestran el progresivo deterioro de este lago como consecuencia de actividades agrícolas, vertidos industriales, incremento poblacional alrededor del lago, etc. (Dafauce, 1975; Miracle *et al.*, 1984a, Miracle *et al.*, 1984b; Miracle *et al.*, 1987; Soria *et al.*, 1987; Vicente y Miracle, 1988; Vicente y Miracle, 1992; Sanchis Ibor, 2001; Soria, 2006; Marco Barba, 2009).

Durante el siglo XIX la laguna pasó desde un estado salobre a otro dulceacuícola, a mediados del siglo XX sufrió un drástico cambio de nivel y durante los años 70 y 80 un cambio en el estado trófico desde un estado de aguas transparentes con presencia de plantas acuáticas a otro de aguas turbias sin vegetación.

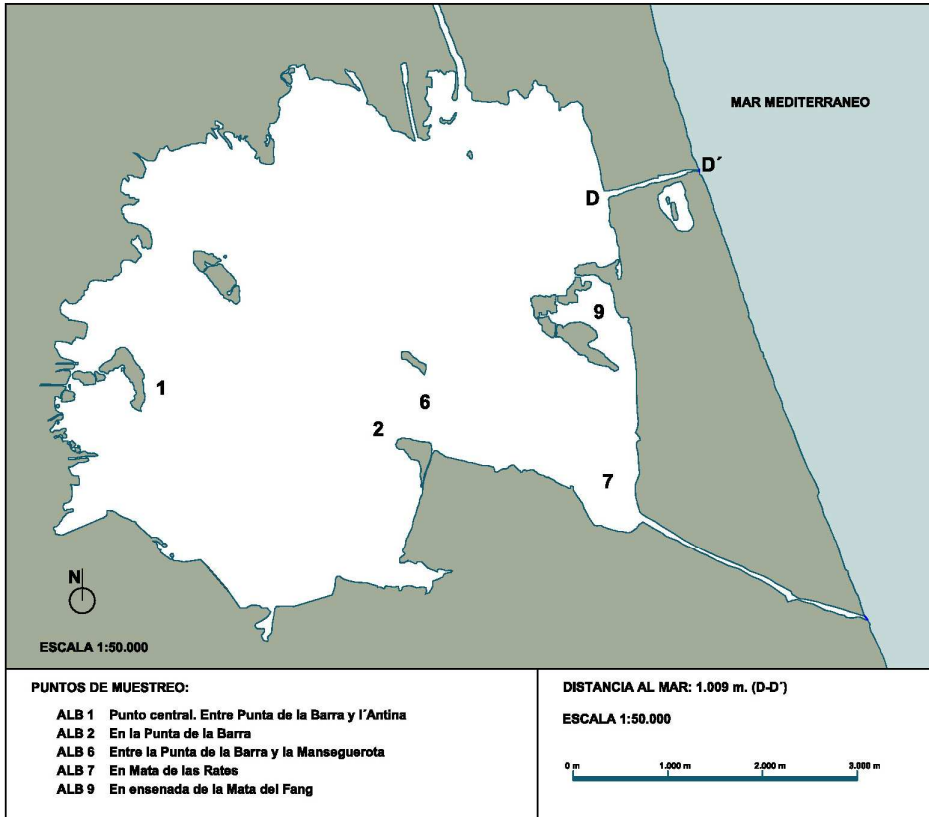


Figura 2.1.2.b. Plano de situación del Lago de la Albufera de Valencia (ALB) con detalle de los puntos de muestreo y de la distancia al mar.

ULLAL DEL BALDOVÍ (BAL)

Es una pequeña laguna originada por una surgencia artesiana, alimentada por agua subterránea de un acuífero cárstico. El Ullal está rodeado por campos de arroz y sus aguas tienen una gran carga de nitratos. Este Ullal fue restaurado con posterioridad a este estudio en el año 2006, con el fin de adecuar el entorno

y crear una zona intermedia de humedal entre el arrozal y la lámina de agua del Ullal, por lo que se adquirieron campos de arroz circundantes al lago para plantar vegetación palustre. Pertenece al Parque Natural de la Albufera de Valencia y en la actualidad hay un seguimiento de la calidad de sus aguas realizado por la Red de Control Biológica de la Albufera de Valencia. La profundidad media es de 1,8 m y la distancia al mar de este ullal es de aproximadamente 4,75 Km.

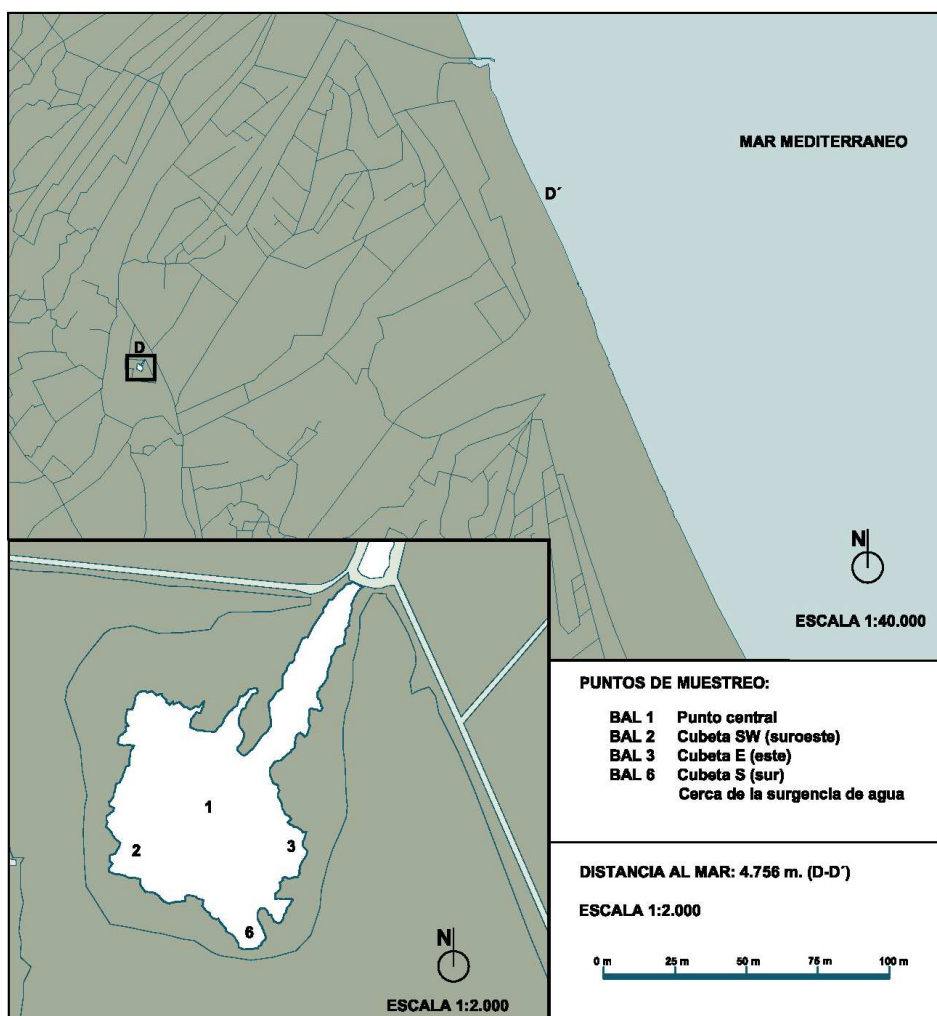


Figura 2.1.2.c. Plano de situación del Ullal del Baldovi (BAL) con detalle de los puntos de muestreo y de la distancia al mar.

MARJAL DE LA SAFOR: LAGUNA DE CAP DE TERME Y LAGUNA DE XERESA

El Marjal de Xeresa-Xeraco-Gandía o también llamado Marjal de la Safor, es un humedal situado al sur del río Júcar y separado del mar por una restinga arenosa. Este Marjal se sitúa entre los municipios de Tavernes de la Valldigna (norte), Xeresa y Xeraco (oeste) y Gandía (sur).

El acuífero está formado por materiales del Cuaternario y eventualmente del Plioceno, que corresponden con materiales aluviales de llanuras de inundación y por depósitos de antiguas albuferas. A pesar de su proximidad a la costa, el agua entrante es dulce y procede mayoritariamente de aguas subterráneas del acuífero, también aportan aguas los sobrantes de riego y aportes superficiales de los ríos Xeresa (Vaca) y Serpis. También es una zona donde las precipitaciones son abundantes y recargan fácilmente los acuíferos. Las salidas de agua se producen principalmente por evapotranspiración y extracción por bombeo para usos domésticos y agrícolas, puesto que las actividades antrópicas en esta zona están encabezadas por la agricultura, con cultivos de cítricos y hortalizas y el sector turístico (Viñals *et al.*, 2001 a).

El paisaje del marjal está principalmente configurado por el área palustre cubierta de vegetación, también posee surgencias o ullals y lagunas artificiales excavadas para extraer sedimento y elevar la cota topográfica de los cultivos (Andreu y Viñals, 1999).

En los años 80 ya se documenta que la calidad de las aguas de este Marjal es excelente, están muy oxigenadas y hay un buen desarrollo de vegetación y de poblaciones de invertebrados acuáticos (Gil-Delgado *et al.*, 1983). Aunque estudios posteriores ya muestran el deterioro del ambiente acuático del Marjal por causas tales como movilización de aguas contaminadas por nutrientes, empleo de productos fitosanitarios, etc, que producen que en general, las aguas de este Marjal puedan clasificarse como eutróficas (Rodrigo *et al.*, 2001 a).

En esta Marjal se sitúan la laguna de Cap de Terme y las lagunas de Xeresa (Rini y Canal).

CAP DE TERME (CPT)

Situada en una gran extensión de Marjal transformada por concentración parcelaria agrícola al norte del municipio de Xeraco y rodeada por cultivos de agricultura intensiva de vegetales.

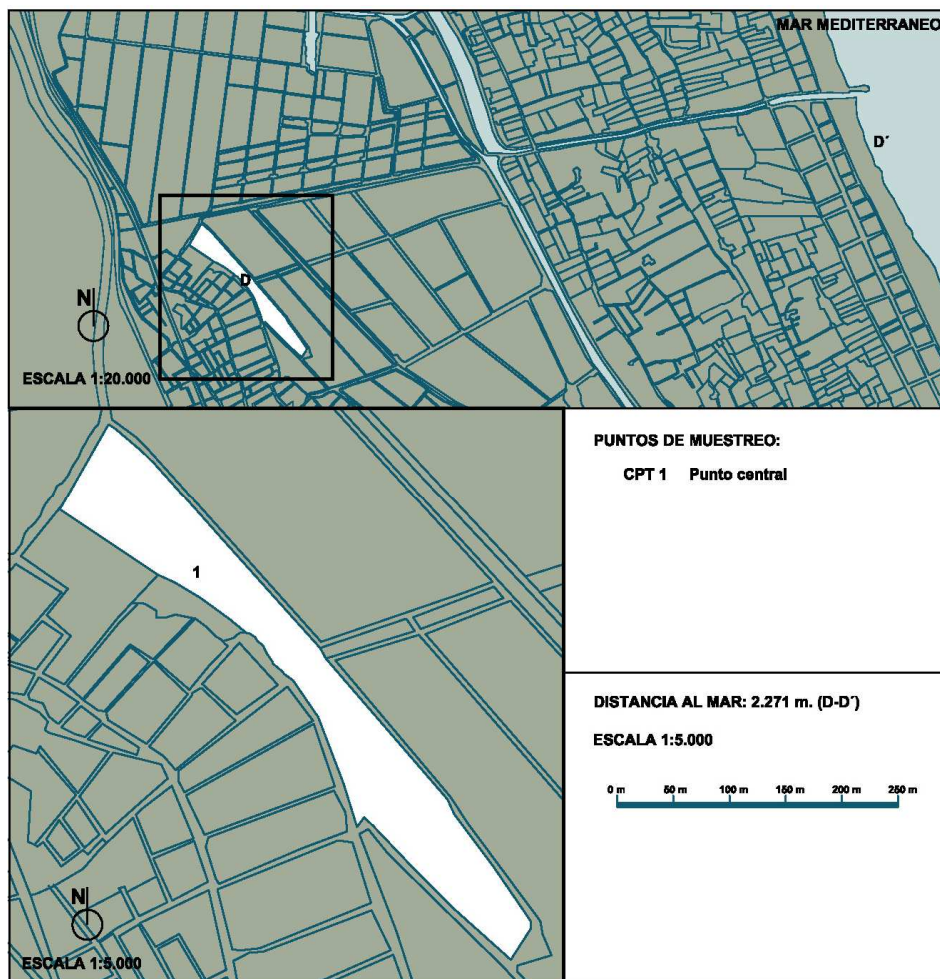


Figura 2.1.2.d. Plano de situación de la laguna de CAP DE TERME (CPT) con situación del punto de muestreo y de la distancia al mar.

Es una laguna artificial excavada para elevar la cota de los cultivos y drenar los campos de agricultura que al cortar el nivel freático a poca profundidad, aflora el agua presentando la cubeta un encharcamiento permanente. Es una laguna de forma cuadrangular alargada de 3,5 ha., con profundidad media de 2,2 m y la distancia al mar en línea recta es de unos 2300 m.

Contiene tanto macrófitos sumergidos como emergentes. Destacan las poblaciones de nenúfares ya descritas por Cirujano (1995).

LAGUNA RINI DE LA RESERVA DEL SAMARUC EN XERESA (XER)

La Laguna Rini forma parte de un grupo de lagunas situadas en la Reserva del Samaruc en Xeresa. La Reserva es una zona protegida propiedad de la Generalitat Valenciana que se acondicionó en el año 1994 para crear un área para la cría en libertad y protección del samaruc (*Valencia hispánica*), especie endémica valenciana. Hasta la fecha de Marzo de 2010, la Conselleria de Medi Ambient ha introducido en esta zona 41000 ejemplares de samaruc que son criados en el Centro Piscícola del Palmar (Valencia). La Reserva está a una distancia aproximada de 2 Km del mar y separada de éste por un área urbanizada y por campos de vegetales. Las lagunas que componen la Reserva poseen el fondo compuesto de limo y parcialmente de turba y poseen macrófitos enraizados. La presencia dominante de abundante vegetación en detrimento de láminas de agua libre, contribuye a atrapar los sedimentos, y a su vez, restos de vegetación se acumulan en el fondo cuando mueren, incorporando así grandes cantidades de materia orgánica en la cubeta, todo ello convierte a estas cubetas en sistemas muy someros, por lo que el estado de colmatación de las cubetas es grande y el sedimento del fondo está constituido fundamentalmente por limos orgánicos y turba. Las cubetas que componen esta Reserva están rodeadas por *Phragmites*, con *Typha* en algunas zonas de su parte interna.

De este conjunto lagunar, se seleccionó como área de estudio en el proyecto ECOFRAME de evaluación de la calidad de las aguas, una laguna que recibe el

nombre de “Rini” por su forma de riñón. La laguna RINI, es una laguna de una profundidad media de 1m y con un área de aproximadamente 1,2 ha.

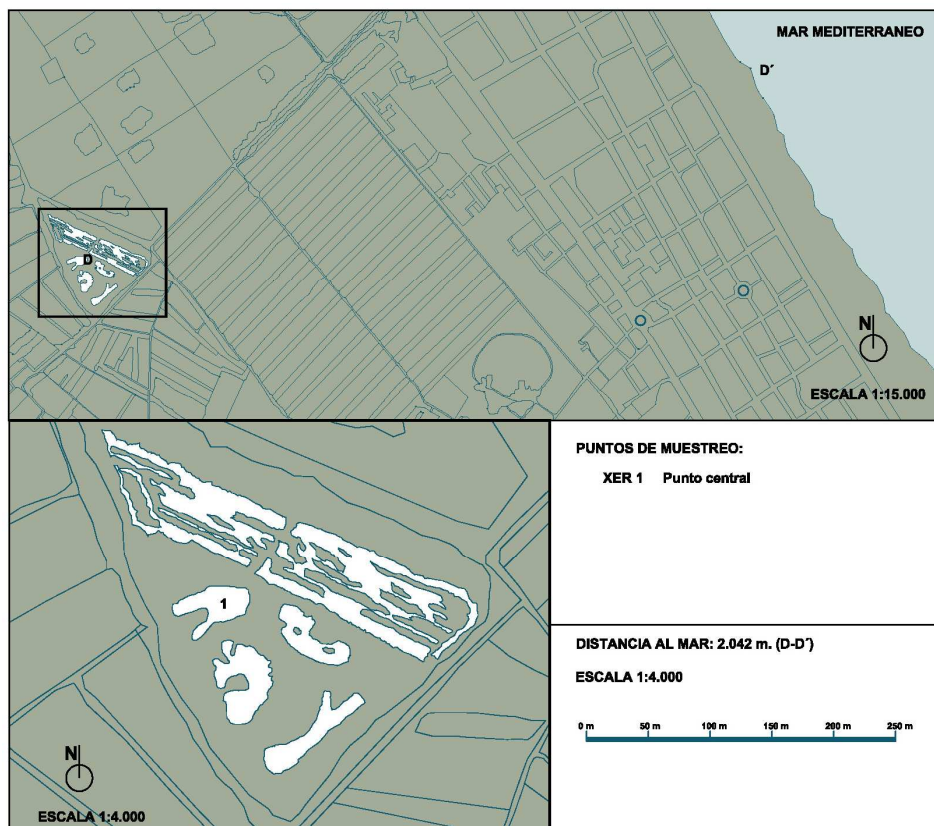


Figura 2.1.2.e. Plano de situación de la laguna RINI de XERESA (XER) con situación del punto de muestreo y de la distancia al mar.

CHARCA SUR-OESTE DEL HONDO DE ELCHE (HON)

El Parque Natural del Hondo está situado entre los municipios de Crevillente y Elche, ocupa una superficie cercana a las 1500 ha y formaba parte de la antigua Albufera de Elche. La génesis de la laguna original es la de una llanura de inundación fluvial formada mediante el relleno de la depresión endorreica por los depósitos procedentes fundamentalmente de los ríos Segura y Vinalopó, así como de ramblas y barrancos circundantes a finales del Terciario y a lo largo del Cuaternario (Viñals *et al.*, 2001 b).

En el siglo XVIII estos terrenos sufrieron sucesivas desecaciones y a principios de siglo XX hubo intentos de transformación de los terrenos en cultivos de arroz. Entre los años 1932 y 1942 se construyeron los embalses de Levante y de Poniente rebajando los fondos de la depresión y situando diques de arcilla de entre 2 y 5 m de altura para almacenamiento, regulación y distribución del agua entre los regantes de los cultivos situados en las comarcas de la Vega Baja del Segura y del bajo Vinalopó. Estos embalses son de agua dulce y son abastecidos por bombeo mediante un canal procedente de la desembocadura del río Segura (Gómez López y Pérez Sopena, 2002).

Rodeando a los embalses se encuentran las charcas, vestigios de la antigua laguna pero que fueron re-excavadas en la década de los 70 y sus aguas son salobres como corresponde a los sistemas endorreicos. Una de estas charcas periféricas es nuestra zona de estudio, concretamente la Charca Sur-Oeste.

Los principales aportes hídricos del humedal son los aportes de sobrantes del río Segura y de los azarbes o aliviaderos de los sobrantes de riego de la Vega Baja. Por otro lado, los principales mecanismos de desagüe del humedal son la evapotranspiración y los bombeos hacia las zonas de regadío (Viñals *et al.*, 2001 b).

La Charca Sur-Oeste es una laguna somera con una profundidad máxima de 1m., la distancia al mar es de unos 10 km, está rodeada por carrizo y posee macrófitos sumergidos. Esta Charca posee una superficie aproximada de 40 ha y está alimentada por aguas provenientes de un canal de regadío que rodea el Parque Natural (canal de Riantxo), (Rodrigo *et al.*, 2001 b). Esta laguna está sometida a acciones antrópicas tales como el drenaje de la cuenca para riego de los campos y la quema controlada del carrizo.

Existen publicaciones sobre las características físico-químicas de estas aguas (López y Tomás, 1989; Rodrigo *et al.*, 2002) y también está caracterizado el zooplancton (Armengol-Díaz *et al.*, 2002).

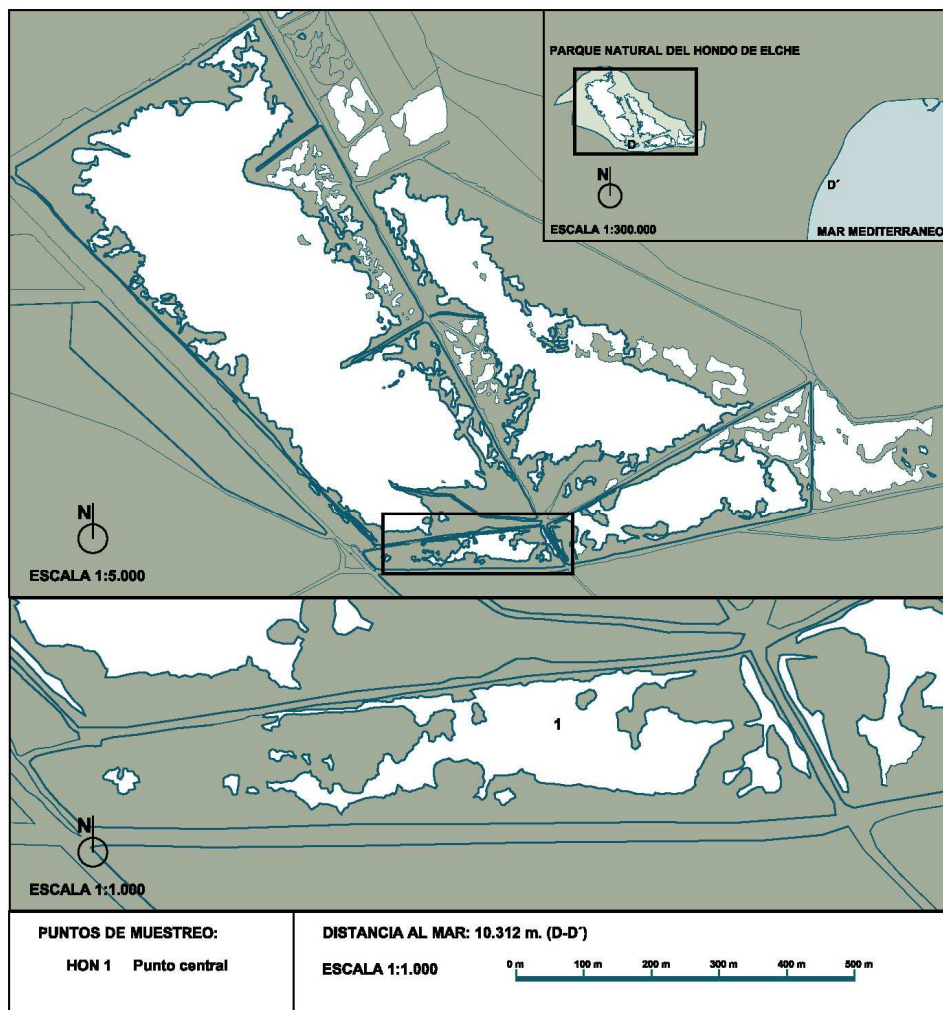


Figura 2.1.2.f. Plano de situación de la Charca Sur-Oeste del HONDO DE ELCHE (HON) con situación del punto de muestreo y de la distancia al mar.

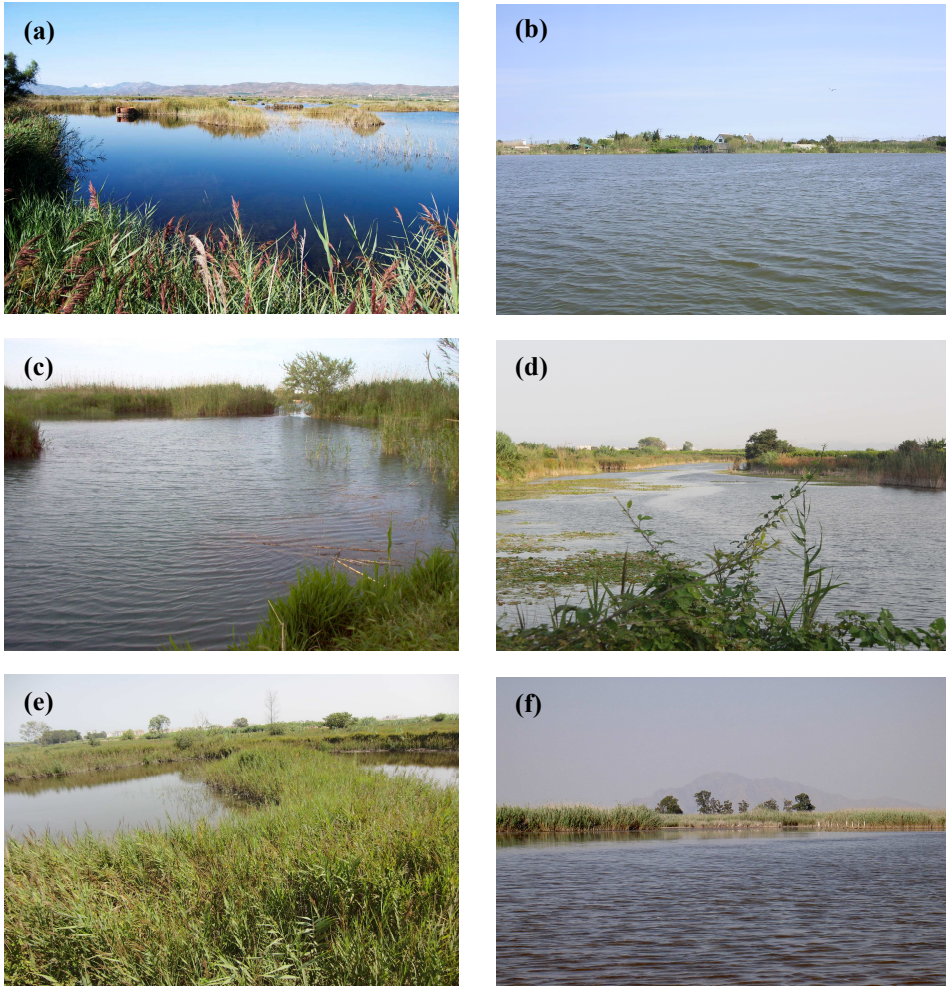


Fig. 2.1.2. Fotografías de los lagos de estudio del proyecto ECOFRAME. (a) Laguna del Pozo de Cabanes (CBN), (b) Albufera de Valencia (ALB); (c) Ullal del Baldoví (BAL) (d) Laguna de Cap de Terme (CPT), (e) Laguna Rini de Xeresa (XER) y (f) Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche (HON). Autores fotos: Juan Rueda (CBN), Juan M. Soria (ALB), María Sahuquillo (BAL), Tirso Ávila (CPT) y (XER), Javier Armengol (HON).

2.1.3. DESCRIPCIÓN DE LA LAGUNA DE XERESA SOMETIDA A LOS EXPERIMENTOS DE FERTILIZACIÓN PROGRAMADA (SWALE)

La laguna en la cual se realizó el experimento de eutrofización controlada (SWALE), que posteriormente se detalla, es una laguna que presenta forma alargada paralela a la línea de costa sin formar protuberancias, con una longitud de 80 m y una anchura de 15 m. Esta laguna es de aguas transparentes y carácter oligotrófico con concentraciones de clorofila *a* menores de 10 $\mu\text{g/l}$ y que posee carácter distrófico debido a la presencia de compuestos húmicos. Es un sistema somero de profundidad variable de aproximadamente 80 cm y que se llega a secar al final del verano de algunos años.

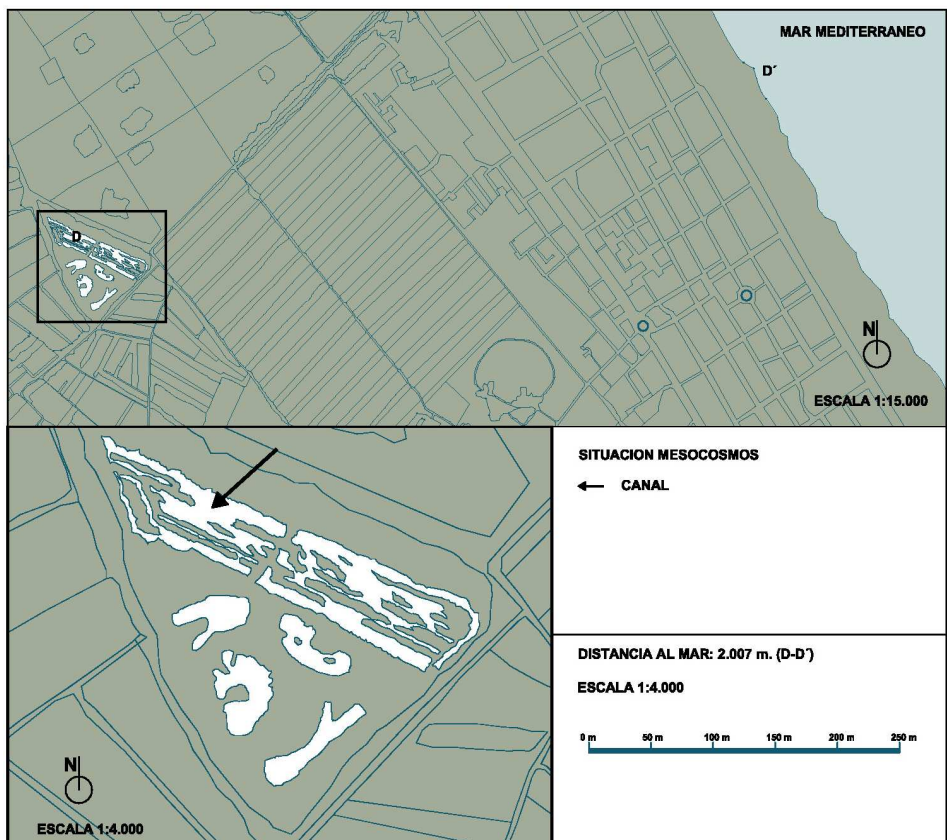
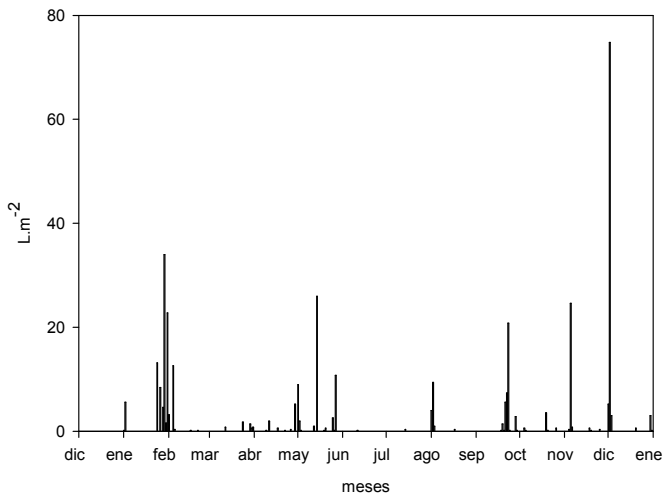


Figura 2.1.3.1. Plano de situación de la laguna de XERESA en forma de canal donde se instalaron los mesocosmos y se realizaron los experimentos.

Esta laguna posee densas praderas de caráceas, mayoritariamente de *Chara hispida* (con diámetro de la yema de 1-4 mm, “larges species”) con menores proporciones de *Chara vulgaris* y *Chara aspera* (con diámetro de la yema 0,5-1,0 mm, “small species”), según criterio de Blindow & Krause (1990).

Los niveles de precipitación en nuestra área de estudio durante los dos años en los que se realizaron los experimentos tuvieron una variabilidad estacional, alcanzándose los máximos niveles de precipitación en invierno y primavera durante el primer año y en primavera y otoño en el segundo año (fig 2.1.3.2.). En cuanto a los periodos de tiempo concretos en los cuales se realizó el experimento, el nivel de precipitación fue el correspondiente a la zona típica mediterránea donde se encuentra nuestra laguna de estudio, veranos muy secos con alguna ocasional precipitación aislada como la ocurrida en el primer verano de estudio, donde el día 2 de agosto se alcanzaron los 9,4 l/m² (fig.3.2.1.).

Lluvias Xeresa de Enero a Diciembre en el primer año



Lluvias Xeresa de Enero a Diciembre en el segundo año

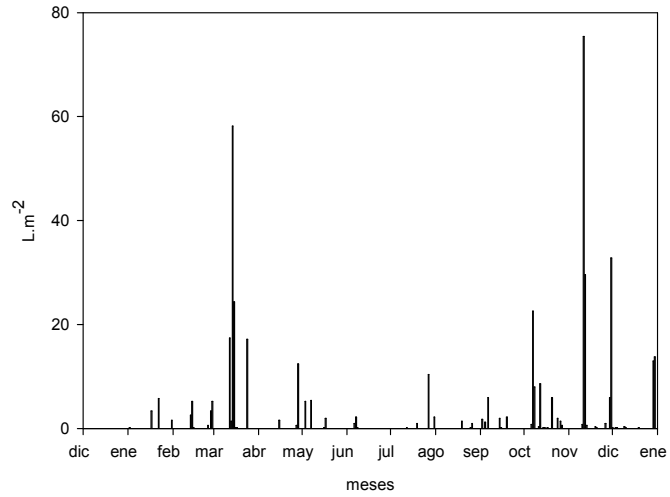


Figura 2.1.3.2. Niveles de precipitación en la laguna de Xeresa sometida a los experimentos (datos en L/m²) durante los dos años de este estudio.

2.2. DETERMINACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES

2.2.1. VARIABLES MEDIDAS “IN SITU”

Durante la realización de los experimentos SWALE, en todos los mesocosmos y en el lago se realizaron semanalmente medidas de conductividad, oxígeno disuelto, temperatura y pH.

El aparato utilizado era un medidor multiparamétrico, marca WTW, modelo multi 350i.

La conductividad se expresaba como sus valores a 25°C en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y se tomaba en la superficie del agua, ocasionalmente se medía en algunos mesocosmos y de forma aleatoria la conductividad del fondo.

La temperatura expresada en grados centígrados se tomaba normalmente en la superficie y el fondo del mesocosmo, ocasionalmente se midió en algunos mesocosmos y de forma aleatoria la temperatura a 35 y 50 cm de profundidad.

El oxígeno disuelto se expresaba en mg/l y en % de saturación y se tomaban medidas en la superficie y en el fondo del mesocosmo, ocasionalmente se medía en algunos mesocosmos y también de forma aleatoria a 35 y 50 cm de profundidad.

De manera análoga se medía el pH del agua superficial y de la muestra integrada de cada mesocosmo y del lago.

Otra de las medidas que se realizaba era la transparencia del agua mediante un “disco de Secchi” y el nivel de agua de los mesocosmos.

Si el agua del mesocosmo presentaba alguna característica extraordinaria, por ejemplo: turbidez, ausencia de burbujas sobre las plantas, etc., ésta se anotaba en nuestra libreta de campo.

En el proyecto ECOFRAME, se realizaron las medidas de pH, T^a , O_2 y conductividad a nivel de superficie de los puntos muestreados con el mismo equipo utilizado en el proyecto SWALE. En el primer año de monitoreo del proyecto ECOFRAME, se realizaron también medidas de irradiancia a

diferentes profundidades con el sensor de célula esférica LI-Cor, para poder calcular posteriormente el coeficiente de extinción de la luz.

2.2.2. NUTRIENTES

Los recipientes en los cuales se almacenaba muestra destinada al análisis de los nutrientes, eran botellas de plástico PET de 2 litros lavadas sucesivamente con ácido, agua destilada y agua del lago.

Los métodos utilizados para determinar las variables señaladas en este apartado son los descritos en el Standard Methods (APHA, 1992), a continuación relataremos una breve descripción de estos métodos para cada una de las variables a analizar.

Se empleó un espectrofotómetro UV-Visible Beckman modelo DU-640 y todas las medidas se realizaron con cubeta de cuarzo de 1 cm de paso de luz.

Para el análisis del NT, se empleó un analizador elemental de C, N, H y S, equipo EA 1110 CHNS de CE instruments.

Las determinaciones de fósforo reactivo soluble, nitrato, amonio y silicato reactivo soluble, requerían, previamente a su análisis, que la muestra de agua fuera filtrada a través de filtro de microfibra de vidrio Whatman GF/F de poro medio 0,6 μm .

El agua destilada empleada para preparar los patrones de calibración, los blancos, las diluciones de muestras y los reactivos fue agua Milli-Q y los reactivos empleados en las distintas analíticas fueron adquiridos a Merck y con calidad para análisis, ACS, ISO.

PRS (Fósforo Reactivo Soluble)

El molibdato amónico, $\text{Mo}_7\text{O}_{24}(\text{NH}_4)_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y el tartrato antimónico potásico, $\text{KSbOC}_4\text{H}_4\text{O}_6$, reaccionan en medio ácido con el ortofosfato para formar un heteropoliácido, el ácido fosfomolibdico $\text{PMo}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3$ de color amarillo, (Murphy & Riley, 1962) que es reducido por el ácido ascórbico $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$, para

dar lugar a un compuesto de color azul intenso (azul de molibdeno) cuya intensidad es proporcional a la concentración de fosfato.

La concentración mínima detectable es aproximadamente 10 µg/l.

Reactivos

Ácido sulfúrico, H₂SO₄ 2 M (%v/v). Disolver 140 ml de H₂SO₄ concentrado en 900 ml de agua.

Solución de tartrato antimónico potásico. Disolver 0,34 g de KSbOC₄H₄O₆ en 250 ml de agua. Se puede almacenar en botella de plástico o de vidrio, la solución es estable por varios meses.

Solución de molibdato amónico, disolver 15 g de Mo₇O₂₄(NH₄)₆·4H₂O en 500 ml de agua destilada. Almacenar en botella de plástico alejado de la luz directa, la solución es estable indefinidamente.

Ácido ascórbico 0,1 M, solución estable durante 1 semana a 4°C. Se disuelve 3,86 g en 100 ml de agua destilada.

Reactivo mixto. Añadir en el orden indicado, 100 ml de solución de molibdato amónico, 250 ml de la de sulfúrico, 100 ml de la de ascórbico y 50 ml de la de tartrato, se debe agitar enérgicamente y solo es estable 1 día.

Solución patrón de fósforo. Se pesan 0,817 g de KH₂PO₄ previamente desecado y se disuelven en agua destilada saturada de cloroformo y se completa hasta 1 litro. Esta solución contiene 6 mM de fosfato. Para cada análisis se obtiene una dilución 1:100 que contiene 60 µM. Se realizan diluciones tomando de ella 5 ml y diluyendo hasta 500 ml; y 5, 10 y 20 ml hasta 100 ml; estas diluciones contienen 0,6, 3, 6 y 12 µM de fosfato como PO₄³⁻

Procedimiento

A 25 ml de la muestra, añadirle 5 ml de reactivo mixto y agitar enérgicamente, después de 5 min y antes de 2 horas se desarrollará el color azul característico de esta reacción y se podrá medir la absorbancia a 882 nm.

PT (Fósforo Total)

Se determinó mediante el método del azul de molibdeno (Golterman *et al.*, 1978). Se realizaba una digestión ácido-persulfática de la muestra en caliente a 135°C en autoclave, provocando así la hidrólisis de los polifosfatos y los compuestos orgánicos que contienen fósforo, transformándolos todos ellos a ortofosfato, el cual puede ya determinarse por el método anterior. Como detalle importante diremos que es necesario neutralizar la muestra con NaOH antes de aplicar la técnica de Murphy & Riley.

Reactivos

Ácido sulfúrico, H₂SO₄ 2 M (%v/v).

Solución acuosa de indicador de fenolftaleína

Persulfato de potasio K₂S₂O₈, sólido

Hidróxido sódico, NaOH 1M

Procedimiento

A 50 ml de la muestra se le añaden 0,8 ml de H₂SO₄ 1:2 (aprox. 48%) para llevarla a una concentración de sulfúrico de 0,15-0,16 M, posteriormente, añadimos 1 g de persulfato de potasio y calentamos la muestra en autoclave a 2 atm y a 135°C durante 2 horas. Después dejamos enfriar y neutralizamos la muestra con NaOH utilizando fenolftaleína como indicador. Con la muestra ya digerida e hidrolizados los polifosfatos y transformado en ortofosfato, aplicamos la técnica de Murphy & Riley.

NIO (Nitrógeno Inorgánico Oxidado)

El nitrato puede ser reducido a nitrito de manera cuantitativa cuando la disolución atraviesa lentamente una columna de unos 30 cm de longitud rellena con limaduras de cadmio cuperizado, estando en solución alcalina tamponada a pH 8 (Wood *et al.*, 1967). El nitrito resultante se estima como tal mediante un método basado en la reacción de Griess. El fundamento del método de Griess es el siguiente: en medio fuertemente ácido con valores de pH comprendidos entre

2,0 y 2,5, el ácido nitroso reacciona con la sulfanilamida para dar lugar a una sal de diazonio, éste compuesto reacciona por reacción de acoplamiento o copulación con un compuesto aromático, el diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina (diclorhidrato de NNED) para dar lugar a un colorante azo púrpuro rojizo, cuya concentración se mide en espectrofotómetro a una longitud de onda de 543 nm.

Operando de la forma descrita se mide, al mismo tiempo que el nitrato, el nitrito contenido en la muestra, si bien la concentración de éste suele ser baja en comparación con la del nitrato disuelto en las aguas continentales, por tanto, lo que estamos midiendo de esta forma es el nitrógeno inorgánico oxidado, nitrato más nitrito.

El método de reducción con cadmio se utiliza para muestras con concentraciones de nitrato de 0,01 a 1,0 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$

Columna reductora de cadmio

Se emplea un tubo de vidrio de 10 mm de diámetro y unos 30 cm de longitud, cuya parte superior está ensanchada y puede contener hasta 100 ml de volumen. La columna de vidrio está unida por su parte inferior a un tubo capilar de unos 2 mm de diámetro por el que obtenemos la solución ya reducida, este capilar va unido a una llave para regular el flujo de salida de la solución.

En el fondo del tubo de vidrio ponemos un tapón de lana de vidrio y rellenamos con agua, añadimos las limaduras de cadmio cuperizadas en cantidad suficiente para llenar unos 15 cm de columna al menos y de forma que no queden atrapadas burbujas de aire, se pone otro tapón de lana de vidrio en la parte superior de las limaduras y se lava la columna varias veces con solución tampón diluida de cloruro amónico haciendo que el flujo sea de unos 100 ml en 10 minutos.

La cuperización de las limaduras de Cd se realiza mediante lavado de estas con solución de CuSO_4 al 2%, aproximadamente 10 ml de solución por cada 5 g de limaduras, se agitan durante 5 minutos hasta que desaparece el color azul de la

disolución, a continuación se decanta y se lava con agua destilada hasta que empieza a desarrollarse un precipitado marrón de cobre, se vuelve a lavar con agua destilada las limaduras de Cd para eliminar todo el precipitado de cobre.

Reactivos

Solución concentrada de cloruro amónico. Se disuelven 100 g de NH_4Cl en agua destilada y se añaden 20 g de $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ y 1 g de la sal disódica del ácido etilendiamino tetraacético (EDTA), se completa hasta 500 ml con agua destilada.

Solución diluida de cloruro amónico. 10 ml de la solución anterior se diluyen en agua destilada hasta 400 ml.

Solución de sulfato de cobre al 2% (p/v). 5 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en 250 ml de agua destilada.

Sulfanilamida al 1% (% p/v) disuelta en solución acuosa de HCl diluido 1:10 a partir del HCl fumante del 37%

Diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina, (diclorhidrato de NNED) al 0,1% (% p/v) en agua destilada.

Solución patrón de nitrato. Se pesan 8,499 g de NaNO_3 seco y se disuelven en agua destilada hasta 1 l, esta solución contiene 0,1 moles/l de nitrato. Se prepara una dilución 1:100 cada vez y desde ella se toman 2 ml aforando en matraz hasta 100 ml, obtendremos una solución patrón de 20 $\mu\text{mol/l}$ de nitrato. Los patrones preparados, no podrán exceder de 40 $\mu\text{mol/l}$ de nitrato, porque a partir de esta concentración se pierde la linealidad del análisis.

Procedimiento

Se toman 100 ml de muestra y se añaden 2 ml de solución de cloruro amónico concentrada para tamponar la muestra. Se pone la muestra en la columna y se regula el flujo de salida, se desechan los primeros 70 ml obtenidos y se recogen los 25 ml siguientes, se desecha el resto de muestra hasta terminar. Inmediatamente después de salir de la columna, se añade a los 25 ml recogidos, 0,5 ml de solución de sulfanilamida y se guarda en oscuridad para que no se

oxide el nitrito a nitrato, la reacción tiene lugar en un tiempo de dos a ocho minutos. Cuando ya están todas las muestras pasadas por la columna, añadimos a todas ellas 0,5 ml de diclorhidrato de NNED y esperamos de 10 minutos a dos horas a que se forme el color rojo característico de la reacción de Griess. La coloración es estable durante 2 horas.

Los blancos y los patrones para realizar la curva de calibración, se pasan a través de la columna al principio y al final del proceso para controlar la eficiencia de la reducción del nitrato a nitrito en la columna y así tenerlo en cuenta al calcular el factor de conversión de absorbancia a concentración de nitrato.

NH₄⁺ (Amonio)

El método utilizado está basado en la reacción de Berthelot y se realizó mediante el kit Spectroquant 1.14752.0001 de la marca comercial Merck KGaA (Darmstadt, Alemania).

La reacción de color se basa en que tras alcalinización a pH 13, el amoniaco formado reacciona con el hipoclorito sódico para dar monocloramina, que en una reacción catalizada en dos etapas forma con timol un indofenol azul.

Las medidas del amonio con espectrofotómetro se realizan a una longitud de onda de 690 nm y se aplican a un rango desde 0,03 hasta 3 mg de N-NH₄⁺/l. Muestras con grandes cantidades de amonio no forman el color azul, dando falsos negativos.

NT (Nitrógeno Total)

Se toma un volumen conocido de muestra de agua sin filtrar, se tomaba alrededor de 40 ml medidos con probeta y se trasvasaba a un vial limpio y seco de plástico. Esta muestra se llevaba a liofilizar con atmósfera de nitrógeno, pero antes de liofilizar, se medía el pH de la muestra de agua, que normalmente era ligeramente básico y se adicionaba H₃PO₄ (85%) hasta llevar el pH a 5 – 4,5. La

acción de rebajar el pH se fundamentaba en que cuando se liofilizan aguas con carbonatos (pH básico), al liofilizar se pierde amonio en forma de amoniaco, además de aminos de cadena corta. Al acidificar, las aminos quedan protonadas y no son volátiles sino que cristalizan. Una vez liofilizadas las muestras, queda un residuo seco (la muestra queda en polvo) y esta muestra se trasvasa a un vial de vidrio limpio y seco y previamente pesado con balanza analítica. Una vez la muestra trasvasada, se pesa de nuevo el vial de vidrio con la muestra ya incorporada, la diferencia de pesos es el peso de la muestra. Esta muestra se lleva al analizador elemental de C, N, H y S y se lleva a cabo el análisis utilizando como patrón de calibración la sulfanilamida.

Si (Silicato Reactivo Soluble)

El método utilizado ha sido extraído de Rodier (1984) y de Strickland & Parsons (1972).

A pH 1-2 se forma un complejo entre el molibdato amónico y las formas monómera o dímica del ácido ortosilícico H_4SiO_4 ; la reducción de este último con el metol origina un complejo azul base de la determinación espectrofotométrica a 810 nm.

El rango de concentraciones determinable con este método es de 0,1 a 140 $\mu\text{g/l}$

Reactivos

Reactivo molibdico. Se disuelven 8 g de heptamolibdato amónico tetrahidrato, $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ en 600 ml de agua destilada, añadir 24 ml de ácido clorhídrico ($d= 1,19$), mezclar y ajustar el volumen a 1 litro con agua destilada. Este reactivo se conserva en frasco de polietileno y es estable durante unos meses mientras esté alejado de la luz directa. Deberá ser retirado si se forma un precipitado blanco en el fondo de su recipiente.

Solución de metol-sulfito. Disolver 6 g de sulfito sódico anhidro, Na_2SO_3 en 400 ml de agua destilada, añadir 10 g de metol (sulfato de para metil amino 4 fenol)

y enrasar hasta 500 ml. Filtrar la solución. Este reactivo se conserva en frasco de polietileno y en oscuridad en el refrigerador al menos durante un mes.

Solución complejante. Disolver 50 g de ácido oxálico $(\text{COOH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ en 500 ml de agua destilada, esta solución puede ser almacenada en botella de vidrio y es estable indefinidamente.

Solución de ácido sulfúrico 18 N ($d=1,84$), 500 ml en 500 ml de agua destilada

Solución reductora de uso inmediato. Mezclar 100 ml de solución metol-sulfito con 60 ml de la solución complejante. Añadir, lentamente, 60 ml de ácido sulfúrico 18 N y ajustar el volumen a 300 ml de agua destilada.

Solución patrón de silicato. Pesar 9,60 g de fluorosilicato sódico Na_2SiF_6 , previamente desecado en estufa a 105°C y estabilizado en desecador. Disolverlo en un litro de agua, contiene 50 mM. Se debe conservar en botella de plástico en el refrigerador. Se prepara un patrón diario intermedio diluyendo 1:100 de 500 μm . De este se obtienen diluyendo 5, 10 y 15 ml hasta 100 ml los patrones de 25, 50 y 75 μM .

Procedimiento

Tomar 25 ml de muestra y añadir 10 ml de reactivo molibdicó, mezclar y esperar 10 minutos, añadir después 15 ml de la solución reductora y agitar de forma inmediata. Esperar 2 horas y hacer lectura en el espectrofotómetro a 810 nm.

2.2.3. MINERALIZACIÓN

ALC (Alcalinidad)

La alcalinidad es la capacidad de neutralizar ácidos o el conjunto de ácidos débiles (desplazables por el HCl) ligados a bases fuertes y en el agua se debe principalmente a los bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos y en menor grado a boratos, fosfatos, silicatos y sulfuros de los metales alcalinos y alcalinotérreos.

Mediante un volumen conocido de ácido clorhídrico valorado se consigue desplazar el equilibrio y transformar en CO_2 los carbonatos y bicarbonatos de manera que después de eliminado éste por ebullición, valorando con NaOH el exceso de ácido se puede calcular la alcalinidad (Golterman *et al.*, 1978).

Reactivos

Ácido clorhídrico 0,1 N. Se diluyen 8 ml de HCl concentrado (aproximadamente 13 N) hasta completar 1 litro con agua destilada.

Solución de hidróxido sódico 0,1 N. Se disuelven 4 g de NaOH en un litro de agua destilada.

Indicador mixto. Se prepara con 0,02 g de rojo de metilo y 0,1 g de verde de bromocresol en 100 ml de etanol. El viraje se produce a pH 4,5

Biftalato potásico, patrón primario de valoración, desecado al menos 2 horas.

Procedimiento

Se comprueba la exactitud de la molaridad de la sosa valorando 0,5 g de biftalato potásico disuelto en 10 ml de agua destilada. Se calcula la molaridad de la sosa y a continuación se valoran 5 ml de ácido clorhídrico y se calcula su molaridad exactamente.

A continuación tomamos 100 ml de agua problema, añadimos 3 gotas de indicador mixto y añadimos el ácido clorhídrico de 5 en 5 ml hasta que la muestra quede color rosa salmón. Se calienta a ebullición para eliminar el CO_2 , se enfría y se valora el exceso de ácido con la solución de hidróxido de sodio hasta que el indicador vira de rosa a verde azulado.

TSS (Sólidos Totales en Suspensión)

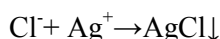
El método utilizado ha sido extraído de APHA (1992).

Se determinaban mediante el filtrado de las muestras de agua con un filtrador de vacío. Con anterioridad al filtrado de las muestras de agua, se pesaban los filtros de microfibras de vidrio tipo 934-AH (Whatman) en una balanza analítica de precisión (5 cifras decimales), habiendo sido previamente calentados a 105°C y

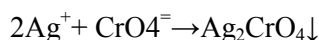
estabilizados en desecador. Una vez filtradas éstas, se disponían los filtros en sobres de aluminio y se secaban en estufa a 103-105°C durante dos horas y seguidamente se estabilizaban en el desecador al menos durante una hora. Mediante la diferencia de pesos, teniendo en cuenta el volumen de agua filtrado, nos daba una estimación del peso de los sólidos totales en suspensión.

Cl⁻ (Cloruro)

El método utilizado es el método de Mohr y ha sido extraído de APHA (1992). Los cloruros precipitan con AgNO₃ formando un precipitado blanco de AgCl, según la siguiente reacción:



El punto final de la valoración se observa añadiendo una pequeña cantidad de K₂CrO₄ (color amarillo) que formará un precipitado de Ag₂CrO₄ (pardo-amarillento), una vez terminada la reacción entre el cloruro y la plata, según la reacción:



Reactivos

Solución indicadora de cromato potásico, K₂CrO₄, se disuelven 5 g de cromato potásico en 100 ml de agua destilada.

Solución valorada de nitrato de plata, 0,0141M. Disolver 2,395 g de AgNO₃ en agua destilada y diluir a 1 litro, estandarizar con NaCl y almacenar en frasco topacio.

Solución standard de cloruro sódico patrón, 0,0141M. Disolver 824 mg de NaCl (secado a 140°C) en agua destilada y diluir a 1 litro.

Estandarización de la disolución de AgNO₃. En un erlenmeyer de 250 ml, se añaden 10 ml (medidos con pipeta aforada) de la disolución de NaCl patrón, se adicionan 40 ml (medidos con probeta) de agua destilada y 0,5 ml (medidos con

pipeta) de la disolución de K_2CrO_4 . Se adiciona el $AgNO_3$ desde la bureta hasta viraje del indicador de amarillo (turbio) a pardo-amarillento (turbio).

Milimoles de $NaCl$ = milimoles de $AgNO_3$

$$V_{NaCl} \text{ (ml)} \times M_{NaCl} = V_{AgNO_3} \times M_{AgNO_3} \longrightarrow M_{AgNO_3}$$

O bien:

meq de $NaCl$ = meq de $AgNO_3$

$$V_{NaCl} \text{ (ml)} \times N_{NaCl} = V_{AgNO_3} \times N_{AgNO_3} \longrightarrow N_{AgNO_3}$$

Determinación de cloruros en el agua problema.

En un erlenmeyer de 250 ml, se añaden 100 ml de agua problema (medidos con probeta) y 0,5 ml (medidos con pipeta) de la disolución de K_2CrO_4 . Se adiciona $AgNO_3$ desde la bureta hasta viraje del indicador de amarillo (turbio) a pardo-amarillento (turbio).

El cálculo se realiza de la siguiente manera:

Estequiometría 1:1

milimoles de Cl^- = milimoles de $AgNO_3$

$$\text{mg } Cl^- / 35,5 = V_{AgNO_3} \times M_{AgNO_3}$$

o bien:

meq de Cl^- = meq de $AgNO_3$

$$\text{mg } Cl^- / 35,5 = V_{AgNO_3} \times N_{AgNO_3}$$

PESO ATÓMICO Cl^- = PESO EQUIVALENTE Cl^- = 35,5

Por lo que la concentración de cloruros en el agua problema será:

$$\text{ppm } Cl^- = (\text{mg de cloruro calculado} / 100 \text{ ml de agua problema}) \times 1000$$

SO_4^{2-} (Sulfato)

En medio ácido, al tratar la muestra de agua con cloruro de bario, los sulfatos precipitan en forma de cristales de sulfato de bario. El precipitado que se

obtiene se estabiliza mediante una solución de polivinil-pirrolidona midiéndose la turbidez de dichas suspensiones homogéneas a 650 nm (Rodier, 1984).

Reactivos

Solución de ácido clorhídrico 1/10.

Solución de polyvinil-pyrrolidona o de “Tween 20” al 25%.

Solución de cloruro de bario BaCl₂, 10 g de BaCl₂ 20 ml de Tween 20 y agua destilada 100 ml.

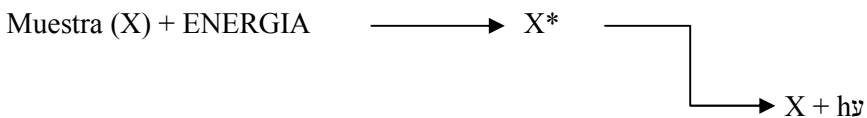
Solución patrón de sulfato de sodio, pesar 0,1775 g de Na₂SO₄ anhidro y aforar a 1000 ml, contendrá 120 mg/l de SO₄²⁻

Procedimiento

En un tubo de ensayo se introduce sucesivamente: 39 ml de agua problema, 1 ml de HCl 1/10 y 5 ml de solución de cloruro de bario más tween 20, agitar enérgicamente y dejar reposar 15 minutos, agitar de nuevo y realizar las lecturas en el espectrofotómetro a 650 nm.

Na⁺ y K⁺ (Sodio y Potasio)

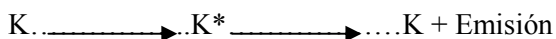
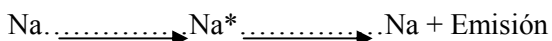
El análisis de sodio y potasio se realizó mediante fotometría de llama. El equipo utilizado fue un espectro de emisión de llama UNICAM, modelo Solaar 939-AAS. Este es un método atómico de emisión basado en la radiación emitida por los átomos metálicos de la muestra, previamente excitados, en un proceso del tipo:



La fuente de energía utilizada en el proceso de excitación es la llama, por eso se le conoce a esta técnica con este nombre. Los átomos excitados a un nivel de energía más alto posteriormente regresan a su estado fundamental emitiendo radiación a una longitud de onda específica de cada elemento. Si la luz emitida

por el elemento a la longitud de onda característica se aísla por medio de un filtro óptico, y la intensidad de esa luz se mide mediante un fotodetector, se obtiene una señal eléctrica proporcional a la concentración de la muestra.

En cierto rango de concentración la intensidad de la emisión es directamente proporcional al número de átomos que regresan al estado fundamental, es decir, la luz emitida es proporcional a la concentración de la muestra.



La señal emitida es directamente proporcional a la concentración de sodio o potasio presente en la muestra:

$$I_E = K c$$

Por lo tanto midiendo la luz emitida podremos calcular la concentración de sodio o potasio presente. La longitud de onda de emisión del sodio es 589 nm y la del potasio es 766 nm.

Reactivos

Disolución de NaCl patrón: Se pesan 5,087 g de cloruro sódico secado a 140°C, se disuelven en H₂O destilada Mili-Q y se enrasa hasta 1 litro.

Disolución de KCl patrón: Se pesan 1,907 g de cloruro potásico secado a 140°C, se disuelven en H₂O destilada Mili-Q y se enrasa hasta 1 litro.

Procedimiento

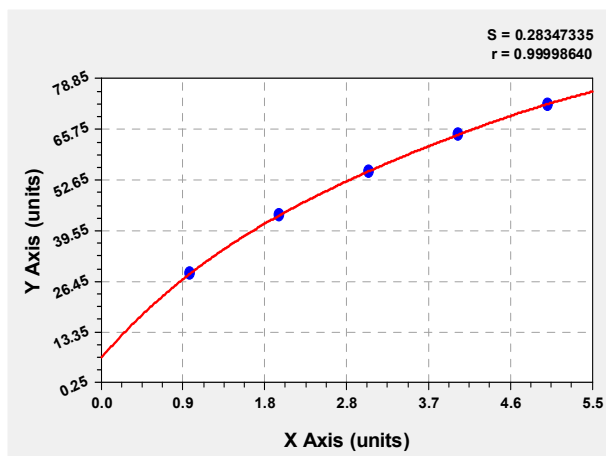
Preparación de la disolución de Na⁺ de 100 ppm: Se toman 5 ml de la disolución patrón de NaCl de 2000 ppm de Na⁺, se llevan a un matraz de 100 ml y se enrasa con agua destilada.

Preparación de la recta de calibrado: A partir de la disolución de Na⁺ de 100 ppm, preparar 5 muestras en matraces aforados de 100 ml, pipeteando cantidades crecientes de la disolución de Na⁺ y enrasando hasta 100 ml con agua destilada:

ppm Na ⁺	0	1	2	3	4	5
ml. sol. patrón	0	1	2	3	4	5
Aforar a ml	100	100	100	100	100	100

Curva de calibrado del Na⁺

MUESTRA	0 ppm	1 ppm	2 ppm	3 ppm	4 ppm	5 ppm
u. em./ 589 nm	6,8	28,5	43,8	54,8	64,5	72,3



Preparación de la disolución de K⁺ de 100 ppm: Se toman 10 ml de la disolución patrón de KCl de 1000 ppm de K⁺, se llevan a un matraz de 100 ml y se enrasa con agua destilada.

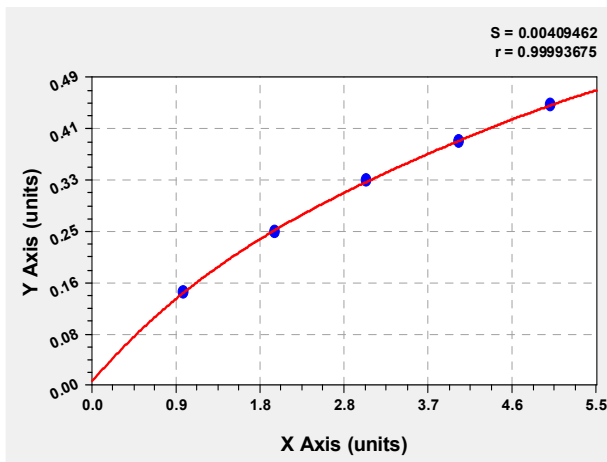
Preparación de la recta de calibrado: A partir de la disolución de K⁺ de 100 ppm, preparar 5 muestras en matraces aforados de 100 ml, pipeteando cantidades crecientes de la disolución de K⁺ y enrasando hasta 100 ml con agua destilada:

ppm K ⁺	0	1	2	3	4	5
ml. sol. patrón	0	1	2	3	4	5
Aforar a ml	100	100	100	100	100	100

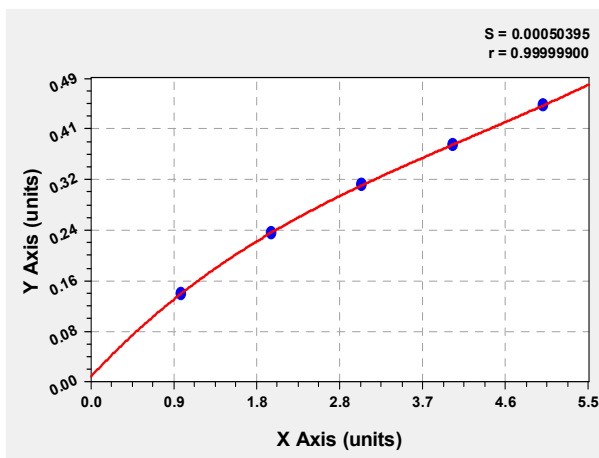
Curva de calibrado del K⁺

Se realizaron dos curvas de calibrado para el análisis de K⁺

MUESTRA	0 ppm	1 ppm	2 ppm	3 ppm	4 ppm	5 ppm
u.em./ 766 nm	0,007	0,150	0,246	0,328	0,389	0,447



MUESTRA	0 ppm	1 ppm	2 ppm	3 ppm	4 ppm	5 ppm
u.em./ 766 nm	0,010	0,143	0,240	0,316	0,380	0,443



Medición de las muestras: Se miden las muestras preparadas, tanto las de la recta de calibrado como las muestras problema. Se anotan las lecturas de intensidad de emisión para cada muestra.

Elaboración de la recta de calibrado: Se representan los valores medidos de intensidad de emisión de las muestras de la recta de calibrado frente a las concentraciones (ppm).

Con la recta de calibrado ya elaborada, interpolamos las intensidades de emisión de las muestras medidas y obtenemos las concentraciones de Na^+ o de K^+ , según se trate, de las muestras problema.

Ca^{2+} (Calcio)

Cuando se añade EDTA (ácido etilendiaminotetracético) al agua de la muestra, el Ca^{2+} contenido en ella se compleja con el EDTA. El calcio se determina directamente cuando el pH es suficientemente elevado para precipitar el magnesio como hidróxido (pH 12-13) y no intervenir, de forma que el indicador elegido se combine únicamente con el calcio. (APHA, 1992).

El límite de detección del método es de 0,5 mg/l.

Reactivos

Solución de EDTA 0,01 M = 0,02 N. Pesar 3,723 g de EDTA, disolver en agua destilada y completar el volumen hasta 1000 ml.

Indicador murexida: este indicador cambia desde rosa hasta el púrpura en el punto final, se pesan 150 mg y se disuelven en 100 g de etilen glicol absoluto.

Hidróxido de sodio 0,1 M, pesar 4,00 g de hidróxido sódico y diluir con agua destilada hasta 1000 ml.

Procedimiento

Tomar 50 ml de agua problema en un erlenmeyer y añadir 2 ml de NaOH 0,1 M o cantidad suficiente para alcanzar un pH de 12-13 y dos gotas de indicador murexida. Añadir el reactivo de titulación de EDTA con la bureta y agitar constantemente hasta obtener un viraje de verde a violeta. Anotar el volumen de reactivo consumido (A).

El cálculo de la concentración de calcio se realiza de la siguiente forma:

$$\text{mg de Ca/l} = A \times M_{\text{EDTA}} \times P_m(\text{Ca}) \times 1000 / \text{ml de muestra}$$

donde A = ml de EDTA 0,02 M consumidos en la valoración

Mg²⁺ (Magnesio)

El magnesio puede ser estimado como la diferencia entre la dureza total y el calcio como CaCO₃ si los metales interferentes están presentes en concentraciones no interferentes en la valoración del calcio y los inhibidores adecuados son utilizados en la valoración de la dureza total.

mg de Mg/l = [dureza total (como mg de CaCO₃ /l) – dureza del calcio (como mg de CaCO₃/l)] x 0,243

Ca²⁺ + Mg²⁺ (Dureza Total)

La dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambos expresados como carbonato cálcico en miligramos por litro.

El EDTA (ácido etilendiaminotetracético) y sus sales sódicas forman complejos quelados solubles cuando son añadidos a la solución de ciertos cationes metálicos. Si una pequeña cantidad de indicador negro de eriocromo T es añadido a una solución acuosa que contiene iones de calcio y magnesio a pH 10±0,1, la solución adquiere un color rojo vino. Si el EDTA es añadido como valorante, el calcio y el magnesio serán complejados y cuando todo el calcio y el magnesio ha sido complejado, la solución torna de color rojo vino a color azul, marcando el punto final de la valoración. El ion magnesio debe estar presente para producir un satisfactorio punto final. Para asegurarnos de esto, una pequeña cantidad de una sal magnésica de EDTA complexometricamente neutra es añadida al tampón, esto automáticamente introduce magnesio suficiente y evita la necesidad de hacer una corrección de blanco.

Reactivos

Reactivo de titulación EDTA 0,01 M, se deben pesar 3,723 g de etilendiaminotetracético disódico trihidratado y disolverse en agua destilada y completarse el volumen hasta 1000 ml.

Solución tampón de pH 10: se disuelven 16,9 g de cloruro amónico (NH₄Cl) en 143 ml de hidróxido de amonio concentrado (NH₄OH). Añadir 1,25 g de sal de magnesio EDTA y diluir hasta 250 ml con agua destilada.

Indicador negro de eriocromo T: se pesan 0,20 g de negro de eriocromo T y 20 g de cloruro sódico y se trituran en mortero hasta conseguir un polvo homogéneo.

Procedimiento

Tomar 25 ml de muestra de agua problema y diluir hasta alrededor de 50 ml con agua destilada en un matraz erlenmeyer. Se añade 1 ml de solución tampón o cantidad suficiente para dar un pH de 10,0 a 10,1 y una punta de espátula de indicador negro de eriocromo T. Se añade el reactivo de titulación con la bureta y se agita constantemente hasta la producción de un viraje de rojo vino a azul. Anotar el volumen consumido (A)

Los resultados se expresarán como mg de CaCO₃/l, para ello, se aplicará la siguiente ecuación:

mg de CaCO₃/l = A x M_{EDTA} x Pm (CaCO₃) x 1000/ ml de muestra

2.2.4. COLOR DEL AGUA Y PIGMENTOS

COLOR DEL AGUA

Con esta medida se pretende ver el posible color del agua o estudiar la distrofia. Consiste en medir el agua problema filtrada en espectrofotómetro a 400 nm de longitud de onda, mediante cubeta de cuarzo de 5 cm de paso de luz. Cuanta mayor distrofia posea la muestra, mayor medida se obtendrá.

Utilizamos dos tipos de clasificaciones para medir esta variable:

- (a) Clasificación del color del agua de acuerdo con la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Suecia (2003). Clase 1 (color insignificante y Abs<0,02), Clase 2 (color débil y Abs: 0,02-0,05), Clase 3 (color moderado y Abs: 0,05-0,12), Color 4 (color considerable y Abs: 0,12-0,2) y Clase 5 (color fuerte y Abs>0,2).

(b) Según Mäekivi & Arst (1995) se puede utilizar una correspondencia con el contenido en ácidos húmicos según la fórmula $HC \text{ (mg.l}^{-1}\text{)} = Abs_{400nm} \times 20/0,39$, el resultado de esta fórmula da una clasificación según 3 tipos propuestos (<6 mg.l⁻¹ claro, 6-12 mg.l⁻¹ amarillo, >12 mg.l⁻¹ marrón).

COLOROFILA *a* DEL FITOPLANCTON

Los filtros procedentes de filtrar las muestras de agua destinadas al análisis de nutrientes, se almacenaban en tubos de vidrio con tapón de rosca a -20°C y protegidos de la luz. Posteriormente se les añadían 5 ml de etanol al 90% (v/v), los tubos eran agitados y calentados al baño maría a 75°C durante 5 minutos para extraer la clorofila *a*, a continuación los filtros eran retirados y la muestra centrifugada para obtener un sobrenadante del cual se transfería una parte a una cubeta para medir en espectrofotómetro la absorbancia a 665 y a 750 nm. (Finnish Standard Methods basado en el Standard internacional ISO 10620, 1992).

La concentración de clorofila *a*, CHL *a* (µg/l), se calcula acorde a la siguiente ecuación:

$$CHL \ a = 11,9 \ A \times V_e/V_s \times d$$

Donde:

A = ABS 665 – ABS 750, absorbancia del extracto

V_e es el volumen del extracto (ml)

V_s es el volumen de la muestra filtrada (litros)

d es la longitud de paso óptico (cm)

11,9 es el coeficiente calculado de la ecuación $1/K_c \times 1000$, K_c es el coeficiente de absorción espectral específico (84 l/g cm) para la clorofila *a* en 90% de etanol.

COLOROFILA *a* DEL PERIFITON

La extracción del epifiton asociado al macrófito se realizaba mediante agitación de la planta en un volumen conocido de agua destilada, utilizando una variación

del método de Galanti & Romo (1997). El agua con los epífitos extraídos era posteriormente filtrada con filtros Whatman GF/F y con los filtros obtenidos se procedía de la misma forma que en la determinación de la clorofila *a* del fitoplancton. La concentración de clorofila *a* era calculada por g de peso seco de macrófito.

Después de desprender el epifiton de los macrófitos, estos eran secados en estufa a 105°C durante dos horas para la determinación de su peso seco.

La extracción del perifiton asociado a las tiras de polietileno se realizaba también por agitación de éstas en un volumen de agua conocido. La concentración de clorofila *a* era calculada por cm² de área de tira de plástico.

2.3. MÉTODOS DE CÁLCULO Y ESTADÍSTICOS

2.3.1. CÁLCULO DE CONCENTRACIONES DE GASES, COEFICIENTES E ÍNDICES

CO₂ LIBRE DE LA COLUMNA DE AGUA

Las concentraciones de CO₂ en una muestra pueden ser calculadas de forma indirecta a partir de las medidas de pH a una temperatura conocida y su alcalinidad. El cálculo está basado en las constantes de disociación aplicables al sistema amortiguador dióxido de carbono-bicarbonato-carbonato-hidróxido, Mackereth *et al.*, (1978).

Los pasos a seguir para calcular el CO₂ libre (ver también Talling, 1973) pueden sumarse como sigue:

1. Desde la información de la temperatura y la conductividad, se obtienen los valores apropiados de pK₁, pK₂ y pK_w (tabla 1) y por tanto de pK'₁, pK'₂ y pK'_w (tabla 2).

Tabla 1. Valores de constantes de disociación aplicables al sistema CO₂ expresados como pK₁, pK₂ y pK_w, a varias temperaturas (T) (Harned & Hammer 1933, Harned & Scholes 1941, Harned & Davis 1943, Harned & Owen 1958).

T(°C)	pK ₁	pK ₂	pK _w
0	6,58	10,62	14,94
5	6,52	10,56	14,73
10	6,46	10,49	14,53
15	6,42	10,43	14,35
20	6,38	10,38	14,17
25	6,35	10,33	14,00
30	6,33	10,29	13,83
35	6,31	10,25	13,68

Estos valores pueden ser calculados mediante las siguientes ecuaciones:

$$pK_1 = (3404,71 / T) + 0,03279 T - 14,84$$

$$pK_2 = (2902,39 / T) + 0,02379 T - 6,50$$

$$pK_w = (4470,99 / T) + 0,01706 T - 6,09$$

donde T es la temperatura absoluta en K (= °C + 273,16)

Tabla 2. Efecto de la fuerza iónica μ (con propiedades correlacionadas muy próximas) en las constantes de disociación aparentes expresadas como pK'_1 , pK'_2 y pK'_w (parte de la tabla 3-5 de Stumm & Morgan 1970).

Fuerza iónica (μ)	0,001	0,005	0,010	0,050
Conductividad (k_{25} , $\mu\text{s cm}^{-1}$)	~ 70	~ 400	~ 1000	~ 5000
Total cationes o aniones (meq l^{-1})	~ 0,7	~ 4	~ 10	~ 50
Sólidos totales disueltos (mg l^{-1})	~ 40	~ 250	~ 600	~ 3000
$pK'_1 = pK_1 -$	0,02	0,03	0,05	0,09
$pK'_2 = pK_2 -$	0,05	0,10	0,14	0,27
$pK'_w = pK_w -$	0,02	0,03	0,05	0,09

2. Se calculan dos razones que tienen en cuenta las concentraciones molares de CO_2 libre, HCO_3^- y CO_3^{2-} según:

$$r_1 = [\text{CO}_2 \text{ libre}] / [\text{HCO}_3^-] = \text{antilog} (pK'_1 - \text{pH})$$

$$r_2 = [\text{CO}_3^{2-}] / [\text{HCO}_3^-] = \text{antilog} (\text{pH} - pK'_2)$$

3. Se calcula desde la alcalinidad (ALC, en meq l^{-1}) y el pH.

(a) Se estima la alcalinidad debida al carbonato (ALC') según:

$$\text{ALC}' = \text{ALC} - [\text{OH}^-]$$

$$\text{Donde } [\text{OH}^-] (\text{meq l}^{-1}) = \text{antilog} (\text{pH} - pK'_w + 3)$$

(b) Se calcula el factor del CO_2 libre utilizando los valores de r_1 y r_2 :

$$f_2 = r_1 / (1 + 2r_2)$$

(c) Se calcula la cantidad de CO_2 libre (en mmol l^{-1}) al multiplicar la alcalinidad debida al carbonato ALC' por el factor f_2 .

O₂ DE LA COLUMNA DE AGUA EN LOS DOS CICLOS DIARIOS

La medida del oxígeno disuelto en la columna integrada de agua en los dos ciclos diarios del primer experimento, se realizó de la siguiente manera:

CICLO 1

Consideramos una profundidad media de 50 cm.

- Con medidas de O₂ en las siguientes profundidades: 0 m, 35 cm y fondo
$$O_2 = (35 / 2) \times \text{Oxíg} (0 \text{ m}) + [[(35 / 2) + (\text{Prof} - 35) / 2] \times \text{Oxíg} (35 \text{ cm})] + [(\text{Prof} - 35) / 2 \times \text{Oxíg} (\text{fondo})]$$

- Con medidas de O₂ en las siguientes profundidades: 0 m, 35 cm, 50 cm y fondo
$$O_2 = (35 / 2) \times \text{Oxíg} (0 \text{ m}) + [(35 / 2) + (15 / 2) \times \text{Oxíg} (35 \text{ cm})] + (15 / 2) + (\text{Prof} - 50) / 2 \times \text{Oxíg} (50 \text{ cm}) + (\text{Prof} - 50) / 2 \times \text{Oxíg} (\text{fondo})$$

CICLO 2

Consideramos una profundidad media de 30 cm.

- Con medidas en superficie y fondo
$$O_2 = 0,75 \times \text{Oxíg} (0 \text{ m}) + 0,25 \times \text{Oxíg} (\text{fondo})$$

COEFICIENTE DE EXTINCIÓN DE LA LUZ.

El coeficiente de extinción de la luz ha sido calculado siguiendo una atenuación exponencial de la irradiancia con la profundidad mediante la ecuación exponencial siguiente:

$$I_z = I_0 e^{-kz}$$

Donde.

I_z , es la irradiancia a la profundidad z (m)

I_0 , es la irradiancia en la superficie (m)

z es la profundidad (m)

K es el coeficiente de atenuación (m⁻¹)

ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, DE CALIDAD DE AGUAS Y EVALUACIÓN DE ESTADO ECOLÓGICO

El índice de estado trófico (TSI) (Carlson, 1977), nos da una clasificación del estado trófico del lago y se calcula mediante el uso del PT (fósforo total) y de la CHL *a* (clorofila *a*) mediante las siguientes ecuaciones:

Con el PT ($\mu\text{g/l}$): $\text{TSI (PT)} = 14,42 \times \ln \text{PT} + 4,15$

Con la CHL *a* ($\mu\text{g/l}$): $\text{TSI (CHL } a) = 9,81 \times \ln \text{CHL } a + 30,6$

Según los resultados de estas dos ecuaciones obtenemos las siguientes clasificaciones:

TSI < 25	ULTRAOLIGOTRÓFICO
25 < TSI < 35	OLIGOTRÓFICO
35 < TSI < 55	MESOTRÓFICO
55 < TSI < 70	EUTRÓFICO
70 < TSI	HIPEREUTRÓFICO

El índice de calidad de aguas TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{TRIX} = (\text{Log}_{10}(\text{CHL } a \times |\text{DO dev}| \times \text{DIN} \times \text{PRS}) + 1,5) / 1,2$$

Este método permite variantes en cuanto al fósforo a emplear, en el presente trabajo se emplea el fósforo reactivo soluble PRS en vez del fósforo total PT.

TRIX: índice del estado trófico

CHL *a*: concentración de Clorofila *a* en $\mu\text{g/l}$

|DOdev|: valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, $|100 - \% \text{OD}|$

DIN: concentración de nitrógeno inorgánico disuelto total en $\mu\text{g/l}$

PRS: concentración de fosfato reactivo soluble o fósforo inorgánico, en $\mu\text{g/l}$

El TRIX da valores entre 0-10, los cuales están divididos en cuatro categorías de estado trófico:

ESTADO TRÓFICO CALIDAD DEL AGUA

2-4	ALTA
4-5	BUENA
5-6	MODERADA
6-8	POBRE

Del método ECOFRAME de evaluación del estado ecológico (Moss *et al.*, 2003), se han elegido tres variables para categorizar las lagunas de estudio, el PT, el NT y la CHL *a* del fitoplancton, siendo la clasificación la siguiente:

ALTO cuando $PT < 30 \mu\text{g/l}$, $NT < 0,6 \text{ mg/l}$, CHL *a* $< 10 \mu\text{g/l}$.

BUENO cuando $PT: 31-50 \mu\text{g/l}$, $NT > 0,6$ y $< 1,0 \text{ mg/l}$, CHL *a* $11-20 \mu\text{g/l}$.

MODERADO cuando $PT: 51-100 \mu\text{g/l}$, $NT > 1,0$ y $< 1,5 \text{ mg/l}$, CHL *a* $21-30 \mu\text{g/l}$.

POBRE cuando $PT > 101 \mu\text{g/l}$ (en ecotipo 21) y $101-150 \mu\text{g/l}$ (en ecotipo 24), $NT > 1,5 \text{ mg/l}$ y CHL *a* $31-50 \mu\text{g/l}$.

MALO cuando $PT > 150 \mu\text{g/l}$, $NT > 1,5 \text{ mg/l}$, CHL *a* $> 51 \mu\text{g/l}$.

ÍNDICE DE PIGMENTOS DE MARGALEF

El índice de pigmentos de Margalef (IPM) (1980), nos da una idea del estado general del plancton. Es una relación entre la concentración total de pigmentos y la clorofila *a* del fitoplancton.

Se utilizan las medidas espectrofotométricas de las Absorbancias de los extractos de pigmentos medidas a dos longitudes de onda: 430 nm y 665 nm. La relación utilizada es la siguiente:

$ABS(430) / ABS(665)$.

Este índice es bajo (aproximadamente 2) cuando predomina la clorofila *a*. El aumento del índice supone mayor madurez o envejecimiento del plancton o aumento de material detrítico y además puede venir dado por:

- Un aumento de la presencia de productos de descomposición de la clorofila *a*.
- Cuando existe clorofila detrítica
- En condiciones de iluminación excesiva, cuando se acumulan carotenoides como función de protección.
- En condiciones de carencia de N.
- Cuando hay menor tasa de renovación en poblaciones envejecidas y por toda adición de materiales alterados.

2.3.2. ESTADÍSTICA

CÁLCULO DE LAS MEDIAS PONDERADAS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN LOS EXPERIMENTOS

Se ha realizado el cálculo de las medias ponderadas o “weighted average” de las variables medidas en cada experimento respecto del tiempo. Para calcular las medias ponderadas, la fórmula utilizada ha sido la siguiente:

$$\sum_i x_i / \sum_i$$

siendo:
 x_i valor de la variable en la semana i
 i n° de la semana considerada

En el experimento del primer año se han tenido en cuenta las dos fases comprendidas, de la semana W1 a la W5 con macrófitos y de la semana W6 a la

W8 sin macrófitos. De esta manera, se han calculado dos medias ponderadas de las concentraciones de cada variable medida, una correspondiente a la primera fase con macrófitos y la otra correspondiente a la segunda fase sin macrófitos. Así que para calcular la media ponderada de una variable correspondiente a la primera fase de experimento, a los valores de concentración de esa variable dada obtenidos en la semana W1 se les ha multiplicado por 1, a los de la semana W2 se les ha multiplicado por 2, a los de W3 por 3, a los de W4 por 4 y a los de W5 por 5. Es decir, se han ponderado las semanas en importancia en cuanto a su contribución a la media. En cambio, para calcular la media ponderada de una variable correspondiente a la segunda fase sin macrófitos, se ha multiplicado los valores de la semana W6 por 1, a los de W7 por 2 y a los de W8 por 3. La semana W0 correspondiente al pre-tratamiento, no se ha considerado en el cálculo de las medias ponderadas.

En el experimento del segundo año, al no haber separación en dos fases por corte de macrófitos, se ha calculado una única media ponderada para cada variable y las semanas se han ponderado de manera continua y creciente desde la semana W1, donde las concentraciones obtenidas esa semana se han multiplicado por 1, hasta la semana W6 donde las concentraciones correspondientes a esa semana se han multiplicado por 6. De igual manera, la semana W0 no se ha incluido en el cálculo de la media ponderada. Para calcular estas medias ponderadas se ha utilizado el programa Microsoft Excel 2010.

ERROR TÍPICO

El error típico es la desviación típica de una distribución muestral de las medias, y se interpreta como cualquier desviación típica. Podemos expresarlo de dos maneras:

$$\sigma_x = \sigma / \sqrt{N}$$

donde, σ = desviación típica = $\sqrt{\sum(X-X)^2 / n-1}$

o bien:

$$\sigma_x = \sigma / \sqrt{N - 1}$$

donde, σ = desviación típica poblacional = $\sqrt{\sum(X-X)^2 / n}$

ANOVA

Se realizó un análisis de modelo lineal general univariante con el paquete estadístico SPSS para Windows versión 11. Este análisis se realizó para cada una de las variables estudiadas expresada como media ponderada en el tiempo y teniendo como factores fijos las concentraciones de nutrientes y peces, se calcularon también los niveles de significación del efecto de estos dos factores fijos. Previamente al análisis, la mayoría de las variables fueron transformadas logarítmicamente para que tuvieran una distribución normal, excepto el pH y las variables con distribución normal.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA)

El Análisis de Componentes Principales (PCA) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante una matriz de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales o factores serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí. De este modo, obtendremos unos sistemas de coordenadas de pocas dimensiones que nos agrupan las muestras analizadas según sus semejanzas y también podemos situar las variables originales con relación a estos ejes principales. Este análisis requiere que los datos sean independientes y presenten una distribución normal, por lo que se han realizado transformaciones de los datos originales, en concreto, logaritmos de las variables analizadas. Los análisis de componentes principales se han realizado mediante el paquete estadístico SPSS para Windows versión 11.

REGRESIONES LINEALES Y CORRELACIONES DE PEARSON.

El coeficiente de correlación de Pearson es una medida de la relación lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas, es decir, mide el grado de relación entre dos variables siempre y cuando ambas sean cuantitativas.

Las correlaciones de Pearson entre los índices estequiométricos calculados en el capítulo 3.3., y los valores de los ejes obtenidos en los análisis de componentes principales, se han considerado significativas al nivel de 0,05 (*) y al nivel de 0,01 (**).

Las regresiones lineales se han realizado de manera que para cada regresión se ha calculado para un número de muestras “n” determinado, el “coeficiente de correlación CC” y el “P valor”, considerando que no hay relación significativa entre dos variables cuando el P valor obtenido es $>0,05$. Por el contrario, pares de variables con CC positiva y P valor $<0,05$, tienden a incrementar juntas. Pares de variables con CC negativa y P valor $<0,05$, una variable tiende a decrecer mientras la otra aumenta. Estos análisis se han realizado mediante el paquete estadístico SPSS para Windows versión 11.

2.4. DISEÑO DEL EXPERIMENTO DE EUTROFIZACIÓN CONTROLADA (SWALE).

El experimento realizado en la laguna de Xeresa consistía en la adición controlada de diferentes concentraciones de nutrientes y peces planctívoros en mesocosmos instalados en el lago. Se añadieron como nutrientes N (NaNO_3) y P (KH_2PO_4) y la especie piscícola elegida fue *Gambusia Holbrooki*, un pez planctívoro depredador especialmente de zooplancton de tamaño grande como *Daphnia* y calanoides (Margaritora *et al.*, 2001).

Previamente a la adición de los peces, se eliminaron todos los peces preexistentes en los mesocosmos mediante pesca eléctrica, de manera que todos los peces que hubiera durante el experimento eran únicamente los adicionados por nosotros. Se pesaron y midieron 100 individuos para obtener el peso medio por pez y así calcular el número de peces necesarios en cada tratamiento.

Los sectores del lago a fertilizar quedaron limitados a 36 mesocosmos constituidos por cilindros plásticos de polietileno de 1 m de diámetro con sus paredes hundidas en el sedimento y con fondo abierto a este. Los cilindros de plástico estaban unidos por los dos extremos a aros de PVC, los aros del fondo estaban rellenos de arena y todo el sistema se mantuvo firme mediante estacas de madera clavadas en el sedimento. Estos mesocosmos o limnocorales se instalaron sobre el lecho lacustre poblado por una espesa pradera de *Chara*, de manera que los treinta y seis mesocosmos contenían dichos macrófitos sumergidos y estaban limitados por el fondo del lago y las paredes de plástico, quedando abiertos a la atmósfera por su cara superior (figura 2.4.1.).

Se añadieron también unas tiras de plástico de polietileno por mesocosmo para ver el crecimiento de perifiton, cada tira era de 2,5 cm de ancho y se extendían casi desde la superficie del agua a la superficie del sedimento.

Este experimento se llevó a cabo durante dos meses consecutivos en los años 1998 y 1999. En el segundo año, también se instalaron en el mismo lago los 36

mesocosmos, pero en un sector diferente para evitar posibles repercusiones del experimento del año anterior.

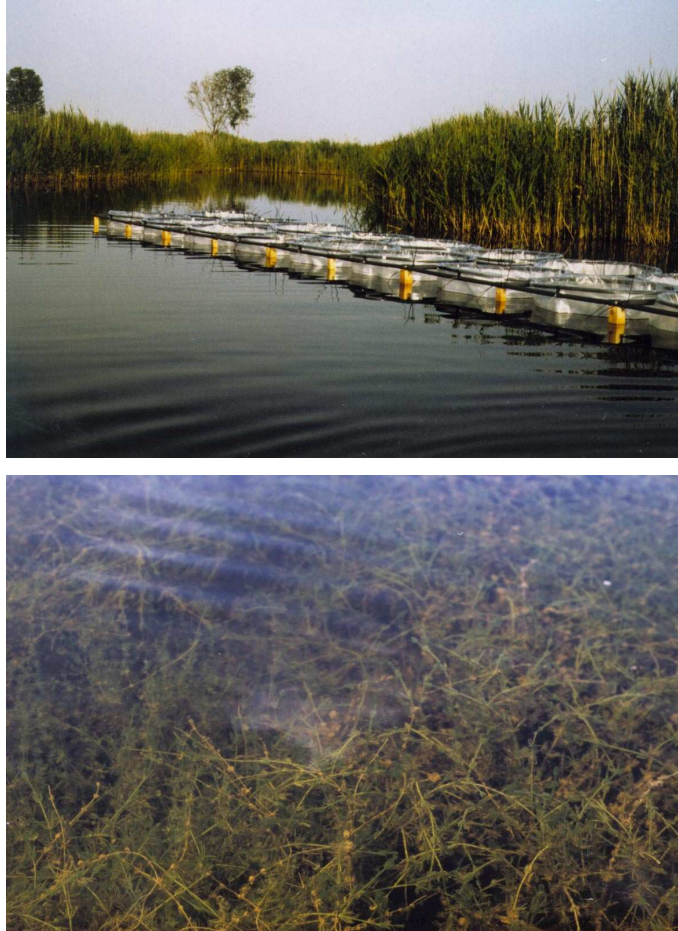


Figura 2.4.1. Mesocosmos en la laguna de Xeresa en el primer año de experimento (foto superior) y lecho de Chara en la laguna de Xeresa (foto inferior). Fotos realizadas por la Dra. Susana Romo.

RECOLECCIÓN Y PROCESADO DE LAS MUESTRAS

Junto con las muestras de agua de los diferentes mesocosmos, se recogían semanalmente muestras del lago para establecer una comparación de las características limnológicas dentro y fuera de los limnocorrales.

El **agua** se recogía mediante un tubo de metacrilato de 5 cm de diámetro y con una longitud suficiente (aproximadamente 50 cm) para cubrir la mayor parte de la profundidad de la columna de agua del mesocosmo con el fin de recoger una muestra de agua lo más integrada posible llevando cuidado de no remover el sedimento y distorsionar la muestra recogida. Se tomaban varios cilindros de agua, que se añadían a una garrafa de plástico de 12 litros convenientemente preparada mediante lavado con ácido y agua destilada y posteriormente con agua del lago, el agua recogida se separaba en diferentes recipientes según la finalidad del análisis posterior (química, análisis de pigmentos o cuantificación del fitoplancton).

La biomasa de **macrófitos** se recolectó mediante un muestreador diseñado por Kornijow & Kairesalo (1994). Este muestreador encerraba una porción de la planta y esta porción era cortada con tijeras. Cada porción cortada correspondiente a un mesocosmo era almacenada en un bote de plástico.

Los **peces** de los mesocosmos fueron recolectados mediante pesca eléctrica el último día de muestreo de ambos experimentos. Los peces de cada mesocosmo, una vez recolectados fueron preservados en etanol (70% v/v) en botes de plástico y posteriormente en el laboratorio, se identificaron por sexos, se contabilizaron y se pesaron individualmente en fresco en balanza de tres cifras decimales, anotándose el peso en gramos. Los alevines de cada mesocosmo se pesaron juntos y se ha considerado además como descendientes o individuos no adultos a todos los peces recolectados de longitud menor de 2 cm, esto es porque el rango de tamaño cuando se alcanza la madurez varía entre 16,9 y 21,3 mm en machos y entre 14,1 y 25,1 mm en hembras (Moreno Valcárcel y Ruiz Navarro, 2009). Todos los individuos con longitud igual o mayor de 2 cm se han considerado en los cálculos de peso promedio como individuos ya adultos dado que además *Gambusia* posee un rápido desarrollo de los individuos jóvenes (Ruiz Navarro, 2011).

Las muestras de **zooplancton** de los experimentos fueron tomadas semanalmente en la columna de agua de los mesocosmos con un tubo de plástico de diámetro interior de 4 cm. Se tomaban sub-muestras desde varios puntos al azar de cada mesocosmo hasta obtener 10 litros de agua. Después de mezclar por entero las sub-muestras, 3 litros de agua se filtraban a través de filtros de nylon (NYTAL) de 25 μm de luz en la malla y los 7 litros restantes se filtraban a través de filtros de nylon (NYTAL) de 50 μm para obtener muestras de rotíferos y de crustáceos respectivamente. Las muestras de zooplancton tomadas en los dos ciclos diarios fueron filtradas con filtros de nylon (NYTAL) de 50 μm . Las muestras de zooplancton se preservaron en 4% de formaldehído (concentración final). Después de realizados los recuentos y medidas las longitudes del zooplancton, las biomásas de los crustáceos fueron calculadas según métodos de Bottrell *et al.*, (1976) o usando regresiones longitud-carbono (Vasama & Kankaala, 1990; Luokkanen, 1995; A. Lehtovaara, comunicación personal). Las biomásas de rotíferos fueron obtenidas a partir del contenido en carbono (Latja & Salonen, 1978 y Telesh *et al.*, 1998). El peso seco del zooplancton fue calculado asumiendo que el contenido en carbono es el 40% del peso seco, la media de los valores reportados por Wiebe *et al.*, (1975) y Latja & Salonen (1978). La sistemática de las muestras de zooplancton aquí expuesta se puede leer en Vakkilainen *et al.*, (2004).

2.4.1. DESARROLLO DEL EXPERIMENTO SWALE DEL PRIMER AÑO.

El experimento que se realizó en el verano de 1998 constaba de 8 fertilizaciones de los mesocosmos con N y P realizadas semanalmente y de manera sucesiva, organizadas en dos fases separadas por la corta y extracción de los macrófitos de los mesocosmos (tabla 2.4.1.1.). La primera fase con macrófitos desde el 8/6/98, (primer muestreo previo al tratamiento) con la 1ª fertilización el 11/6/98 seguida de 4 semanas de fertilización hasta el 15/7/98, en esta fecha los

macrófitos se cortaban y el experimento continuaba durante 3 semanas más de fertilización siendo el 3/08/98 la última fecha de muestreo. Los muestreos y las fertilizaciones semanales se realizaban los lunes y los jueves respectivamente. Además de la toma de muestras de agua de los mesocosmos, se recogieron con frecuencia menor según la tabla 2.4.1.1., muestras de macrófitos, perifiton de las dos tiras de polietileno que se añadieron a cada mesocosmo y se pescaron mediante pesca eléctrica los peces de los mesocosmos el último día del experimento. Se realizaron también dos muestreos de 24 horas o “ciclos diarios” para estudiar la migración del zooplancton y la variación diaria en las medidas de oxígeno y pH (tabla 2.4.1.1.).

Se adicionaban 3 niveles de N y P de manera que la concentración final en el limnocorral después de su adición fuera de 0, 1, 5 y 10 mg/l de N y 0, 0.1, 0.5 y 1 mg/l de P según se reseña en la tabla 2.4.1.2. Cada semana se recalculaba la cuantía de las adiciones de acuerdo con la disminución del nivel del lago y por lo tanto del volumen de agua de los limnocorales.

Se utilizaron 12 tratamientos distintos, combinando 4 niveles de nutrientes (sin adición de nutrientes y los 3 niveles mencionados) con tres densidades del pez *Gambusia Holbrooki* (sin peces, 4 g/m² y 20 g/m² de biomasa de peces en los limnocorales). La densidad de peces elegida de 4 g/m² representa la densidad de peces deseada después de la biomanipulación y la densidad más alta de 20 g/m² representa el stock de peces en lagos turbios y eutróficos (McQueen *et al.*, 1986, Hietala *et al.*, 2004).

Se realizaron tres réplicas de cada tratamiento, lo que suma 36 mesocosmos, agrupados en 3 bloques y nombrados con combinación letra-número: de A1 hasta A12, de B1 a B12 y de C1 hasta C12 (figura 2.4.1.1.). Los tratamientos se distribuyeron de forma aleatoria.

La distribución de tratamientos de adición de nutrientes y de peces planctívoros en los mesocosmos se muestra en la tabla 2.4.1.2.

Para testar la posible recuperación del agua de los mesocosmos tras un tiempo sin adiciones de N y P, se muestrearon después de finalizado el experimento 3 mesocosmos correspondientes a cada nivel de fertilización. Los mesocosmos muestreados fueron A1, B5 y C9 correspondientes al anterior tratamiento control N0; A2, B6 y C10 correspondientes a lo que fue en el experimento el tratamiento N1; A3, B7 y C11 correspondiente al anterior tratamiento N2 y A4, B8 y C12 correspondiente al anterior tratamiento N3. La muestra exterior o del lago también fue tomada y analizada en estos dos meses.

La última fertilización con N y P del experimento del primer año tuvo lugar el 30 de Julio, y la última toma de muestras del experimento fue el 3 de Agosto. Una vez ya finalizado el experimento, se tomaron muestras el 22 de Septiembre y el 3 de Noviembre. Los resultados obtenidos correspondientes a estos muestreos post-experimento, se muestran en el último capítulo de resultados, (capítulo 3.6.).

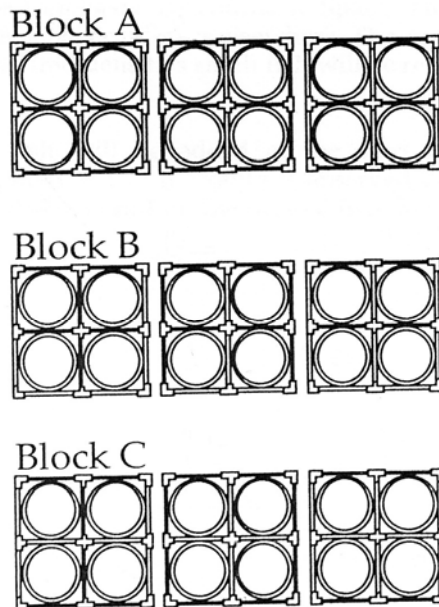


Figura 2.4.1.1. Distribución de los 36 mesocosmos agrupados en 3 bloques (de A1 a A12), (de B1 a B12) y (de C1 a C12) de 12 mesocosmos cada uno.

Tabla 2.4.1.1. Calendario de recolección de muestras y de fertilizaciones con N y P en el primer año de experimento. Siendo W0 la semana de pre-tratamiento.

SEMANAS	FECHA	MUESTREOS / ADICIONES	FASES
W0	08/06/1998	1ª toma de muestras, muestreo de macrófitos y epifiton	CON MACRÓFITOS
	11/06/1998	1ª fertilización y adición de peces	
W1	15/06/1998	2ª toma de muestras	
	18/06/1998	2ª fertilización	
W2	22/06/1998	3ª toma de muestras	
	25/06/1998	3ª fertilización	
W3	29/06/1998	4ª toma de muestras	
	01/07/1998	DIA 1 CICLO 1 DE 24 HORAS	
	02/07/1998	4ª fertilización / DIA 2 CICLO 1 DE 24 HORAS	
W4	06/07/1998	5ª toma de muestras, Muestreo de macrófitos y epifiton y recolección de tiras de polietileno de los mesocosmos	
	09/07/1998	5ª fertilización	
W5	13/07/1998	6ª toma de muestras	
	15/07/1998	Eliminación de macrófitos de los mesocosmos	
	16/07/1998	6ª fertilización	
W6	20/07/1998	7ª toma de muestras	SIN MACRÓFITOS
	23/07/1998	7ª fertilización	
W7	27/07/1998	8ª toma de muestras	
	29/07/1998	DIA 1 CICLO 2 DE 24 HORAS	
	30/07/1998	8ª fertilización / DIA 2 CICLO 2 DE 24 HORAS	
W8	03/08/1998	9ª toma de muestras, recolección de tiras de polietileno de los mesocosmos y pesca eléctrica	

Tabla 2.4.1.2. Distribución de los tratamientos de N y P en (mg/l) y de biomasa de peces en (g/m²) en los 36 mesocosmos del experimento realizado en el año 1998.

Nutrientes N:P (mg/l)	F0 (0 g/m ²)	F1 (4 g/m ²)	F2 (20 g/m ²)
N0 (0:0)	A1/B1/C1	A5/B5/C5	A9/B9/C9
N1 (1:0.1)	A2/B2/C2	A6/B6/C6	A10/B10/C10
N2 (5:0.5)	A3/B3/C3	A7/B7/C7	A11/B11/C11
N3 (10:1)	A4/B4/C4	A8/B8/C8	A12/B12/C12

2.4.2. DESARROLLO DEL EXPERIMENTO SWALE DEL SEGUNDO AÑO

En este año la duración del experimento fue desde el 16/6/99 al 26/7/99 y se instalaron también 36 mesocosmos aunque este año solo se plantearon dos replicados y se distribuyeron en 2 bloques ya que habían más niveles de adición de nutrientes (tabla 2.4.2.2.) y el mismo número de mesocosmos (figura 2.4.2.1.).

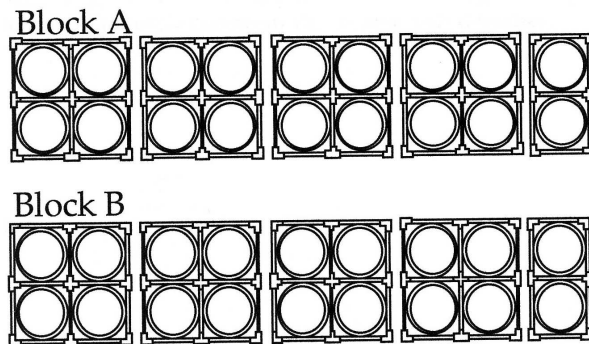


Figura 2.4.2.1. Distribución de los 36 mesocosmos agrupados en 2 bloques (de A1 a A18) y (de B1 a B18) de 18 mesocosmos cada uno.

Se realizó una serie semanal de fertilizaciones consistente en aplicar seis niveles de adición de N y P (tabla 2.4.2.2.), empleando al igual que el año anterior, los jueves para las fertilizaciones y los lunes para la toma de muestras (tabla

2.4.2.1.). Los compuestos de N y P con que se fertilizaron los mesocosmos, fueron los mismos que en 1998.

Las diferencias entre los experimentos de los dos años fueron que en este segundo año: (1) se aumentaron a seis los niveles de fertilización con nutrientes en combinación con las mismas 3 densidades de peces del año anterior, de manera que resultaban 18 tratamientos reproducidos por duplicado; (2) estos niveles de nutrientes utilizados para la fertilización fueron mucho más bajos que los del año anterior debido a que se consideró que las concentraciones de N y P añadidas el año anterior resultaron excesivas; (3) no se recalcularon las cuantías de las adiciones semanalmente de acuerdo con el descenso de nivel de agua del lago, porque las concentraciones de nutrientes añadidas eran más pequeñas y se consideraba que el volumen disminuido no iba a suponer una variación grande en la concentración final de nutriente en el mesocosmo; (4) no se realizó la corta y extracción de macrófitos a mitad del experimento, sino que estos se cortaron al final del mismo ya que se pretendía ver el crecimiento de los macrófitos tras semanas sucesivas de fertilizaciones y además el experimento era de menor duración; (5) se adicionó mayor número de peces hembras porque se pensó que la reproducción de las mismas no afectaría en gran medida a los resultados, ya que en el año anterior los peces afectaron a un menor número de variables que los nutrientes; (6) para ver el crecimiento del perifiton, en vez de una tira de plástico, se colocaron tres tiras para poder recoger cada una en una semana diferente y poder ver el crecimiento del perifiton en distintas semanas; (7) no se realizaron ciclos diarios de O₂, pH, temperatura y zooplancton; (8) se realizaron dos muestreos de macrófitos en dos días diferentes de noche y de día para estudiar los animales asociados a la planta y la variación de oxígeno y (9) el experimento tuvo menor duración que el del año anterior.

La distribución de adiciones de N y P y de peces planctívoros en los mesocosmos en el segundo año se muestra en la tabla 2.4.2.2.

Tabla 2.4.2.1. Calendario de recolección de muestras y de fertilizaciones con N y P en el segundo año de experimento. Siendo W0 la semana de pre-tratamiento

SEMANAS	FECHA	MUESTREOS / ADICIONES
W0	16/06/1999	1ª toma de muestras, muestreo de macrófitos noche
	17/06/1999	Muestreo macrófitos día
	17/06/1999	1ª fertilización y adición de peces
W1	21/06/1999	2ª toma de muestras, colocación de 3 tiras de polietileno
	24/06/1999	2ª fertilización
W2	28/06/1999	3ª toma de muestras
	01/07/1999	3ª fertilización
W3	05/07/1999	4ª toma de muestras
	08/07/1999	4ª fertilización
W4	12/07/1999	5ª toma de muestras, recolección de 1ª tira de polietileno
	15/07/1999	5ª fertilización
W5	19/07/1999	6ª toma de muestras, recolección de 2ª tira de polietileno
	21/07/1999	Muestreo macrófitos y medición de O ₂ por el día
	22/07/1999	Muestreo nocturno de macrófitos y medición variables físico-químicas
	22/07/1999	6ª fertilización
W6	26/07/1999	7ª toma de muestras, recolección de 3ª tira de polietileno y pesca eléctrica

Tabla 2.4.2.2. Distribución de los tratamientos de N y P en (mg/l) y de biomasa de peces en (g/m²) en los 36 mesocosmos del experimento realizado en el año 1999.

Nutrientes N:P (mg/l)	F0 (0 g/m ²)	F1 (4 g/m ²)	F2 (20 g/m ²)
N0 (0:0)	A1/B1	A7/B7	A13/B13
N1 (0.3:0.03)	A2/B2	A8/B8	A14/B14
N2 (0.6:0.06)	A3/B3	A9/B9	A15/B15
N3 (0.9:0.09)	A4/B4	A10/B10	A16/B16
N4 (1.5:0.15)	A5/B5	A11/B11	A17/B17
N5 (3.0: 0.30)	A6/B6	A12/B12	A18/B18

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Capítulo 3.1.

Estudio de seis lagunas someras mediterráneas de diferente nivel trófico en vistas al establecimiento de indicadores de calidad

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras, son de entre los ecosistemas acuáticos, los más perturbados por la presión antrópica debido a las altas densidades de la población que se localizan principalmente en las zonas costeras (Camacho, 2008). Al ser ambientes de biodiversidad elevada pero también de gran interés socioeconómico (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011), el establecimiento de indicadores para establecer su estado ecológico, en vistas a su conservación, constituye una necesidad urgente.

Cuando se iniciaron las actuaciones de la Directiva Marco Europea del Agua, se hizo un esfuerzo en la inclusión de 6 lagunas someras del litoral mediterráneo español de diferente nivel trófico para su comparación con otras lagunas del continente europeo en un proyecto de investigación denominado ECOFRAME (Moss *et al.* 2003), cuyo objetivo era establecer una tipología y unos indicadores útiles para la categorización de los lagos someros para su adscripción a alguno de estos cinco estados de calidad ecológica: “Muy buen estado”, “Buen estado”, “Estado aceptable”, “Deficiente” y “Malo” propuestos por dicha Directiva.

La Directiva Marco del Agua, (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo) tiene como objeto establecer un marco comunitario de actuación dentro de la política de aguas para la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas. Para ello, la Directiva establece una serie de indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de estas masas de agua en los cinco estados antedichos, las definiciones de cada uno de estos estados se pueden consultar en el Anexo V de la mencionada Directiva. Esta clasificación está basada en la desviación respecto a las condiciones inalteradas que cada indicador de calidad puede mostrar por la presión antrópica sufrida.

Para cada categoría de agua superficial, las masas pertinentes de aguas superficiales de la demarcación hidrográfica, en nuestro caso de tipo lagos, se clasificarán por tipos. La directiva sugiere dos aproximaciones para tipificar los lagos. El sistema A de clasificación de lagos en la Directiva Marco establece distintas tipologías de lagos según la altitud, profundidad media, área y geología. El sistema B de clasificación de lagos incluye como factores obligatorios la altitud, latitud, longitud, geología y profundidad y como optativos factores tales como el tiempo de permanencia, la temperatura media del aire, la capacidad de neutralización de ácidos y el estado natural de los nutrientes.

En este trabajo describimos con más detalle los 6 lagos someros incluidos en el proyecto ECOFRAME situadas en la Comunidad Valenciana: la Albufera de Valencia, la laguna de Cap de Terme, el Ullal del Baldoví, la laguna de Xeresa (Rini), la Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche y la laguna del Pozo de Prat de Cabanes-Torreblanca. Estas lagunas, como se ha expuesto en el apartado del área de estudio, tienen un origen similar pero poseen diferente régimen hidrológico y soportan diferente impacto antrópico.

El proyecto ECOFRAME propone un método de evaluación del estado ecológico solo para los lagos someros (por ello ya no figura la profundidad en la tipología) estableciendo una tipología que comprende 48 ecotipos basados en las siguientes características:

- Cuatro regiones climáticas [muy fría (más de 2 meses de cubierta de hielo, temperatura media del mes más caluroso $<10^{\circ}\text{C}$, fría (más de 2 meses de cubierta de hielo, T^{a} del mes más caluroso $>10^{\circ}\text{C}$), templada (menos de 2 meses de cubierta de hielo y T^{a} mayor de 10°C y menor de 25°C) y cálida (menos de 2 meses de cubierta de hielo y T^{a} mayor de 25°C)].
- Dos categorías de área del lago [grandes ($>100\text{ km}^2$) y pequeños ($<100\text{ km}^2$)].

- Dos categorías geológicas (más de la mitad de la cuenca de roca calcárea y más de la mitad de la cuenca de turba).
- Tres categorías de conductividad ($<100 \mu\text{Scm}^{-1}$, $101-800 \mu\text{Scm}^{-1}$, $>801 \mu\text{Scm}^{-1}$).

Todos los lagos aquí estudiados quedaban incluidos en “lagos pequeños cálidos” por lo que se refiere a las dos primeras categorías y dentro de ellas variaban según la geología y conductividad. Según el sistema A de clasificación de la DMA, las seis lagunas se agruparían primeramente: (1) por su situación en tierras bajas ($<200 \text{ m}$), (2) por su carácter somero con una profundidad media menor de 3 m pero según este sistema se diferenciarían en la superficie, la mayoría son menores de $0,5 \text{ km}^2$. La Albufera queda incluida dentro del tipo de lagos pequeños, por no diferenciarse realmente, debido a su tamaño moderado, según el método ECOFRAME, aunque estaría dentro del grupo de 10 a 100 km^2 en la tipología establecida por la Directiva Marco.

La caracterización de nuestros lagos de estudio según el sistema A quedaría de la siguiente manera: el Hondo (tipo calcáreo, tierras bajas, grande y profundidad media); Marjal de la Safor (Xeresa y Cap de Terme) y Albufera de Valencia (tipo calcáreo, tierras bajas, grande y somero) y Prat de Cabanes (tipo calcáreo, tierras bajas, tamaño medio y somero). Los Ullales de la Albufera, en nuestro caso el Baldoví, no los considera en la clasificación. La tipología final de los lagos, se realiza de acuerdo al sistema B de la Directiva y esta clasificación queda recogida en la Orden ARM/2656/2008 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, actualmente Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, www.magrama.gob.es/es/agua/. Los ecotipos definidos en esta Orden ministerial son aplicados por las distintas Demarcaciones Hidrográficas en sus ámbitos territoriales. Nuestros lagos de estudio, pertenecen en concreto a dos Demarcaciones o Confederaciones, el Hondo de Elche a la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS),

www.chsegura.es y el resto de lagos a la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), www.chj.es. La CHS considera al Hondo de Elche como “masa de agua muy modificada” (HMWB) debido a que la masa de agua está afectada por actividades de irrigación y/o drenaje. La CHJ categoriza dentro del ecotipo 28 de “Lagunas litorales sin influencia marina” a Prat de Cabanes, la Albufera y la Marjal de la Safor (Xeresa y Cap de Terme) y dentro del ecotipo 11 descrito como “Cárstico, calcáreo, permanente, surgencia” a los Ullales de la Albufera de Valencia (Baldoví). Por otro lado, teniendo como criterios tales como las fluctuaciones artificiales de nivel; la modificación del flujo natural de aportación, residencia y drenaje de la masa de agua; la CHJ considera como lagos muy modificados a la Albufera de Valencia y a la Marjal de la Safor y como lagos naturales, a los Ullales de la Albufera (Baldoví) y a las masas de agua de Prat de Cabanes.

Para el conjunto de los diferentes tipos de ecosistemas acuáticos, la Directiva establece una serie de elementos de calidad a evaluar para la clasificación del estado ecológico. Estos elementos de calidad son hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos y desde el punto de vista de la Directiva, los biológicos son afectados por los hidromorfológicos y los físico-químicos. Los elementos de calidad se evalúan mediante la medición de una serie de indicadores que comprenden variables de hidrología y morfología de las cubetas, variables físico-químicas y biológicas. Los indicadores a medir para poder evaluar los elementos de calidad se recogen también en la Orden ARM/2656/2008, pero con el fin de normalizar la valoración del estado ecológico, el Ministerio está elaborando una serie de protocolos sobre muestreo, laboratorio y cálculo de métricas relativos a los indicadores de calidad biológicos, www.magrama.gob.es/es/agua/ (versión on-line).

Entre las variables físico-químicas, se demandan las relacionadas con la transparencia del agua, el estado de los nutrientes, el estado de acidificación, salinidad, condiciones térmicas y de oxigenación, por tanto, el análisis de

variables tales como el fósforo, el nitrógeno y la alcalinidad son fundamentales cuando se aplica la DMA. En lo que respecta a los indicadores biológicos en lagos se demandan; la composición, abundancia y biomasa del fitoplancton, la composición y abundancia de flora acuática o macrófitos, la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados y por último, la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictícola.

Los macrófitos han sido elegidos como elemento de calidad biológica porque están estrechamente relacionados con unas condiciones ambientales buenas. La presencia de los macrófitos y su abundancia informan sobre el estado de conservación del ecosistema. Son excelentes bioindicadores porque se pueden observar fácilmente, son organismos sedentarios, responden a las variaciones físico-químicas del medio, son sensibles a la presencia de contaminantes y están presentes en multitud de hábitats acuáticos, entre otros (García Murillo *et al.*, 2009). Juegan además un importante rol en la estructura biológica y el funcionamiento de los lagos (Jeppesen *et al.*, 1998; Blindow *et al.*, 2002) y de muchos ecosistemas costeros (Lloret *et al.*, 2008).

La aplicación de la DMA requiere del establecimiento de condiciones de referencia, así como el desarrollo de metodologías para evaluar las relaciones de calidad ecológica (EQR), relaciones que se definen como la razón entre el valor de referencia y el valor observado para una métrica dada. El problema que existe es que no hay garantía de que las condiciones de referencia sean comparables en todos los estados miembros de la Unión Europea debido a la falta de criterios comunes (Nõges *et al.*, 2009), a pesar de que se han creado estrategias de implementación común de la DMA y se han creado grupos de trabajo participantes en procesos de intercalibrado geográfico (GIG) que han trabajado en la elaboración de guías de intercalibrado (WFD CIS Guidance Document), así como en el establecimiento de tipologías de lagos basadas en las diferentes regiones geográficas. En concreto, se han definido 5 regiones geográficas de lagos o regiones GIG (Norte, Atlántica, Alpina, Báltica-Central y

Mediterránea). Las condiciones de referencia varían dependiendo de las diferencias geográficas de las cuencas (geología, altitud) y de factores propios del lago (profundidad, área, color del agua) (Cardoso *et al.*, 2007).

El proyecto ECOFRAME, diseñado para lagos someros, pretendía verificar las variables que podrían ser indicadores en un amplio rango geográfico, para evaluar los elementos de calidad demandados por la DMA, de manera que se pudieran aplicar a todos los lagos someros de la Comunidad Europea de una manera comparable y útil. Se trataba de buscar las variables o parámetros más indicadores y sus rangos en cada una de las 5 categorías para poder categorizar el estado ecológico real de las lagunas.

En este capítulo estudiamos varios de los indicadores del proyecto ECOFRAME con más detalle para ver las interacciones entre ellos y entre otras variables generalmente no medidas en los protocolos del ECOFRAME o la DMA que nos pueden ayudar a averiguar mejor la tipología, características y calidad ecológica de estas lagunas. Entre ellas están por ejemplo la composición iónica y los silicatos.

De los indicadores biológicos, nos centraremos en la biomasa de fitoplancton (medida como clorofila *a*) y la composición y abundancia de los macrófitos. Se añade a la descripción de la flora acuática de las lagunas, la biomasa de epifiton de los macrófitos encontrados. Se intenta además asignar las especies de macrófitos encontradas en nuestras lagunas de estudio a diferentes estados tróficos comparando nuestros resultados con la clasificación dada a estos macrófitos por alguna de las métricas utilizadas actualmente.

Se comparan además los resultados obtenidos de la clasificación de estas lagunas por varios indicadores de calidad de las aguas aplicando diversos métodos con los resultados obtenidos al aplicar el método ECOFRAME. Concretamente se comparan variables de PT, NT y CHL *a*, que son las que tienen más correspondencia con los otros índices aplicados, el TSI de Carlson

(1977) y el índice TRIX de Vollenweider *et al.*, (1998), aunque estos, excepto el último fueron más bien diseñados para lagos profundos.

El índice más utilizado en el estudio del estado trófico en lagos es el TSI de Carlson (1977). Por otro lado, dado que estas lagunas objeto de estudio son litorales, se considera apropiado aplicar otro índice cada vez más utilizado en lagunas costeras, este es el índice TRIX de Vollenweider *et al.*, (1998). El objetivo no es verificar los rangos de valores para decidir los más adecuados, ya que para esto se necesitaría realizar un estudio más exhaustivo con más puntos de muestreo, mayor duración en el tiempo y menor periodicidad entre muestreos; pero si nos interesa comparar los resultados de todos los índices aplicados, evaluando de diferentes maneras a las lagunas estudiadas y dar una clasificación final de calidad de las mismas.

Concretamente, los objetivos del capítulo son los siguientes:

- (i) la descripción limnológica de estas lagunas someras utilizando parte de los indicadores establecidos en el modelo de evaluación de lagos someros del proyecto ECOFRAME y otras variables limnológicas,
- (ii) analizar cómo son afectadas las características hidrológicas e hidrogeoquímicas y el estado trófico de estas lagunas por acciones antrópicas,
- (iii) establecer una comparación entre las características limnológicas de las lagunas y de vegetación de las mismas,
- (iv) evaluar el estado ecológico de estos lagos mediante la aplicación del método ECOFRAME y otros índices
- (v) intentar esclarecer si las variables demandadas por la DMA son las variables más indicadas para evaluar el estado ecológico de los lagos estudiados o hay otras variables que no son demandadas y podrían ser útiles en la evaluación de los elementos de calidad de la DMA.

Parte de los resultados del presente capítulo de esta Tesis sirvieron para la elaboración del artículo de Moss *et al.* (2003) donde se describe el método ECOFRAME de evaluación del estado ecológico de los lagos someros y también para la elaboración del artículo de Nõges *et al.*, (2003), donde se comparan los resultados obtenidos en la medición de las variables hidroquímicas y de estado trófico en 86 lagos del continente europeo.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS E HIDROGEOQUÍMICAS

En el Anexo 1 se muestra la clasificación por ecotipos de las lagunas de nuestro estudio según el método ECOFRAME para lagos someros, indicándose la profundidad media alcanzada en cada una de ellas en los dos veranos estudiados, así como características relacionadas con la climatología tales como el número de meses con cubierta de hielo y la temperatura del mes más caluroso, u otras como el tamaño de los lagos, la geología de la cuenca y el grado de afección humana en diversas características hidrológicas de estas lagunas.

Las seis lagunas de nuestro estudio corresponden al grupo denominado por el esquema ECOFRAME como "lagos pequeños y cálidos", aunque pertenecen a dos ecotipos diferentes, el 21 y el 24. Las características comunes a los lagos de este grupo son su pequeño tamaño (área menor de 100 km²), temperaturas altas (mayores de 25° en el mes más caluroso) y que no se hielan (cumpliendo la característica del grupo de que la cubierta de hielo en la superficie sea menor de 2 meses). Lo que diferencia a un ecotipo de otro es la geología de la cuenca, (roca calcárea en el ecotipo 21 y turba en el ecotipo 24).

Los lagos más modificados en la dinámica de sus aguas resultaron ser la Albufera y el Hondo. El lago de la Albufera muestra una dinámica de flujo de agua muy modificada debido a las entradas de agua o aportes hídricos que posee

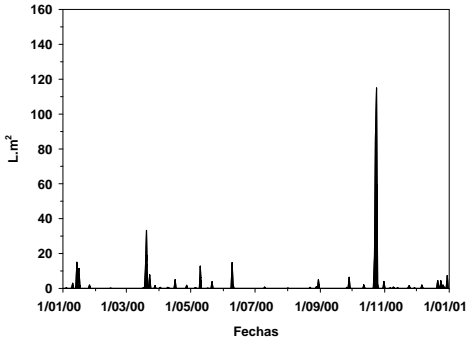
provenientes de las acequias de regadío de los campos de arroz circundantes y a que la comunicación con el mar a través de “les goles” es de salida hacia el mar porque está regulada por compuertas. La conexión con aguas subterráneas también ha sido severamente modificada debido a la explotación de los acuíferos, de manera que la mayoría de los ullales o manantiales que descargaban sus aguas en el lago han desaparecido por el poco flujo de agua y han quedado cegados por los aportes sólidos que llegan al lago procedentes de los barrancos y acequias. El lago del Hondo también ha sido severamente modificado debido a su utilización por los agricultores para el riego de cultivos y a la recepción de aguas bombeadas desde la desembocadura del río Segura.

Por otro lado, las lagunas menos perturbadas en sus características hidrológicas fueron el Ullal del Baldoví y Cabanes, aunque este último proviene de la excavación para la explotación de turba. El Ullal del Baldoví es el que posee mayor tasa de renovación debido al ser un manantial que se alimenta por las aguas subterráneas ascendentes.

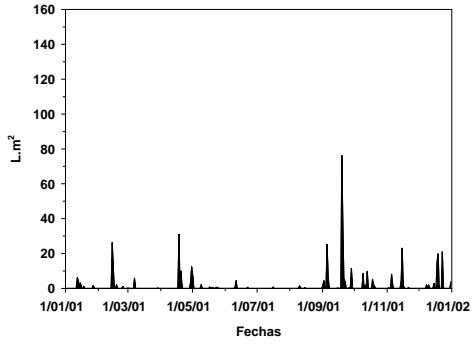
En cuanto al régimen pluviométrico registrado en los dos años de estudio, 2000 y 2001, se muestra en la figura 3.1.1.

Se observa que en los dos años de estudio, 2000 y 2001, las mayores precipitaciones se registran en otoño, concretamente en el mes de noviembre y fueron mayores en el primer año. El otoño del año 1999, que no se presenta en gráficas, y que afectaría a los muestreos del 2000, fue un poco menos lluvioso que el del 2000. Sin embargo las precipitaciones de primavera son las más influyentes en la época de muestreo, puesto que este fue en verano o principios de otoño.

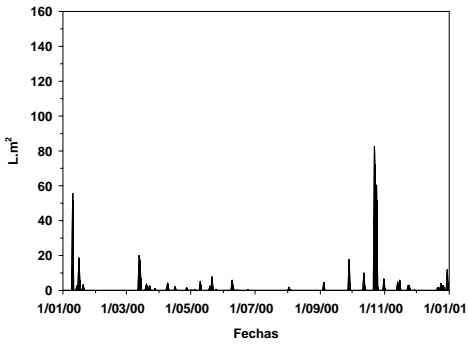
ALBUFERA 2000



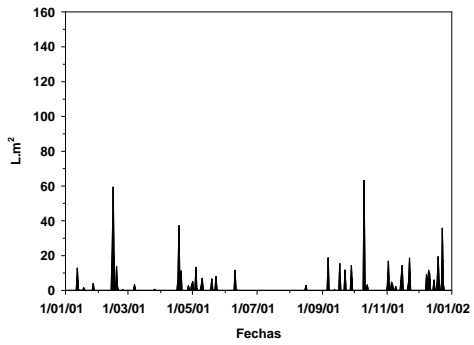
ALBUFERA 2001



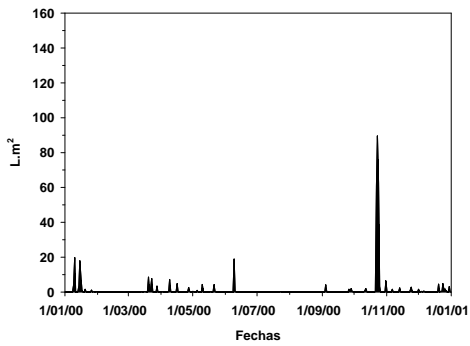
XERESA y CAP DE TERME 2000



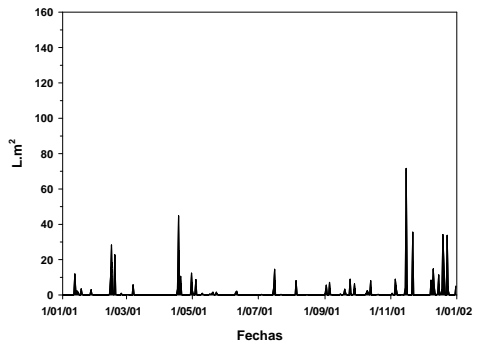
XERESA y CAP DE TERME 2001



BALDOVÍ 2000



BALDOVÍ 2001



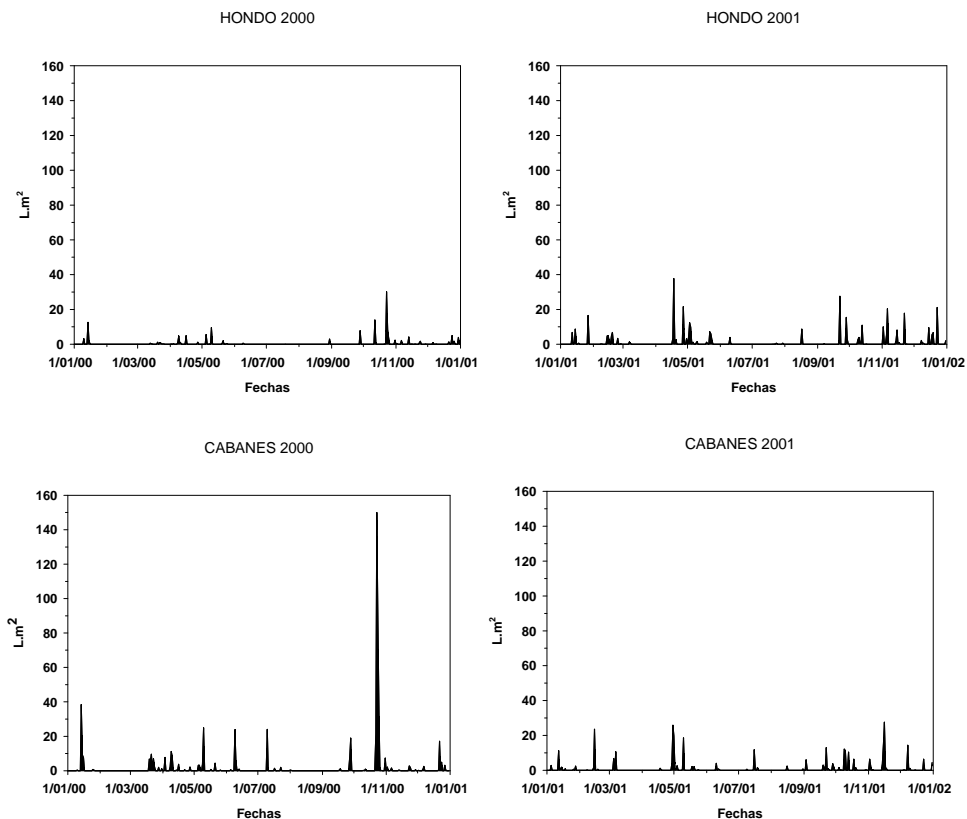


Figura 3.1.1. Precipitaciones ($L.m^2$) registradas en las estaciones meteorológicas más próximas a las lagunas de estudio en los años 2001 y 2002. Estación de Valencia (Albufera), estación de Vernissa (Xeresa y Cap de Terme), estación de Sueca (Baldoví), estación de Elda (Hondo) y estación de Alcalá de Xivert (Cabanes).

La Fig. 3.1.1., muestra que la primavera más lluviosa fue la del segundo año, esto unido al otoño también más lluvioso del año 2000 hizo que el verano de 2001 presentara en general condiciones de mayor pluviometría comparadas con el 2000. Donde menos precipitaciones se recogieron en los dos años de estudio fue en la laguna del Hondo de Elche, siendo Cabanes la laguna con mayores precipitaciones, especialmente en otoño del 2000.

En las figuras 3.1.2. a 3.1.14., se presentan los valores de las variables físico-químicas correspondientes al punto central de las lagunas en las 4 fechas de muestreo y las relaciones entre algunas de las variables. Los datos de los puntos de muestreo adicionales que se efectuaron en algunas de las lagunas se mostrarán en tablas en el anexo 2.

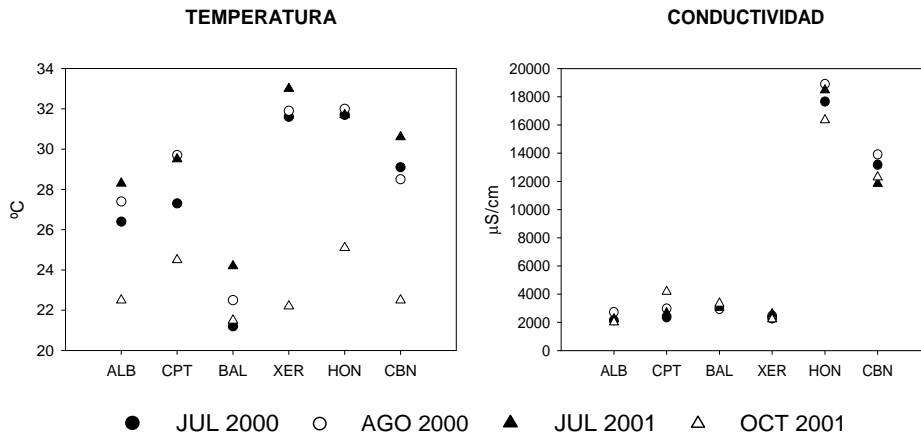


Figura 3.1.2. Medidas de $T(^{\circ}\text{C})$ y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en el punto central de las seis lagunas objeto de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas de muestreo.

Las mayores temperaturas se midieron en el verano del segundo año en la mayoría de los lagos estudiados. Las diferencias esperadas entre las temperaturas registradas en verano y en otoño se observan en todas las lagunas excepto en el Ullal del Baldoví. La estabilidad que se da en el Ullal del Baldoví, guarda relación con la influencia de las importantes surgencias de agua freática que se dan en esta laguna.

La gráfica de conductividades clasifica las lagunas en dos tipos: las de aguas no salobres con conductividad menor de $5000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (a 25°C) (ALB, CPT, BAL y XER) y las salobres con conductividades que superan los $10000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (a 25°C) (HON y CBN). En HON, el valor más alto de conductividad es $18900 \mu\text{S}/\text{cm}$ y en CBN el valor más alto está cerca de $14000 \mu\text{S}/\text{cm}$. El resto de

lagunas muestran conductividades principalmente entre 2000 y 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores de conductividad fueron similares en los cuatro muestreos de los dos años de estudio en ALB, BAL y XER. Sin embargo en CPT, el valor más alto de conductividad (casi el doble de los valores previos) se midió en Octubre de 2001. En HON, el valor medido en Octubre de 2001 fue más bajo que los anteriores, mientras que en CBN, los valores de conductividad medidos durante el primer año fueron mayores que los del segundo.

Junto a estas hay unas variables muy ligadas a la producción primaria y a la fotosíntesis como son el pH y la alcalinidad.

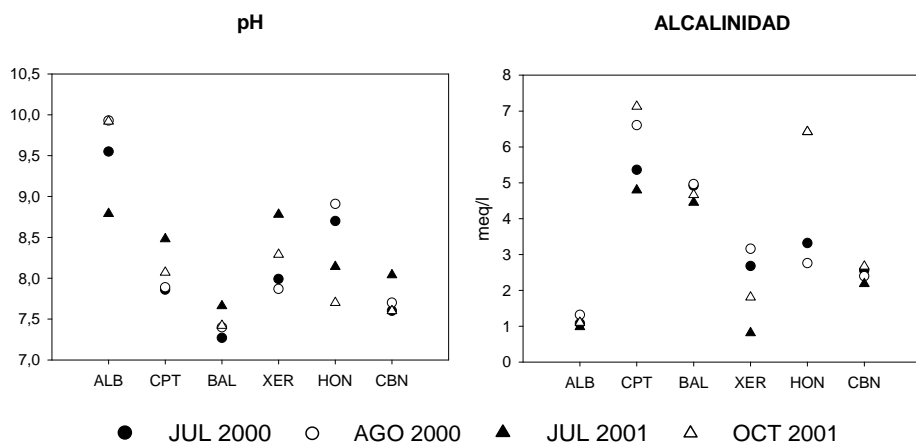


Figura 3.1.3. Medidas de pH y ALC en (meq/l) en el punto central de las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas muestreadas.

Los mayores valores de pH se registraron en la Albufera y los más bajos en Baldoví, las mayores variaciones en esta medida se registraron en Albufera y Hondo de Elche. Se observa que todos los valores de pH medidos están entre 7 y 10, por lo que según el método ECOFRAME, estas lagunas podrían quedar categorizadas en los estados ecológicos no afectados por la acidificación de las aguas.

Las alcalinidades más bajas se obtienen en ALB, son alcalinidades menores de 2 meq/l y tampoco se observa que varíen estacionalmente. Tampoco se observa una variabilidad en las medidas de alcalinidad de las lagunas de BAL y CBN. Las mayores variaciones en las medidas de alcalinidad ocurren en las lagunas de CPT, XER y HON y los valores más altos de alcalinidad se observan en CPT y HON en las medidas de octubre en el segundo año,

Las composiciones iónicas de estas lagunas muestran también diferencias entre ellas, reflejando las dos lagunas salobres mayor composición en sodio y en cloruros que el resto, (figura 3.1.4.).

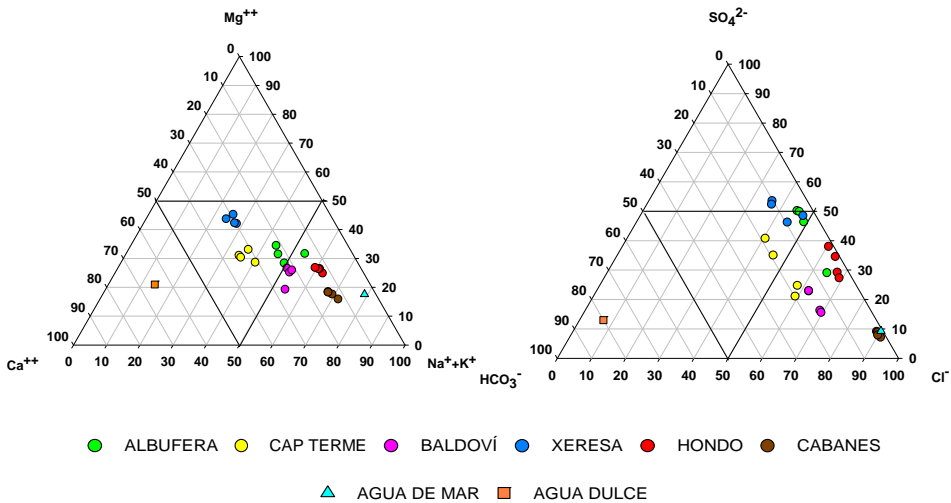


Figura 3.1.4. Diagramas ternarios en porcentajes de equivalentes de los principales aniones y cationes de las seis lagunas estudiadas. Cada laguna está representada por un color diferente y cada punto representa una medida de la composición iónica en el punto central en cada una de las cuatro fechas de muestreo. La composición standard de las aguas dulces está representada por un cuadrado naranja y la del agua de mar por un triángulo azul, según Margalef, 1974.

Los diagramas ternarios revelan la influencia marina en nuestros seis lagos de estudio. Son aguas de tipo clorurado y de tipo intermedio entre sulfatado y clorurado. CBN presenta similar composición aniónica que el agua de mar, mientras que HON posee mayor composición en sulfatos que CBN, siendo este porcentaje de sulfatos próximo al de cloruros. Las lagunas ALB y XER resultaron relativamente ricas en sulfatos.

El diagrama ternario de los cationes muestra que la concentración en calcio es mayor en XER y CPT. Por otra parte, ALB y BAL tienen similar composición en cationes. Con respecto a la suma de cationes monovalentes, las mayores concentraciones se obtuvieron en HON y CBN.

Se observa también en los dos diagramas ternarios como las dos lagunas con mayor conductividad, HON y CBN, poseen mayores porcentajes de cloruro y sodio y menores porcentajes de alcalinidad y calcio que el resto. Lo que indica que las proporciones relativas de estos iones varían en función de la salinidad.

Analizando en cada laguna las concentraciones de iones obtenidas en las cuatro fechas de muestreo en el punto central de cada una de ellas obtendríamos de mayor a menor concentración las siguientes composiciones iónicas, que son más o menos de un patrón parecido al agua marina: $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ y $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$.

La tabla 3.1.1., muestra que las lagunas más estables en su composición iónica son las salobres Hondo y Cabanes. En cambio, en las lagunas más “dulces” se observan cambios tanto en la composición aniónica como en la catiónica.

En la Albufera observamos una variación interanual en la composición de aniones, pero en las tres primeras fechas es una variación pequeña pues como se indica en la tabla, las concentraciones de cloruro y sulfato de estas tres fechas son muy similares. Sin embargo, el aumento de cloruro respecto al sulfato es más acentuado en la última fecha de muestreo, ya en otoño.

En la laguna de CPT se produce un aumento muy pronunciado de cloruros respecto de los sulfatos en las dos últimas fechas de muestreos y sobre todo en la medida de Octubre de 2001. Las concentraciones de los cationes son similares en las tres primeras fechas de muestreo y en la última correspondiente a Octubre se produce un aumento significativo de iones sodio.

En BAL, el anión y catión mayoritarios son el cloruro y el sodio respectivamente, pero los cambios en la composición de aniones se producen por la disminución de iones sulfato que se produce en el segundo año y que da

lugar a que se igualen a las concentraciones de bicarbonato. La composición de cationes solo se ve alterada en la primera fecha de muestreo del segundo año, porque la concentración de magnesio disminuye un poco y aumenta también un poco la de calcio.

Tabla 3.1.1. Composiciones iónicas en el punto central de las lagunas de estudio en las cuatro fechas de monitoreo. Concentraciones de los iones en meq/l.

LAGO	FECHAS	ANIONES	CATIONES
ALBUFERA	JUL 2000*	SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
	AGO 2000*		
	JUL 2001*	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	
	OCT 2001		
CAP DE TERME	JUL 2000**	Cl ⁻ =SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ =Ca ²⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺
	AGO 2000**	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
	JUL 2001**		Na ⁺ >Ca ²⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺
	OCT 2001***		Na ⁺ >Ca ²⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺
BALDOVÍ	JUL 2000	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
	AGO 2000		
	JUL 2001	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ =HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Ca ²⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺
	OCT 2001		Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
XERESA	JUL 2000****	SO ₄ ²⁻ >Cl ⁻ >HCO ₃ ⁻	Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >Na ⁺ >K ⁺
	AGO 2000****		
	JUL 2001****	SO ₄ ²⁻ =Cl ⁻ >HCO ₃ ⁻	
	OCT 2001		
HONDO	JUL 2000	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
	AGO 2000		
	JUL 2001		
	OCT 2001		
CABANES	JUL 2000	Cl ⁻ >SO ₄ ²⁻ >HCO ₃ ⁻	Na ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ >K ⁺
	AGO 2000		
	JUL 2001		
	OCT 2001		

*Las concentraciones de cloruro y sulfato son muy similares

** Las concentraciones de sodio, calcio y magnesio son muy similares

*** Las concentraciones de calcio y magnesio son muy similares

**** Las concentraciones de calcio y sodio son muy similares

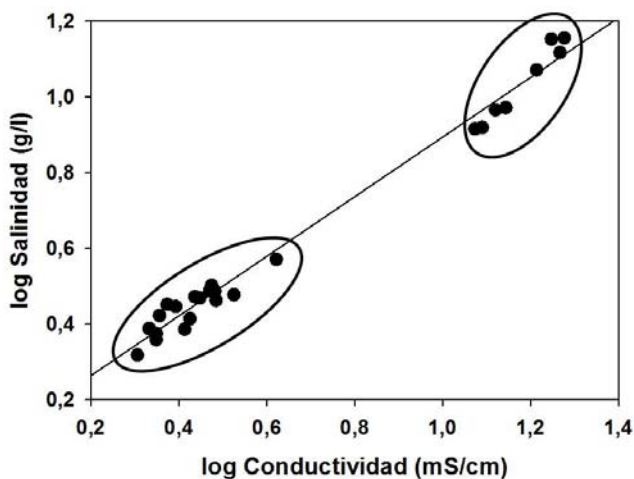
En XER, no hay aumento de cloruros en el segundo año, lo que ocurre en realidad en este segundo año es que las concentraciones de sulfato disminuyen y se igualan a las de cloruro. La composición catiónica se mantiene constante en las 4 fechas de muestreo y está dominada por el magnesio.

Si calculamos la salinidad total de estas lagunas como la suma (g/l) de los cationes y los aniones principales y las ordenamos de mayor a menor salinidad, obtenemos el Hondo como laguna más salobre y la Albufera como la de menor salinidad.

HON>CBN>CPT~BAL>XER>ALB

La relación con la conductividad es evidente y se ajusta a la fórmula de Bodelón *et al.* (1994) inferida para los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana:

$$\log (\text{SAL}) (\text{g/l}) = -0,175 + (1,0053 \times \log \text{COND} (\text{mS/cm}))$$



$$\log (\text{SAL}) (\text{g/l}) = 0,106 + (0,788 \times \log \text{COND} (\text{mS/cm}))$$

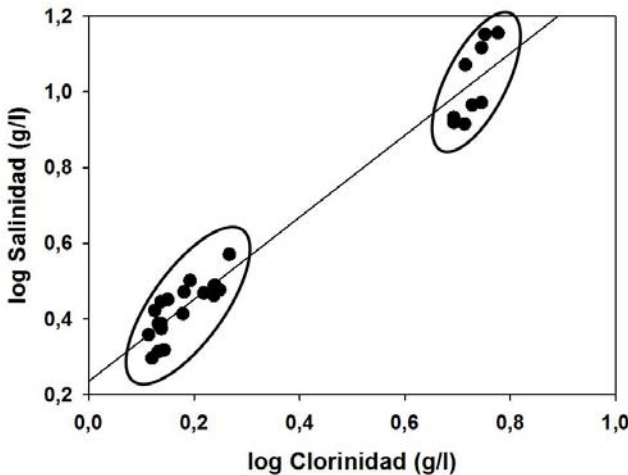
Coefficiente de correlación: 0,994, P valor: 1,628E-025, n° de muestras: 27

Figura 3.1.5. Regresión lineal y correlación de Pearson entre la salinidad y la conductividad, en las lagunas ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas de estudio. Además del punto central, se consideran puntos adicionales en las lagunas ALB, BAL y CBN. Las variables han sido normalizadas en logaritmos. La correlación es significativa y las variables tienden a incrementar juntas para valores de $P < 0,05$ con correlación positiva, son significativas y una variable tiende a aumentar y la otra a decrecer para valores de $P < 0,05$ con correlación negativa. Para valores de $P > 0,05$, no hay relación significativa entre las variables.

No hay mucha diferencia en los puntos estudiados entre las salinidades obtenidas mediante la fórmula de Bodelón *et al.*, (1994) y las obtenidas mediante la suma de cationes más aniones, que además estas últimas, están dentro de las bandas de confianza estimadas a partir de la conductividad que se muestran en el anexo 3.

Además de la relación de la conductividad con la salinidad se estudiará la de otras variables, como son, la clorinidad y la alcalinidad, muy relacionadas con la salinidad, (figuras 3.1.6. y 3.1.7.).

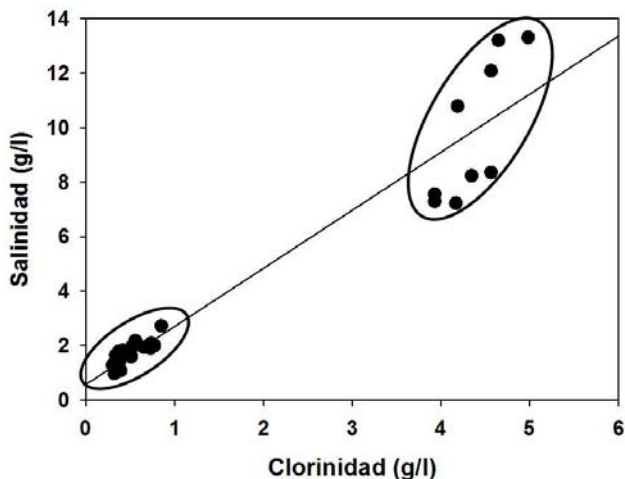
(a)



(a) $\log(\text{SAL})(\text{g/l}) = 0,235 + (1,083 \times \log \text{Cl}(\text{g/l}))$

Coefficiente de correlación: 0,983; P valor: 5,287E-022; n° de muestras: 30

(b)



(b) $SAL (g/l) = 0,576 + 2,131 \times Cl (g/l)$

Coefficiente de correlación: 0,963; P valor: 1,783E-017; n° de muestras: 30

Figura 3.1.6. Regresiones lineales y correlaciones de Pearson entre la salinidad y la clorinidad en las lagunas ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas de estudio. Además del punto central, se consideran puntos adicionales en las lagunas ALB, BAL y CBN. Las variables han sido normalizadas en logaritmos en (a).

Podemos comparar la relación obtenida con nuestras muestras con la fórmula de Knudsen (1902):

$$S (\%) = 0,03 + 1,805 * Cl (g/l)$$

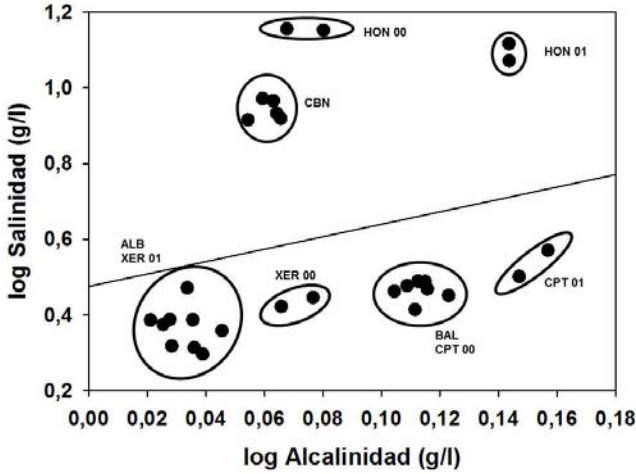
O con la relación obtenida por Bodelón *et al.*, (1994) para las aguas del Parque Nacional de Doñana:

$$S (\%) = 0,24 + 1,732 * Cl (g/l)$$

Como estas dos últimas ecuaciones han sido obtenidas sin transformar los datos en logaritmos, realizamos además una relación de nuestros datos sin transformar a logaritmos, quedando la relación según se muestra en la figura 3.1.6. (b).

En la figura 3.1.7., se representa la relación entre salinidad y alcalinidad:

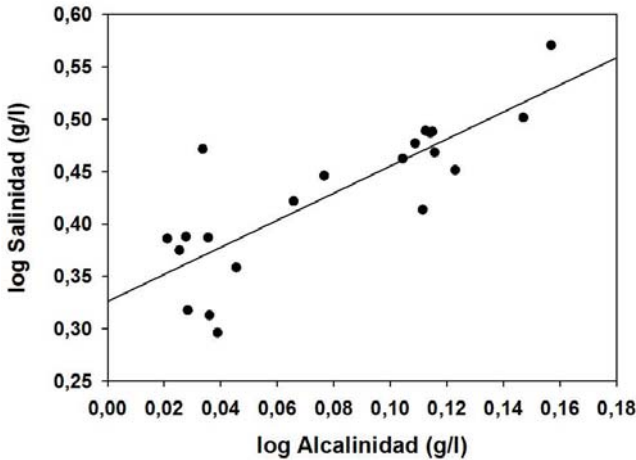
(a)



(a) $\log \text{SAL}(\text{g/l}) = 0,475 + 1,641 \times \log \text{ALC} (\text{g/l})$

Coefficiente de correlación: 0,237; P valor: 0,207; n° de muestras: 30

(b)



(b) $\log \text{SAL}(\text{g/l}) = 0,326 + 1,291 \times \log \text{ALC} (\text{g/l})$

Coefficiente de correlación: 0,819; P valor: 0,00000563; n° de muestras: 21

Figura 3.1.7. Regresiones lineales y correlaciones de Pearson entre la salinidad y la alcalinidad en las lagunas ALB, CPT, BAL, XER, HON y CBN (a) y en ALB, CPT, BAL y XER (b) en las cuatro fechas de estudio. Además del punto central, se consideran puntos adicionales en las lagunas ALB, BAL y CBN. Las variables han sido normalizadas en logaritmos y se distingue entre los años 2000 y 2001 solamente en aquellas lagunas que existe variación interanual en las regresiones estudiadas.

Se observa una gran correlación entre la salinidad y la clorinidad, no es así en el caso de la salinidad y la alcalinidad, no existiendo relación significativa entre ambas. En las figuras 3.1.5. y 3.1.6., se distingue claramente entre las lagunas “dulces” con alrededor de 2 g/l de salinidad y valores logarítmicos entre 0,2 y 0,6 y las lagunas “saladas” con salinidades comprendidas entre 6 y 14 g/l y valores logarítmicos entre 0,8 y 1,2. Por otro lado, en la regresión de la salinidad frente a la alcalinidad (figura 3.1.7.) vemos la poca contribución de los carbonatos y bicarbonatos a la mineralización de estas aguas frente a los aniones cloruro y sulfato y como la importancia relativa del bicarbonato decrece con la salinidad. Por ello hay que considerar los dos grupos de lagunas aparte. En la regresión entre la salinidad y la alcalinidad con solo las lagunas oligohalinas, figura 3.1.7. (b), aumenta la correlación entre ambas variables llegando a ser significativa. Por otro lado, la alcalinidad está muy influenciada por otros factores, disminuye con la actividad fotosintética del plancton y los macrófitos y con la temperatura y evaporación de las aguas en verano.

VARIABLES RELACIONADAS CON EL NIVEL TRÓFICO

Transparencia, color del agua, sólidos en suspensión y clorofila

Las lagunas estudiadas son todas ellas de escasa profundidad, por ello, los valores del disco de Secchi dieron un resultado de visión del fondo en la mayoría de las lagunas debido a que la profundidad de visión del disco es superior a la profundidad de la columna de agua. Solo en dos de ellas, por ser excepcionalmente turbias se pudieron obtener valores del disco de Secchi: ALB donde los valores oscilaron entre 0,18 m y 0,37 m y en la de CPT donde

variaron entre 0,40 m y 0,63 m. Estos resultados son una buena indicación de las diferencias de transparencia del agua en las lagunas, pero se requiere una medida más precisa que obtuvimos con el cálculo de los coeficientes de extinción de la luz utilizando medidas fotométricas de la penetración de la luz (PAR) a lo largo del perfil vertical. Los valores del coeficiente de extinción del primer año fueron los siguientes: ALB presentó un coeficiente de $8,16 \text{ m}^{-1}$ en julio y $5,99 \text{ m}^{-1}$ en agosto, el de CPT fue $6,9 \text{ m}^{-1}$ en julio, en BAL, $1,38 \text{ m}^{-1}$ en julio y $1,25 \text{ m}^{-1}$ en agosto, en XER $1,32 \text{ m}^{-1}$ se calculó en julio, en HON $0,61 \text{ m}^{-1}$ en julio y por último en CBN se calculó $1,18 \text{ m}^{-1}$ en julio y $1,61 \text{ m}^{-1}$ en agosto. Los valores del coeficiente de extinción de la luz diferenciaron también dos lagunas muy turbias ALB y CPT, con coeficientes de extinción destacadamente mucho mayores que en las demás lagunas.

Las medidas de ABS a 400 nm (figura 3.1.8.) se utilizan como indicadoras del carácter distrófico del sistema, es decir es un indicador del color del agua, debido principalmente a la materia orgánica disuelta, en forma de sustancias húmicas (ácidos húmicos, fúlvicos y huminas).

	ABS 400 nm	COLOR	CLASE
ALB	0,07-0,1	MODERADO	3
CPT	0,12-0,19	CONSIDERABLE	4
BAL	0,01	INSIGNIFICANTE	1
XER	0,08-0,14	MODERADO- CONSIDERABLE	3-4
HON	0,12-0,20	CONSIDERABLE	4
CBN	0,05	DÉBIL-MODERADO	2-3

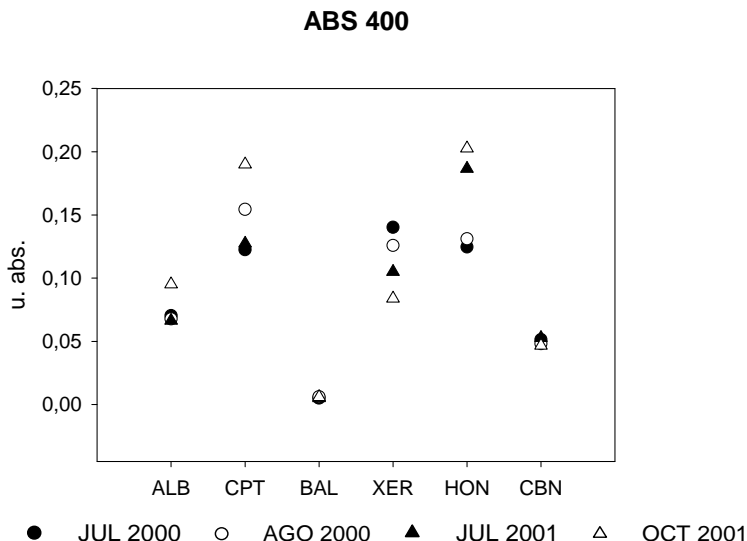


Figura 3.1.8. Absorbancia espectrofotométrica a 400 nm en (u. abs.) en el punto central de las seis lagunas de estudio y clasificación del color del agua de acuerdo con la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Suecia (2003). ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES)

En BAL se observaron valores tan bajos de Abs a 400 nm, que indican que los compuestos húmicos de sus aguas son insignificantes, debido sin duda a su alimentación subterránea con una tasa alta de renovación del agua. Las demás tienen valores moderados según las clasificaciones de color del agua de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Suecia (2003), que en algunas, como XER; CPT y HON pueden alcanzar valores altos en determinadas épocas del año. En XER, se observa como esta medida disminuye en el segundo año de monitoreo. En cambio, en las lagunas de CPT y HON, hay un aumento sobre todo en la medida de Octubre del segundo año, seguramente debido a la descomposición de los macrófitos ocurrida en estas lagunas, ya que como se muestra más adelante en la tabla 3.1.4, no se encontraron macrófitos en los muestreos de Octubre de estas dos lagunas. En la tabla 3.1.2., se muestra el contenido en ácidos húmicos según Mäekivi & Arst (1995) y su clasificación

según los 3 tipos propuestos (<6 mg.l⁻¹ claro, 6-12 mg.l⁻¹ amarillo, >12 mg.l⁻¹ marrón).

Tabla 3.1.2. Intervalo de concentraciones de compuestos húmicos (mg/l) a partir de las Absorbancias a 400 nm en los puntos centrales de las seis lagunas de estudio y clasificaciones de color de acuerdo a la fórmula de Mäekivi & Arst (1995).

	HC (mg/l)	Clasificación (Mäekivi & Arst)
ALB	3,41-4,88	CLARO
CPT	6,28-9,74	AMARILLO
BAL	0,26-0,31	CLARO
XER	4,3-7,19	CLARO-AMARILLO
HON	6,4-10,4	AMARILLO
CBN	2,4-2,7	CLARO

La transparencia depende en gran medida de los sólidos en suspensión, que pueden estar constituidos en un alto porcentaje por el fitoplancton. Los sólidos totales en suspensión (TSS) muestran mayor concentración y mayor variabilidad en las lagunas de ALB, CPT y HON (figura 3.1.9.). En CBN las concentraciones fueron un poco mayores que en XER y BAL.

Por otro lado, las concentraciones más elevadas de CHL *a* (figura 3.1.9.) fueron medidas en ALB y las más bajas en CBN. En BAL, las concentraciones de CHL *a* decrecieron en el segundo año, mientras que en el HON estas concentraciones se incrementaron. Las medidas más pequeñas de CHL *a* se registraron en Octubre de 2001 en todas las lagunas excepto en ALB y HON.

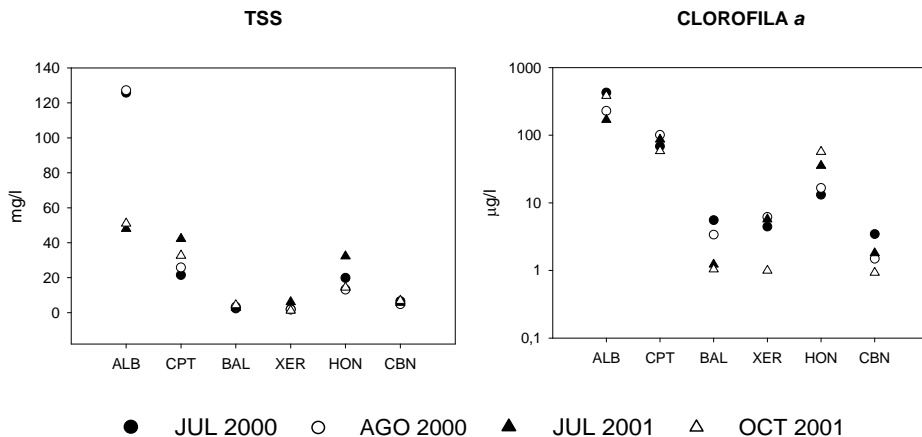
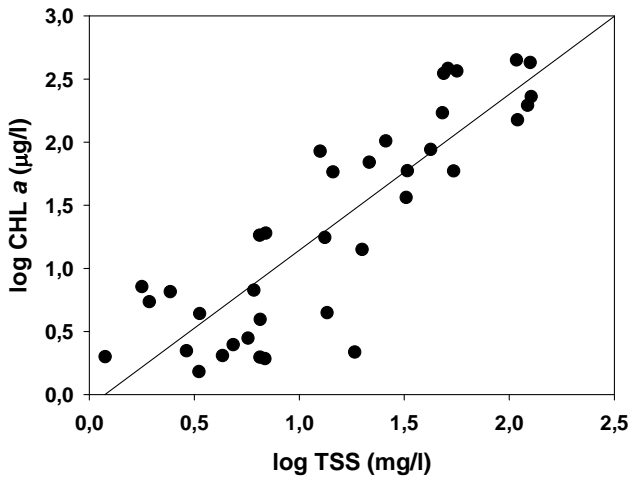


Figura 3.1.9. Medidas de los sólidos totales en suspensión (TSS) en mg/l y de CHL a ($\mu\text{g/l}$) en el punto central de las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas muestreadas.

Se distinguen 3 grupos de lagunas según las medidas de CHL a obtenidas, por un lado, Baldoví, Xeresa y Cabanes con concentraciones menores de $10 \mu\text{g/l}$, un grupo intermedio constituido por Cap de Terme y Hondo con concentraciones de 10 a $100 \mu\text{g/l}$ y la Albufera con concentraciones siempre superiores a $100 \mu\text{g/l}$.

Se estudia la relación entre los sólidos en suspensión y la clorofila con el fin de conocer si existe una relación entre ellos y tratar de evaluar la importancia de la fracción debida al fitoplancton.

La relación de la clorofila a del fitoplancton con los sólidos totales en suspensión (Fig. 3.1.10.) es significativa y nos muestra como las dos variables tienden a incrementar juntas y los mayores valores de ambas variables se obtienen en la Albufera.



Coefficiente de correlación: 0,861; P valor: 7,993E-012; n° de muestras: 37

Figura 3.1.10. Regresión lineal y correlación de Pearson de los valores de CHL a y de TSS medidos en las seis lagunas de estudio ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas muestreadas.

Sin embargo si estudiamos con detalle las relaciones para las muestras tomadas en una sola laguna, como la laguna de la Albufera, que muestra una gran variabilidad en los TSS (Fig. 3.1.9.) hay claras discrepancias de las variaciones en el tiempo de los dos parámetros, fruto de los procesos que tienen lugar en este lago en las diferentes épocas del año. Se observa que en Agosto del primer año, los valores de TSS se mantienen prácticamente iguales a los del primer muestreo de Julio mientras que los valores de CHL *a* disminuyen prácticamente a la mitad en el centro y menos de la mitad en el resto de puntos (tabla 1, anexo 2). En cambio, los valores de CHL *a* de Octubre son muy elevados, casi 400 µg/l, mientras que los valores de TSS disminuyen mucho en esta fecha (tabla 1, anexo 2). De un año a otro, hay mucha disminución en las concentraciones de TSS en la laguna de la Albufera, mientras que la variabilidad en las

concentraciones de CHL *a* medidas en esta laguna es bastante menor, por lo que no siempre hay una gran correlación entre TSS y CHL *a* en esta laguna.

En las otras lagunas no existe tanta variación. Por otro lado, si eliminamos todos los valores correspondientes a la Albufera y no consideramos esta laguna en la regresión, obtenemos un CC: 0,738, el P valor: 0,0000113 para n: 27, lo que quiere decir que los cambios estacionales de la Albufera no influyen en la regresión global, es más la regresión global es más significativa si se consideran las muestras de la Albufera en ella.

Nutrientes

Se midieron las concentraciones totales de los nutrientes principales N y P, así como las concentraciones del fósforo reactivo soluble y del nitrógeno inorgánico disuelto.

Las mayores concentraciones de PT se observan en la laguna de la Albufera (ALB), seguidas por las medidas en CPT. El PT y el P particulado aumentan en el segundo año en ALB, CPT, y las salobres HON y CBN, pero en XER y BAL disminuyen ambas formas de P, (tabla 3.1.3.).

Se observa además en dicha tabla, un aumento en las concentraciones de NT y N orgánico de un verano al siguiente en todas las lagunas aunque los aumentos más pronunciados fueron en las lagunas de CPT, HON y CBN. De los valores que se muestran de NT-DIN, se observa que en el Ullal del Baldoví casi todo el NT es DIN, especialmente nitrato, en cambio, en el resto de lagunas, el NT es prácticamente todo N orgánico, sobre todo en la Albufera.

En el segundo año de estudio, desde verano a otoño, las concentraciones de PT disminuyeron en las lagunas ALB, CPT, HON y CBN y aumentaron en BAL y XER.

Tabla 3.1.3. Concentraciones de NT y PT en (mg/l), relaciones N:P, DIN:PRS y DIN:PT (relaciones en peso) y valores de N orgánico y P particulado en (mg/l) de las seis lagunas de estudio en el punto central de las mismas. En las relaciones DIN:PRS marcadas con asterisco se ha utilizado la concentración mínima detectable del método de análisis del PRS

		JUL 2000	AGO 2000	JUL 2001	OCT 2001
ALBUFERA	NT (mg/l)	6,55	5,73	7,45	6,21
	PT (mg/l)	0,450	0,250	0,376	0,251
	NT:PT	15:1	23:1	20:1	25:1
	DIN:PRS	n.d.	5,31	5,15	1,89
	DIN:PT	n.d.	0,16	0,12	0,14
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	5,68	7,41	6,18
	PT-PRS (mg/l)	0,444	0,242	0,367	0,233
CAP DE TERME	NT (mg/l)	2,16	2,40	6,39	1,51
	PT (mg/l)	0,084	0,115	0,140	0,117
	NT:PT	26:1	21:1	46:1	13:1
	DIN:PRS	n.d.	35,17	262,20	7,81
	DIN:PT	n.d.	1,47	6,99	0,14
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	2,23	5,41	1,49
	PT-PRS (mg/l)	0,079	0,110	0,136	0,115
BALDOVI	NT (mg/l)	7,47	7,49	8,51	7,38
	PT (mg/l)	0,031	0,028	0,013	0,017
	NT:PT	243:1	268:1	666:1	443:1
	DIN:PRS	n.d.	7151,10*	3779,53	2024,78
	DIN:PT	n.d.	255,53	600,69	420,36
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	0,34	0,84	0,37
	PT-PRS (mg/l)	0,029	0,027	0,011	0,013
XERESA	NT (mg/l)	1,53	1,57	3,23	1,38
	PT (mg/l)	0,010	0,013	0,011	0,018
	NT:PT	160:1	117:1	307:1	77:1
	DIN:PRS	n.d.	28,88*	166,77	0,40*
	DIN:PT	n.d.	2,16	18,75	0,02
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	1,54	3,03	1,38
	PT-PRS (mg/l)	0,009	0,012	0,009	0,017

		JUL 2000	AGO 2000	JUL 2001	OCT 2001
HONDO	NT (mg/l)	2,82	3,87	11,00	5,14
	PT (mg/l)	0,060	0,060	0,089	0,089
	NT:PT	47:1	65:1	124:1	58:1
	DIN:PRS	n.d.	6,95	1,94	20,52
	DIN:PT	n.d.	0,46	0,09	0,68
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	3,85	10,99	5,08
	PT-PRS (mg/l)	0,058	0,056	0,085	0,086
CABANES	NT (mg/l)	1,80	1,02	6,30	3,29
	PT (mg/l)	0,010	0,009	0,014	0,011
	NT:PT	180:1	113:1	461:1	291:1
	DIN:PRS	n.d.	29,89	5,89	219,00*
	DIN:PT	n.d.	3,42	0,95	19,39
	NT-DIN (mg/l)	n.d.	0,99	6,29	3,07
	PT-PRS (mg/l)	0,009	0,008	0,011	0,010

La tendencia del P particulado en estas lagunas de verano a otoño es igual a la del PT excepto en HON, donde se produce un pequeño aumento de P particulado. Por lo que respecta al NT y N orgánico, estos disminuyen en todas las lagunas estudiadas. Las disminuciones de NT y N orgánico más acentuadas se dan en HON y CPT.

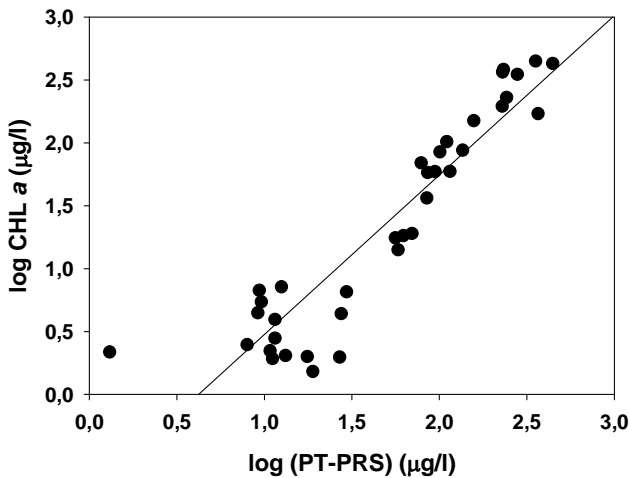
La relación NT:PT se ha considerado indicadora de cuál de estos nutrientes es el limitante del crecimiento del fitoplancton. Se han dado valores de esta relación en masa entre 14 (Downing & McCauley, 1992) y 23 (Guildford & Hecky, 2000) como umbrales indicadores del comienzo de una limitación por el fósforo para el fitoplancton. Aunque esta es la relación más frecuentemente estudiada es interesante también analizar las diferentes relaciones considerando separadamente las fracciones orgánica e inorgánica.

A partir de las relaciones mostradas en la tabla 3.1.3., vemos como, de un verano al verano del año siguiente, aumentan bastante las relaciones NT:PT en todas las lagunas excepto en ALB, donde en ambos veranos son muy parecidas.

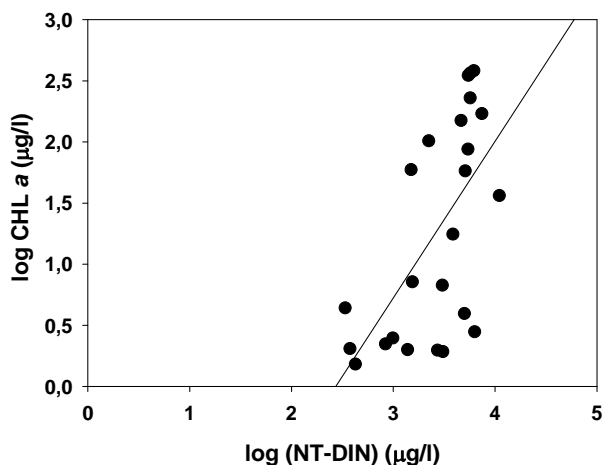
Las relaciones DIN:PRS aumentan mucho en CPT y XER, disminuyen en BAL, HON y CBN y muy ligeramente en ALB. La tercera relación estudiada, DIN:PT, aumenta en CPT, BAL y XER y disminuye en ALB, HON y CBN.

Entre octubre y el verano hay notables diferencias con respecto de un verano al siguiente, la razón NT:PT disminuye en todas las lagunas excepto en ALB, en la que aumenta. La relación DIN:PRS disminuye en todas las lagunas dulces y aumenta en las dos salobres y por último, la relación DIN:PT disminuye en CPT, BAL y XER y aumenta en ALB, HON y CBN.

Las regresiones entre la CHL *a* y el P particulado y el N orgánico para evaluar la relación entre la clorofila del fitoplancton y estas variables se muestran en la figura 3.1.11.



Coefficiente de correlación: 0,922; P valor: 4,995E-016; n° de muestras: 37



Coefficiente de correlación: 0,627; P valor: 0,00105; n° de muestras: 24

Figura 3.1.11. Regresiones lineales y correlaciones de Pearson de los valores de CHL a y los valores de N orgánico en (mg/l) y P particulado en (mg/l) medidos en las seis lagunas de estudio ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas muestreadas. En las regresiones además de los puntos centrales, se han tenido en cuenta puntos adicionales en las lagunas ALB, BAL y CBN.

Se observa una gran correlación entre la clorofila *a* del fitoplancton y el P particulado, siendo menor la correlación entre la clorofila *a* y el N orgánico, ya que éste está muy influenciado por los detritus provenientes de los macrófitos y probablemente en menor importancia por el fitoplancton, que tiene una relación N:P mucho más baja que los macrófitos, la relación de Redfield del fitoplancton es 16:1 (Harris, 1986) mientras que en los macrófitos en lagos oligotróficos es 30:1 (Gerloff and Krombholz, 1966), ambas relaciones molares.

Por otro lado, las concentraciones de silicato (figura 3.1.12.) muestran mayor variabilidad entre muestreos en las lagunas de CPT, XER y HON. Las mayores concentraciones se observan en las medidas de otoño del segundo año en CPT y HON. Por el contrario, las concentraciones más pequeñas son las del segundo año en XER.

SILICATOS

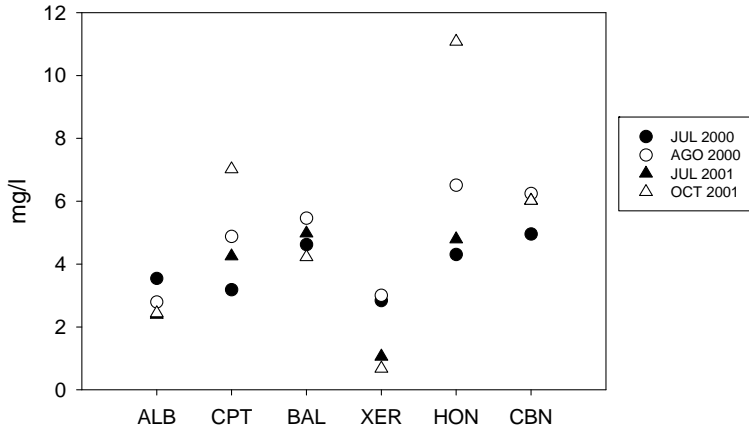


Figura 3.1.12. Concentraciones de Si en (mg/l) en el punto central de las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas muestreadas.

Se observó una gran diferencia en las proporciones de los nutrientes principales entre las lagunas salobres y las dulces. En la figura 3.1.13., se aprecia como en las lagunas ALB y BAL, las proporciones relativas de los nutrientes de P, N y Si son muy similares en todos los puntos estudiados. En cambio, en la laguna de Xeresa (Rini) las proporciones son similares dentro del mismo año de muestreo y varían de un año a otro, en el segundo año aumenta bastante la proporción de N pero disminuye también bastante la de silicato. Las lagunas saladas se diferencian en que las proporciones de Si son mayores y las de N y P menores con respecto a las dulces, sobre todo en Cabanes, además en esta laguna hay una gran variabilidad en los valores obtenidos, en el punto central como se puede apreciar también en la tabla 3.1.3., el NT aumenta mucho de un año a otro, en cambio, el silicato de un año al siguiente disminuye un poco menos de la mitad. El HON no es tan variable y la variabilidad en las proporciones que ocurre de un año al siguiente es similar a lo que ocurría en CPT. En ambas lagunas, el N aumenta considerablemente de un verano al siguiente, para disminuir

drásticamente en el muestreo de otoño del segundo año. Por el contrario la concentración de silicato aumenta bastante en los muestreos de otoño de estas dos lagunas, sin duda debido al reciclaje y/o al Si aportado por las aguas subterráneas influentes tras las lluvias de otoño.

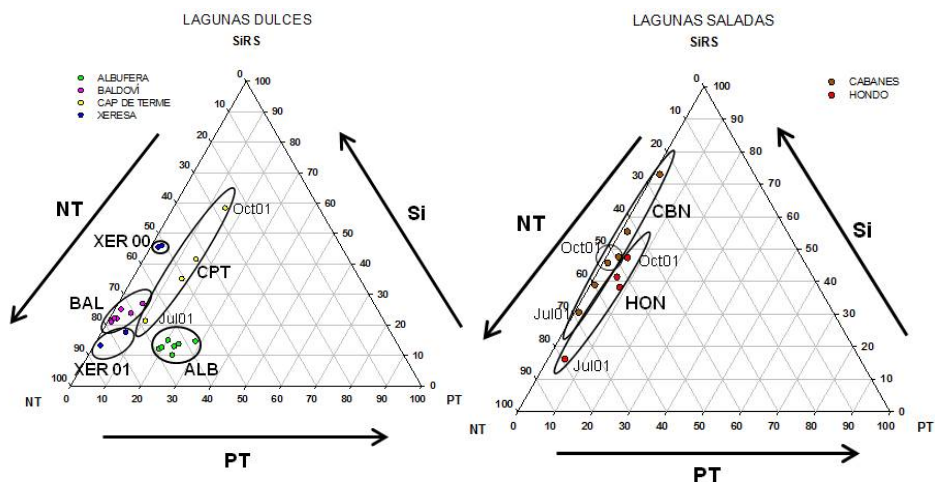


Figura 3.1.13. Diagramas triangulares de proporciones de PT, NT y SiRS (μM) en las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las cuatro fechas de monitoreo. Además de los puntos centrales de las lagunas, se consideran puntos adicionales en las lagunas ALB, BAL y CBN. Las concentraciones en μM de PT, NT y SiRS han sido normalizadas según la relación molar $\text{NT}:\text{PT}:\text{SiRS} = 16:1:17$ y convertidas en proporciones o tantos por cien.

Oxígeno disuelto

Mostramos por último en este apartado, las medidas de una variable muy relacionada con el estado trófico como es la medida de oxígeno disuelto.

La figura 3.1.14., muestra las concentraciones y porcentajes de saturación de oxígeno disuelto en los dos veranos de estudio (no se dispone de las fechas de octubre del segundo año). Se observa menor variabilidad en las concentraciones medidas y valores más bajos en las lagunas Baldoví, Xeresa y Cabanes. En cambio, los valores más grandes de oxígeno disuelto corresponden a las lagunas

Albufera, Cap de Terme y Hondo que tienen una población mayor de fitoplancton. En la Albufera y el Hondo, las concentraciones más altas de O₂ se registran en el primer año y las más bajas en verano del segundo año, por el contrario en Cap de Terme, la mayor concentración se registró en el verano del segundo año. Aunque las medidas de esta variable dependen mucho de la hora de medición (capítulo 3.5.), que fue normalmente a primera hora de la tarde, se observa que están muy relacionadas con los procesos fotosintéticos del fitoplancton, perifiton y macrófitos en estas lagunas. Los valores de sobresaturación del oxígeno tan elevados indican la gran magnitud de la producción primaria en dichos ecosistemas.

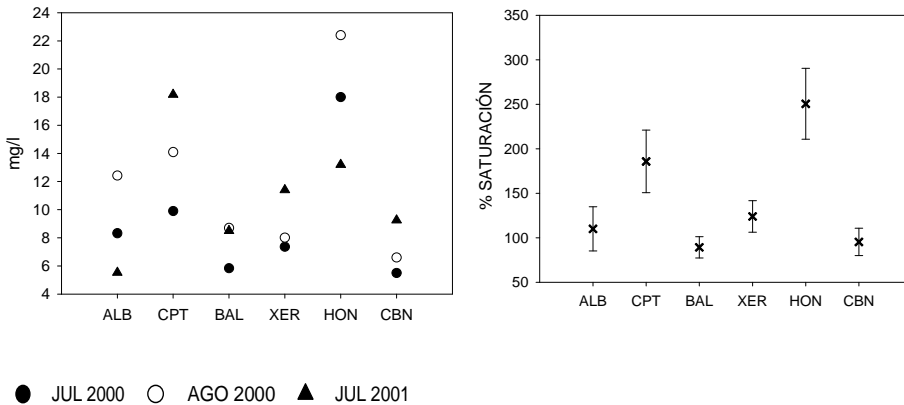


Figura 3.1.14. Medidas de O₂ disuelto en (mg/l) y en % de saturación en el punto central de las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en las tres primeras fechas de estudio.

MACRÓFITOS

Todas estas lagunas tienen una cobertura de macrófitos con excepción de la Albufera. En el periodo de estudio, la biomasa de estos macrófitos varió mucho, así como la concentración de clorofila *a* del epifiton que se muestra en la tabla 3.1.4. Los macrófitos reseñados en la tabla 3.1.4., son los que se encontraban en mayor proporción.

Hubo un decrecimiento en el número de especies de macrófitos recogidos en el área de prospección en el verano del segundo año en todos los lagos, aunque la cobertura era mayor, excepto en el HON. En HON solo una pequeña cantidad de macrófitos fue recolectada en Julio del segundo año y estos macrófitos estaban muy dañados debido a que la cuenca había sido recientemente drenada por los agricultores de la zona.

Tabla 3.1.4. Especies de macrófitos y CHL a del perifiton de las seis lagunas de estudio, ALB (ALBUFERA), CPT (CAP DE TERME), BAL (BALDOVÍ), XER (XERESA), HON (HONDO DE ELCHE) y CBN (CABANES) en tres fechas de estudio. Los macrófitos fueron recolectados mediante un muestreador Kornijow por la Dra. Susana Romo. Para el estudio de macrófitos, los lagos se inspeccionaban en su totalidad. La abundancia se ha categorizado como 0: sin plantas, 1: plantas visibles pero escasas, escasa muestra en 1 rastrillo, 2: plantas presentes, recolección de 2 rastrillos y las plantas no interferían en el movimiento de la barca y 3: plantas presentes, recolección de 3 rastrillos y las plantas si interferían en el movimiento de la barca.

Lago	Fecha	Macrófito	Epifiton (µg/g.d.w.)	Abundancia
ALBUFERA (ALB)	2000/2001	Sin macrófitos	-----	0/0
CAP DE TERME (CPT)	Jul. 2000	<i>Potamogeton pectinatus</i> L	136.93	3
		<i>Potamogeton crispus</i> L.	357.34	
		<i>Nymphaea alba</i> L.	54.81	
		<i>Ceratophyllum submersum</i> L	345.77	
		<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	354.07	
	Jun 2001	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	94.08	2
		<i>Ceratophyllum submersum</i> L	690.11	
		<i>Nymphaea alba</i> L.	18.91	
	Oct 2001	Sin macrófitos	-----	-----
BALDOVÍ (BAL)	Jul 2000	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	221.80	2
		<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	430.14	
	Jun 2001	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	218.04	2
		<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	59.61	
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	101.11	
	Oct 2001	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	687.82	-----

Lago	Fecha	Macrófita	Epifiton (µg/g.d.w.)	Abundancia
XERESA RINI (XER)	Jul 2000	<i>Utricularia australis</i> R. Br.	784.50	2
		<i>Chara hispida</i> L.	169.43	
		<i>Nymphaea alba</i> L.	17.86	
		<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	104.51	
	Jun 2001	<i>Utricularia australis</i> R. Br.	1181.89	2
		<i>Chara hispida</i> L.	n.d.	
		<i>Nymphaea alba</i> L.	26.26	
Oct 2001	<i>Chara hispida</i> L.	107.35	-----	
HONDO (HON)	Jul 2000	<i>Chara báltica</i> Bruz.	411.84	3
		<i>Ruppia cirrhosa</i> (Petagna) Grande	3852.92	
		<i>Najas marina</i> L.	1309.98	
	Jul 2001	<i>Chara báltica</i> Bruz.	139.46	2
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	188.47	
	Oct 2001	Sin macrófitos	-----	-----
CABANES (CBN)	Jul 2000	<i>Chara báltica</i> Bruz.	69.22	1
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	54.07	
		<i>Ruppia marítima</i> L.	48.81	
	Jun 2001	<i>Chara báltica</i> Bruz.	67.80	2
		<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	191.88	
	Oct 2001	<i>Chara báltica</i> Bruz.	70.33	-----
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.		311.89		

En el muestreo de Octubre de 2001, no se encontraron macrófitos sumergidos en HON y en CPT. Sin embargo, *Chara hispida* en XER y CBN, *Myriophyllum spicatum* en BAL y *Potamogeton pectinatus* en CBN persistieron en el otoño del segundo año de muestreo.

La clorofila del epifiton (tabla 3.1.4.), presentó los valores más altos en alguna de las plantas acuáticas, tales como *Utricularia*, *Ruppia* y *Najas*, mientras que *Nymphaea alba* mostró los valores más bajos. En el primer año, en HON se midió gran concentración de clorofila del epifiton en las plantas acuáticas, en cambio en el segundo año hubo un decrecimiento. En XER y CBN, *Utricularia*

y *Potamogeton* respectivamente mostraron un aumento en la clorofila del epifiton en el segundo año de estudio.

APLICACIÓN DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, CALIDAD DE LAS AGUAS Y COMPARACIÓN CON EL MÉTODO ECOFRAME

Estas lagunas fueron escogidas como ejemplo de un gradiente de estado trófico para ser comparadas con otras lagunas en el proyecto europeo ECOFRAME. Para comparar los resultados del método ECOFRAME con otros índices tróficos, mostramos en la tabla 3.1.5., los resultados y clasificaciones según obtuvimos en el proyecto ECOFRAME de estado trófico, la calidad de las aguas y el estado ecológico de nuestras lagunas de estudio y su clasificación tras aplicar los índices de Carlson y Vollenweider.

Los índices de estado trófico (TSI-P) y (TSI-CHL *a*) han sido calculados mediante la concentración del PT (fósforo total) y la concentración de CHL *a* (clorofila *a*) y nos clasifican nuestras lagunas de estudio en diferentes estados tróficos: ALB y CPT como hipereutróficos, HON como eutrófico, BAL y XER como lagos mesotróficos y CBN como oligo-mesotrófico. En el segundo año, los TSI son similares al primer año en ALB y CPT, en XER se observa una ligera disminución del estado trófico de un año a otro mientras que en BAL esta disminución es más acusada sugiriendo una mejora en la calidad del agua. En CBN hay un ligero aumento del estado trófico de un año a otro, en cambio, en HON, el aumento del estado trófico en el segundo año es más grande.

*Tabla 3.1.5. Valores del índice de ESTADO TRÓFICO (TSI), (Carlson 1977) calculados mediante los valores de CHL *a* del fitoplancton en (mg/m³) y de PT en (mg/m³), del índice TRIX calculado mediante los valores de CHL *a* (µg/l), PRS (µg/l), DIN (µg/l) y DO (% de saturación) (Vollenweider et al., 1998), y ESTADO ECOLÓGICO según el método ECOFRAME, mediante las variables PT (µg/l), NT (mg/l) y CHL *a* (µg/l).*

		ESTADO ECOLÓGICO MÉTODO ECOFRAME			ÍNDICES CARLSON		ÍNDICE VOLLEN WEIDER
		PT (µg/l)	NT (mg/l)	CHL <i>a</i> (µg/l)	TSI-PT	TSI-CHL <i>a</i>	TRIX
ALBUFERA	AGO 00	>150 MALO	>1,5 POBRE/ MALO	>51 MALO	83,8 (>70) HIPER- EUTRÓF.	83,9 (>70) HIPER- EUTRÓF.	6,8 (6 a 8) POBRE
	JUL 01	>150 MALO	>1,5 POBRE/ MALO	>51 MALO	89,6 (>70) HIPER- EUTRÓF.	81 (>70) HIPER- EUTRÓF.	6,5 (6 a 8) POBRE
	OCT 01	>150 MALO	>1,5 POBRE/ MALO	>51 MALO	83,8 (>70) HIPER- EUTRÓF.	88,9 (>70) HIPER- EUTRÓF.	n.d.
CAP DE TERME	AGO 00	101-150 POBRE	>1,5 POBRE/ MALO	>51 MALO	72,6 (>70) HIPER- EUTRÓF.	75,9 (>70) HIPER- EUTRÓF.	7,0 (6 a 8) POBRE
	JUL 01	101-150 POBRE	>1,5 POBRE/ MALO	>51 MALO	75,4 (>70) HIPER- EUTRÓF.	74,4 (>70) HIPER- EUTRÓF.	7,6 (6 a 8) POBRE
	OCT 01	101-150 POBRE	1,5 MOD./ POBRE	>51 MALO	72,8 (>70) HIPER- EUTRÓF.	70,5 (>70) HIPER- EUTRÓF.	n.d.
BALDOVÍ	AGO 00	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	52,2 (35-55) MESO- TRÓFICO	42,6 (35-55) MESO- TRÓFICO	4,7 (4 a 5) BUENO
	JUL 01	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	40,9 (35-55) MESO- TRÓFICO	32,6 (25-35) OLIGO- TRÓFICO	5,1 (5 a 6) MODE- RADA
	OCT 01	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	44,7 (35-55) MESO- TRÓFICO	31,0 (25-35) OLIGO- TRÓFICO	n.d.

		ESTADO ECOLÓGICO MÉTODO ECOFRAME			ÍNDICES CARLSON		ÍNDICE VOLLEN WEIDER
		PT (µg/l)	NT (mg/l)	CHL <i>a</i> (µg/l)	TSI-PT	TSI-CHL <i>a</i>	TRIX
XERESA (RINI)	AGO 00	<30 ALTO	1,5 MODER/ POBRE	<10 ALTO	41,5 (35-55) MESO- TRÓFICO	48,5 (35-55) MESO- TRÓFICO	4,0 (2 a 4) ALTA
	JUL 01	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	38,1 (35-55) MESO- TRÓFICO	47,7 (35-55) MESO- TRÓFICO	5,3 (5 a 6) MODE- RADA
	OCT 01	<30 ALTO	>1,0<1,5 MODE- RADO	<10 ALTO	45,8 (35-55) MESO- TRÓFICO	30,6 (25-35) OLIGO- TRÓFICO	n.d.
HONDO	AGO 00	51-100 MODE- RADO	>1,5 POBRE/ MALO	11-20 BUENO	63,2 (55-70) EUTRÓ- FICO	58,2 (55-70) EUTRÓ- FICO	5,9 (5 a 6) MODE- RADA
	JUL 01	51-100 MODE- RADO	>1,5 POBRE/ MALO	31-50 POBRE	68,9 (55-70) EUTRÓ- FICO	65,6 (55-70) EUTRÓ- FICO	5,4 (5 a 6) MODE- RADA
	OCT 01	51-100 MODE- RADO	>1,5 POBRE/ MALO	31-50 POBRE	68,8 (55-70) EUTRÓ- FICO	70,3 (55-70) EUTRÓ- FICO	n.d.
CABANES	AGO 00	<30 ALTO	>1,0<1,5 MODE- RADO	<10 ALTO	35,8 (35-55) OLIGO- MESO	34,5 (25-35) OLIGO- MESO	3,5 (2 a 4) ALTA
	JUL 01	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	41,9 (35-55) MESO- TRÓFICO	36,4 (35-55) OLIGO- MESO	3,8 (2 a 4) ALTA
	OCT 01	<30 ALTO	>1,5 POBRE/ MALO	<10 ALTO	39,1 (35-55) MESO- TRÓFICO	29,9 (25-35) OLIGO- TRÓFICO	n.d.

Los resultados del índice TRIX muestran que en ALB y CPT la calidad del agua es pobre en ambos años, siendo peores en CPT que en ALB y mostrando como en CPT empeora en el segundo año. En la laguna del HON la calidad es moderada en ambos años de estudio, tendiendo a la mejora en el segundo año. En BAL es buena en el primer año, tendiendo a empeorar en el segundo. En XER la calidad pasa de ser alta en el primer año a moderada en el segundo.

Como se puede observar, los resultados de ambos índices son contradictorios en algunas de las lagunas estudiadas. En cambio, en la laguna de CBN es donde los resultados de ambos índices son más similares.

Si en cambio comparamos con el estado ecológico obtenido al aplicar el método ECOFRAME vemos como el estado ecológico alto según las variables PT y CHL *a* tendría una correspondencia en los estados mesótrófico y oligotrófico según los índices de Carlson, los estados ecológicos Malo y Pobre equivaldrían a un grado hipereutrófico y Pobre y Moderado a un grado eutrófico. Se observa en la tabla que hay un resultado contradictorio al comparar el estado ecológico de la laguna del Hondo según la CHL *a* y el TSI calculado a partir de esta variable, en concreto en la fecha de Agosto de 2000 se obtiene un estado ecológico bueno y un TSI-CHL *a* de eutrófico. Por otra parte, el NT no clasifica con los estados ecológicos alto y bueno ninguna de nuestras lagunas de estudio. Por último, hay contradicción entre los resultados obtenidos por el índice TRIX y las variables del método ECOFRAME en las lagunas de Baldoví y en el verano del segundo año en Xeresa.

RESUMEN DE RESULTADOS

Según las conductividades medidas, estas lagunas corresponden a dos tipos: las de aguas no salobres con conductividades menores de 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (a 25°C) (ALB, CPT, BAL y XER) y las salobres con conductividades que superan los 10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (a 25°C) (HON y CBN). El orden en salinidad es el siguiente: HON>CBN>CPT~BAL>XER>ALB.

Las composiciones iónicas de estas lagunas litorales difieren entre ellas y, en algunas de ellas hay variación en las composiciones según el año o la estacionalidad. Así encontramos como en BAL, HON y CBN el anión preponderante es el cloruro, mientras que en XER es el sulfato y en ALB y CPT se alterna, según año o época del año, el orden de prevalencia de estos dos aniones.

Hay una gran correlación entre conductividad y salinidad en los valores medidos en estas lagunas, no ocurriendo lo mismo entre los valores de conductividad y alcalinidad, solo hay una relación significativa en nuestros resultados entre salinidad y alcalinidad cuando las muestras empleadas en dicha relación son solo oligohalinas.

Estas lagunas presentan entre ellas un gradiente trófico que iría desde ALB (hipereutrófica y sin macrófitos) hasta XER y CBN, ambas con aguas transparentes y vegetación sumergida, el orden en el nivel trófico sería el siguiente: ALB>CPT>HON>BAL>XER~CBN.

La evolución estacional del PT diferencia entre dos grupos de lagunas, por un lado, ALB, CPT, HON y CBN, en las cuales el PT disminuye en otoño, y por otro XER y BAL donde el PT aumenta en otoño. Por otro lado, las variaciones estacionales del DIN diferencian entre las lagunas salobres y las dulces, por lo que el DIN y los cocientes DIN:PRS y DIN:PT son mayores en verano en las lagunas oligohalinas y mayores en otoño en las mesohalinas. En la mayoría de las lagunas el NT está constituido por N orgánico menos en BAL, donde la mayor parte del NT es DIN.

Hubo un decrecimiento en el número de especies de macrófitos recogidos en el área de prospección en el verano del segundo año en todos los lagos, aunque la cobertura era mayor, excepto en el HON. Por otro lado, la biomasa de epifiton creció durante el segundo año en los lagos XER y CBN y disminuyó en el resto.

La aplicación de los índices TSI, TRIX y de algunas de las variables del método ECOFRAME da resultados contradictorios en algunas de las lagunas estudiadas.

DISCUSIÓN

El sistema A de clasificación de regiones ecológicas utilizado por la Directiva, dejaba fuera de clasificación a la mayoría de lagunas de nuestro estudio ya que inicialmente la tipología según la superficie del lago en este sistema consideraba el límite inferior de 0,5 a 1 Km². Posteriormente, se amplió el criterio de selección incorporando masas por debajo de 0,5 Km² (lagos muy pequeños).

El método ECOFRAME de evaluación del estado ecológico, utiliza el sistema B de la Directiva Marco y establece dos categorías de áreas con un límite de 10000 ha (100 Km²), este límite separaría los lagos grandes de los pequeños ya que los sistemas someros funcionan ecológicamente más o menos igual por debajo de esta área. Si que habrían diferencias significativas sin embargo, en charcas o lagos muy pequeños, menores de 1-3 ha debido a factores como la oportunidad de colonización y el riesgo de desecación.

Las diferencias observadas en el estado ecológico de las lagunas estudiadas en este capítulo son debidas a cambios en el estado trófico y en la hidrología. Estos cambios parecen haber sido producidos por actividades antrópicas. Las actividades agrícolas, además de producir cambios en el estado trófico debido a la contaminación por fertilizantes y pesticidas, modifican la calidad y cantidad de los flujos hidrológicos; los flujos de agua pueden ser muy seriamente perturbados por, o bien inlujos o por extracción de agua y esto puede incrementar el riesgo de cambios en el estado ecológico (Davies *et al.*, 1992; Camacho, 2008; Gordon *et al.*, 2008) debido a que el uso indiscriminado de los recursos hídricos, merma la alimentación y el mantenimiento de los niveles hídricos de los humedales (Andreu y Camacho, 2002). Otras amenazas como

por ejemplo la salinización, están a menudo fuertemente unidas a cambios hidrológicos (Williams, 1999; Brock *et al.*, 2005).

Características hidrogeoquímicas

La salinidad, es un factor importante que determina las características de un lago y que la DMA contempla como indicador químico que afectaría a los indicadores biológicos.

La salinidad de las aguas viene determinada por varios factores como son: la geología local, el clima (temperatura, precipitación, evaporación), la distancia al mar, cambios antrópicos y otros. Según el Sistema Venice (1959) de clasificación de aguas salinas, nuestras lagunas de estudio estarían clasificadas como oligohalinas, entre 0,5 y 5 ‰ de salinidad, (ALB, CPT, BAL y XER) y como mesohalinas (entre 5 y 18 ‰) de salinidad (HON y CBN). Según la clasificación basada en el sistema Venice y adoptada por López y Tomás (1989) de las lagunas costeras del Mediterráneo español, las lagunas ALB, CPT, BAL y XER entrarían a formar parte del grupo de lagunas C1 con salinidades ≤ 5 g/l y las lagunas HON y CBN formarían parte del grupo C2 con salinidades comprendidas entre 5 y 18 g/l.

Aunque en la clasificación de estas lagunas por ecotipos mediante el método ECOFRAME se ha considerado que ALB y BAL tienen sustrato de roca y las otras cuatro lagunas tienen sustrato de turba (Moss *et al.*, 2003), en realidad, estas lagunas tienen todas un origen y características similares que se han descrito con anterioridad en el área de estudio y consisten en áreas de marjal a lo largo de la línea de costa principalmente compuestas de depósitos aluviales del Cuaternario. Por otro lado, como hemos citado en la introducción, la Confederación Hidrográfica del Júcar consideraría las lagunas de Albufera, Xeresa, Cap de Terme y Prat de Cabanes como “lagunas litorales sin influencia marina” y la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, define la tipología de estos lagos como con

hidroperíodo permanente, profundidad < 3 m, alcalinidad > 1 meq/l, régimen de aportación mixto y conductividades entre 500 y 50000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Por otra parte, las composiciones iónicas son las típicas de aguas costeras en las cuales el Na^+ y el Cl^- se incrementan debido al aerosol proveniente del mar (Kalf, 2002) o a fenómenos de intrusión marina como se dan en las llanuras litorales de la cuenca del Júcar, ya que la extracción excesiva de agua en los acuíferos costeros da lugar a fenómenos de intrusión marina que incrementa la salinidad de los mismos (Karro *et al.*, 2004). Las composiciones iónicas son más o menos estables o constantes en la mayoría de las lagunas, pero difieren entre ellas y, en algunas de ellas hay variación en las composiciones según el año o la estacionalidad. Así encontramos como en BAL, HON y CBN el anión preponderante es el cloruro, mientras que en XER es el sulfato y en ALB y CPT se alterna, según año o época del año, el orden de prevalencia de estos dos aniones.

En los diagramas ternarios (Fig. 3.1.4.) se observa una clara ordenación de las lagunas. Por un lado, se sitúan las salobres, caracterizadas por el escaso porcentaje de bicarbonatos y una menor proporción de Ca, entre ellas se diferencian por una mayor continentalidad del Hondo respecto de Cabanes, continentalidad que viene determinada por un mayor contenido en sulfato y magnesio. Por otro lado, las de agua dulce, se sitúan diferencialmente en los diagramas (Fig. 3.1.4.) pudiéndolas clasificar claramente según un orden de continentalidad creciente, que sería el siguiente: BAL, ALB, CPT y XER.

La Albufera (ALB) ya fue caracterizada por Soria *et al.*, (1987) como de aguas oligohalinas con conductividades comprendidas entre 1372 y 3413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en las que el cloruro era el anión con concentraciones ligeramente más elevadas respecto de los otros aniones, debido a la influencia marina en las mismas, pero podía haber una alternancia de esta prevalencia con el sulfato. Sin embargo, aunque la Albufera está comunicada con el mar por medio de las golas, el flujo de agua está regulado por compuertas y es siempre hacia el mar. En los

resultados aquí obtenidos, el sulfato es el anión preponderante excepto en otoño. La Albufera es una laguna fuertemente influenciada por los aportes hídricos de aguas provenientes de las acequias que la rodean procedentes del cultivo del arroz y en último término de los ríos Turia y Júcar, es decir aportes con una clara influencia continental. Sin embargo en otoño el cultivo del arroz ha terminado y decrecen los aportes de agua de sobrantes de regadío, además el mar está más alto en otoño, por esto se puede observar un ligero aumento de los iones cloruro y sodio en las aguas de la Albufera debido al intercambio por difusión con los sedimentos saturados de agua del mar. Por otro lado, la Albufera es una laguna altamente productiva en la cual la retirada de CO₂ es muy elevada debido a la alta fotosíntesis, lo que conlleva una continua precipitación de carbonatos de calcio y magnesio que explicarían la baja reserva alcalina del lago comparado con las de sus aportes influentes (Soria *et al.*, 1987).

Por lo que respecta a las lagunas de Cap de Terme (CPT) y Xeresa (XER), ambas situadas en el acuífero detrítico del Marjal de la Safor, presentan distintas composiciones iónicas. Las aguas de este marjal presentan facies bicarbonatadas calciomagnésicas, aunque también se encuentran muestras cloruradosulfatadas calcicomagnésicas, (Viñals *et al.*, 2001 a); también en los estudios realizados por Rodrigo *et al.*, (2001 a) se señala la heterogeneidad en la salinidad que se dan en los diferentes ambientes de este marjal. Los procesos de intrusión salina que se dan en la zona son favorecidos por la alta permeabilidad del acuífero (Viñals *et al.*, 2001 a) y harían incrementar las concentraciones de cloruros y sodio en determinadas zonas que sufren bombeos o drenajes. Por otro lado, las actividades agrícolas, como son el uso de fertilizantes, adicionarían sulfatos a las aguas y el aumento en las concentraciones de los iones cloruro y sulfato que se da en el muestreo de otoño en la laguna de Cap de Terme, pueden relacionarse por un aumento de la escorrentía después de las lluvias en suelos altamente erosionables debido a las prácticas agrícolas llevando restos de

fertilizantes e incluso a la recepción de aguas pluviales mezcladas con aguas residuales.

Con respecto a la Charca Sur-Oeste de la laguna del Hondo de Elche (HON) la composición iónica muestra los mismos resultados que los obtenidos por Rodrigo *et al.*, (2002) tanto en los aniones como en los cationes. Esta laguna suele experimentar un incremento en su salinidad durante las estaciones cálidas debido a la gran evapotranspiración y a la sobreexplotación de los recursos de agua subterránea pasando a ser aguas polihalinas (10-17 g Cl⁻/l), (Rodrigo *et al.*, 2002). La mayor continentalidad de esta laguna respecto de la del Prat de Cabanes-Torreblanca (CBN), que hemos mencionado, sería debida a las restauraciones que ha sufrido la zona correspondiente a la antigua laguna del Hondo para el regadío, embalsando aportes de agua del río Segura, en sus inmediaciones, que recibe además el drenaje de los excedentes de regadíos de la Vega Baja del Segura y del freático (Robledano *et al.*, 91), esto explicaría la mayor concentración en sulfatos de HON con respecto a CBN. Esta alta proporción en sulfatos de HON hace que aquí no se cumpla el aumento del cociente Cl⁻/SO₄²⁻ que se da normalmente al pasar de aguas menos mineralizadas a aguas más salinas, pero sí que tiene mayor cociente Mg²⁺/Ca²⁺, como corresponde a ser la laguna más mineralizada. En realidad por su composición química se parecería más a las aguas atalashalinas que incrementan su mineralización por la evaporación del agua que favorece la precipitación del bicarbonato cálcico, quedando enriquecida de sulfato magnésico debido a su mayor solubilidad.

Las lagunas CPT, XER y HON, son lagunas que alternan temporadas más productivas con otras menos productivas, por lo que eso explicaría las grandes variaciones que poseen en las medidas de alcalinidad. Pero también estas diferencias pueden ser atribuidas a las diferencias de alcalinidad en las aguas de entrada a estas lagunas procedentes de escorrentía superficial o más ligadas al acuífero en las distintas épocas. Las altas alcalinidades registradas en CPT y

HON en las medidas de octubre en el segundo año, podrían relacionarse, entre otros motivos, con la mayor entrada de aguas procedentes de los acuíferos, recargados en las primeras lluvias otoñales.

En cuanto al Ullal del Baldoví, cabe destacar además de su estabilidad térmica, la estabilidad en su composición iónica. Los flujos de agua subterráneas poseen una temperatura más constante que las aguas superficiales, ya que estas últimas están sometidas a evaporaciones, intercambios térmicos con el aire exterior, a la radiación solar, etc. La composición química de las aguas subterráneas ascendentes depende en cierto grado de la composición de los estratos atravesados, en este caso la composición iónica obtenida demuestra que atraviesa estratos con agua freática en gran parte marina.

Se infiere a la vista de los resultados que las variaciones en la composición iónica de estas lagunas son debidas a alteraciones que sufren en su hidrología debido a cambios en los flujos de entrada producidos por acciones antrópicas relacionadas con usos agrícolas, como es el caso de Cap de Terme. En cambio, las lagunas más estables en su composición iónica, serían aquellas que aún siendo perturbadas en su hidrología, circunstancias tales como la proximidad al mar, caso de Cabanes, la evapotranspiración (el Hondo) y la estabilidad de las aguas subterráneas que la alimentan (el Ullal del Baldoví) predominarían sobre posibles perturbaciones en los flujos de entrada/salida, drenaje de las cuencas, etc. Por ello, las condiciones determinantes de la variabilidad de las composiciones iónicas de estas lagunas, serían el clima (entrada de agua de lluvia, evapotranspiración) y las acciones antrópicas que sufre la cuenca (aguas domésticas, agricultura, etc) más que las relaciones de mezcla entre agua continental (dulce) o del mar (salobre). Esto coincide con las conclusiones del estudio realizado por López y Tomàs, (1989) sobre un gran número de lagunas costeras del mediterráneo español. De ello se deduce que el estudio de la composición iónica y por ende de la salinidad es un buen indicador de si las condiciones están o no inalteradas, tal y como demanda la Directiva.

Uno de los problemas de la aplicación de la directiva es la estandarización de los métodos utilizados para cuantificar los indicadores. Es por lo tanto importante establecer las relaciones entre conductividad y salinidad, salinidad y clorinidad y salinidad y alcalinidad, ya que normalmente se tiende a utilizar solo la conductividad, como medida más directa y que se puede obtener “in situ” para caracterizar la mineralización de los sistemas acuáticos. Nuestros resultados indican que hay una gran correlación entre conductividad y salinidad en los valores medidos en estas lagunas. Otros autores han encontrado también una buena correlación entre salinidad y conductividad, de hecho, Bodelón *et al.*, (1994) para los diversos ecotipos que conforman el Parque Nacional de Doñana (continental, eólico, marisma y costero) y que presentan predominio de aguas cloruradas-sódicas, han propuesto una formulación con la que estimar la salinidad a partir de la conductividad. Nosotros hemos aplicado a nuestros sistemas (anexo 3), la correlación de Bodelón *et al.*, (1994) y hemos visto que arrojan resultados de salinidad para las conductividades medidas en nuestros lagos que se sitúan dentro de lo esperado. Esta relación se puede utilizar cuando lo que se pretende es aplicar una herramienta rápida y eficaz en el desarrollo de la gestión de un ecosistema, pero si lo que se pretende es la elaboración de un trabajo de interés científico, se recomienda calcular la salinidad como la suma del total de cationes más el total de aniones, como también concluyen Bodelón *et al.*, (1994).

La relación que se ha obtenido en nuestro trabajo entre conductividad y clorinidad también es significativa aunque la pendiente que hemos obtenido en nuestra relación es mayor que la obtenida en la relación de Knudsen (1902) y la relación de Bodelón *et al.* (1994). La comparación resulta difícil porque las muestras de nuestra relación poseen un rango de oligo- a meso-halinas, mientras que la relación de Knudsen emplea muestras desde salobres a marinas y Bodelón tiene un rango de muestras con conductividades comprendidas entre

1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 100000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En nuestros resultados se observa que la correlación es mayor con la transformación logarítmica de los datos.

Por otro lado, la escasa correlación obtenida en nuestros lagos entre la salinidad y la alcalinidad, nos muestra que la salinidad en estos sistemas aumenta porque aumentan las concentraciones de Cl^- y Na^+ y que el bicarbonato no aporta mucho a ella. Nõges *et al.*, (2003) muestran en sus resultados al evaluar la interrelación entre las variables estudiadas en el proyecto ECOFRAME en los 86 lagos estudiados, que los lagos ligeramente salinos bajo influencia marina produjeron una pérdida de linealidad en la relación entre la conductividad y la alcalinidad. Se observa en cambio una relación significativa en nuestros resultados entre salinidad y alcalinidad cuando las muestras empleadas en dicha relación son oligohalinas.

Gradiente trófico

Estas lagunas presentan un gradiente trófico de acuerdo con las actividades antrópicas sufridas. En un extremo del gradiente se encuentra la Albufera de Valencia con concentraciones extraordinariamente elevadas de PT y CHL *a* que son el resultado de una carga de nutrientes extrema de las aguas que recibe (Vicente y Miracle, 1992). Seguidamente se situaría en el gradiente, la laguna de Cap de Terme, de la cual no hay datos documentados con anterioridad, pero las elevadas concentraciones de PT y CHL *a* que presenta son sin duda consecuencia de la agricultura intensiva que se realiza alrededor de esta laguna. En tercer lugar se situaría la Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche (HON) sometida ocasionalmente a acciones tales como extracción de agua para riego de campos, quema controlada de los carrizos que la circundan que aportaría P a las aguas, e influjos de agua del río Segura. Los resultados de PT, NT y CHL *a* muestran una fase moderada de eutrofización pero con alto riesgo de ir incrementándose. Los datos aportados por Rodrigo *et al.*, (2002) ya muestran estos síntomas de eutrofización debido a estas acciones antrópicas. Las lagunas

de Xeresa (XER) y Cabanes (CBN), ambas de aguas transparentes y con vegetación sumergida, poseen concentraciones pequeñas de fósforo y de clorofila *a* y estarían en el extremo contrario.

El ullal del Baldoví (BAL) es un ejemplo curioso de laguna en la cual las condiciones eutróficas estarían “latentes”. Esta laguna posee bajas concentraciones de PT y de CHL *a*. Como hemos comentado en el área de estudio, este ullal nace fruto de una surgencia de aguas subterráneas, sus aguas son transparentes y posee vegetación sumergida; pero ello no impide que deje de estar contaminada por nitratos. El hecho de que esté rodeado de campos de arroz hace que las aguas subterráneas ascendentes que lo alimentan lleven consigo cantidades muy grandes de nitrato disuelto al contaminarse el freático superficial. Por otro lado dada la alta alcalinidad de estas aguas y a su gran tasa de renovación, el P es limitante, puesto que el que entra se precipita, previniéndose así los desarrollos excesivos de fitoplancton. Sin embargo, en algunas circunstancias en las que pueda haber P disuelto, por no renovarse suficientemente las aguas y ya haberse precipitado toda la alcalinidad, los blooms de fitoplancton se podrían disparar como sucedió en alguna ocasión (ver punto BAL 3 en la tabla 3 del anexo 2).

La limitación por P o N en los lagos puede venir dada como resultado de actividades humanas que causan alteración en la biogeoquímica natural, (Moss *et al.*, 2012). La limitación por N puede ser inducida por descarga de aguas residuales que tienen bajas concentraciones de N y altas de P. En cambio la limitación por P puede venir dada por deposición atmosférica de N que se da en los lagos de sitios industrializados de Europa y América del Norte. En el área del Mediterráneo, menos industrializada que el centro y norte de Europa, la deposición de N por precipitaciones no es un fenómeno de especial relevancia. Aquí la entrada de N en los lagos vendría dada por las entradas de agua superficial o de agua subterránea contaminadas por nitratos debido a las actividades agrícolas. Los fertilizantes son también ricos en P, pero en las aguas

estudiadas, debido a la litología calcárea de la zona, la alcalinidad es elevada y el ion calcio precipita en forma de apatito con el P que afluye a ellas, convirtiéndose el P en el elemento limitante más frecuente, (Fourqurean *et al.*, 1993; Tapia González *et al.*, 2008) en las lagunas que no reciben excesivos vertidos domésticos.

Los resultados muestran las relaciones NT:PT más pequeños en la Albufera, la más turbia de las estudiadas, la única que no posee macrófitos sumergidos y la que recibe más aportes de aguas residuales domésticas, aunque actualmente procedan de depuradoras. Los ratios NT:PT más grandes se obtienen en el ullal del Baldoví, también poseen altos ratios NT:PT, las lagunas de Xeresa y Cabanes. Estas lagunas, por la transparencia de sus aguas están colonizadas por macrófitos que también amortiguan los posibles incrementos de P, manteniendo los ratios NT:PT altos debido a la gran retención de P por parte de los macrófitos (Bento *et al.*, 2007) y por la precipitación del P que les llega con la alcalinidad. Esto está de acuerdo en lo encontrado por otros autores de que los sistemas hipertróficos tienen cocientes N/P bajos y estos cocientes tienden a aumentar con la disminución del grado de eutrofia (Sommaruga & Robarts, 1997). Excepto en Baldoví que tiene un suministro continuo y elevado de nitrato, se observa como el N orgánico es el mayor componente del NT en todos los lagos. Esto nos indica la rápida incorporación de N inorgánico, es decir, que el N inorgánico que entra en los lagos y el que procede de la mineralización de la materia orgánica es convertido en seguida en formas orgánicas por la asimilación de nitrato y amonio por parte de los productores primarios.

Por otra parte los procesos desnitrificantes, mediados por las bacterias, pueden ser muy importantes en la parte superficial de estos sedimentos muy ricos en materia orgánica y donde las concentraciones de oxígeno son bajas. Se observa también un aumento de NT en el segundo verano de estudio en las seis lagunas estudiadas, que excepto en ALB, podría estar relacionado con el desarrollo excesivo de macrófitos y epifiton en los lagos que poseen macrófitos

sumergidos, ya que como se ve en la figura 3.1.11., aunque hay una correlación significativa entre la clorofila y el N orgánico, es menor que la correlación entre la clorofila y el P. La biomasa de macrófitos fue mayor en el segundo año excepto en la laguna del Hondo, que al parecer fueron reducidos como medida de gestión. En este lago se observó también un incremento de la clorofila en el segundo año debido esta actividad. La descomposición y producción de ácidos húmicos y fúlvicos por los macrófitos podría aumentar el N orgánico en el agua que se sumaría al aumento por la biomasa del fitoplancton. Por el contrario, la concentración de fósforo particulado si es un buen predictor de la concentración de clorofila *a* en nuestras lagos de estudio, y estaría de acuerdo con otros estudios que señalan mejor predictor de la concentración de clorofila al P que al N (Phillips *et al.*, 2008). Por otro lado, el N orgánico, que está relacionado con la materia orgánica disuelta y mayoritariamente con materia húmica, debería ser diluido con el aumento de las precipitaciones o lluvias (Hessen *et al.*, 2009), hecho que se observa en las concentraciones de N obtenidas en Octubre, mes que suele ser lluvioso en el Mediterráneo.

La relación del NT con respecto al PT u otros elementos, como el SiRS, dependerá de la contribución de las formas orgánicas y las inorgánicas, que vendrán dadas por las características de la cuenca que determinarán las entradas de aguas superficiales y subterráneas (nitratos); la asimilación del nitrato y del amonio por parte de los organismos, la excreción de los organismos (amonio y nitrógeno orgánico disuelto), la descomposición de los detritus (nitrógeno orgánico disuelto) y de una serie de transformaciones microbianas que dependerán de la presencia o ausencia de oxígeno. Entre estas transformaciones microbianas, está la fijación del nitrógeno N₂ por parte de las cianobacterias.

El crecimiento de cianobacterias fijadoras de N₂ ha sido objeto de estudio por diversos autores y suele estar asociado a la deficiencia de N, habiéndose definido valores críticos de las relaciones nitrógeno/fósforo que determinan su dominancia o no. En cuanto a los ratios (en masa) con las concentraciones

totales, NT:PT<29:1 implican dominancia de cianobacterias para Smith (1983). Otros autores, sin considerar los distintos grupos fitoplanctónicos, proponen el comienzo de la limitación por N cuando NT:PT<9 , la limitación por P cuando NT:PT>23 y en ratios NT:PT entre 9 y 23 puede haber limitación de N o de P, Guilford and Hecky (2000). Un valor intermedio, ha sido propuesto por Downing and McCauley (1992) considerando que la limitación de N comienza cuando NT:PT≤14, pero también sostienen que puede haber limitación por N cuando las concentraciones de PT son mayores de 30 µg/l.

Se han establecido valores críticos también para otros ratios, valores de DIN:PRS<10:1 (en masa), indicarían limitación por N para el crecimiento del fitoplancton, que favorecería el crecimiento de la cianobacterias fijadoras de N, según Horne & Commins, (1987). Por otro lado, Bergström (2010) establece que el fitoplancton pasa de estar limitado por N a estarlo por P, cuando el ratio DIN/PT (en masa) aumenta desde 1,5 a 3,4. La tabla 3.1.3., muestra que ratios NT:PT altos no suponen que los ratios DIN:PRS y DIN:PT sean también altos, sobre todo en las lagunas Xeresa y Cabanes, que son además las de menor estado trófico, debido en algunos momentos al incremento de N orgánico soluble, pero no del inorgánico. Los resultados de nuestras 6 lagunas muestran que hay 3 lagunas eutróficas con concentraciones de PT varias veces mayores de 30 µg/l. La más eutrófica Albufera presenta los valores más bajos de estos ratios, quedando los valores de NT/PT, entre 15 y 25, y los de DIN:PRS y DIN:PT por debajo de los críticos mencionados, lo que indica limitación por N en todas las fechas. Cap de Terme, tiene valores bajos de estos ratios, que se pueden considerar por debajo de los críticos, indicando limitación por N excepto en algunos momentos (verano segundo año), debido a un importante aumento de N inorgánico. En la laguna salobre del Hondo, la tercera de las eutróficas, los ratios con DIN indican también una limitación por N en la mayoría de las fechas, pero el ratio NT/PT es siempre muy alto debido a la alta concentración de N orgánico. En las lagunas XER y CBN los ratios son

generalmente muy altos, especialmente los NT/PT, por lo que no existiría limitación por N, pero en algunos momentos los ratios DIN:PRS y DIN:PT indican en alguna de las fechas lo contrario, que si existe limitación por N. En XER y CBN, se midieron en algunas de las fechas concentraciones tan bajas de PRS que estaban por debajo del límite de detección del método analítico, por lo que en estas fechas se ha optado por utilizar la concentración mínima detectable del PRS para el cálculo del ratio DIN/PRS. Caso aparte es el Ullal del Baldoví, cuya carga tan elevada de nitrato, hace que los tres ratios sean muy altos. Por lo que esta laguna sería la que más claramente estaría limitada por P.

Observando en la tabla 3.1.3., el cambio anual (entre dos veranos) y estacional (entre verano y otoño del segundo año), vemos con respecto al PT que hay dos grupos de lagunas donde la evolución de este nutriente es opuesta (también se puede ver en el anexo 2). De un verano al siguiente la concentración de PT aumenta en ALB, CPT, HON y CBN y disminuye en XER y BAL, mientras que de verano a otoño, la concentración de PT disminuye en este grupo de 4 lagunas y aumenta en XER y BAL. Este aumento en otoño de PT en XER y BAL debe estar relacionado con el aumento en las entradas de aguas superficiales a través del acuífero que dada la escasa biomasa de fitoplancton en estas lagunas hace que el fósforo permanezca en la columna de agua. El NT evoluciona de igual manera en todas las lagunas, aumentando de un verano al otro y disminuyendo de verano a otoño. Se observa también evolución opuesta entre los dos veranos y entre estaciones en la medida del DIN, pero aquí los resultados además son opuestos según consideremos lagunas dulces o salobres. En las lagunas salobres HON y CBN se produce una disminución estival del nitrógeno inorgánico disuelto (tabla 3.1.3. y anexo 2), seguramente debido a la actividad del fitoplancton, hecho ya observado en lagunas costeras por Comín y Ferrer, 1979; Nixon, 1982; Comín, 1984 y López y Tomás, 1989.

Los cocientes DIN:PRS y DIN:PT evolucionan de manera diferente entre cambios temporales de estación, en nuestro caso de verano a otoño, según se

trate de lagos más salobres o lagos con mayor proporción de agua dulce. En concreto, el ratio DIN:PRS tiende a aumentar de verano a otoño en los lagos más salobres o de mayor conductividad, por el contrario en los lagos considerados como oligohalinos, de verano a otoño, este cociente disminuye. Este resultado coincide con el encontrado en los humedales de L'Empordá donde los lagos con mayor proporción de agua dulce tienen en verano cocientes DIN/PRS mayores que los lagos más salobres, y estos últimos tienen bajo DIN en verano (López-Flores *et al.*, 2011). En nuestro caso, también ocurre lo mismo con el cociente DIN:PT, es decir, este cociente es mayor en verano en las lagunas oligohalinas y mayor en otoño en las mesohalinas.

En cuanto a otros indicadores del nivel trófico contemplados en la DMA, el coeficiente de extinción de luz se reveló como un indicador más adecuado para medir la transparencia de las aguas, ya que el disco de Secchi, dada la escasa profundidad de estas lagunas (anexo 1) se ve hasta el fondo en la mayoría de ellas. La concentración de sólidos totales en suspensión también es buen indicador y en las lagunas estudiadas obtuvimos una correlación significativa entre la clorofila y esta variable. Esta correlación resultó ser mayor cuanto mayor era el grado de eutrofia de las lagunas, aunque la correlación puede disminuir cuando el viento moviliza el sedimento y se incorpora fracción mineral a los sólidos en suspensión. Por otro lado, para medir el carácter distrófico de las lagunas de estudio, se realizaron medidas del color del agua y se calculó también la concentración de compuestos húmicos de estas lagunas, no resultando ninguna de nuestras lagunas de estudio con color fuerte o marrón, según las evaluaciones aplicadas. Por lo que la medición de esta variable, no tiene relación con el nivel trófico de estas lagunas y sería una medida que se puede obviar.

Otra variable indicadora de eutrofia es el oxígeno disuelto o del porcentaje de saturación de oxígeno. Nuestros resultados en estas lagunas someras, donde dada su escasa profundidad las aguas no están estratificadas y la luz penetra

hasta el fondo en la mayoría de ellas, las concentraciones de oxígeno medidas durante el día (en mediodía-tarde) resultaron muy correlacionadas positivamente con la producción primaria.

Por lo que respecta a los nutrientes, la Orden ARM/2656/2008 demanda como indicadores a emplear, el amonio, los nitratos y los fosfatos y de manera opcional, el nitrógeno total y el fósforo total. Los resultados de esta Tesis muestran que además de las formas inorgánicas solubles de estos nutrientes, es importante medir las concentraciones totales de P y N, puesto que son mejores indicadores del desarrollo de los distintos productores primarios.

Los silicatos no constituyen un indicador clave en la aplicación de la DMA para evaluar el estado ecológico de los lagos, pero se ha considerado interesante incluirlos como variable a analizar para caracterizar estas lagunas, por ser un nutriente imprescindible para el crecimiento de las diatomeas, uno de los grupos de algas más importantes en el plancton y en el perifiton. Aunque algunos autores ponen de manifiesto una correlación negativa entre silicio y salinidad en lagunas costeras y estuarios (Kobayashi, 1967; Loder & Gluber, 1980, López *et al.*, 1984), nosotros hemos medido altas concentraciones en las dos lagunas salobres HON y CBN.

Asimismo, López y Tomás (1989) encuentran que, en las lagunas del Mediterráneo español, las mayores concentraciones de silicato se dan en las lagunas comprendidas en los dos primeros grupos de salinidad considerados por el sistema Venice, correspondientes a las lagunas que nos ocupan. Por otra parte, los grandes aumentos que se produjeron en el otoño del segundo año en CPT y HON podrían ser debidos a entradas de agua continentales (López, 1983) por las lluvias otoñales, a la solubilización de los frústulos de diatomeas después de su proliferación en primavera-verano y probablemente en mayor medida a que en estas dos lagunas la descomposición de los macrófitos en otoño consume oxígeno, el sedimento superficial se vuelve anóxico y en condiciones reductoras se favorece una redisolución de la sílice (Burton *et al.*, 1970).

Macrófitos

Las comunidades de plantas son también una variable clave cuando evaluamos el estado ecológico en los lagos. La presencia de macrófitos sumergidos en los lagos contribuye a la retirada de nutrientes tanto de la columna de agua como del sedimento (Graneli & Solander, 1988; Barko *et al.*, 1991) y favorece la transparencia de las aguas en lagos templados del norte de Europa (Moss, 1990; Scheffer *et al.*, 1993) y en lagos del Mediterráneo (Fernández-Álavez *et al.*, 2004, Romo *et al.*, 2004). En las lagunas costeras, los macrófitos pueden estar afectados por cambios relacionados con la salinidad y turbidez que pueden favorecer a unas especies frente a otras (Menéndez & Comín, 1989; Menéndez *et al.*, 2002). Sin embargo, hay muchas especies que en principio serían tolerantes a amplios rangos de salinidad, por ejemplo, algunas especies de caráceas, de *Ruppia* y de *Potamogeton* (Hammer, 1986). La distribución de las especies según la salinidad en las lagunas estudiadas confirmó la preferencia por aguas más salinas de las especies de *Ruppia* y *Najas marina* que solamente se encontraron en las lagunas salobres (CBN y HON). Estos resultados estarían de acuerdo con la distribución encontrada en otros estudios realizados por Margalef Mir (1981) y Triest & Sierens (2009) realizadas en las lagunas del litoral Mediterráneo de la Península Ibérica. Por otro lado, *Myriophyllum spicatum* se encontró solamente en las lagunas dulces XER, BAL y CPT. En cambio, *Potamogeton pectinatus* resultó mucho más eurihalina y se encontró entre las especies mayoritarias tanto en las dos lagunas salobres como en las más dulces CPT y BAL. Respecto de las especies de caráceas, no se ha hecho una prospección detallada, entre las especies de este grupo se han descrito muchas variedades (Cirujano, 2008) consideradas por algunos autores especies diferentes, entre ellas está *Chara hispida*, una las especies dominantes en las lagunas estudiadas, en las lagunas salobres HON y CBN era *C. hispida var. báltica* y mientras que en XER era *C. hispida var. major*.

Otro factor importante que afectaría a los macrófitos es el estado trófico, Penning *et al.*, (2008) concluyó que las especies de *Chara* deberían estar ausentes o estar en pequeña proporción en los lagos impactados por las concentraciones de nutrientes. En cambio, Søndergaard *et al.*, (2010) encontró que las especies de *Chara* proliferaban principalmente en lagos con relativamente altas concentraciones de PT. En nuestras lagunas de estudio, las especies de *Chara* se encuentran en lagos con mayores concentraciones de PT como HON y en lagos con concentraciones bajas de PT como son XER y CBN. Otra especie que en nuestro estudio parece poco sensible a los efectos de la eutrofización es *Nymphaea alba*, ya que si bien se encuentra en XER, también aparece en los dos años de estudio en la laguna de CPT, laguna que muestra ambos años altas concentraciones de PT y CHL *a*.

Otras especies típicas de aguas eutróficas como *Ceratophyllum demersum* (especie sumergida pero no enraizada), también aparecen en la laguna de BAL, una de la menos eutróficas entre las estudiadas, pero que posee gran cantidad de nitrato. Por otro lado, *Potamogetum pectinatus* resulta de nuevo muy eurioico, siendo abundante en todos los lugares muestreados con diferentes grados tanto de eutrofia como de salinidad.

Estos resultados demuestran que a pesar del gradiente de estado trófico existente en estas seis lagunas, es difícil encontrar un taxón indicador del estado trófico. Lacoul & Freedman (2006) y Søndergaard *et al.*, (2010) establecen en sus investigaciones que hay relativamente pocas plantas acuáticas que sean indicadores fidedignos del estado trófico.

La DMA, cita la composición taxonómica y la abundancia media como las métricas a utilizar en los macrófitos para evaluar el estado ecológico. En España, la Orden ARM/2656/2008 demanda como indicadores la presencia de macrófitos introducidos y el porcentaje de cobertura de vegetación típica, pero las distintas Demarcaciones Hidrográficas utilizan distintas métricas para cumplir con la Directiva. En la Unión Europea, se están utilizando también

diversos métodos de evaluación según el país de que se trate. El método alemán (Schaumburg *et al.*, 2004), utiliza un índice basado en las abundancias relativas de especies calificadas como “sensibles”, “tolerantes” e “indiferentes”, el método austriaco utiliza conjuntamente 5 métricas distintas para evaluar los cambios en las comunidades de macrófitos (Pall & Moser, 2009) y el método británico LEAFPACS (Willby *et al.*, 2006) describe especies que responden de manera positiva (especies impactadas) o negativa (especies de referencia) a la presión de eutrofización. Este método se ajustaría para la categorización de nuestras lagunas, ya que los resultados de Penning *et al.*, (2008) obtenidos al aplicar este último método a las comunidades de macrófitos de las bases de datos de las regiones GIG del Norte y Centro-Báltica muestran como especies impactadas o con respuesta positiva a la presión de eutrofización a *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* y *Nymphaea alba*, entre otras. Por otro lado, las especies con respuesta negativa o de referencia resultaron ser *Chara hispida*, *Najas marina* (en lagos de alta alcalinidad) y *Utricularia australis* (en lagos de alcalinidad moderada-baja). De todas maneras, en los ejercicios de intercalibración realizados en la región GIG del Centro-Báltica, especies consideradas como de referencia en algunos de los países son consideradas tolerantes por otros. Otro método para dar un valor indicador a las diferentes especies es el simple cribado de los datos a lo largo de un gradiente de concentración de PT, considerando que las especies indicativas de condiciones de referencia se encuentran a concentraciones de $PT < 35-40 \mu\text{g/l}$, mientras que las especies tolerantes se encuentran a concentraciones de $PT > 50-60 \mu\text{g/l}$. (G-Tóth *et al.*, 2008). Aplicando los dos últimos métodos de evaluación a nuestros datos, podemos considerar como especies de referencia a *Chara hispida*, *Najas marina* y *Utricularia australis*, entre otras y a *Ceratophyllum demersum* y *Potamogeton pectinatus*, entre otras, como especies tolerantes o impactadas.

Sin embargo, además de los índices basados en la sensibilidad o tolerancia de las distintas especies, la diversidad de la comunidad de macrófitos es un buen o mejor indicador de la calidad de las aguas. La cuantificación tan solo de la disminución en el número de especies de plantas acuáticas es un buen indicador del empobrecimiento en la calidad de las aguas, que está claramente reflejado en el hecho de que las lagunas que mostraron un incremento en la eutrofia o deterioro en la calidad de sus aguas, fueron las que perdieron mayor número de especies de macrófitos.

El incremento de eutrofia, antes de llegar al cambio al estado turbio, dominado por el fitoplancton, tiene por efecto el incremento de la biomasa de los macrófitos. La senescencia y posterior descomposición de los macrófitos (Romo *et al.*, 2004) determina el aumento de los ácidos húmicos y por tanto del color del agua (Absorbancia a 400 nm) y también la redisolución de los carbonatos precipitados durante la fotosíntesis que se traducen a un aumento de la alcalinidad en las medidas de otoño de las lagunas del Hondo y Cap de Terme. La descomposición de los macrófitos también produjo aumentos en los valores de alcalinidad en el experimento en la laguna de Xeresa que describimos en los siguientes capítulos de la presente Tesis.

Por otro lado, la biomasa de epifiton también podría ser un indicador complementario de la eutrofización y distinguir entre lagos con similar índice de estado trófico basado en PT o en la clorofila *a* planctónica, puesto que se incrementa en respuesta al enriquecimiento en nutrientes tanto en aguas dulces (Pringle, 1987; Özkan *et al.*, 2010) como en aguas costeras (Hillebrand and Kahlert, 2001; Bokn *et al.*, 2002, Cosgrove *et al.*, 2004). El epifiton toma los nutrientes de la columna de agua y se desarrolla bajo condiciones de luz favorables (Kalf, 2002). En nuestro estudio, la biomasa de epifiton creció durante el segundo año en los lagos con más bajo estado trófico (XER y CBN) y disminuyó en el resto, muy probablemente debido al incremento en la biomasa de fitoplancton que puede reducir severamente la luz disponible para el epifiton

y macrófitos (Sand-Jensen & Borum, 1991; Hansson, 1992). En cambio, la abundancia de los macroinvertebrados asociados a las plantas no muestra diferencias significativas con respecto al nivel trófico (Sahuquillo *et al.*, 2007), por lo que este tipo de indicador no reflejaría tan bien el efecto de la eutrofización como el epifiton de las plantas.

Evaluaciones de las lagunas de estudio según distintos índices que muestran el estado trófico, y la calidad de las aguas.

El índice TRIX fue desarrollado para aguas costeras y aplicado en aguas de los mares Adriático y Tirreno (Vollenweider *et al.*, 1998), recientemente también ha sido utilizado en lagunas costeras (Coelho *et al.*, 2007; Roselli *et al.*, 2009; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2011) con resultados no coincidentes con el TSI de Carlson en algunas de las lagunas aplicadas. La no coincidencia se debe básicamente a que el índice TRIX tiene un carácter multimétrico frente al TSI que utiliza las variables independientemente. Por ejemplo, las dos lagunas estudiadas por nosotros con mayor eutrofia (ALB y CPT) obtienen la calificación de pobre según el índice TRIX, pero con peor puntuación CPT que ALB, cuando el grado de deterioro trófico de ALB es bastante mayor que el de CPT. En BAL, según el TSI hay una disminución del estado trófico en el segundo año, y el índice TRIX rebaja mucho la calidad del agua. En el ullal de Baldoví, la gran carga de nitrato que posee determinaría el resultado de este último índice. Por otro lado, al aplicar el método ECOFRAME, vemos como evaluando individualmente los resultados de las variables PT y CHL *a*, hay mayor coincidencia en los resultados con, lógicamente, los índices de Carlson que también se basan en estas dos variables. Pero si consideramos el NT, todos los lagos de estudio se clasificarían, por lo menos, en alguna de las fechas como “Pobre/Malo”, por lo que el NT por sí solo no sería un buen indicador. El valor de la profundidad de visión del disco de Secchi, que ha sido muy utilizado, es impracticable en estas lagunas por su poca profundidad.

La evaluación de las lagunas estudiadas según los tres índices (tabla 3.1.5.), da resultados coincidentes en los lagos Albufera, Cap de Terme y Cabanes. Es decir, los resultados son más coincidentes entre índices en lagos con estados tróficos o de calidad ecológica más extremos. Los dos primeros son los de peor estado ecológico y Cabanes, el más próximo al mar y el menos perturbado por acciones antrópicas, es el de mejor estado ecológico, el de menor estado trófico y el que obtiene la clasificación de alta en la calidad según el índice TRIX. Por otro lado, cuando aplicamos los índices a los lagos con estados tróficos intermedios sus valores pueden ser contradictorios.

La reciente proliferación de índices es tan extensa que ha supuesto un nuevo campo de trabajo para los investigadores en el estudio de la idoneidad de los mismos para la evaluación la calidad de las masas de agua, pero añade un elemento de confusión dentro de lo que los gestores ambientales pretendían simplificar (Borja *et al.*, 2009; Nõges *et al.*, 2009).

En la determinación de las condiciones de referencia del PT, para todos los tipos de lagos de las distintas regiones de Europa (Cardoso *et al.*, 2007), se disponía inicialmente de una base de datos de 608 lagos, 41 de los cuales fueron excluidos por poseer una concentración de PT mayor de 35 µg/l, concentración umbral fijada por los grupos de expertos por encima de la cual los lagos se pueden considerar impactados. En nuestro caso solamente podrían incluirse dentro de este análisis, el Ullal del Baldoví, Xeresa y Prat de Cabanes, ya que son los únicos que poseen concentraciones menores de este valor umbral fijado para el análisis.

En el Norte de Europa hay muchos lagos en condiciones menos perturbadas que en el área del Mediterráneo, ya que en latitudes más bajas los lagos sufren mayores impactos y están más desviados de las condiciones prístinas (Nõges, 2009). Esto provoca que las bases de datos europeas de intercalibrado sean engrosadas con mayor número de lagos del Norte de Europa que del área del Mediterráneo. Además, dentro de los “tipos” o “ecotipos” hay mucha

heterogeneidad de hábitats (Borja *et al.*, 2009), definir condiciones de referencia específicas del lugar en vez de aplicar las definidas para tipos más amplios permite minimizar incertidumbres en las evaluaciones (Nõges *et al.*, 2009). En lagos, se recomienda aplicar las condiciones de referencia específicas de la región además de las específicas de tipos cuando se describe la variación ecológica de las comunidades de macrófitos (McElarney & Rippey, 2009) y de la clorofila *a* (Carvalho *et al.*, 2008).

Por los resultados obtenidos, podemos concluir que las variables utilizadas muestran resultados o tendencias en el estado ecológico y son variables útiles que nos dan resultados fiables acerca del estado real de las lagunas. Por tanto, estos indicadores demandados por la DMA, son adecuados para evaluar el estado ecológico de los lagos someros; pero el estudio de otras variables complementarias como son el epifiton, el PT, el NT y la medida de la extinción de la luz, pueden ayudar también en la caracterización del estado trófico de estos lagos someros y lo más importante predecir situaciones de peligro de pérdida de calidad de los mismos. Estas variables además deben analizarse respecto de unas condiciones de referencia dentro del rango de valores que se da en una determinada región geográfica o latitud y no asimilarlo a los valores de referencia obtenidos en latitudes altas o áreas geográficas diferentes, pues en ellas no se dan en el mismo rango.

Capítulo 3.2.

Evolución semanal de las variables limnológicas de la laguna de Xeresa producida por la adición de diferentes concentraciones de P y N y de peces planctívoros en los dos años de experimentos

INTRODUCCIÓN

El consenso de que los nutrientes son muy importantes en lagos someros y el grado en el cual su potencial influencia puede ser comprendido, depende mucho de la estructura de la cadena trófica y como ésta puede ser modificada por la carga de nutrientes (Moss *et al.*, 2004). Por otro lado, la comunidad de peces actúa sobre el zooplancton del que se alimentan y esto indirectamente puede influenciar las comunidades de fitoplancton e incluso la química del agua (Irvine *et al.*, 1989; Scheffer *et al.*, 1993; Carpenter & Kitchell, 1994; Hansson *et al.*, 1998). Estos efectos pueden tener también impactos sobre las plantas acuáticas, las cuales a su vez pueden también tener efectos sobre la química del agua y las relaciones depredador-presa entre peces y zooplancton (Jeppesen *et al.*, 1998).

Los dos experimentos realizados durante dos veranos consecutivos en la laguna de Xeresa (Romo *et al.*, 2004), formaron parte de una serie de seis realizados en diferentes localizaciones de Europa (Stephen *et al.*, 2004) que pretendían testar la importancia de los controles top-down y bottom-up sobre las comunidades planctónicas en un transecto de norte a sur de Europa mediante la instalación de mesocosmos y la adición de diferentes cantidades de nutrientes y peces. Como investigación adicional se planteó estudiar el papel de los macrófitos cortándolos después de varias semanas de experimento en el primer año. Los macrófitos causan un decrecimiento en la concentración de N directamente, por la toma, e indirectamente, por crear alternativamente zonas aerobias y anaerobias en el sedimento, aumentando la desnitrificación (Caffrey & Kemp, 1992). También hay un decrecimiento en la concentración de fósforo de la columna de agua por la toma de este nutriente por los epífitos de los macrófitos. En este capítulo los objetivos del estudio han sido: (1) la evolución semanal de las distintas variables físico-químicas y de la producción primaria, estudiadas bajo condiciones de biomanipulación y climatología determinada por altas

temperaturas y alta radiación solar incidente, (2) el efecto de los nutrientes y de los peces sobre la química del agua y la biomasa de fitoplancton en lagos someros mediterráneos y (3) el posible papel que los macrófitos tienen en el intercambio de nutrientes que se produce entre el agua del lago y el sedimento del mismo, basándose principalmente en cómo influye la desaparición de los macrófitos (natural y provocada) en dicho intercambio.

En nuestro estudio, se anticipa una gran importancia de los nutrientes más que el efecto de los peces ya que se trata de una localización mediterránea y cálida con temporadas de crecimiento de la vegetación más largas (Moss *et al.*, 2004). Como su título indica, el presente capítulo aborda las evoluciones semanales de las características limnológicas de la laguna de Xeresa como consecuencia de la adición de estos nutrientes durante los experimentos que tuvieron lugar en los dos veranos consecutivos de estudio. Se pretende ver también, si la climatología de la zona y sus efectos asociados, pudiera influir de alguna manera en las concentraciones de las variables estudiadas.

RESULTADOS

Las concentraciones de N inorgánico en el lago eran de 0,0014 mg/l de N en forma de nitrato y 0,0276 mg/l de N en forma de amonio y de 0,001 mg/l de P en forma de PRS el día 8 de Junio al inicio del primer experimento. Las adiciones de nutrientes representaron incrementos de 35 veces más N en el tratamiento N1, 172 veces más N en el N2 y 345 veces más N en el N3. Con respecto al P; 100 veces más P en el nivel N1, 500 veces más P en el N2 y 1000 veces más P en el nivel N3.

En el experimento del segundo año, las concentraciones iniciales en el lago eran casi iguales a las iniciales en el año anterior; 0,0016 mg/l de N en forma de nitrato, 0,0270 mg/l de N en forma de amonio y 0,0011 mg/l de P en forma de PRS. Las adiciones aquí resultaron en incrementos de N y P menores que el año

anterior que fueron repartidos en un mayor número de niveles de fertilización. En el nivel N1 se añadió 10 veces más N del inicial del lago, 20 veces más N en el nivel N2, 30 veces más N en el N3, 50 en el N4 y 100 veces más N en el nivel N5. Por otro lado, de P se añadió 30 veces más en el nivel N1, 60 veces más P en el N2, 90 veces más P en el N3, 150 veces más de P en el N4 y 300 veces más en el N5.

El primer año de experimento viene también determinado por el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos al cabo de un mes de transcurrido el mismo, por lo que quedan establecidas dos fases, una con macrófitos y la otra sin ellos que vienen representadas en las gráficas del primer año por la línea discontinua entre las semanas W5 y W6, mientras que en el experimento del segundo año, todas las medidas realizadas son con macrófitos presentes en los mesocosmos.

Hay que hacer constar que en el primer año de experimento, en los 2 niveles más altos de tratamiento, N2 y N3, hubo un decaimiento y desaparición de las carófitas antes de la fecha prevista de su corte y eliminación, concretamente entre las semanas W3 y W4, pero estimamos que más cerca de W3, puesto que en la fecha W4 ya se encontraron los restos de las mismas, por lo que el corte y extracción de las macroalgas solo pudo llevarse a cabo en los mesocosmos correspondientes a los niveles N0 y N1.

Tal y como se ha mencionado anteriormente, estas concentraciones de nutrientes se combinaron con las 3 densidades del pez *Gambusia holbrooki*, pero como el factor más determinante en los cambios observados fue la concentración de nutrientes añadida, según el ANOVA que se muestra en las tablas 3.2.3., 3.2.4. y 3.2.5., en este capítulo se estudia solo el efecto de la adición de nutrientes.

Hay que destacar varios hechos que pudieron influir en los experimentos y que es necesario hacer constar para la interpretación adecuada de los datos. Respecto al primer experimento, hay que tener en cuenta que en el primer día

del experimento se tomaron cores de sedimento con tubos de metacrilato para estudio de los macroinvertebrados del bentos. Esto contribuyó a la remoción del sedimento y provocó que en algunos mesocosmos la concentración de oxígeno disminuyera mucho. Respecto al segundo experimento, hay que considerar que se efectuó durante un verano menos lluvioso que el anterior y el bajo nivel de agua alcanzado en los mesocosmos llevó a realizar un bombeo de agua entre las semanas W3 y W4 desde una charca contigua a nuestro lago, para intentar reducir los efectos de la evaporación, lo que no evitó que el nivel también fuera disminuyendo en estas últimas semanas. Este bombeo modificó y distorsionó las condiciones de la muestra exterior o del lago, mientras que los mesocosmos fueron poco influenciados, de manera que la muestra del lago que hasta la fecha del bombeo tiene valores y evolución similar a los mesocosmos, a partir de entonces posee valores algo dispares que corresponden a los esperados en una situación sin alteraciones. Los valores de las variables en el lago, durante el segundo experimento, se muestran en el anexo 5. Por otro lado la evolución de las variables en el lago durante el primer año se muestra en las gráficas de las diferentes variables.

Las fertilizaciones se realizaron durante 8 semanas en el primer año (W1-W8) y 6 semanas, en el segundo (W1-W6). La semana (W0) se refiere a las muestras iniciales tomadas antes de las adiciones de nutrientes y peces (ver capítulo 2.4).

PROFUNDIDAD, TEMPERATURA Y CONDUCTIVIDAD

La evolución de estas variables se representa en las figuras 3.2.1. y 3.2.2. Las profundidades de los mesocosmos eran muy homogéneas, por lo que se han promediado, al igual que las temperaturas, (en este caso se han incluido también los valores del lago, puesto que las diferencias eran negligibles).

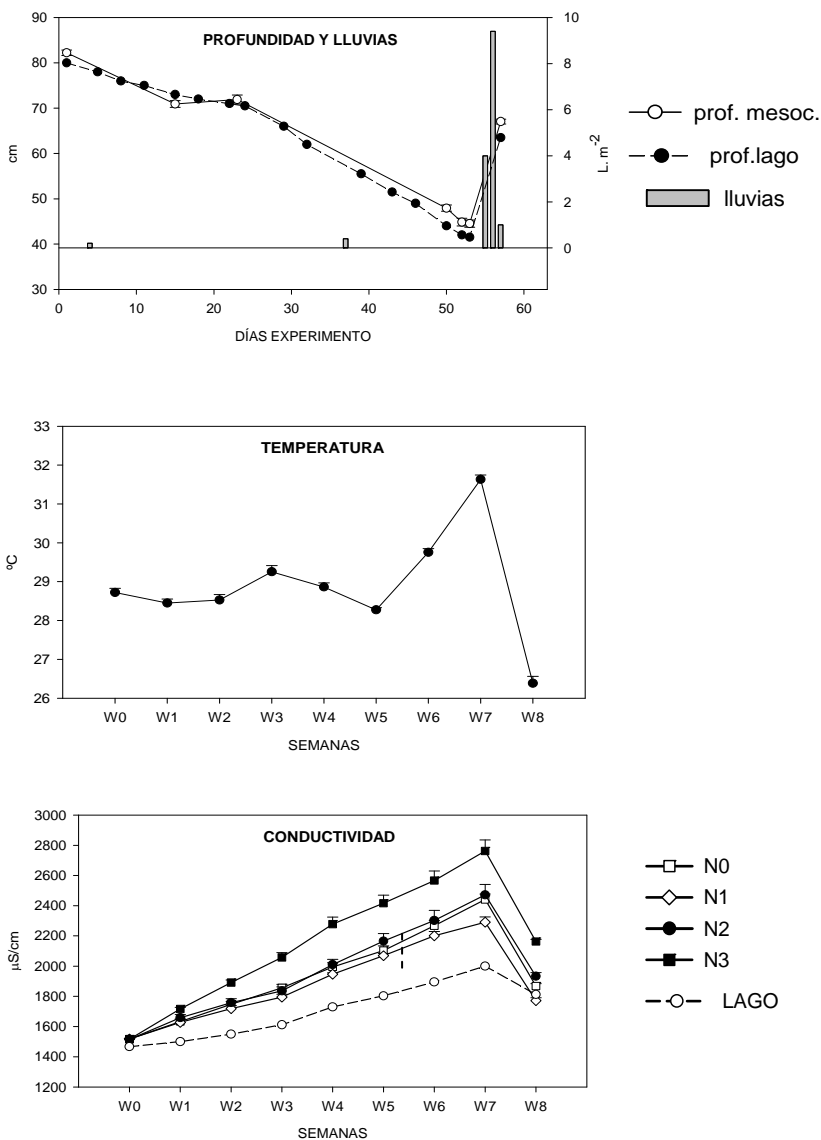
Primer año de experimento

Figura 3.2.1. PROFUNDIDAD media de agua en los mesocosmos y en el lago (cm) y lluvias registradas (L.m⁻²) durante los 57 días de duración del experimento del primer año, evolución durante la semana previa y las 8 semanas de fertilización de la TEMPERATURA (media+SE del lago y los mesocosmos)(°C) y de la CONDUCTIVIDAD (μS/cm) en el lago y en los diferentes tratamientos de fertilización (media + SE). La flecha discontinua representa el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos de los niveles N0 y N1.

En el primer año, vemos como a medida que avanza el experimento y el verano, las temperaturas son cada vez más elevadas y junto a la escasez de lluvias provocan un descenso en el nivel de agua del lago y de los mesocosmos (fig. 3.2.1.). El máximo de temperatura es 32°C y se alcanza en la semana W7 (a finales del mes de Julio), pero las lluvias acaecidas en los días finales del experimento provocan un descenso pronunciado de la temperatura y un aumento del nivel de agua de los mesocosmos y del lago.

Los valores medidos de conductividad son muy semejantes y en torno a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la semana del pre-tratamiento, pero van aumentando progresivamente conforme se avanza en el desarrollo del experimento. Este aumento progresivo ocurre en el lago y en todos los tratamientos hasta la semana W7, sin embargo entre la semana W7 y W8 hay una caída de los valores medidos en el lago y en todos los tratamientos, que coincide con las lluvias acontecidas entre estas dos semanas que produjeron una dilución de las concentraciones y por lo tanto una disminución en los valores medidos de la conductividad, (fig. 3.2.1.). A lo largo de todo el periodo, el lago presentó valores menores por poseer mayor flujo de agua que los mesocosmos. Debido a la adición de nutrientes como sales de sodio se produjo un pequeño incremento de la conductividad, apenas perceptible en los niveles N1 y N2, pero bien marcado en el nivel N3.

Segundo año de experimento

En el segundo año encontramos también el máximo de temperatura 32°C en la última semana de experimento (finales del mes de Julio), (fig. 3.2.2.) y se constató también claramente el mismo efecto de las precipitaciones sobre la temperatura, provocando su disminución.

Se realizaron medidas de conductividad en todos los mesocosmos en 4 de las semanas de experimento correspondientes al pre-tratamiento, principio, mitad y final del experimento. Los valores medidos son un poco mayores que en el año anterior en todos los niveles de fertilización, seguramente esto se debió a que el

nivel de agua en los mesocosmos fue menor en este verano que en el anterior debido a las elevadas temperaturas y a la escasez de lluvias tal y como se aprecia en la figura 3.2.2., con un efecto mayor de la evaporación. No se observan diferencias en los niveles de fertilización porque que el nivel N5 (el más grande de este año) estaba por debajo del N2 del año anterior.

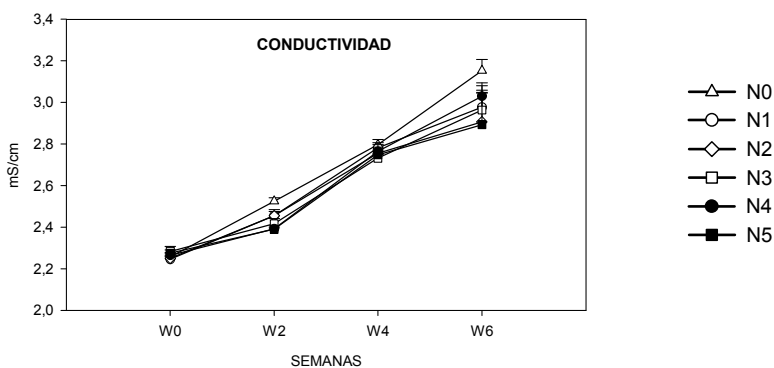
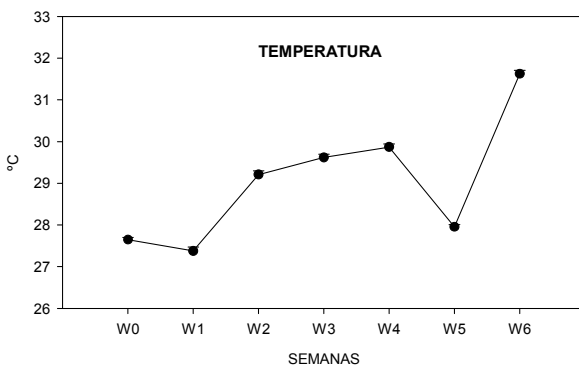
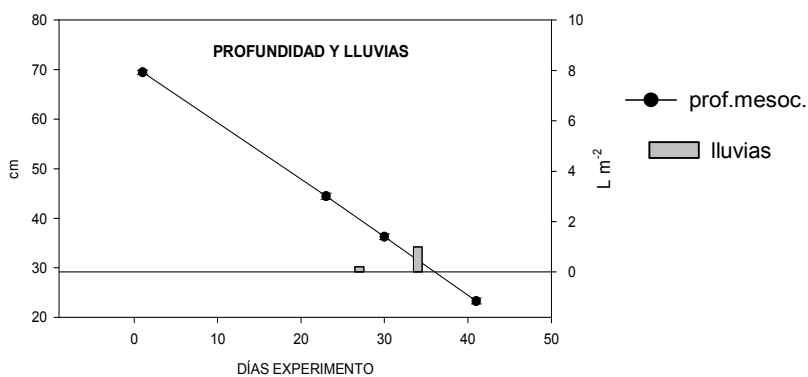


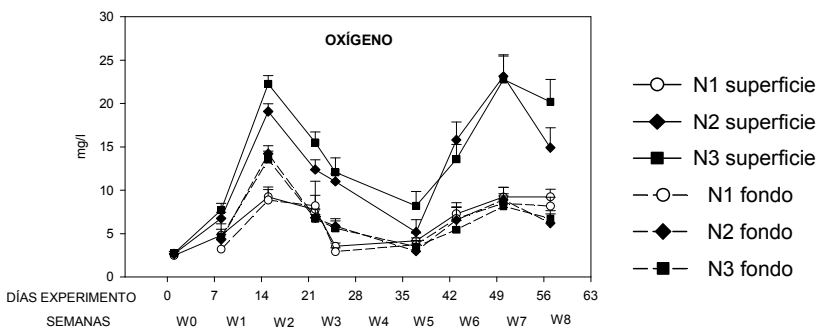
Figura 3.2.2. PROFUNDIDAD media de agua en los mesocosmos (cm) y lluvias ($L.m^{-2}$) durante los 41 días de duración del experimento del segundo año, evolución de la TEMPERATURA ($^{\circ}C$) promedio del lago y los mesocosmos durante la semana previa y las 6 semanas de fertilización y evolución de la CONDUCTIVIDAD (mS/cm) en la semana de pre-tratamiento y en tres semanas de post-fertilización correspondientes al principio, mitad y final del experimento.

OXÍGENO DISUELTO

Se midió la concentración de oxígeno disuelto de cada uno de los mesocosmos en la superficie y en el fondo y los promedios estos valores en la superficie por un lado y en el fondo por otro según niveles de nutrientes, se muestran en las figuras 3.2.3. y 3.2.4.

Primer año de experimento

En la figura 3.2.3., observamos los valores altos de O_2 superficial en los niveles N2 y N3 en el día 15 de experimento correspondiente a la semana W2 y luego se observa una disminución del oxígeno en estos niveles que corresponde al periodo de desaparición de los macrófitos. En la semana W5 correspondiente al día 37 del experimento, los valores de oxígeno en N2 y N3 disminuyen hasta prácticamente igualarse a los valores del resto de tratamientos y del lago coincidiendo con las precipitaciones registradas, posteriormente y ya sin macrófitos, los valores de oxígeno en estos dos tratamientos aumentan hasta la penúltima semana de experimento y disminuyen al final coincidiendo de nuevo con las lluvias.



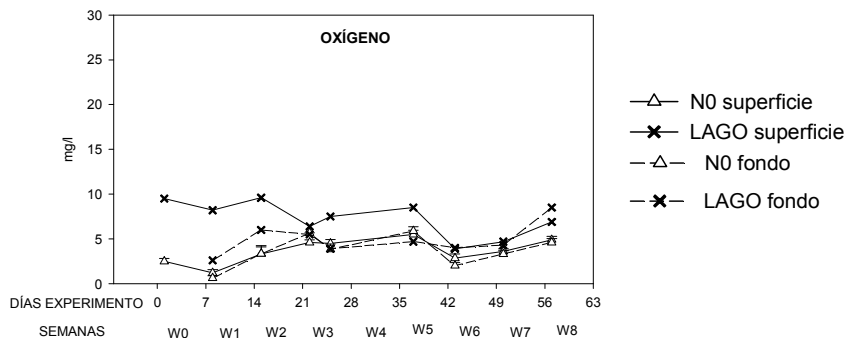


Figura 3.2.3. Evolución del OXÍGENO DE LA SUPERFICIE (línea continua) y del FONDO (línea discontinua) en mg/l durante los 57 días de duración del experimento del primer año en los distintos tratamientos de fertilización y en el lago.

Por otra parte, en el nivel N1 se observa un aumento de la medida de oxígeno una vez retirado el macrófito, también debido a la fotosíntesis del fitoplancton contenido en los mesocosmos de este nivel.

Se observa que las diferencias más grandes entre las concentraciones de O_2 superficial y O_2 del fondo se dan en los niveles altos de fertilización N2 y N3, mientras que en los niveles bajos y en el lago estas concentraciones son más similares.

Las medidas de oxígeno en el lago resultaron mayores que las de los mesocosmos del nivel N0, aunque la evolución temporal es similar (figura 3.2.3.), esto se explica por la remoción del sedimento al implantar los mesocosmos que provocó un descenso de O_2 en todos ellos al inicio del experimento del que N0 no se recuperó.

Segundo año de experimento

La gráfica que representa el O_2 del fondo (fig. 3.2.4.) es prácticamente igual a la que representa el oxígeno superficial, es decir, los valores medidos en la superficie y en el fondo son prácticamente los mismos, esto es debido a la poca profundidad que hubo en el segundo experimento, con unos niveles de agua

muy bajos y una uniforme y densa cobertura de macrófitos hasta la superficie del agua en todo el lago y los mesocosmos.

En la semana W1 podemos encontrar dos grupos de valores correspondientes a los niveles N5, N4 y N3 por un lado y N2, N1 y N0 por otro, pero conforme avanzan las semanas de experimento van igualándose estos valores. El descenso más pronunciado en las medidas de O₂ superficial y O₂ del fondo las encontramos en la semana W5 para posteriormente aumentar en la última semana. Este descenso que se produce concretamente en el día 34 del experimento (semana W5) se corresponde con las lluvias que se produjeron ese día (fig. 3.2.2).

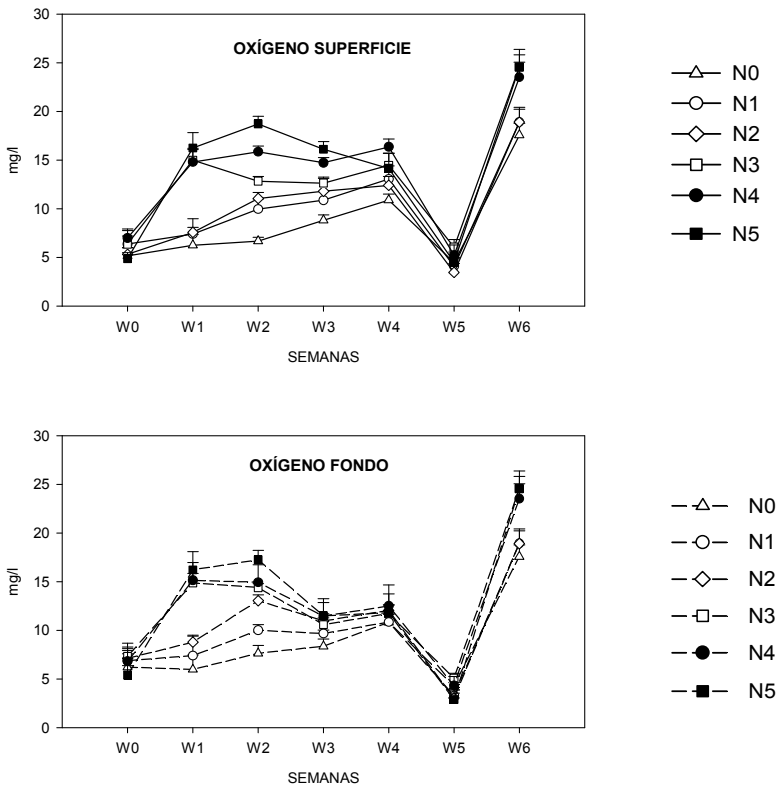


Figura 3.2.4. Evolución del OXÍGENO DE LA SUPERFICIE y del FONDO (mg/l) durante la semana previa y las 6 semanas de fertilización en el segundo año de experimento.

pH

Primer año de experimento

A partir de la segunda semana, los valores de pH medidos (fig. 3.2.5.) fueron notablemente superiores en los mesocosmos correspondientes a los tratamientos altos de fertilización (>9,5 frente a 8) debido a que en estos la producción primaria fue bastante mayor, en concreto, el pH se disparó en la semana W2 en los tratamientos de niveles altos de nutrientes N2 y N3, coincidiendo con el aumento de fitoplancton y se mantuvo luego más constante. En el nivel N1, el pH aumentó diferenciándose del N0 cuando empezó el desarrollo del fitoplancton con un mayor aumento después de cortar los macrófitos. En la semana del pre-tratamiento, el pH medido en los mesocosmos fue menor que el medido en el lago por la remoción del sedimento que se produjo al instalar los mesocosmos, pero así como en los tratamientos altos el desarrollo del fitoplancton hizo que se aumentarían los valores medidos de pH, en los niveles N0 y N1 se mantuvo el pH más bajo que en el lago las primeras semanas pero no después de cortar los macrófitos en N1 (fig. 3.2.5.).

Segundo año de experimento

Los valores de pH medidos no pasaron de 9,5 y aumentaron gradualmente con el nivel de nutrientes.

A partir de la semana W1 todos los niveles de fertilización llevan la misma evolución con un aumento en todos los niveles de tratamiento hasta la semana W3, donde de nuevo y hasta W5 el pH de todos vuelve a bajar, correspondiendo con el bombeo de agua y las lluvias, para finalmente en la última semana W6 volver a subir (fig. 3.2.5.).

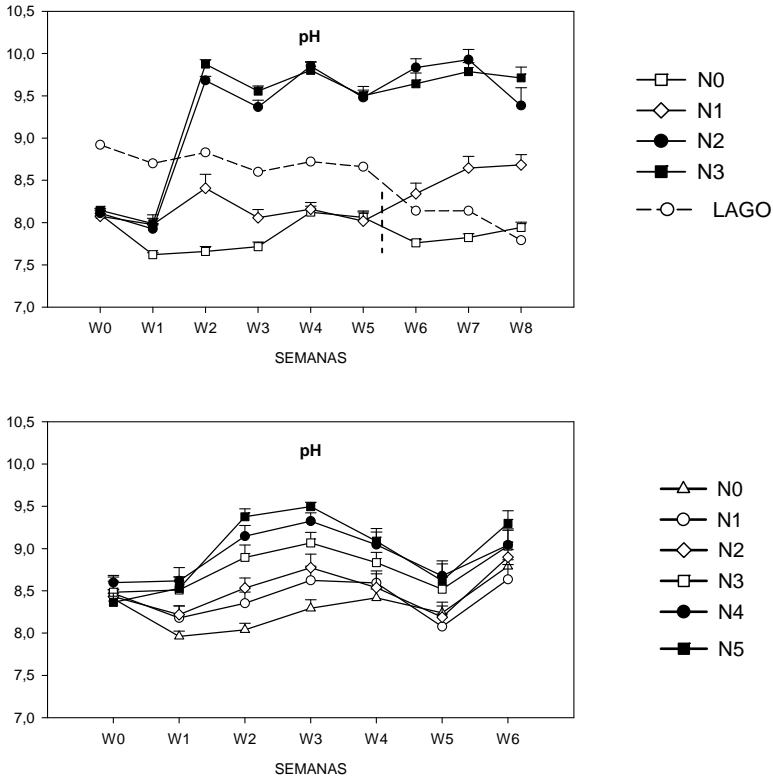


Figura 3.2.5. Evolución del pH durante la semana previa y las 8 semanas de fertilización en el primer año de experimento y durante la semana previa y las 6 semanas de fertilización en el segundo año de experimento. La flecha discontinua representa el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos de los niveles N0 y N1 en el primer año de experimento.

SODIO Y POTASIO

Se midieron las concentraciones en meq/l de estos dos cationes en el primer año de experimento (tablas 3.2.1. y 3.2.2).

Las concentraciones de sodio aumentan según avanza en el tiempo el experimento y también aumentan lógicamente con el nivel de fertilización porque aumentan los miliequivalentes de sodio añadido.

Tabla 3.2.1. Concentración de Na^+ (meq/l) de las distintas combinaciones de nutrientes N y peces F y de la muestra exterior o del lago, en 4 semanas correspondientes al principio, mitad y final del experimento del primer año.

MUESTRA	W1	W4	W6	W8
N0F0	1,04	5,20	10,56	9,60
N1F0	1,35	6,12	10,56	10,80
N2F0	1,60	5,01	12,57	14,50
N3F0	1,85	6,79	16,76	19,20
N0F1	1,80	7,52	14,30	10,90
N1F1	2,01	8,01	15,17	11,50
N2F1	2,50	7,36	15,22	15,00
N3F1	2,80	9,22	20,45	20,80
N0F2	2,50	8,31	18,04	11,20
N1F2	2,60	8,82	18,93	11,60
N2F2	2,10	8,95	15,85	15,60
N3F2	2,80	10,76	20,23	19,00
LAGO	1,08	3,61	7,78	9,60

Tabla 3.2.2. Concentración de K⁺ (meq/l) de las distintas combinaciones de nutrientes N y peces F y de la muestra exterior o del lago, en 4 semanas correspondientes al principio, mitad y final del experimento del primer año.

MUESTRA	W1	W4	W6	W8
N0F0	0,16	0,23	0,49	0,54
N1F0	0,15	0,22	0,45	0,55
N2F0	0,17	0,33	0,78	0,90
N3F0	0,22	0,48	1,10	1,25
N0F1	0,14	0,24	0,45	0,51
N1F1	0,14	0,22	0,48	0,59
N2F1	0,16	0,32	0,72	0,86
N3F1	0,22	0,54	1,25	1,39
N0F2	0,16	0,17	0,35	0,47
N1F2	0,15	0,23	0,45	0,59
N2F2	0,17	0,30	0,69	0,88
N3F2	0,23	0,38	0,92	1,10
LAGO	0,13	0,13	0,27	0,37

En el nivel N1 se añaden 0,07 meq/l de Na^+ , en el nivel N2 son 0,35 meq/l de Na^+ y en el nivel N3 se añaden 0,71 meq/l de Na^+ . En el lago y en los mesocosmos N0, también aumenta el sodio conforme avanza el experimento.

Las concentraciones de K^+ también aumentan con el tiempo de experimento y con el aumento de los niveles de fertilización. En el nivel N1 se añaden 0,003 meq/l de K^+ , en el N2 se añadieron 0,016 meq/l de K^+ y en el nivel N3 se añadieron 0,032 meq/l de K^+ .

ALCALINIDAD

La alcalinidad del agua se define como la capacidad de esta agua de neutralizar ácidos y corresponde a la suma de principalmente los siguientes cationes: CO_3^{2-} , HCO_3^- y OH^- . En un agua natural la forma carbonatada más importante presente en el agua es el bicarbonato, por lo que la alcalinidad está en forma de bicarbonatos principalmente.

Primer año de experimento

La alcalinidad del lago es menor que la de los mesocosmos durante todo el experimento menos en la semana final que se iguala a la del nivel N2 y supera a la del nivel N1 (fig. 3.2.6.). En los mesocosmos, los valores de alcalinidad son los mismos en la semana de pre-tratamiento W0, pero después aumentan debido a la adición de nutrientes como sales de Na y K, obteniéndose los mayores valores de alcalinidad en el nivel N3. En los niveles N0, N1 y N2 se obtienen valores similares a mitad de experimento, pero el nivel N0 supera en valores a N1 y N2 al principio de las fertilizaciones (W2 y W3) y después del corte de los macrófitos (a partir de la semana W5).

Segundo año de experimento

En este segundo año, solamente se midió la alcalinidad al principio, mitad y final del experimento. Se parte en la semana del pre-tratamiento de valores de

alcalinidad muy parecidos, próximos a 3 meq/l para posteriormente ir aumentando. Debido a la gran dispersión de los valores se puede decir poco del efecto de adición de nutrientes. En la semana W3 se puede ver una ordenación más o menos esperada con mayores valores de N0 y menores en los mayores niveles de nutrientes, pero luego las mismas sales añadidas interfieren con este parámetro y los nutrientes altos tienen valores altos (fig. 3.2.6.).

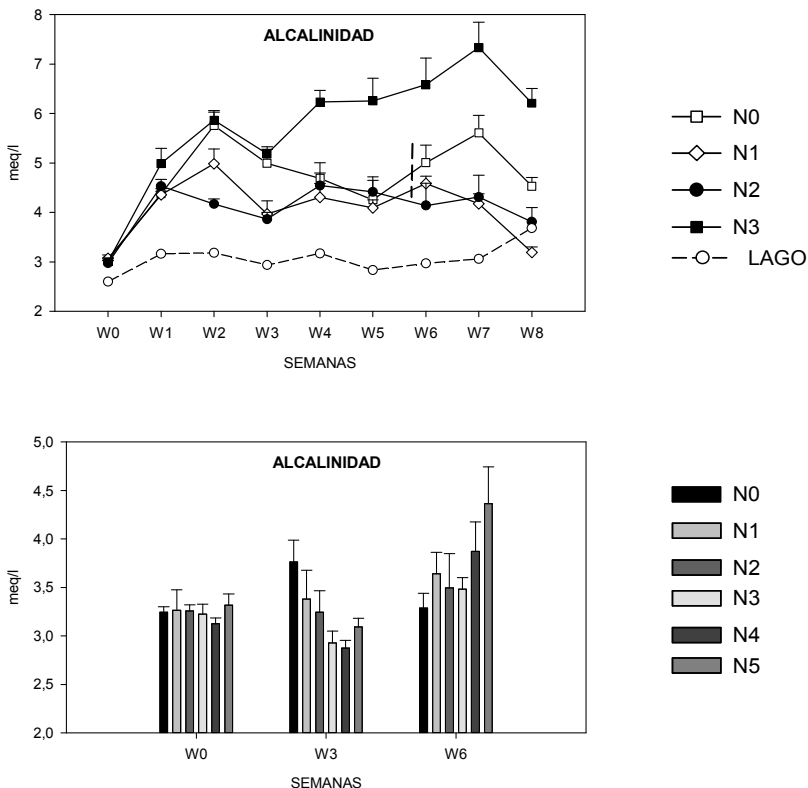


Figura 3.2.6. Evolución de la ALCALINIDAD (meq/l) durante la semana previa y las 8 semanas de fertilización en el primer año de experimento y durante la semana previa y las semanas 3 y 6 de fertilización en el segundo año de experimento. La flecha discontinua representa el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos de los niveles N0 y N1 en el primer año de experimento.

PRS, PT Y CLOROFILA *a*

El fósforo reactivo soluble (abreviado como PRS) es el fósforo inorgánico soluble que reacciona con molibdato amónico para dar un compuesto de color azul medible por colorimetría. PRS es también una medida aproximada de la disponibilidad de fósforo para los organismos vivos (aproximada porque algunos fosfatos orgánicos son también fácilmente tomados). Por otro lado, la actividad bacteriana puede convertir todas las formas de fósforo en PRS.

El fósforo total (PT) es la suma de todas las formas de fósforo que encontramos en el agua: fósforo soluble inorgánico, fósforo soluble orgánico y fósforo particulado. Generalmente se toma como la cantidad total de fósforo potencialmente disponible en el agua.

La clorofila *a* es el pigmento fotosintético primario de las cianobacterias y algas planctónicas y usualmente es seleccionada como medida de la biomasa del fitoplancton.

Primer año de experimento

En el primer año el aumento más pronunciado de ortofosfato se da en W1, (fig. 3.2.7.), fecha que coincide con el primer muestreo post-fertilización, y sobre todo en los tratamientos más altos N2 y N3, posteriormente en la semana W2 hay una bajada de P en estos tratamientos debido a su asimilación por el gran crecimiento del fitoplancton y luego en N3, se mantiene constante a una concentración más o menos de un tercio de la añadida hasta la última semana que vuelve a aumentar a casi el doble de la semana anterior. El nivel N2 es más fluctuante pero se queda como un 10% por debajo del añadido y también tiene un incremento a partir de la semana W6. El nivel N1 evoluciona mucho más lento que los niveles altos de fertilización, hay una ligera subida hasta la semana W3 para disminuir en la W5 y W6 cuando el fitoplancton ha crecido y luego tener un aumento al final después de eliminar los macrófitos y alcanzar en la semana W7 una concentración de PRS equivalente a un 16% de la del P

añadido. El lago y el nivel N0 evolucionan a la par con una bajada en W5, pero el PRS aumenta en N0 cuando se cortan los macrófitos.

La evolución del fósforo total (PT) después de un gran aumento y una disminución responde a una curva asintótica, en la cual el incremento de concentración se va reduciendo, especialmente en los niveles N2 y N3. El nivel N1, la concentración de PT a partir de W3 aumenta paulatinamente y no llega a alcanzar un valor asintótico hasta la semana W7. Por otro lado, el lago y el tratamiento N0 llevan una evolución similar en su tendencia y en nivel de concentración observada, de hecho, podemos decir, que el tratamiento N0 no se vio afectado por la retirada de los macrófitos de estos mesocosmos (fig. 3.2.7.).

En lo que respecta a la evolución semanal de la clorofila *a* del fitoplancton (figura 3.2.7.) sigue la misma tendencia que la evolución del PT de este mismo año (figura 3.2.7.), por otro lado, las concentraciones en los niveles altos de tratamiento alcanzan unas proporciones que convierten a estos mesocosmos en hipereutróficos. El nivel N0 tiene siempre concentraciones ligeramente más altas que el lago, pero la adición de nutrientes determina curvas de crecimiento asintóticas y la tasa de crecimiento se reduce ya mucho desde la 2ª semana del experimento en los niveles de nutrientes N2 y N3. El nivel N1 aumenta la concentración de clorofila hasta la semana W6 en la cual se estabiliza. El nivel N0 tiene concentraciones ligeramente superiores (entre 4,2 y 10,6 µg/l) a las del lago (1,9 a 4,2 µg/l) y no varían demasiado sus concentraciones.

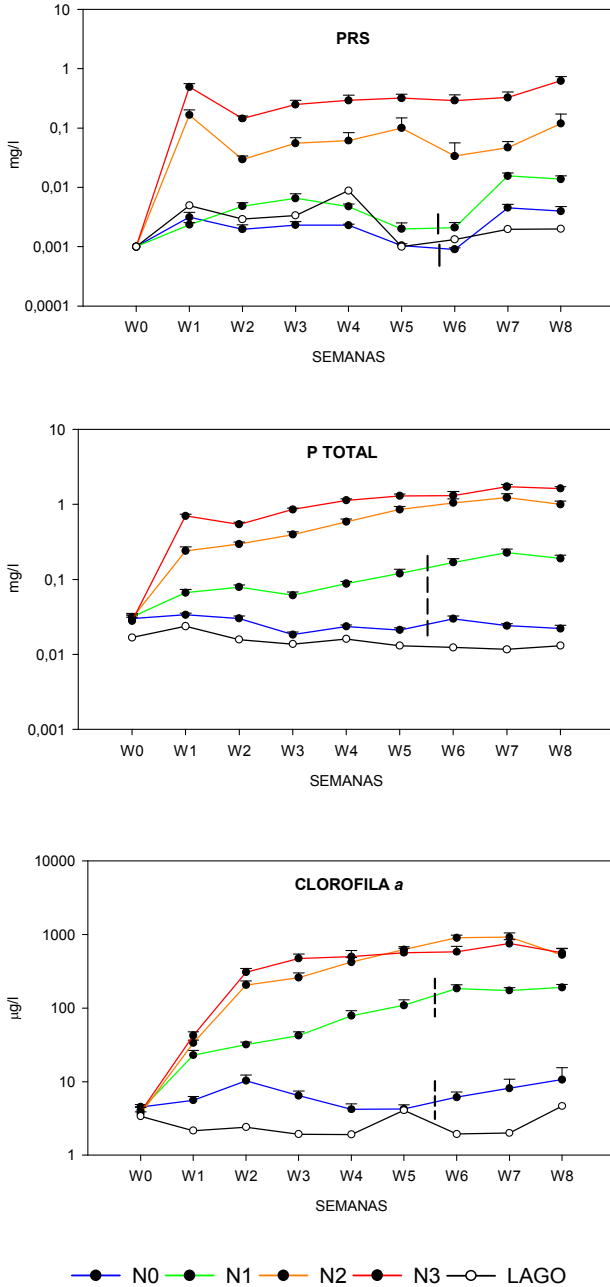


Figura 3.2.7. Evolución de PRS, PT (mg/l) y CHL a ($\mu\text{g/l}$) durante la semana previa y las 8 semanas de fertilización en el primer año de experimento. Las líneas discontinuas representan el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos en los niveles N0 y N1.

Segundo año de experimento

En el segundo año de experimento las concentraciones iniciales de PRS en el lago eran las mismas que el año anterior. Como en el segundo año de experimento las adiciones de fósforo fueron de menor cantidad que en el primero, las concentraciones de ortofosfato en los mesocosmos a lo largo de este segundo experimento fueron menores que en el primer año (fig. 3.2.8.).

En el nivel N0, hasta la semana W2, las concentraciones obtenidas son similares a las de los tratamientos N1, N2 y N3, después de un aumento inicial en W1 la concentración de PRS va disminuyendo hasta que en las dos últimas semanas de experimento, después de las lluvias acaecidas en la semana W5, se vuelve a incrementar. En los tratamientos N5 y N4 se observan mayores concentraciones, la diferencia entre ellas no es muy grande y se solapan en W4. En W5 y en W6, las concentraciones en el tratamiento N5 son marcadamente superiores a las del resto de los mesocosmos, aunque la tendencia es a aumentar en todos ellos durante la última semana de experimento (figura 3.2.8.). El lago muestra los valores más bajos las dos últimas semanas de experimento W5 y W6 (anexo 5).

Comparando los resultados de PRS de los dos años (figuras 3.2.7. y 3.2.8.), podemos decir que las adiciones del segundo año no fueron lo suficientemente grandes como para distinguir diferencias en la evolución de los tratamientos a lo largo de las semanas, mientras que en el primer año, si que se distinguen claramente una evolución similar entre los tratamientos más altos y otra diferente en los de menor cuantía de nutrientes añadidos.

En este segundo experimento, se obtuvieron concentraciones de PT por encima de 0,1 mg/l a partir de W2 solo en el tratamiento de mayor concentración de nutrientes añadidos N5. En el nivel N4, las concentraciones superan la cantidad de 0,1 mg/l en las dos últimas semanas de experimento. En los tratamientos N3, N2, N1 y N0 hay poca diferencia en los valores obtenidos y no llegan a alcanzar concentraciones de 0,1 mg/l.

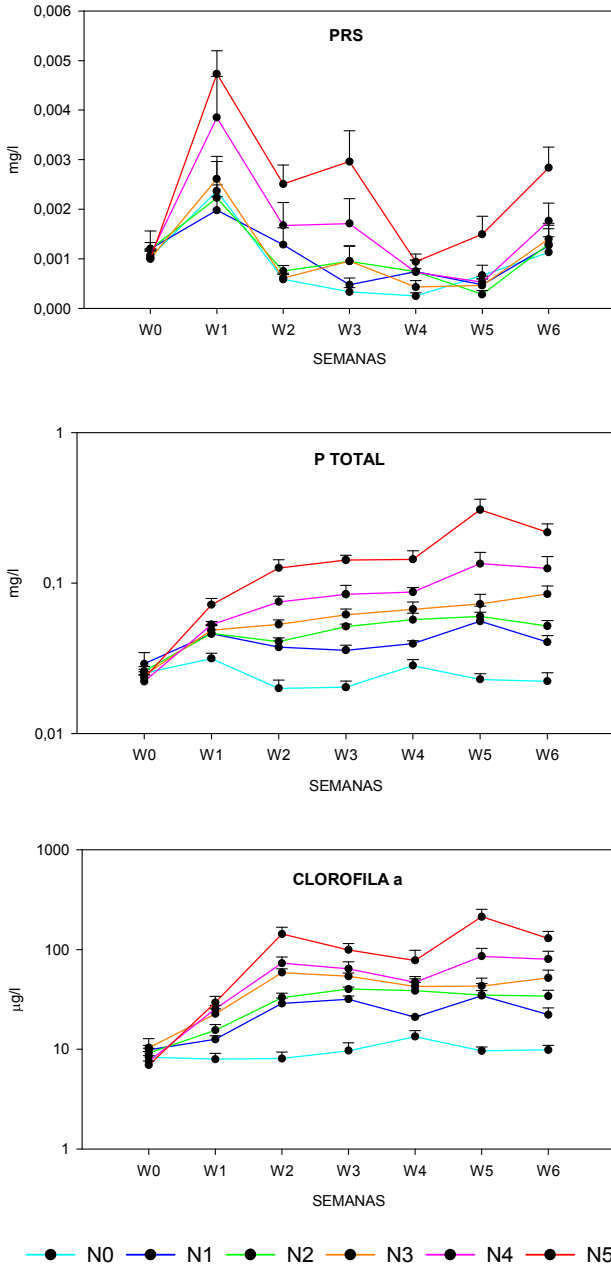


Figura 3.2.8. Evolución de PRS, PT (mg/l) y CHL a (µg/l) durante la semana previa y las 6 semanas de fertilización en el segundo año de experimento.

La evolución, más caracterizada en los niveles de nutrientes mayores, es la misma que en el primer año, de rendimientos decrecientes, hay un incremento importante en las dos primeras semanas para ir luego aumentando levemente hasta un valor máximo, siendo este valor mayor de acuerdo con el nivel de nutrientes (figura 3.2.8.).

Mientras que en los resultados de PT del primer año (fig. 3.2.7.) podemos agrupar los distintos niveles de tratamiento por evolución similar y concentraciones observadas en 3 grupos (N3 y N2 por un lado, N0 y el lago por otro, siendo N1 el intermedio), en los resultados del segundo año los niveles se escalonan y los valores de N5 y N4 no presentan valores tan cercanos como los de los niveles más grandes del año anterior, estos dos niveles tienen otro aumento en la semana W5. Los niveles N3 y N2 (figura 3.2.8.) muestran una tendencia similar pero con valores mucho menos altos y el incremento mayor se observa solo en la primera semana. La adición de P en el nivel N1 después de un incremento en la primera semana alcanza ya el máximo posible y fluctúa alrededor del mismo (figura 3.2.8.). El lago alcanza la máxima concentración de PT en la semana W5 (anexo 5).

Las concentraciones de clorofila *a* obtenidas son menores que en el año anterior, (fig.3.2.8.), esto es fácilmente explicable si tenemos en cuenta que las cantidades de nutrientes adicionadas fueron menores en este segundo año. Por otra parte, vemos que hay un paralelismo en la evolución de los tratamientos entre la clorofila y el PT, en los que los máximos de concentración se dan en la semana W5. De manera general, la evolución que se observa en la gráfica es la siguiente: hay un aumento de la clorofila en la semana W2 que se mantiene más o menos en los tratamientos N1 a N3, pero que en los tratamientos N4 y N5 aumenta de nuevo a un valor ligeramente más alto después de una disminución probablemente provocada por el escaso nivel de las aguas que luego se incrementó con las lluvias.

NITRÓGENO INORGÁNICO OXIDADO, AMONIO Y SILICATO

El nitrato y el amonio son dos formas inorgánicas de nitrógeno disponibles para la toma por algas y plantas.

El silicato presente en los sistemas acuáticos se presenta fundamentalmente como ácido ortosilícico disuelto y sílice particulado.

Primer año de experimento

Como era de esperar, las concentraciones más grandes de nitrato (fig. 3.2.9.) se obtienen en los tratamientos N2 y N3, concentraciones que se disparan bastante respecto a las obtenidas en el resto de tratamientos desde la primera semana y luego se mantienen constantes, disminuyendo en las tres últimas semanas. En el lago y en el tratamiento N0, las concentraciones son prácticamente iguales a lo largo de las semanas excepto en W8 donde se diferencian más. En el tratamiento N1, los máximos de concentraciones son en las semanas W1, W4 y W8, semana última en la cual coinciden en concentración N0, N1 y N2 (fig. 3.2.9.). Cabe destacar también que en la fase sin macrófitos, en los niveles N2 y N3 hay una progresiva disminución de nitrato, mientras que en los niveles N0 y N1, al igual que en el lago, ocurre lo contrario, lo que se observa es un aumento. La concentración de amonio en el lago permanece prácticamente invariable durante todo el experimento, por otro lado las concentraciones de amonio de los mesocosmos se ven afectadas por la adición de nutrientes o por la eliminación de la *Chara* en su evolución semanal (fig. 3.2.9.).

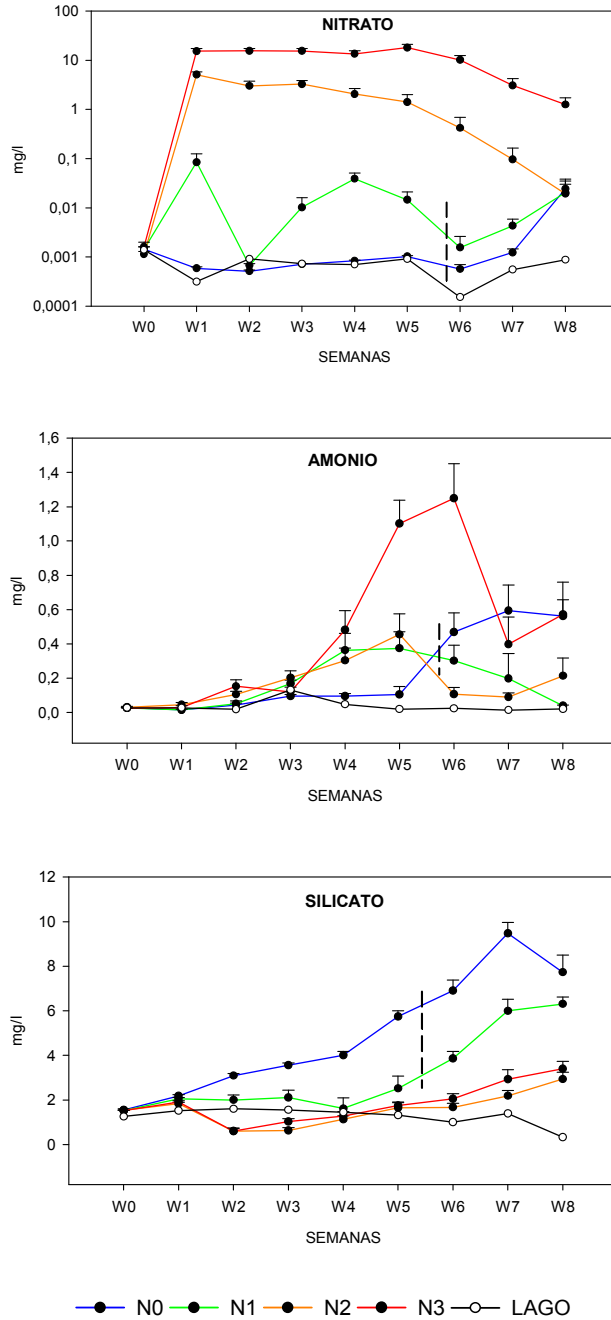


Figura 3.2.9. Evolución del NITRATO, AMONIO y SILICATO (mg/l) durante la semana previa y las 8 semanas de fertilización en el primer año de experimento. Las líneas

discontinuas representan el corte y extracción de los macrófitos de los mesocosmos en los niveles N0 y N1.

Como hemos mencionado antes de introducir los resultados, en los niveles más altos de fertilización (N2 y N3) se produjo un decaimiento y senescencia de las carófitas entre las semanas W3 y W4. Esta descomposición produciría un aumento en las concentraciones de amonio, sobre todo en el nivel N3 y en la semana W5. Tras el corte de las plantas en N0 y N1 sólo vemos un aumento en la concentración de amonio en el tratamiento control N0, por lo que estimamos que el amonio sería rápidamente tomado por el fitoplancton en los niveles N1, N2 y N3, mientras que en los mesocosmos de N0 permanecería en la columna de agua más tiempo debido a la menor biomasa de fitoplancton de estos y además sí que podría darse en N0 una liberación de NH_4^+ procedente de los sedimentos que en este nivel y en estas semanas presentan concentraciones de oxígeno muy bajas (fig. 3.2.9.).

En la fig. 3.2.9., vemos como en la semana del pre-tratamiento W0 y en W1, las concentraciones de silicato son muy similares en los distintos niveles de fertilización y en el lago. En el lago, las concentraciones son más o menos constantes, controladas en gran parte por los epífitos de los macrófitos. A partir de W2 ya observamos como las concentraciones del nivel N0 van aumentando progresivamente conforme avanzan las semanas de experimento. El nivel N1 inicia una tendencia al alza a partir de la semana W4. Este aumento de concentraciones en N0 y N1 es más pronunciado en la fase sin macrófitos. Las concentraciones de los niveles N2 y N3 son inferiores y semejantes a las obtenidas en las muestras del lago, en estos dos niveles los altos crecimientos de los epífitos hacen disminuir a la segunda semana post-fertilización las concentraciones de silicato, posteriormente aumentan coincidiendo con las lluvias y con la desaparición de los macrófitos.

Segundo año de experimento

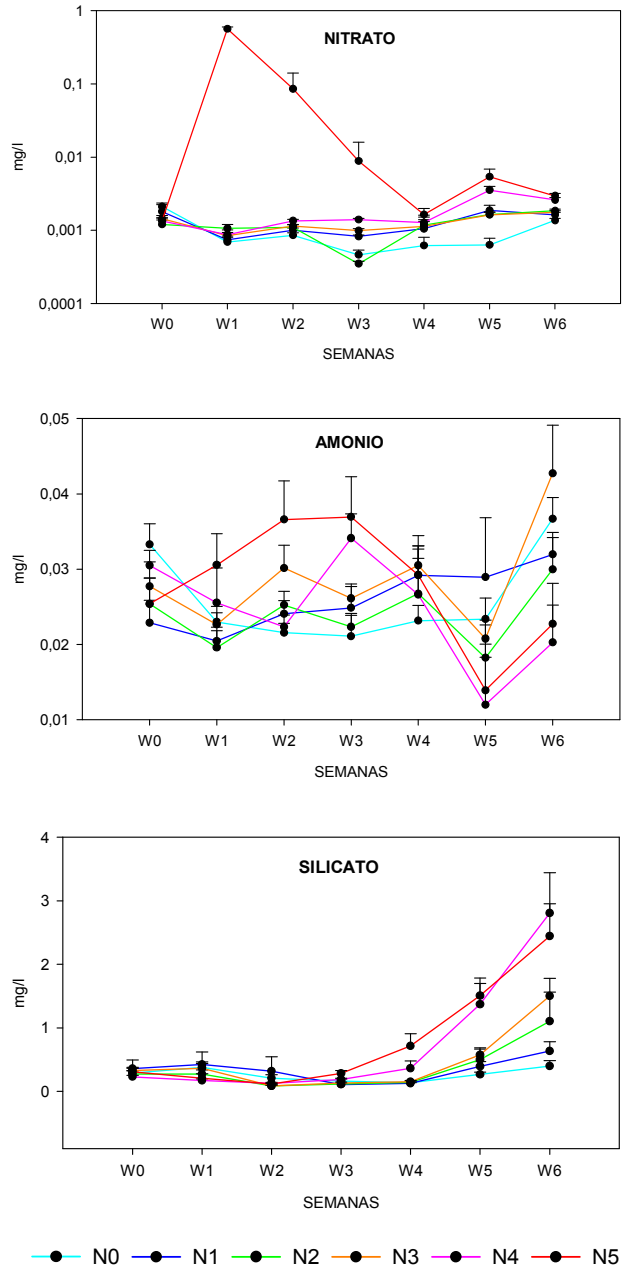


Figura 3.2.10. Evolución del NITRATO, AMONIO y SILICATO (mg/l) durante la semana previa y las 6 semanas de fertilización en el segundo año de experimento.

En el segundo año, las concentraciones de nitrato obtenidas son prácticamente iguales en todos los niveles de fertilización y en el lago (anexo 5) excepto en el nivel N5 donde hay un máximo de concentración en la primera semana post-fertilización que va disminuyendo progresivamente hasta que en W4 se iguala a la concentración del resto de tratamientos (fig. 3.2.10.). Excepto en el nivel N5, las concentraciones medidas se aproximan bastante a las del nivel N0 y las del lago del año anterior, es decir, son próximas a 0,001 mg/l.

Las concentraciones de amonio obtenidas están influenciadas por la adición de los nutrientes, observándose una mayor concentración de amonio en el nivel N5 al principio del experimento y siendo en este nivel la concentración muy baja al final del mismo (fig. 3.2.10.). Por otra parte, en el lago, el NH_4^+ presenta grandes fluctuaciones, obteniendo concentraciones muy bajas al principio y al final del experimento y un máximo de concentración en la semana intermedia W3 (anexo 5). La concentración de amonio en este segundo experimento fue menor que en el primero, debido a la menor concentración de nitrógeno añadido y a que no hubo descomposición de los macrófitos que produjera la liberación de este compuesto.

Por otro lado, las concentraciones de silicato son prácticamente iguales en todos los tratamientos hasta la semana W4, a partir de esta semana, las concentraciones ya empiezan a diferenciarse, posteriormente estas diferencias se acrecientan, llevando un orden creciente correlativo al número de tratamiento, excepto en la semana final W6 donde la concentración de N4 supera a la del nivel N5 (fig. 3.2.10.). La concentración de silicato en el lago supera al resto de concentraciones de los distintos tratamientos a partir de la semana W4.

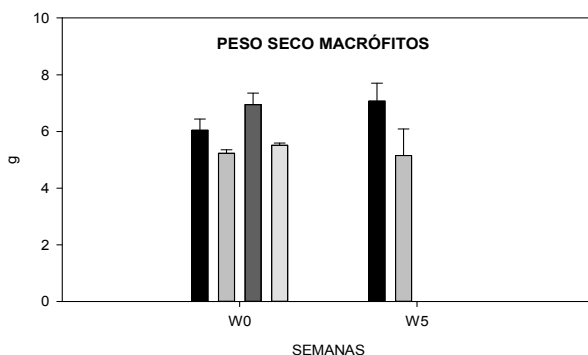
Comparando las gráficas de silicato de ambos años (figuras 3.2.9. y 3.2.10.), vemos que las concentraciones de silicato disuelto son menores durante el segundo año y que las concentraciones más bajas se obtienen en los niveles altos durante el primer año, pero en el segundo ocurre lo contrario.

MACRÓFITOS Y EPIFITON

En el lago y los mesocosmos había una densa y uniforme cobertura de caráceas (*Chara hispida*, principalmente). Estos macrófitos en los mesocosmos se vieron favorecidos por las adiciones de nutrientes, pero los pesos alcanzados fueron mayores cuanto más pequeñas fueron las cantidades de nutrientes. Por el contrario, la clorofila del epifiton fue mayor cuanto mayor fue el grado de nutrientes añadido. Se midió además la clorofila del perifiton de unas tiras de plástico que se dispusieron en los mesocosmos, una en el primer experimento y tres en el segundo.

Primer año de experimento

Las adiciones tan grandes de nutrientes en los niveles N2 y N3 provocaron la muerte de los macrófitos en estos dos niveles, las carófitas empezaron a descomponerse entre las semanas W3 y W4, por lo que solo se pudo estimar en la semana W5 el peso seco de los macrófitos de los niveles N0 y N1 (fig. 3.2.11.).



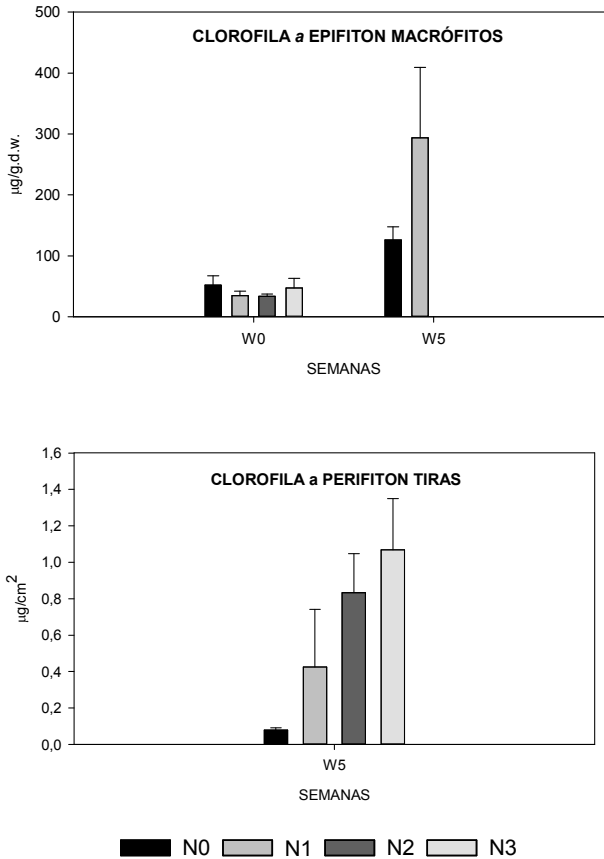


Figura 3.2.11. PESO SECO DE MACRÓFITOS (g) coleccionado con muestreador Kornijow, CLOROFILA a DEL EPIFITON DEL MACRÓFITO ($\mu\text{g/g.d.w.}$) y CLOROFILA a DEL PERIFITON DE LA TIRA DE PLÁSTICO ($\mu\text{g/cm}^2$) que se colocó en cada mesocosmo en el primer año de experimento y se recogió en la semana W5.

Segundo año de experimento

En el segundo año de experimento las adiciones de nutrientes no provocaron la muerte de los macrófitos en ningún nivel de fertilización y se pudieron recolectar muestras de macrófitos para la determinación de su peso seco en todos los niveles de fertilización (fig. 3.2.12.).

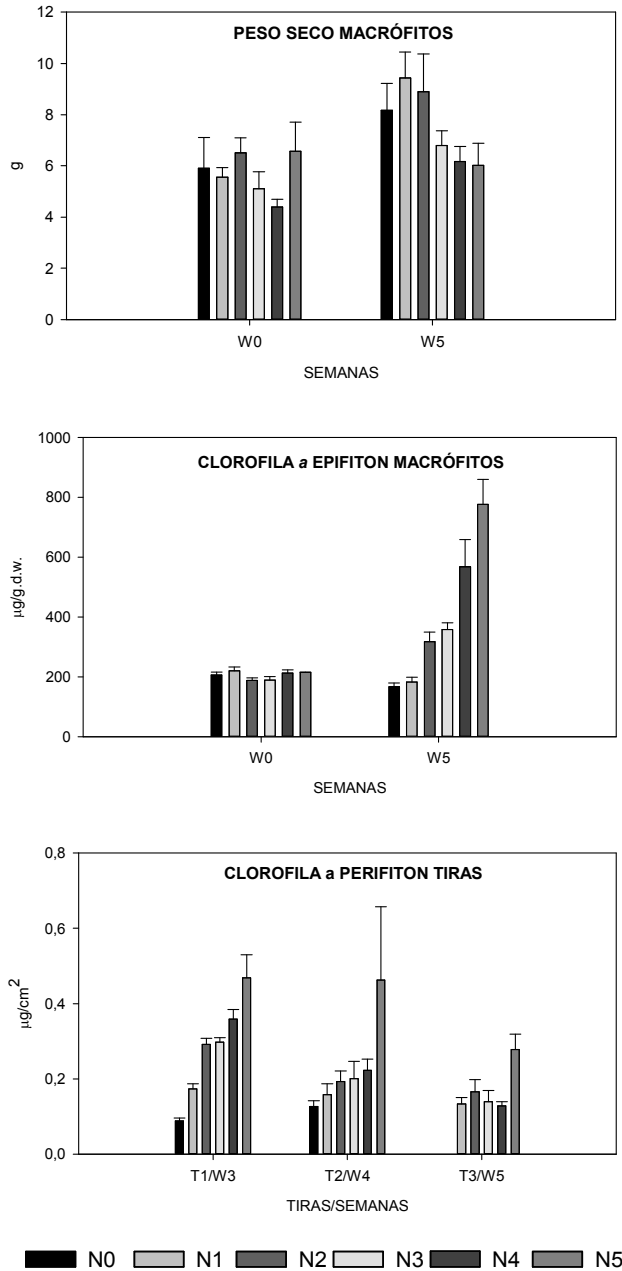


Figura 3.2.12. PESO SECO DE MACRÓFITOS (g) coleccionado con muestreador Kornijow, CLOROFILA a DEL EPIFITON DEL MACRÓFITO ($\mu\text{g/g.d.w.}$) y CLOROFILA a DEL PERIFITON DE LAS 3 TIRAS DE PLÁSTICO ($\mu\text{g/cm}^2$) que se

colocaron en cada mesocosmo en el segundo año de experimento. Semanas de recolección de los macrófitos y de las tiras de plástico en el eje X.

ANÁLISIS ANOVA DE LAS VARIABLES ESTUDIADAS

A las medias ponderadas de las variables estudiadas (capítulo 2.3.) se les aplicó un análisis general univariante ANOVA para ver la significancia de los dos factores experimentados, los peces y los nutrientes.

Primer año de experimento

Como el primer año de experimento viene determinado por el corte de las caráceas, se han realizado dos análisis ANOVA, uno con las medias ponderadas de las variables desde la semana W1 (la primera semana post-fertilización) hasta la semana W5 (fase con plantas) y otro desde la semana W6 hasta la W8 o última de experimento (fase sin plantas).

Tabla 3.2.3. Resultados de la aplicación del análisis ANOVA a las variables estudiadas en el primer año de nuestro experimento. Probabilidades: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n.s. = no significativo. Análisis realizado con medias ponderadas desde la semana W1 hasta la W5 incluidas ambas.

ANÁLISIS ANOVA CON PLANTAS				
VARIABLES DEPENDIENTES	FACTORES PRINCIPALES		INTERACCIONES	Variable transfor- -mada
	PECES	NUTRIENTES	PECESx NUTRIENTES	
PRS	0,026/*	0,000/***	0,024/*	SI
PT	0,185/n.s.	0,000/***	0,350/n.s.	SI
NITRATO	0,309/n.s.	0,000/***	0,361/n.s.	SI
AMONIO	0,675/n.s.	0,000/***	0,424/n.s.	SI
ALC.	0,126/n.s.	0,000/***	0,273/n.s.	SI
CHL <i>a</i> PLANCTON	0,019/*	0,000/***	0,567/n.s.	SI
SILICATOS	0,001/**	0,000/***	0,121/n.s.	SI
pH	0,382/n.s.	0,000/***	0,006/**	NO
COND.	0,779/n.s.	0,000/***	0,595/n.s.	NO
O ₂ FONDO	0,061/n.s.	0,041/*	0,003/**	SI
O ₂ SUP.	0,785/n.s.	0,479/n.s.	0,922/n.s.	SI

En los silicatos cambia el grado de significación al pasar a logaritmos, si no hubiéramos transformado la variable a logarítmica obtendríamos mayor grado de significación con los peces (0,000/***) y en la interacción peces x nutrientes (0,006/**).

En oxígeno del fondo también cambia el grado de significación al pasar a logaritmos, en la variable sin transformar, los peces y la interacción peces x nutrientes tienen un grado de significación y los nutrientes no son significativos. Al aplicar el análisis ANOVA con las medias ponderadas desde la semana W1 a la W5 (tabla 3.2.3.), vemos como el factor más influyente son los nutrientes, resultando significativo para todas las variables excepto en el caso del oxígeno de la superficie, esto se puede explicar porque en el caso de la medida del oxígeno, la hora de medición es lo que más influye en ella, puesto que el nivel de oxígeno superficial fluctúa bastante dependiendo de la hora y de la radiación incidente y a que el producto de solubilidad cambia con la temperatura.

El factor peces influye en PRS, clorofila *a* y en los silicatos y la interacción peces x nutrientes es significativa para PRS, pH y el oxígeno del fondo (tabla 3.2.3.).

En el análisis ANOVA sin plantas, sin aplicar la transformación logarítmica, los ANOVA dan los mismos resultados con la excepción de que el factor peces no sale significativo con los nitratos, pero en cambio sale significativo con el PRS (0,006) y también es significativa la interacción peces x nutrientes (0,002). También con el O₂ fondo se obtiene un nivel de significación más alto (0,006) con los peces (tabla 3.2.4.).

Tabla 3.2.4. Resultados de la aplicación del análisis ANOVA a las variables estudiadas en el primer año de nuestro experimento. Probabilidades: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n.s. = no significativo. Análisis realizado con medias ponderadas desde la semana W6 hasta la W8 incluidas ambas.

ANÁLISIS ANOVA SIN PLANTAS				
VARIABLES DEPENDIENTES	FACTORES PRINCIPALES		INTERACCIONES	Variable Transformada
	PECES	NUTRIENTES	PECESx NUTRIENTES	
PRS	0,173/n.s.	0,000/**	0,098/n.s.	SI
PT	0,739/n.s.	0,000/**	0,804/n.s.	SI
NITRATO	0,010/*	0,000/**	0,209/n.s.	SI
AMONIO	0,717/n.s.	0,000/**	0,364/n.s.	SI
ALC.	0,423/n.s.	0,000/**	0,343/n.s.	SI
CHL a PLANCTON	0,067/n.s.	0,000/**	0,053/n.s.	SI
SILICATOS	0,413/n.s.	0,000/**	0,004/**	SI
pH	0,001/**	0,000/**	0,310/n.s.	NO
COND.	0,960/n.s.	0,000/**	0,681/n.s.	SI
O ₂ FONDO	0,021/*	0,000/**	0,202/n.s.	SI
O ₂ SUP.	0,812/n.s.	0,596/n.s.	0,968/n.s.	SI

Comparando los resultados de las tablas 3.2.3. y 3.2.4., vemos que el hecho de eliminar los macrófitos supone que los peces dejen de ser significativos en las variables que eran con plantas y lo sean ahora en otras variables distintas, como son los nitratos y el pH. Los nutrientes son ahora más significativos para el oxígeno del fondo y la interacción peces x nutrientes es ahora solamente significativa en los silicatos. Aunque tanto en una fase como en otra, el factor determinante sobre las variables estudiadas son los nutrientes.

Segundo año de experimento

A las variables estudiadas en el segundo año de experimento, se les aplicó un único análisis ANOVA con las medias ponderadas considerando la totalidad del experimento (semanas W1 a W6).

Tabla 3.2.5. Resultados de la aplicación del análisis ANOVA a las variables estudiadas en el segundo año de nuestro experimento. Probabilidades: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n.s. = no significativo

VARIABLES DEPENDIENTES	FACTORES PRINCIPALES		INTERACCIONES	Variable transformada en ln
	PECES	NUTRIENTES	PECESx NUTRIENTES	
PRS	0,008/**	0,000/***	0,000/***	SI
PT	0,824/n.s.	0,000/***	0,973/n.s.	SI
NITRATO	0,201/n.s.	0,000/***	0,538/n.s.	SI
AMONIO	0,760/n.s.	0,426/n.s.	0,666/n.s.	NO
ALC.	0,757/n.s.	0,523/n.s.	0,917/n.s.	SI
CHL a PLANCTON	0,776/n.s.	0,000/***	0,978/n.s.	SI
SILICATOS	0,060/n.s.	0,000/***	0,374/n.s.	SI
pH	0,368/n.s.	0,002/**	0,477/n.s.	NO
COND.	0,440/n.s.	0,203/n.s.	0,022/*	SI
O ₂ FONDO	0,446/n.s.	0,032/*	0,949/n.s.	NO
O ₂ SUP.	0,289/n.s.	0,000/***	0,361/n.s.	SI

En PRS cambia el grado de significación al transformar las variables a logaritmos, cuando no se transforman se obtiene un menor grado de significación con los peces (0,036/*) y en la interacción peces x nutrientes (0,072/n.s.), (tabla 3.2.5.). En el segundo año, (tabla 3.2.5.), el factor nutrientes es significativo para todas las variables excepto para el amonio, alcalinidad y conductividad. En este caso, si sale significativo para el oxígeno de la superficie. Por otra parte, los peces influyen solamente en PRS y la interacción peces x nutrientes es significativa para el PRS y la conductividad.

RESUMEN DE RESULTADOS

La temperatura del agua en ambos experimentos alcanzó valores elevados, llegando a ser la máxima de 32°C en los dos años. La profundidad en los mesocosmos y en el lago, descendió más en el segundo experimento debido a la menor cantidad de lluvias acaecidas en el segundo año. Los valores medidos de conductividad fueron un poco mayores en el segundo año que en el primero,

y a diferencia del año anterior, no se observaron diferencias en los valores medidos entre los distintos niveles de fertilización. El oxígeno en el primer año, posee las diferencias más grandes entre las concentraciones de O_2 superficial y O_2 del fondo en los niveles altos de fertilización N2 y N3, mientras que en los niveles bajos y en el lago estas concentraciones son más similares y en el segundo año, los valores medidos en la superficie y en el fondo son prácticamente los mismos. Los valores de pH aumentaron gradualmente con el nivel de nutrientes, pero en el primer año en los tratamientos altos de fertilización fueron mayores de 9,5 y en el segundo año no pasaron de este valor.

Los mayores valores de PRS, PT y CHL *a* se obtienen en los niveles más altos de fertilización en ambos años, pero estas diferencias entre las concentraciones de los distintos niveles son mayores en el primer año que en el segundo ya que las concentraciones medidas son mayores en el primer año que en el segundo. El PRS aumenta su concentración en N0 y en N1 después del corte de los macrófitos. Las concentraciones de CHL *a* del primer experimento alcanzan en alguna de las semanas concentraciones de 1000 $\mu\text{g/l}$.

En el primer año, las mayores concentraciones de NIO se midieron en los dos niveles más altos de fertilización N2 y N3, pero estas concentraciones disminuyeron en las tres últimas semanas, en cambio, en el segundo año, las concentraciones de nitrato obtenidas son prácticamente iguales en todos los niveles de fertilización excepto en el nivel N5 donde hay un máximo de concentración en la primera semana post-fertilización para más tarde disminuir e igualarse al resto de tratamientos. En el primer año, las mayores concentraciones de amonio, se midieron en N3 desde W4 hasta W6 y en N0 después del corte de los macrófitos en W5. En el segundo año, la concentración de amonio fue menor que en el primero y se observó una mayor concentración en el nivel N5. Los silicatos en el primer año, alcanzan mayores concentraciones en el control y las concentraciones disminuyen cuanto mayor es

el nivel de fertilización, mientras que en el segundo año, ocurrió lo contrario, las concentraciones de silicato fueron más grandes, cuanto mayor fue el nivel de adición.

En el primer año los macrófitos resultaron perjudicados y finalmente desaparecieron en los niveles de adición N2 (5:0,5) y N3 (10:1) mg/l de N y P. En el resto de niveles no se vieron afectados. En el segundo año, con el nivel de fertilización mayor en N5 (3:0,3) mg/l de N y P, tampoco fueron afectados en ningún nivel de fertilización. El epifiton fue mayor cuanto más grande fue la adición de nutrientes.

El análisis ANOVA realizado a las variables estudiadas, dio como resultado en ambos años de experimento, que el factor “nutrientes” afectó a mayor número de variables que el factor “peces” y con mayor significación.

DISCUSIÓN

Los resultados de los experimentos desarrollados en el periodo estival de dos años consecutivos muestran una gran influencia de la climatología, sobre todo en el experimento del segundo año. Las altas temperaturas y la insolación normalmente producen por lo general un descenso en el nivel de agua del lago y un incremento en algunas variables, por otro lado, la nubosidad y las lluvias aumentan el nivel de agua del lago y disminuyen la temperatura y otras de las variables estudiadas.

La laguna de Xeresa posee un flujo de agua muy escaso, y sin prácticamente aportes superficiales, siendo el nivel del agua mantenido o regulado por el acuífero subsuperficial. Esta laguna está sometida al clima mediterráneo con veranos muy calurosos y escasas precipitaciones y altas temperaturas que causan evaporación. En el primer año, el experimento se inició con un nivel más alto de agua y la reducción de nivel fue menor, además se registraron precipitaciones que hicieron recuperar el nivel (figura 3.2.1.). En el segundo año

de experimento, se empezó con un nivel menor y se produjeron menos precipitaciones que en el verano anterior, llegando al final a ser el nivel menor de 30 cm, también las temperaturas alcanzadas fueron superiores a las del verano anterior (figura 3.2.2.). Los procesos de evaporación produjeron aumentos en las medidas de conductividad y alcalinidad. Por otro lado, las precipitaciones registradas en ambos veranos, abundantes en la última semana de experimento del primer año y muy escasas en el experimento del segundo año, también tuvieron influencia sobre los resultados de ambos experimentos. Así vemos como las lluvias producen descenso en los valores de temperatura, conductividad, pH y oxígeno.

Por otra parte, se observa que las lluvias favorecen un aumento del PT y del fitoplancton en condiciones de bajo nivel de agua, como ocurre en el segundo año de estudio, seguramente debido al aumento de las escorrentías que arrastran y proporcionan nutrientes al plancton (Weyhenmeyer *et al.*, 2004, Renella & Quiros, 2006). En el primer año no se observa tan nítidamente el efecto de las lluvias sobre el fitoplancton, porque en el primer año las adiciones tan elevadas de nutrientes son las que condicionan principalmente su desarrollo.

Limnología comparada entre el lago y los mesocosmos

En el lago las evoluciones semanales de las variables estudiadas vendrían dados por causas tales como las variaciones climáticas o acciones antrópicas tales como por ejemplo los drenajes realizados por los agricultores de los campos circundantes. Aunque los eventos climatológicos, como por ejemplo las lluvias, tendrían en principio menos impacto en el lago que en los mesocosmos debido a que en el lago el tiempo de residencia es menor. Weyhenmeyer *et al.*, (2004), sostienen que en lagos o zonas de lagos donde el tiempo de residencia es menor, los efectos producidos por las lluvias son de corta duración y no detectables en muestreos realizados en periodos de tiempo cortos después de las lluvias, en cambio si el tiempo de residencia es mayor los efectos de las lluvias son más

duraderos. Las variaciones climáticas tienen influencia en la variación del nivel de agua del lago, pero también afectan a los mesocosmos y pueden producir que se aumenten las diferencias entre lago y mesocosmos control en algunas de las variables de estudio. En el segundo año de experimento, el bombeo de agua realizado a partir de la semana W3 hace que a partir de ahí se midan valores de conductividad y pH inusualmente bajos y aumenten mucho los de alcalinidad y silicatos (anexo 5). El hecho de que la muestra del lago se recolectara en un punto próximo a donde se vertía el agua procedente de la charca contigua, fue seguramente lo que determinó esta distorsión de los resultados. Por otro lado, como los mesocosmos estaban situados en un punto más alejado de la salida del bombeo y por los resultados obtenidos, se puede deducir que los mesocosmos fueron poco afectados por esta actuación.

Al analizar los resultados de las variables medidas en el lago y los mesocosmos, se observa como la temperatura no se diferencia y la evolución temporal es la misma en todos los mesocosmos y en el lago en ambos años y viene determinada por el periodo estival y la climatología.

La conductividad muestra una evolución temporal creciente tanto en el lago como en los mesocosmos durante el desarrollo del experimento, pero arroja valores inferiores en el lago a los obtenidos en los mesocosmos N0. Este hecho parece debido a que el efecto de la evaporación es mayor en estos, ya que en el lago el flujo o corriente de agua es algo mayor que en los mesocosmos, donde el agua está más estancada y el tiempo de residencia es mayor. En consecuencia, se produce mayor concentración de iones en los mesocosmos, lo que hace que la conductividad y la alcalinidad sean mayores en N0 que en el lago. Otros estudios en lagos, muestran también valores de conductividad más altos cuando el tiempo de residencia es mayor (Renella & Quirós, 2006) debido a cambios hidrológicos por ausencia de lluvias que producen que prevalezca la evaporación.

En el primer año también hubo variables que mostraron diferencias entre el lago y los mesocosmos control N0; estas variables fueron el oxígeno disuelto, el pH, la alcalinidad y los silicatos. Una de las razones que contribuyó a ello es que el hecho de anclar y situar un limnocorral o mesocosmo, supone ya de partida una perturbación que afecta en a las características limnológicas del sistema y que queda patente en algunas de las variables estudiadas. Esto, unido a una menor renovación del agua (es decir aumento del tiempo de residencia) en los mesocosmos, hace que la alteración se mantenga. Las bajas concentraciones de oxígeno medidas en N0 parecen ser debidas a la perturbación que se produjo en el sedimento al instalar los mesocosmos y a la toma de cores de sedimento que se realizó el primer día de experimento. De hecho, al principio del experimento se obtuvo una mayor concentración de oxígeno disuelto en el lago que en todos los mesocosmos, pero el fitoplancton generado al poco tiempo hizo que las concentraciones de oxígeno aumenten en todos los niveles de fertilización pero no en los controles (N0), donde la biomasa de fitoplancton no aumentó. En lo que respecta al pH, también fue afectado por la remoción del sedimento y en este caso las distintas biomasa de peces añadidas en los mesocosmos contribuyeron a su evolución (tablas 3.2.3. y 3.2.4.), diferenciando más aún los valores de los mesocosmos N0 de los del lago, como se puede comprobar además en el capítulo 3.4.

Otro factor que contribuyó a una diferenciación entre el control N0 y el lago durante el primer año fue el corte de los macrófitos. Con respecto a la clorofila *a* y los nutrientes de P y N, no hay mucha diferencia entre el lago y los mesocosmos N0 en los dos años, las diferencias en las concentraciones son muy pequeñas y la evolución en el tiempo es similar. Pero en el primer año se producen diferencias notables después del corte de los macrófitos en la semana W5 en PRS, las formas inorgánicas de nitrógeno y Si (figs. 3.2.7. y 3.2.9.). Las concentraciones de silicato disuelto en el lago son bastante menores que en los mesocosmos control N0, en la fase con macrófitos y sobre todo en la fase sin

macrófitos, indicando un mayor intercambio con el silicato del agua del acuífero en los mesocosmos de condiciones más reducidas y, especialmente cuando no hay macrófitos (figura 3.2.9.).

Evolución del pH, oxígeno disuelto, conductividad y alcalinidad

Los resultados en la evolución del oxígeno disuelto y el pH en ambos años de experimento son los esperados (figuras 3.2.3., 3.2.4. y 3.2.5.), aumentando sus valores según aumenta el nivel de fertilización. En las medidas de O₂ disuelto las diferencias son mayores entre superficie y fondo en el primer año, especialmente en los niveles altos de fertilización debido a que en el primer año la fertilización fue mayor y también debido a que en el segundo año el nivel de agua o profundidad fue menor. En el primer año la descomposición de macrófitos también afectó a la concentración del O₂ disuelto, observándose su descenso en los niveles altos de nutrientes N2 y N3, coincidiendo con dicha descomposición (semanas W3-W5). En las semanas posteriores las medidas de oxígeno sufren un aumento significativo hasta finalmente descender en la última medida del experimento debido a las lluvias registradas en los últimos días de experimento, otro de los factores influyentes (figura 3.2.3.).

En lo que respecta a la conductividad y la alcalinidad, en el primer año de experimento (fig. 3.2.1. y 3.2.6.), los valores medidos son los normalmente esperados en los distintos niveles de fertilización excepto en los valores de alcalinidad de los mesocosmos de N3. Al adicionar nutrientes en forma de sales de Na y K, es normal que aumenten los valores de conductividad por aumentar la cantidad de electrolitos en disolución. Por otro lado, los valores de alcalinidad disminuyen porque el aumento de la biomasa algal y su actividad fotosintética, hace disminuir el CO₂ en solución, aumentar el pH y desplazar el equilibrio hacia la formación de carbonatos que precipitan con el abundante Ca²⁺ que hay en estas lagunas (anexo 4). Sin embargo, en el nivel N3 de nutrientes del primer año, se han obtenido los mayores valores de alcalinidad, esta alcalinidad es

debida al efecto acumulativo de los iones de Na^+ y K^+ añadidos, puesto que en este nivel adicionamos semanalmente 0,7 meq/l de Na^+ y 0,03 meq/l de K^+ . Esto lo corrobora el aumento de las concentraciones de Na^+ y K^+ con el aumento en el nivel de nutrientes y conforme avanza el experimento (tablas 3.2.1. y 3.2.2).

En cambio, en el segundo año de experimento, en el que las concentraciones de nutrientes ensayadas fueron menores ($\text{N5} < \text{N2}$ del primer año), los efectos de la evaporación son superiores a los del añadido de nutrientes en las medidas de la conductividad y es solo en la última semana de experimento cuando la alcalinidad es mayor en los niveles más altos de fertilización debido a la acumulación de sodio y potasio (fig. 3.2.2. y 3.2.6.).

En resumen, los valores de la conductividad y la alcalinidad además de estar afectados por la cantidad de NaNO_3 y KH_2PO_4 añadidos, también son influidos por la evaporación que los hace aumentar.

Evolución de los compuestos de fósforo

Tras la primera adición de P se observa siempre un aumento de PRS en todos los tratamientos. En el primer año del experimento aumentó mucho en la primera semana en los niveles altos de nutrientes (N2 , N3) y disminuyó algo en la segunda semana por el crecimiento explosivo del fitoplancton, manteniéndose después en niveles altos más o menos constantes. En cambio, en los niveles N0 y N1 , el aumento de P desde la primera semana es pequeño hasta que se llega a la semana W7 ya sin macrófitos donde el aumento de PRS en la columna de agua es considerable (figura 3.2.7.). Este aumento de fósforo reactivo soluble después de eliminar los macrófitos en los mesocosmos no fertilizados o con fertilización baja demuestra que los macrófitos y los epífitos tomaban una parte del fósforo añadido y como en estos tratamientos más bajos apenas se detectó fósforo libre en el agua, este elemento debe quedarse ligado a la biomasa (plancton y bentos) o precipitado de forma estable. En cambio, una vez se han cortado los macrófitos, aumenta la concentración de P (tanto PRS como PT)

tanto en el nivel N1 como en los controles N0, esto indicaría que se produce una liberación de fósforo soluble desde el sedimento, lo que nos lleva a pensar de nuevo en la importancia de la captura de fósforo por los macrófitos y epifitos y el papel de las praderas de caráceas en la reducción de la fertilización interna (Kufel & Kufel, 2002). La tasa de liberación de fósforo de los sedimentos aumenta notablemente, y de hecho, algunos autores (Zicker *et al.*, 1956), encuentran que prácticamente se duplica, si los sedimentos son perturbados por turbulencia, en nuestro experimento hemos producido también turbulencia en el sedimento al cortar los macrófitos y se facilita el aumento de esta cuando se eliminan los macrófitos que protegen del viento y compactan el sedimento.

En cambio, en los niveles altos de nutrientes, después de la muerte de los macrófitos, se produciría una saturación de P en el sedimento. En estudios hechos en laboratorio con *Myriophyllum exalbescens* por Nichols & Keeney (1973) y posteriormente con *Myriophyllum spicatum* por Boston & Perkins (1982) el fósforo liberado al morir el macrófito es retenido en su mayor parte por el sedimento más que transferido al agua. Según algunos autores (Granéli & Solander, 1988) cuando hay una transferencia de fósforo importante al agua es después de la muerte del macrófito, particularmente en el caso de especies sumergidas, que en nuestro caso no se detectó, ya que domina el aporte de la carga externa de P añadido al agua.

Nuestros resultados indican que es difícil que se produzca liberación de fósforo desde el sedimento en los niveles altos de nutrientes N2 y N3, puesto que en estos niveles a partir de la semana W5 y ya sin plantas desde aproximadamente la semana W4, las condiciones se tornan más oxigenantes (fig. 3.2.3.). Esto es contradictorio porque es sabido que los macrófitos favorecen las condiciones oxigenantes durante su época de crecimiento (de Julio a Agosto). Por tanto, ¿cómo es posible que no existiendo ya macrófitos, los niveles de oxígeno medidos tanto en la superficie como en el fondo sean más altos en N2 y N3?. La respuesta está en la gran importancia de la fotosíntesis de la densa biomasa

algal, que se ha generado al añadir los nutrientes, en las condiciones de temperatura y radiación solar incidente tan intensas que tenemos en el verano mediterráneo. Además la adición de nitrato provoca un exceso de este y conduce a un aumento de la desnitrificación (Kreiling *et al.*, 2011), en la parte superficial del sedimento, por lo que el sedimento se oxigena, lo que contribuye a disminuir la liberación de ortofosfato o de amonio desde el sedimento. Por tanto, el aumento de P en la columna de agua puede ser debido a que ya no hay macrófito y epífiton que lo tome y si hay liberación de P desde el sedimento, esta liberación debe producirse solo en los mesocosmos N0 y N1 donde el O₂ medido no es tan alto como en N2 y N3.

En el segundo año (figura 3.2.8.), el fósforo medido en la columna de agua posee unos valores bajos puesto que prácticamente todo el fósforo adicionado es tomado tanto por los macrófitos como por el fitoplancton, también hay toma de fósforo por parte del epífiton, además del fósforo que pueda precipitar junto con el calcio del agua ya que son aguas duras con elevadas concentraciones de calcio (anexo 4). Todos estos factores pudieron contrarrestar el aumento de fósforo en los mesocosmos que se fertilizaron.

Evolución de los compuestos inorgánicos de nitrógeno

En los niveles altos de fertilización después de un incremento en la concentración de nitratos debido a las adiciones, se llega a un valor estable producto del balance adición-asimilación-descomposición-nitrificación. La disminución en las concentraciones de nitrato coincide con aumentos de concentraciones de oxígeno, esta disminución en la concentración de nitrato, sucesiva en las tres últimas semanas de experimento se explicaría por el aumento de desnitrificación y también por la alta densidad de fitoplancton existente en estos niveles y en estas semanas, que llevaría a las algas a reciclar el nitrógeno. En el experimento del primer año, en los niveles N2 y N3 a partir de la desaparición natural de los macrófitos, se produce una activa

desnitrificación en el sedimento superficial, debido a la adición de importantes cantidades de nitratos (Esteves *et al.*, 2001) y a la importante carga de materia orgánica procedente de los restos de plantas acuáticas y de la sedimentación de la densa población fitoplanctónica (figura 3.2.9.).

En el tratamiento control de nutrientes N0, parece que ocurren procesos sucesivos de desnitrificación y posterior nitrificación, por la evolución de las concentraciones de nitrato y de oxígeno medidas. En condiciones dentro de lechos de plantas ocurre un gradiente de severa desoxigenación por la noche a supersaturación con oxígeno en la superficie por el día, (capítulo 3.5.), tal alternancia favorece la mineralización de nitrógeno combinado a amoníaco, seguido por su oxidación a nitrato y posterior desnitrificación a nitrógeno gas. En este nivel, como la biomasa de fitoplancton es baja, no condiciona los resultados de nitrato obtenidos. El aumento de nitrato es también visible en N1, pero no de amonio, que al haber menor cantidad desaparecería enseguida (tanto por la nitrificación como por la asimilación por el fitoplancton). En experimentos *in situ* con mesocosmos en el río Mississippi, realizados por Kreiling *et al.*, (2011) con el objetivo de medir las velocidades de asimilación de nitrato mediante la adición de $^{15}\text{N-NO}_3^-$, se ha observado un constante decrecimiento de $^{15}\text{N-NO}_3^-$ en toda la incubación y un incremento de NH_4^+ durante la noche, Kreiling *et al.*, (2011) suponen que el NO_3^- producido por la nitrificación del amonio mayoritariamente durante el día es rápidamente desnitrificado por la noche.

Pero aunque el amonio (figura 3.2.9.) podríamos obtenerlo de una posible liberación desde el sedimento, pensamos que sería mayoritariamente obtenido de la descomposición de los macrófitos en los niveles N2 y N3. Sin embargo, como hemos mencionado en los resultados, es posible que se diera una liberación de amonio desde los sedimentos después de eliminar los macrófitos en el tratamiento control N0.

En el experimento del segundo año (figura 3.2.10.), el nitrato tiene una evolución que viene dada (después del inmediato incremento en la primera semana) por la toma del fitoplancton generado. El pico de concentración que observamos en la primera semana (W1) en el nivel N5, es debido a que en esa semana no se ha producido todavía un crecimiento de fitoplancton suficiente para absorber todo el nitrógeno añadido. Los macrófitos también toman el nitrato, existiendo varios trabajos que demuestran la limitación o co-limitación del nitrógeno sobre el crecimiento de los macrófitos (Moss, 2001) y también de la biomasa del epifiton (Luttenton & Lowe, 2006; Smith & Lee, 2006; Özkan *et al.*, 2010).

Kreiling *et al.*, (2011), vieron que los macrófitos asimilan la mayoría del nitrato de la columna de agua, seguido por las bacterias desnitrificantes del sedimento y por último por el epifiton. En sus experimentos, la toma de nitrógeno por la vegetación y la desnitrificación, generalmente aumentaba al aumentar la concentración de NO_3^- . Las plantas tienden a asimilar más nutrientes de los que necesitan cuando un exceso está disponible, (Cronk & Fennessy, 2001) y la toma por las comunidades microbianas del sedimento se intensifican a grandes concentraciones de NO_3^- (Beutel *et al.*, 2008). Sin embargo, la toma por el epifiton no aumenta al incrementar la concentración de NO_3^- . El amonio en este experimento siempre se mantuvo muy bajo y no se observa ningún patrón, probablemente era asimilado rápidamente, puesto que las plantas prefieren asimilar NH_4^+ sobre NO_3^- porque la asimilación de NH_4^+ es un proceso energéticamente más eficiente (Barko *et al.*, 1991; Vermeer *et al.*, 2003).

Evolución de los silicatos

Al observar los resultados de silicato del primer año de experimento (figura 3.2.9.), vemos como partiendo de concentraciones iguales de silicato en todos los niveles y en el lago en las semana W0 y W1, a partir de la semana W2 ya hay una diferencia de concentraciones en los distintos niveles y en el lago,

siendo mayor la concentración de silicato disuelto en N0 (como hemos comentado anteriormente). A medida que avanzamos en el tiempo hay un aumento también de silicato disuelto en el nivel N1 y los menores niveles en las adiciones mayores que interpretamos como debidas a una mayor oxigenación de la parte superficial del sedimento y a la toma de silicato por las diatomeas.

En 1998 las diatomeas se encontraron mayoritariamente en el epifiton, en este año además la abundancia del epifiton también aumentó en el lago y en los mesocosmos control donde las algas dominantes fueron las diatomeas pennadas (principalmente *Navicula*, *Rhopalodia*, *Gomphonema*), (Romo *et al.*, 2007), no disponemos de los datos de epifiton de los niveles más altos de fertilización debido al citado decaimiento de los macrófitos en dichos niveles, pero por los resultados obtenidos en las medidas de silicato disuelto, suponemos que en estos niveles altos, las concentraciones de epifiton obtenidas eran mayores especialmente en las paredes de los mesocosmos, que eran cepilladas regularmente.

Schelske & Stoermer (1972) demostraron que en experimentos en enriquecimiento en nutrientes se había constatado que en los sistemas limitados por P, pequeñas adiciones de fosfato disuelto aumentan la producción de diatomeas disminuyendo los suministros de silicato disuelto a niveles limitantes para el crecimiento de las diatomeas. En cambio, cuando no hay adiciones de P, el crecimiento y la producción de diatomeas son reducidos y no hay disminución significativa de silicato disuelto.

Cuanto más diatomeas se producen por enriquecimiento en nutrientes, más sílice biogénica será depositada en los sedimentos, lo que eventualmente disminuye la reserva de silicato disuelto en la columna de agua (Conley, 1993). Teniendo en cuenta la afirmación de Schelske & Stoermer (1972), vemos que nuestros resultados en los distintos niveles de tratamiento se ajustan a sus resultados en el primer año de experimento.

Sin embargo, no todos los lagos fertilizados han respondido con cambios en la concentración de silicato disuelto, en algunos lagos (ej.: Far Lake), Welch *et al.*, (1989) no observaron cambios en la concentración de silicato disuelto, pero sí observaron incrementos en la producción de diatomeas bentónicas. No en todos los sistemas que son enriquecidos con nutrientes debe esperarse la modificación del ciclo biogeoquímico del silicato ya que hay muchos factores extrínsecos e intrínsecos que afectan a los procesos de reciclado de nutrientes en los sistemas acuáticos (Conley, 1993).

En el segundo año (figura 3.2.10.), la evolución temporal de los silicatos muestra que hasta mitad del experimento las concentraciones en el lago y en los distintos niveles son iguales y mucho más bajas que el año anterior, pero en la semana W4 empiezan a aumentar diferencialmente en los distintos tratamientos justo al contrario que en el año anterior. Se produce un aumento de concentración mayor en el lago (anexo 5), mientras que en los distintos niveles de fertilización no ocurre lo afirmado por Schelske & Stoermer (1972), sino que al aumentar la concentración de P y N disueltos se obtienen mayores concentraciones de silicato disuelto. Probablemente, la escasez de agua y los bombeos de agua realizados al lago a partir de la semana W3 de experimento debido al bajo nivel de agua, hicieron aumentar las concentraciones de silicato disuelto en el lago y en los mesocosmos. El intercambio con el sedimento tuvo probablemente mayor importancia que la toma por la biomasa de diatomeas, mucho más reducida ya que la adición de nutrientes fue muy inferior. Como la biomasa algal que los incorpora es escasa, las concentraciones menores de oxígeno, en los niveles de nutrientes más bajos, facilitan la liberación desde el sedimento. En sistemas acuáticos con periodos o tiempos de residencia cortos, los suministros de silicato disuelto son generalmente repuestos con renovación de agua, (Conley, 1993) ya que aunque los caparazones de diatomeas se disuelven en agua, el proceso es muy lento, requiriendo una media de 50 días

para que el 50% de la sílice particulada de diatomeas muertas se disuelva (Lampert & Sommer, 2007).

Evolución de la biomasa y cambios de estado

Los valores de clorofila *a* del fitoplancton aumentaron también después de la eliminación de las carófitas y esto pudo venir dado por lo siguiente: el fitoplancton dejó de tener la competencia del macrófito por los nutrientes, se eliminaron las sustancias alelopáticas de las plantas, desapareció también el epifiton que consigue su principal aporte de fósforo y otros nutrientes del agua (Cattaneo & Kalff, 1979; Carignan & Kalff, 1982; Kairesalo & Uusui-rauva, 1983; Riber, 1984).

Por otro lado, uno de los hechos más significativos de los resultados obtenidos en el primer año, fue que la carga de nutrientes adicionada en los niveles N2 y N3 llevó a una fase turbia en tres semanas que produjo la desaparición de los macrófitos sumergidos confirmando que los lagos someros sometidos a una carga de nutrientes elevada pueden pasar de una fase clara con macrófitos sumergidos a otra turbia sin vegetación, tal como predice la teoría de los estados alternativos (Scheffer *et al.*, 1993).

El hecho de que los macrófitos declinaran y murieran en estos dos niveles nos indica que se puede inducir una fase turbia en pocas semanas con cargas semanales de P inorgánico de 0,5 mg/l que dan lugar a concentraciones de PRS en el agua estabilizadas alrededor de 0,1 mg/l o concentraciones de PT alrededor de 1 mg/l en nuestros sistemas. En latitudes más elevadas o lugares más fríos donde la temperatura y la radiación solar son menores, en los que se efectuó exactamente el mismo experimento, no se llegó a una fase turbia (Moss *et al.*, 2004) ni se obtuvieron concentraciones de clorofila tan altas. Aunque los lagos del sur, pueden mantener el crecimiento de los macrófitos a concentraciones de PT más grandes que los lagos del norte debido a que cuando hay decrecimiento

del nivel de agua como suele ocurrir en el sur en verano, la luz llega más intensamente a las plantas, (Bécares *et al.*, 2008).

En el segundo año, las cantidades de N y P añadidas no provocaron el decaimiento de los macrófitos sumergidos. La biomasa de fitoplancton (medida como CHL *a*) obtenida fue bastante menor, (solamente se superó los 100 µg/l de CHL *a* en el nivel N5), de hecho cargas similares de nutrientes (N3 del segundo año y N1 del primer año) produjeron concentraciones de clorofila del fitoplancton más grandes en el primer año que en el segundo y las concentraciones obtenidas en N5 del segundo año en algunas semanas son similares a las de N1 del primer año. En el segundo año, no se produjo fase turbia en ningún nivel de fertilización en ningún momento, resultado en concordancia con la teoría de los estados alternativos (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer & van Nes, 2007) de que se necesita un umbral o valor crítico para que haya un cambio de estado, el cual traspasamos el primer año en los niveles N2 y N3, pero no el segundo año (N5 segundo año < N2 primer año). Esto está de acuerdo con los trabajos de Irvine *et al.*, (1989) que comprueban que en lagos someros las comunidades de plantas son resistentes a aumentos de cargas de bajas concentraciones de nutrientes y más recientemente de Özkan (2010) que establece que incrementos moderados de P y N no revelan efectos negativos sobre el crecimiento de macrófitos sumergidos. Además, nuestros resultados también muestran que en el segundo año, se llegó a concentraciones más altas de clorofila de los epífitos y además la profundidad de la columna de agua fue menor, por lo que se puede concluir que en condiciones de menor profundidad de la columna de agua, las adiciones de nutrientes favorecen más a los epífitos porque los macrófitos al llegar hasta la superficie del agua no están limitados por la luz, en este caso sería el crecimiento de los epífitos el que podría favorecer su desaparición. Los resultados obtenidos también muestran un incremento del epifiton con los nutrientes de la columna de agua, por lo que el importante crecimiento del epifiton durante el primer año, pudo también ser

biomasa de fitoplancton, del decaimiento de las plantas en el primer año de experimento (Bécares *et al.*, 2008).

Factores de influencia en los experimentos de los dos años

Las diferencias en los resultados obtenidos en los dos años de experimento, deben atribuirse a la diferencia en las cantidades de nutrientes añadidas, mucho menores en el segundo año.

En el primer año de experimento, observamos que las cantidades de nutrientes añadidas producen unos resultados que pueden asociarse en tres grupos. Así tenemos por un lado un grupo formado por los dos niveles más altos de fertilización (N2 y N3), otro formado por el tratamiento control de nutrientes N0 y la muestra exterior o del lago y por otro lado el nivel N1 que se trataría de un nivel intermedio que en alguna de las variables medidas evoluciona de manera similar al tratamiento N0, por ejemplo en PRS.

En el segundo año, las cantidades de N y P añadidas fueron menores y se dispusieron en más niveles de fertilización que el año anterior, por lo tanto, al haber más niveles o tratamientos y menores cantidades, hay una menor diferencia entre los resultados de estos niveles, siendo estos muy parejos sobre todo en los niveles intermedios, observando las diferencias más acusadas solo en algunas variables y en los niveles extremos, por ejemplo, en PT y clorofila *a* se distinguen claramente los dos niveles más altos y el nivel N0, mientras que en el nitrato es solo el nivel N5 el que sobresale del resto pero no durante todo el experimento.

Por otro lado, los resultados de los análisis ANOVA (tablas 3.2.3., 3.2.4. y 3.2.5.) muestran claramente que en lagos someros mediterráneos, los nutrientes tienen un efecto sobre mayor número de las variables que definen el estado trófico del sistema, mientras que los peces afectan a un menor número de variables y con menor significación. Con carácter muy secundario, los peces también pueden influir en algunas variables del estado trófico y una

perturbación del sistema tal como la eliminación de la vegetación sumergida puede cambiar la influencia de los peces sobre estas variables. La influencia de los peces añadidos sobre las variables medidas se describe en el capítulo 3.4.

La poca influencia que tuvo la adición de peces en el experimento podría estar relacionada con las concentraciones de nutrientes añadidas, de manera que el efecto de los nutrientes pudo eclipsar el efecto de la adición de diferentes niveles de peces, pero esto en todo caso, esto solamente ocurriría durante el experimento del primer año, ya que en el segundo año las concentraciones añadidas fueron más moderadas. Esto nos lleva a pensar que aunque las concentraciones añadidas fueran pequeñas, el efecto bottom-up continuaría prevaleciendo sobre el efecto top-down y que esta prevalencia tendría más que ver con las condiciones latitudinales y climatológicas, por lo que el control de los nutrientes debería ser una prioridad más grande que la biomanipulación en la restauración de lagos someros eutrofizados en regiones cálidas (Moss *et al.*, 2004).

Capítulo 3.3.

Relaciones entre los nutrientes y la biomasa planctónica en la columna de agua de la laguna de Xeresa en los dos años de experimentos y estudio de la limitación de nutrientes

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han causado gran alteración de los ciclos biogeoquímicos de N y P. Estas alteraciones antrópicas producen normalmente fertilizaciones y cambios en los ratios de nutrientes tanto de lagos, como de ríos y de sistemas marinos. En lagos, los niveles de nutrientes influyen en la biomasa total de fitoplancton (Sakamoto, 1966; Dillon & Rigler, 1974), en la composición taxonómica (Pick & Lean, 1987; Sandgren, 1988; Smith 1990) y en la distribución de tamaños de los componentes de la comunidad (Watson & Kalff, 1981; Watson *et al.*, 1992). Como el fitoplancton es responsable de aproximadamente la mitad de la producción primaria del mundo (Field *et al.*, 1998), juega un importante rol en los ciclos biogeoquímicos (Sarmiento & Gruber, 2006; Falkowski & Raven, 2007).

Es por todo esto, por lo que las concentraciones ambientales de nutrientes y las proporciones entre nutrientes o estequiometría, están siendo ampliamente utilizados para estimar el crecimiento algal tanto de fitoplancton como de epífitos y las sucesiones de comunidades de fitoplancton (Goldman *et al.*, 1979; Tilman, 1982; Sommer, 1989; Sterner & Elser, 2002; Vrede, 2009) ya que aunque originalmente fue designado como una media, el ratio de Redfield ha sido a veces malinterpretado como la estequiometría constante y universal del fitoplancton (Klausmeier *et al.*, 2008), pero recientes investigadores han enfatizado la variabilidad de la estequiometría del fitoplancton en el espacio y en el tiempo y entre diferentes especies (Karl *et al.*, 2001; Michaels *et al.*, 2001). Además de su efecto sobre los organismos algales, los cocientes de nutrientes son utilizados para evaluar la limitación de un recurso o de un nutriente determinado, sobre todo, de los compuestos de P, N y Si, es decir, se estudia la disponibilidad de estos recursos en términos de ratios.

Una forma de estudiar cómo se produce la limitación de un nutriente determinado es adicionándolo al sistema, de manera que se adiciona uno o más

nutrientes y se espera la respuesta del sistema a esa adición, que normalmente se traduce en un aumento en la biomasa del fitoplancton. Gibson (1971) estableció que si la adición de un nutriente no producía un aumento en la biomasa de fitoplancton, entonces el nutriente no sería limitante. Estos experimentos de enriquecimiento en nutrientes han sido realizados en numerosas ocasiones con el fin de estudiar la limitación de un determinado nutriente, como por ejemplo, el P, (Schindler, 1977, 1978), o el N (Talling & Lamolle, 1998; James *et al.*, 2003, 2005) y también se ha estudiado la co-limitación de ambos nutrientes (Elser *et al.*, 2007).

Los experimentos de adición de nutrientes permiten la inspección de la posible limitación de nutrientes, así como investigar la variación temporal y espacial en la limitación (Perkins & Underwood (2000). Tales experimentos suponen adiciones de nutrientes a lagos enteros, Schindler *et al.*, (1973), pero más a menudo envuelven adiciones a mesocosmos *exsitu* (Bailey-Watts *et al.*, 1994) o *in situ* (Miyazaki & Miyashita, 1995). La adición de nutrientes puede modificar las relaciones estequiométricas. El estudio de estos ratios estequiométricos, su comportamiento o evolución a través de escalas espacio-temporales, el efecto de la adición continua de nutrientes sobre estos ratios y su interpretación para poder explicar la toma de los nutrientes por los organismos y el comportamiento de los organismos frente a la eutrofización controlada, son temas de interés limnológico. Los modelos de estudio de la limitación de recursos necesitan de estudios en distintos sistemas lacustres, con la adecuada resolución temporal y medidas de parámetros físico-químicos que sean relevantes (Sterner, 1994). La adición de peces planctívoros también tiene efectos sobre los ratios de nutrientes, debido al reciclaje que producen sus funciones metabólicas.

En nuestro experimento, aplicamos los ratios DIN/PRS, $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ y DIN/PT para estudiar la posible limitación de nutrientes y cuál es la forma nitrogenada preferida por el fitoplancton y epífitos. Además de estas cuestiones, utilizamos otros ratios y relaciones para estudiar otras que se nos plantean como

son el análisis del potencial efecto de consumo del zooplancton sobre el fitoplancton, de la influencia del P sobre la biomasa del fitoplancton y la posible existencia de un determinado valor crítico de un ratio compuesto por estas dos variables que nos defina el sistema como de aguas transparentes o de aguas turbias, tal y como sostienen Dokulil & Teubner (2003).

RESULTADOS

Con el fin de estudiar las relaciones entre las variables estudiadas, la influencia de los dos factores ensayados (carga de nutrientes y abundancia de peces) y la respuesta de los mesocosmos a estos dos factores, se muestran a continuación los resultados de sendos análisis de componentes principales para cada año de experimento.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES Y ESTUDIO DE LOS ÍNDICES DE NUTRIENTES Y DE GRUPOS PLANCTÓNICOS

Primer año de experimento

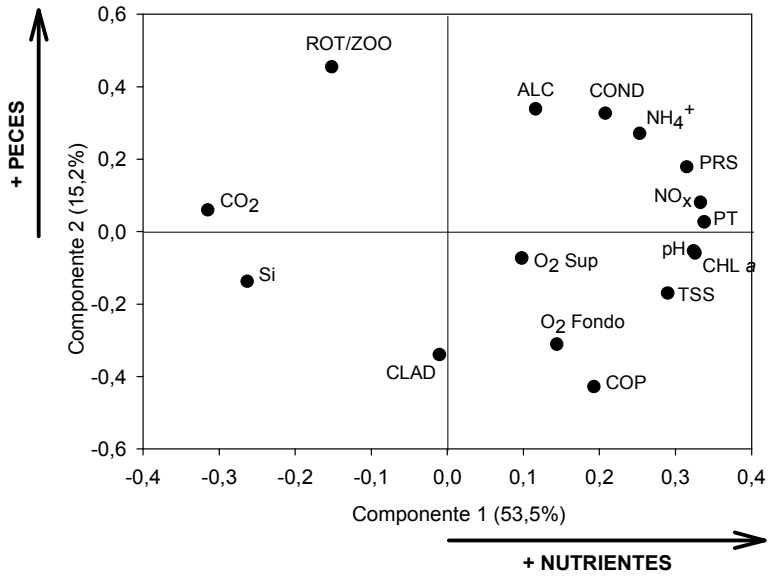
Correspondientes al primer año de experimento, realizamos dos PCA correspondientes a las 5 primeras semanas del mismo con la presencia de macrófitos sumergidos (primera fase) y el otro, a las tres últimas semanas de experimento con la ausencia de macrófitos sumergidos (segunda fase). La varianza explicada por los tres primeros ejes se indica en la tabla 3.3.1., donde se observa que el primer eje explica ya la mitad de la variación de los datos.

Tabla 3.3.1. Datos estandarizados obtenidos en los PCA realizados analizando 16 variables x 36 casos: El PCA correspondiente a la fase con plantas contempla las medias ponderadas de la semana W1 a la W5 y la segunda fase o fase sin plantas corresponde a las medias ponderadas de la semana W6 a la W8.

PRIMER AÑO DE EXPERIMENTO						
FASE CON PLANTAS			FASE SIN PLANTAS			
	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 1	EJE 2	EJE 3
VAL.PROPIOS	8,567	2,438	1,663	7,519	3,777	1,440
PORCENTAJE	53,546	15,238	10,396	46,994	23,604	9,003
P. ACUMULADO	53,546	68,784	79,181	46,994	70,598	79,601

Representando el eje 1 frente al eje 2 de cada análisis (figura 3.3.1.), en la primera fase con macrófitos observamos factores de carga más altos y positivos para los nutrientes (PT, PRS, NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) por lo que podemos inferir que el eje 1 se podría relacionar con el factor nutrientes añadidos. En cambio, el eje 2 se relacionaría más con la composición del zooplancton, la proporción de rotíferos se sitúa en el extremo positivo del eje y los cladóceros y los copépodos en el extremo negativo, por lo que podemos inferir también que el eje 2 estaría más relacionado con la adición de peces.

PRIMER AÑO DE EXPERIMENTO
SEMANAS W1-W5



PRIMER AÑO DE EXPERIMENTO
SEMANAS W6-W8

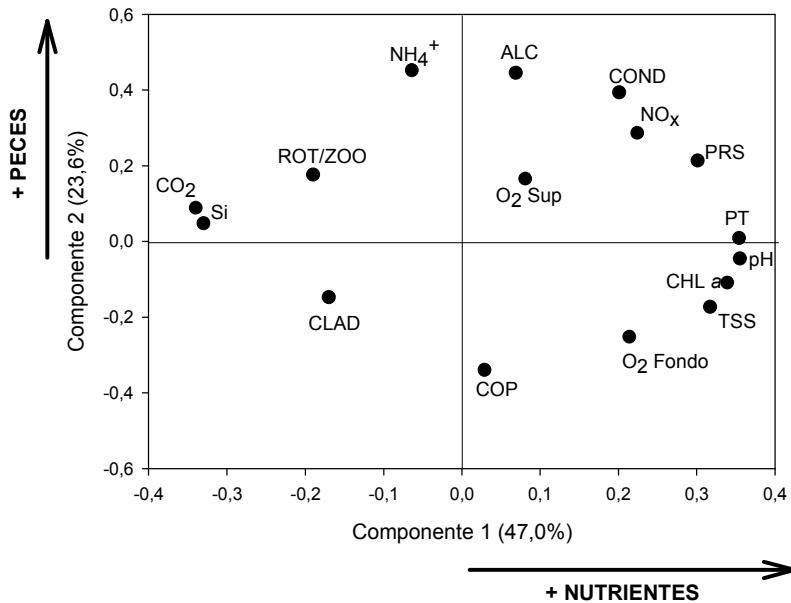
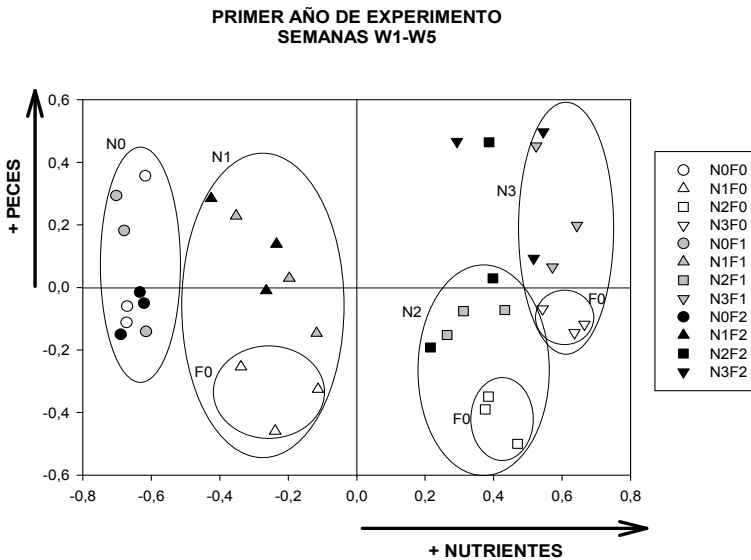


Figura 3.3.1. Posición de los coeficientes de carga de las variables estudiadas respecto de los dos primeros ejes del PCA, realizado con las medias ponderadas en la fase con macrófitos (desde la semana W1 a la W5) y en la fase sin macrófitos (desde la semana W6 a la W8) en el primer año de experimento.

En la segunda fase sin macrófitos (semanas W6-W8) cambia la distribución en la gráfica en algunas de las variables estudiadas, por ejemplo, el NH_4^+ resulta menos influenciado por el eje 1 y más por el eje 2 y el NO_3^- viene influenciado más o menos por igual por ambos ejes, también los tres grupos de microinvertebrados del zooplancton cambian ligeramente su posición con respecto al PCA de la primera fase de experimento (figura 3.3.1.).

En la figura 3.3.2., las muestras correspondientes a los mesocosmos se ordenan según el nivel de fertilización, los más fertilizados se sitúan a la derecha de las gráficas coincidiendo con la parte positiva del eje 1 y en la parte negativa del eje 1, se sitúan los menos fertilizados y los sin fertilizar (éstos en el extremo izquierdo).



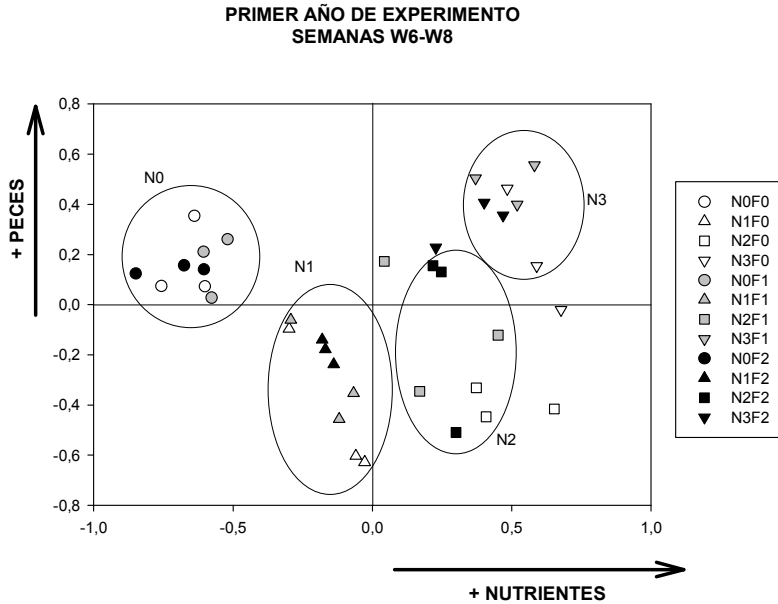


Figura 3.3.2. Posición de las muestras en los 2 primeros ejes del PCA realizado con las medias ponderadas en la fase con macrófitos (desde la semana W1 a la W5) y en la fase sin macrófitos (desde la semana W6 a la W8) en el primer año de experimento. Los resultados de un mismo nivel de nutrientes se presentan agrupados.

También se observa una distribución de las muestras según la adición de peces planctívoros, correlacionada con el segundo eje más marcado en la primera fase. Esta relación es muy clara en los mesocosmos con adición de nutrientes (N1, N2 y N3), pero no en los mesocosmos sin adición de nutrientes (N0), en los que hay poca variación con respecto al eje 2 especialmente en la segunda fase del experimento.

Las correlaciones de Pearson de una serie de índices entre variables con los ejes principales obtenidos en los PCA se presentan en la tabla 3.3.2. Los nutrientes inorgánicos disueltos P y N con respecto al P total están correlacionados positivamente tanto con el eje 1 como con el eje 2 en la primera fase del experimento. Sin embargo la clorofila con respecto al P total está correlacionada negativamente con el eje 2. Por otro lado el Si con respecto al P total y el seston

y el zoo respecto a la clorofila y la forma reducida del N inorgánico están correlacionados negativamente con el eje 1 que representa la fertilización.

*Tabla 3.3.2. Datos obtenidos al realizar las correlaciones de Pearson de las medias ponderadas de los índices normalizados con los ejes obtenidos en los PCA realizados. Se han realizado las correlaciones para las dos fases del primer experimento. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral) y ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).*

	FASE CON PLANTAS (W1-W5)		FASE SIN PLANTAS (W6-W8)	
	EJE 1	EJE 2	EJE 1	EJE 2
PRS/PT	0,635**/0,000	0,571**/0,000	0,055/0,748	0,811**/0,000
DIN/PRS	0,122/0,478	-0,090/0,600	-0,727**/0,000	0,176/0,304
NH₄⁺/NO_x	-0,887**/0,000	0,062/0,717	-0,770**/0,000	0,064/0,711
CHL a/PT	0,378*/0,023	-0,426**/0,010	0,198/0,247	-0,713**/0,000
Si/PT	-0,907**/0,000	0,007/0,969	-0,919**/0,000	0,162/0,345
TSS/CHL a	-0,856**/0,000	0,026/0,882	-0,831**/0,000	0,089/0,606
DIN/PT	0,696**/0,000	0,415*/0,012	-0,704**/0,000	0,466**/0,004
ZOO/CHL a	-0,776**/0,000	-0,128/0,456	-0,813**/0,000	0,138/0,421

Vemos en la tabla 3.3.2., que con el corte de los macrófitos, cambia el sentido o el grado de significación de la correlación de algunos índices pero solo con el primer eje principal del análisis. El DIN/PRS pasa a correlacionarse negativamente y la correlación del DIN/PT pasa de positiva a negativa. El PRS/PT y el índice CHL a/PT pierden su significación.

Segundo año de experimento

En el análisis de componentes principales del experimento del segundo año (tabla 3.3.3.) obtenemos también un alto porcentaje de varianza explicada con el primer eje, pero aquí el eje 3 también es importante.

Tabla 3.3.3. Datos estandarizados obtenidos en el PCA realizado analizando 16 variables x 36 casos: El PCA corresponde a las medias ponderadas del segundo año de experimento.

	SEGUNDO AÑO DE EXPERIMENTO		
	EJE 1	EJE 2	EJE 3
VALORES PROPIOS	6,482	2,614	2,466
PORCENTAJE	43,215	17,425	16,443
P. ACUMULADO	43,215	60,640	77,083

En el experimento del segundo año (figura 3.3.3.), se aprecia también como el eje 1 viene determinado por los nutrientes al igual que en el año anterior y como el eje 2 está más determinado por la adición de peces y por el zooplancton. Las diferencias más significativas con respecto al año anterior son que en este segundo año, los silicatos poseen un factor de carga positivo con respecto al eje 1 o de los nutrientes. El eje 2 seguiría correspondiendo a los peces pero en este caso se invierte su correlación con la alcalinidad y las concentraciones de O₂ de superficie y de fondo salen más asociadas. La conductividad, alcalinidad y el amonio no salen asociados y no muestran ninguna correlación con el eje de los nutrientes y muy reducida y divergente en el de los peces.

SEGUNDO AÑO DE EXPERIMENTO
SEMANAS W1-W6

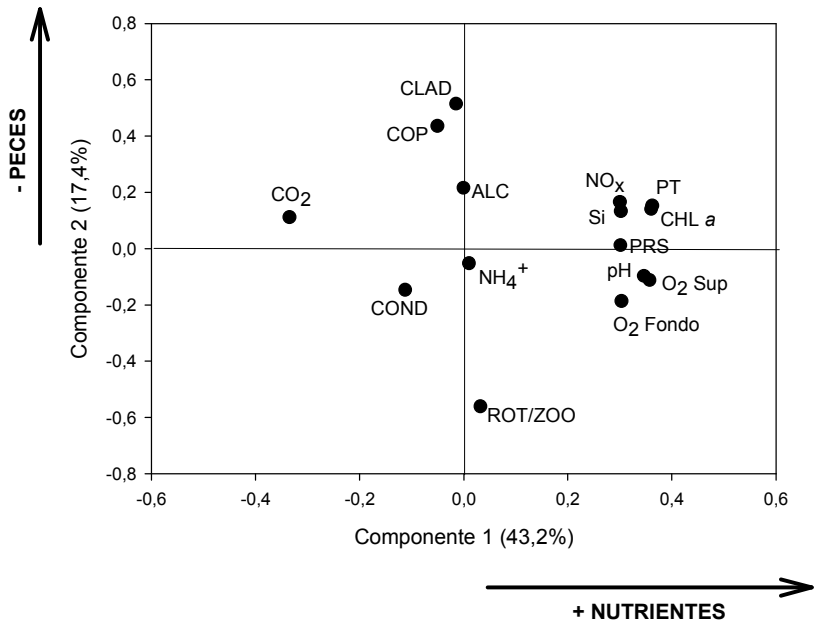


Figura 3.3.3. Análisis PCA de las variables estudiadas en el segundo año de experimento (desde la semana W1 a la W6).

La situación de las muestras representativas de los mesocosmos en la gráfica (figura 3.3.4.) también diferencia las muestras más fertilizadas de las menos fertilizadas, quedando las N0 en el extremo izquierdo y las N4, N5 en el derecho. Sin embargo las muestras de los grados intermedios de fertilización aparecen más indiferenciadas en la parte central de la representación gráfica. También se separan claramente las muestras con peces de las sin peces, situándose las muestras sin adición de peces en la parte superior de la gráfica, las muestras con el tratamiento intermedio de peces sobre el eje en la zona intermedia y las muestras con la adición mayor de peces en la zona inferior de la gráfica, por debajo del eje 1.

Las correlaciones de Pearson de los dos ejes principales con diversos índices o ratios se muestran en la tabla 3.3.4.

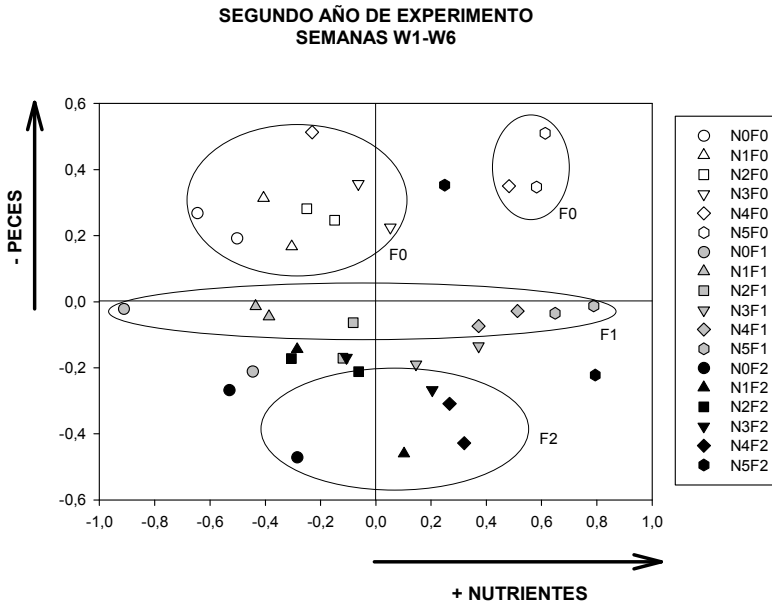


Figura 3.3.4. Análisis PCA de las muestras analizadas en el segundo año de experimento (desde la semana W1 a la W6).

Tabla 3.3.4. Datos obtenidos al realizar las correlaciones de Pearson de las medias ponderadas de los índices normalizados con los ejes obtenidos en los PCA realizados en el segundo año de experimento. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral) y ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

	EJE 1	EJE 2
PRS/PT	-0,419*/0,011	-0,348*/0,038
DIN/PRS	-0,393*/0,018	-0,226/0,185
NH ₄ ⁺ /NO _x	-0,734**/0,000	-0,289 / 0,088
CHL a/PT	0,587**/0,000	0,039/0,823
Si/PT	-0,237/0,164	-0,062/0,718
DIN/PT	-0,522**/0,001	-0,124/0,470
ZOO/CHL a	-0,417*/0,011	0,427**/0,009

Observamos que las correlaciones con el eje 1, que representa la adición de nutrientes, son positivas para el índice CHL a/PT y negativas para el de ZOO/CHL a y NH₄⁺/NO_x al igual que en la primera fase del año anterior. En cambio, la correlación con DIN respecto de PT y PRS es alta y negativa como en la segunda fase del año anterior y también lo es el PRS/PT, explicable por una adición tan reducida de nutrientes en este segundo año. Por otro lado, el análisis de correlaciones con eje 2, asociado a la adición de peces, muestra que la adición reduce el índice ZOO/CHL a e incrementa el índice PRS/PT.

RELACIONES ENTRE LAS VARIABLES EN LOS DISTINTOS TRATAMIENTOS

Para ver la variabilidad de los índices de nutrientes y planctónicos en los distintos tratamientos, se comparan los valores obtenidos en las semanas clave de los experimentos. En el primer año de experimento, se escoge una semana de cada fase de experimento, así en presencia de las carófitas se elige la semana W4 y en ausencia de ellas, se elige la semana W7, penúltima del experimento.

El motivo de elección de estas dos semanas es porque la semana W4 es la última semana antes del corte de macrófitos y la semana W7 se elige en vez de la última semana W8 porque entre estas dos últimas semanas las altas precipitaciones registradas influyeron en las variables estudiadas, como se ha visto en el capítulo anterior. En el segundo año de experimento se muestra la variabilidad de los índices en la semana W4, como en el año anterior, porque en la siguiente semana hubo lluvias y luego en la W6 por ser la última semana del experimento. En cada año, se muestra también la evolución de los índices en la muestra exterior o del lago durante todo el experimento.

Relación entre el DIN y el PT

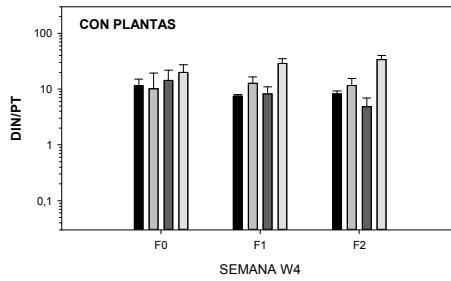
El valor del índice DIN/PT fue bastante mayor en el experimento del primer año que en el del segundo año.

En la fase sin plantas del primer año, los valores mayores del índice se obtienen en los tratamientos N0, disminuyendo el índice al aumentar el nivel de nutrientes hasta N2, ya que en el nivel N3 dicho índice vuelve a aumentar en todos los niveles de peces (fig. 3.3.5.).

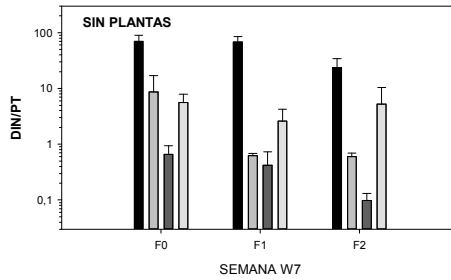
En la fase con plantas, el índice presenta una variación escasa e irregular con un tendencia a mostrar valores ligeramente mayores en N3. En el segundo año de experimento, la disminución del índice con los nutrientes y su aumento con los peces añadidos es más acusada especialmente en la semana final de experimento (fig. 3.3.5.c. y 3.3.5.d.).

Por otro lado, los valores del índice en el lago en el primer año son bajos (fig. 3.3.5.e.), pero hay un aumento en la semana W3 debido a un aumento en la concentración de amonio. Y en el segundo año ocurre una evolución similar debido también a aumentos en la concentración de amonio en las semanas W2 y W3 que hacen aumentar el valor del DIN y por tanto, el valor del índice.

(a)

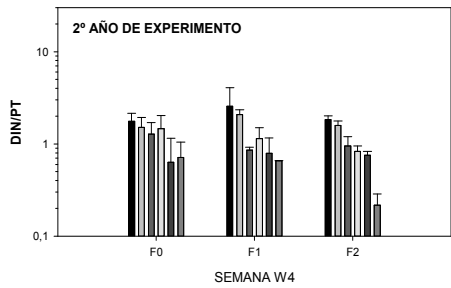


(b)

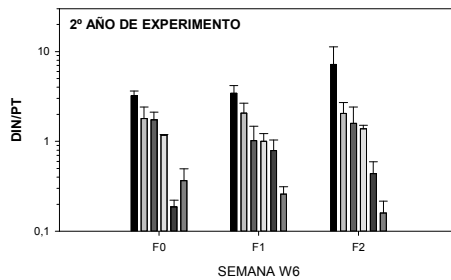


■ N0 □ N1 ■ N2 □ N3

(c)

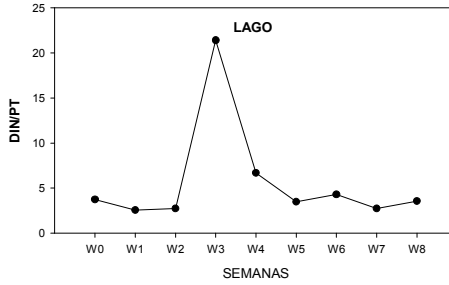


(d)



■ N0 □ N1 ■ N2 □ N3 ■ N4 □ N5

(e)



(f)

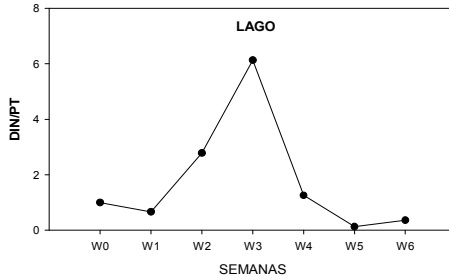
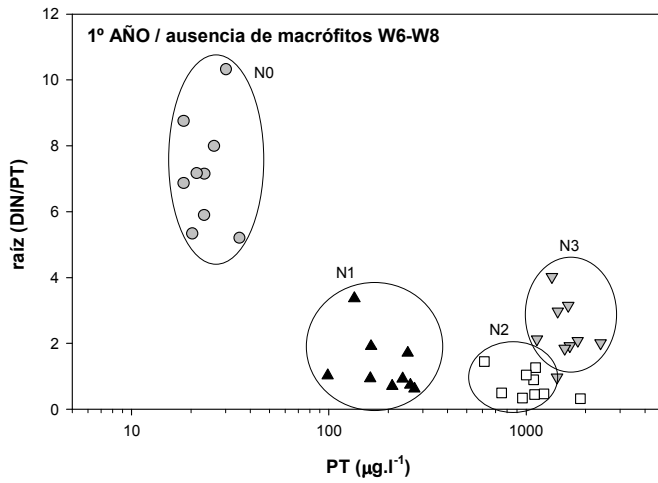
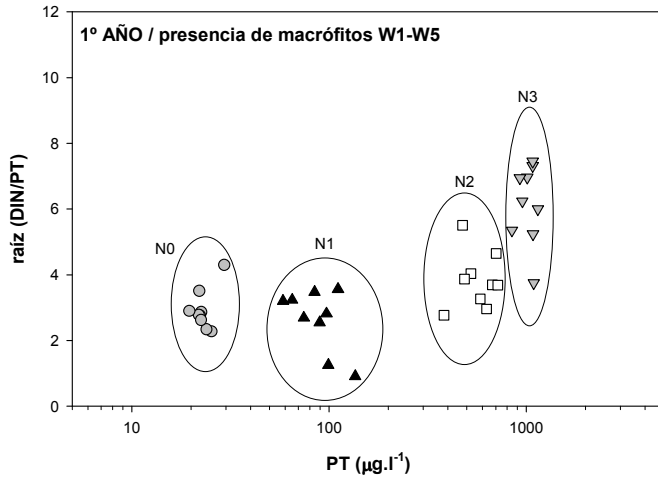


Figura 3.3.5. Promedios del índice DIN/PT (molar) en función de los nutrientes N y de los peces añadidos F en las semanas W4 (con presencia de macrófitos), fig. 3.3.5.a. y W7 (en ausencia de macrófitos), fig. 3.3.5.b. en el primer año de experimento y en las semanas W4 y W6 en el segundo año de experimento (fig. 3.3.5.c. y 3.3.5.d.). Se muestra también la evolución del índice DIN/PT en el lago en ambos experimentos (fig. 3.3.5.e. y 3.3.5.f.).

La representación gráfica de la relación del índice DIN/PT con el PT (medias ponderadas durante todo el periodo, figura 3.3.6.), también muestra como en el primer año con plantas el índice aumenta a partir de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ de PT correspondiendo a los tratamientos N2 y N3. En cambio, sin plantas, ocurre lo contrario, y el índice se hace más pequeño a partir de esta concentración de PT, y aumenta solo en los mesocosmos N3.



○ N0 ▲ N1 □ N2 ▼ N3

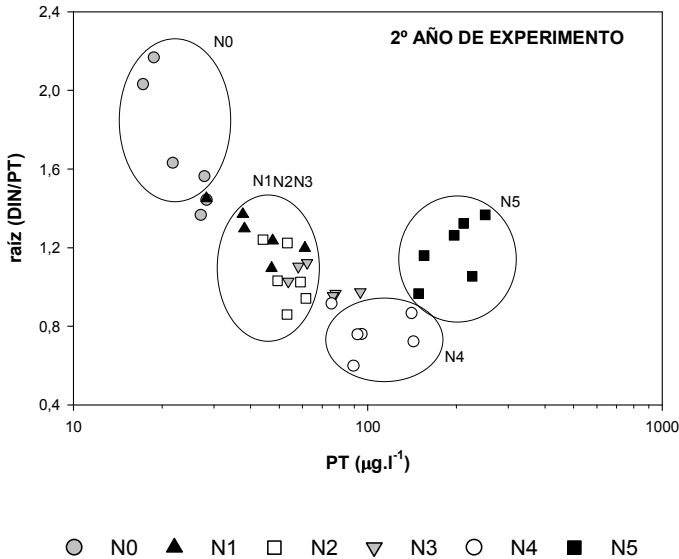


Figura 3.3.6. Medias ponderadas de la relación DIN/PT frente a las medias ponderadas de PT desde la semana W1 a la W5 (primera fase con macrófitos) y desde la semana W6 a la W8 (segunda fase sin macrófitos) en el primer año de experimento y en el segundo año de experimento desde la semana W1 hasta la última W6.

En el segundo año, el índice es menor y disminuye con el PT, pero luego vuelve a aumentar como en el año anterior, pero en este caso a concentraciones menores de PT (a partir de algo pasados los 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$) el aumento se da en los mesocosmos N5 (figura 3.3.6.).

Relación entre el DIN y el PRS

Los resultados de las correlaciones del índice formado por el DIN y el PRS con los ejes correspondientes a la adición de nutrientes y a la adición de peces han resultado muy similares a las del anterior índice DIN/PT, es por esto que en este apartado solamente se indican en una pequeña tabla los valores del índice DIN/PRS para el lago y los niveles de nutrientes N0 y N3 en la semana W7 (del

primer año) y para el lago y los niveles N0 y N5 en la semana W6 (del segundo año).

Tabla 3.3.5. Valores del cociente DIN/PRS (molar) en el lago, en el control de nutrientes N0 y en los niveles altos N3 (primer experimento) y N5 (segundo experimento).

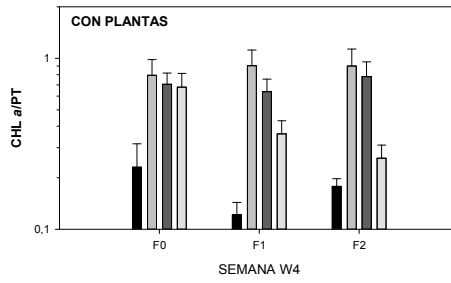
DIN/PRS	PRIMER AÑO	SEGUNDO AÑO
LAGO	16,2	17,4
N0 (0:0)	309,7±61	150,5±39,9
N5 (3:0,3)	----	23,7±6,3
N3 (10:1)	49,4±22	----

En el lago, los valores del cociente son casi iguales en ambos años de experimentos, mientras que en el tratamiento control, el valor del cociente disminuye a la mitad en el segundo año. Los valores del control son bastante más elevados que en los tratamientos altos de fertilización y los del lago son los valores más pequeños.

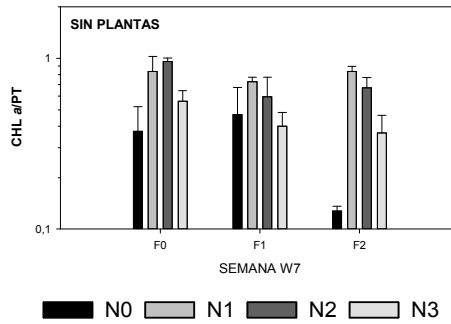
Relación entre la clorofila a y el PT.

En el primer año de experimento, el índice CHL a/PT es menor en los mesocosmos sin adición de nutrientes, aumentando cuando se fertiliza, pero disminuye con el nivel añadido, teniendo su máximo en N1. Las adiciones de peces disminuyen el índice CHL a/PT sobre todo en el nivel N0 y en el N3 de nutrientes. En el segundo año, este índice varía muy poco e irregularmente, en cuanto a los nutrientes solo se observa que en los mesocosmos sin adición de nutrientes es ligeramente más baja y no se observa ningún efecto de los peces (figura 3.3.7.).

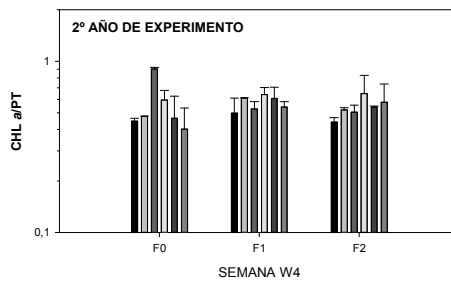
(a)



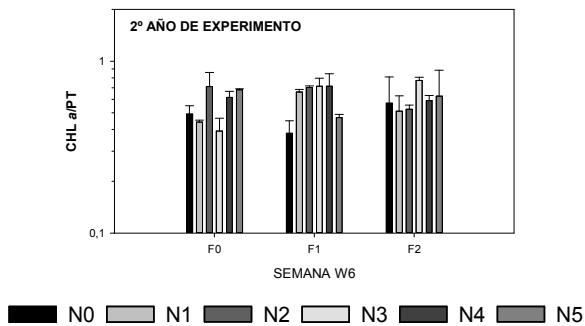
(b)



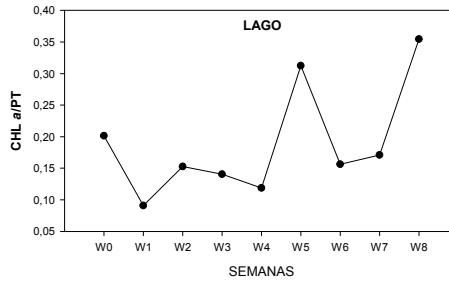
(c)



(d)



(e)



(f)

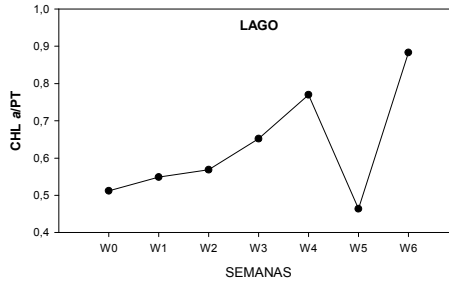
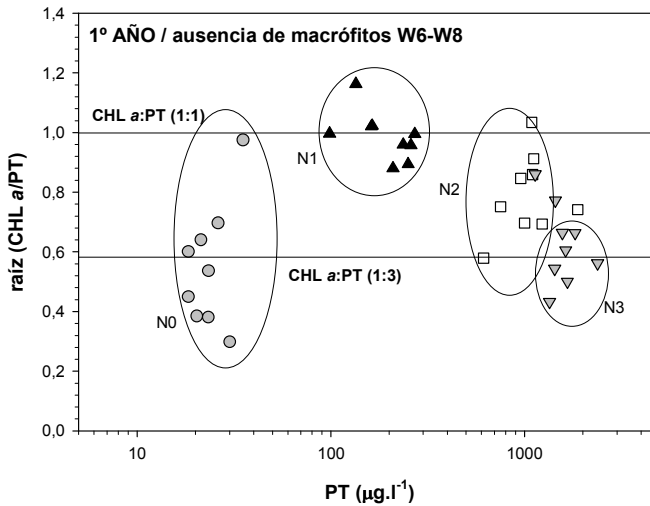
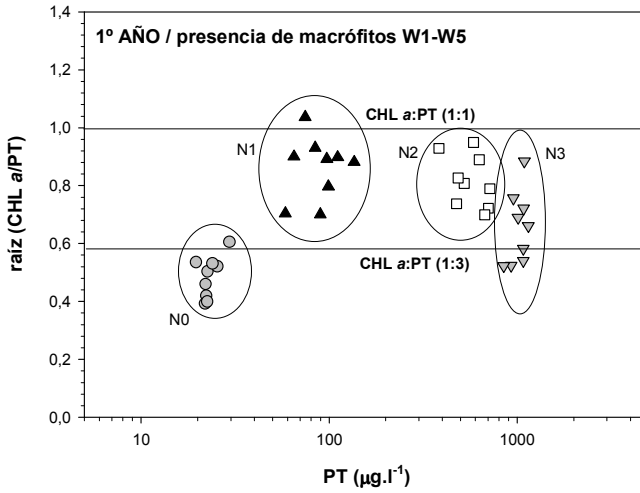


Figura 3.3.7. Promedios del índice CHL a/PT en función de los nutrientes N y de los peces añadidos F en las semanas W4 (con presencia de macrófitos), fig. 3.3.7.a. y W7 (en ausencia de macrófitos), fig. 3.3.7.b. en el primer año de experimento y en las semanas W4 y W6 en el segundo año de experimento (fig. 3.3.7.c. y 3.3.7.d.). Se muestra también la evolución del índice CHL a/PT en el lago en ambos experimentos (fig. 3.3.7.e. y 3.3.7.f.).

Por otro lado, el valor del índice en el lago se mantiene muy por debajo del límite 1:3 que según Dokulil & Teubner (2003) separa los lagos someros dominados por macrófitos ($CHL\ a/PT < 1:3$) de los dominados por algas, aunque fluctúa presentando dos aumentos en la semana W5 (coincidiendo con el corte de macrófitos) y en la semana W8, última del experimento (fig. 3.3.7.e.), que no alcanzan dicho valor.

Las medias ponderadas de la relación CHL a/PT frente a la concentración de PT (figura 3.3.8.) muestran que a pequeñas adiciones de nutrientes el sistema se activa y la proporción de clorofila planctónica es mucho mayor, sobre todo en el primer año de experimento, donde el índice se incrementa bastante en el nivel N1. Pero al sobrepasar los $100\ \mu g.l^{-1}$ de PT el índice vuelve a bajar,

especialmente en los mesocosmos con peces y de manera más acusada en la última fase del experimento.



○ N0 ▲ N1 □ N2 ▼ N3

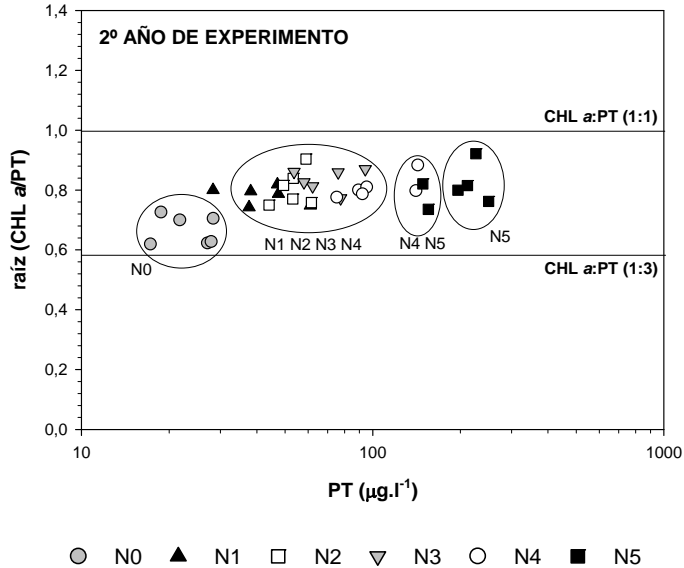


Figura 3.3.8. Medias ponderadas de la relación CHL *a*/PT frente a las medias ponderadas de PT desde la semana W1 a la W5 (primera fase con macrófitos) y desde la semana W6 a la W8 (segunda fase sin macrófitos) en el primer año de experimento y en el segundo año de experimento desde la semana W1 hasta la última W6. Se registran en las gráficas los valores críticos del ratio que distinguen entre lagos someros dominados por macrófitos ($CHL\ a:PT < 1:3$) y lagos someros dominados por algas ($CHL\ a:PT$ entre 1:1 y 1:3) según criterio de Dokulil & Teubner (2003).

Así nos encontramos que en el primer año y de manera general, las agrupaciones de las nueve réplicas de cada tratamiento se ven de forma muy nítida en la fase con macrófitos, presentando los mesocosmos sin adición de nutrientes la menor razón CHL *a*/PT, que por otro lado es el que menos clorofila *a* tiene, por lo que debe dominar el P debido a los detritus de algas y macrófitos y al reciclado de peces y zooplancton. El índice aumenta con la adición de pequeñas cantidades de nutrientes, pero conforme aumenta la cantidad de PT en el sistema, el índice va disminuyendo su valor y resultando algunos de los valores del nivel N3 por debajo del mencionado valor crítico de 1:3 propuesto por Dokulil & Teubner (2003), sobre todo en las semanas W6 a W8 (figura 3.3.8.).

En el segundo año, se observa en la gráfica como la razón CHL *a*/PT para el nivel N0 está dentro de los límites 1:3 y 1:1 y el aumento en el valor del índice con respecto a N0 no es tan grande como en el año anterior. Además, los valores del índice en los distintos niveles de fertilización son muy semejantes y se sitúan todos en la gráfica entre los límites 1:3 y 1:1 (figura 3.3.8).

La relación entre la concentración de clorofila *a* del fitoplancton y el fósforo total medido en los dos años de experimentos se muestra en las figuras 3.3.9. y 3.3.11.

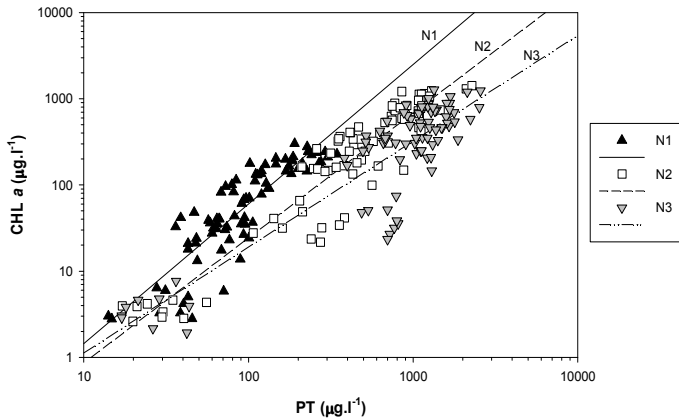


Figura 3.3.9. Regresiones entre la clorofila *a* y el PT a lo largo de todo el experimento del primer año (desde W0 a W8). Las ecuaciones de las regresiones y su significatividad para los tres niveles de nutrientes son las siguientes: $\log \text{CHL } a \text{ (N1)} = -1,461 + (1,620 \times \log \text{PT (N1)})$, $r: 0,873$, $p < 0,001$; $\log \text{CHL } a \text{ (N2)} = -1,514 + (1,450 \times \log \text{PT (N2)})$, $r: 0,942$, $p < 0,001$ y $\log \text{CHL } a \text{ (N3)} = -1,177 + (1,228 \times \log \text{PT (N3)})$, $r: 0,892$, $p < 0,001$, siendo $n = 81$ en todas las rectas.

Por los resultados obtenidos, en el primer año de experimento hay una correlación muy fuerte entre la concentración de P y la concentración de clorofila *a*, de manera que a pequeñas adiciones el sistema se hace muy activo y la clorofila aumenta mucho, pero cuanto mayor es el P añadido, la tasa de incremento de la clorofila *a* se va reduciendo. Observamos además, que cuanto

mayor es la cantidad de nutriente añadido, la pendiente de la recta se hace menor (figura 3.3.9.).

Si equiparamos la producción máxima de clorofila *a* con respecto al P añadido con el crecimiento hiperbólico análogo al modelo de Michaelis-Menten, obtenemos la siguiente curva y los siguientes valores:

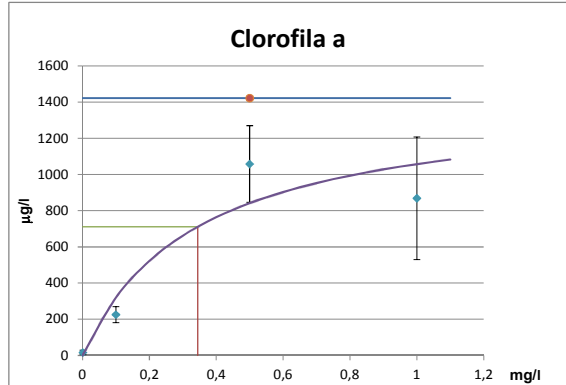


Figura 3.3.10. Valores promedio y desviación estándar de los valores máximos de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) obtenidos en los distintos niveles de adiciones de P (mg/l) en el primer año de experimento. El punto rojo representa el valor máximo de clorofila *a* obtenido en el experimento (V_{max}). Aplicando el modelo de Michaelis-Menten para una V_{max} de 1421,77, se obtiene una K_m de 0,344564.

La producción de clorofila *a* no muestra un comportamiento lineal al aumentar la cantidad de P añadido, llegando a la saturación como muestra la figura 3.3.10., por lo que la concentración de P añadido a la cual se obtiene la mitad de la concentración máxima alcanzable de CHL *a* sería de 0,35 mg/l de P.

En el segundo año las correlaciones mayores se obtienen en los dos niveles más grandes de fertilización, N4 y N5 (figura 3.3.11.).

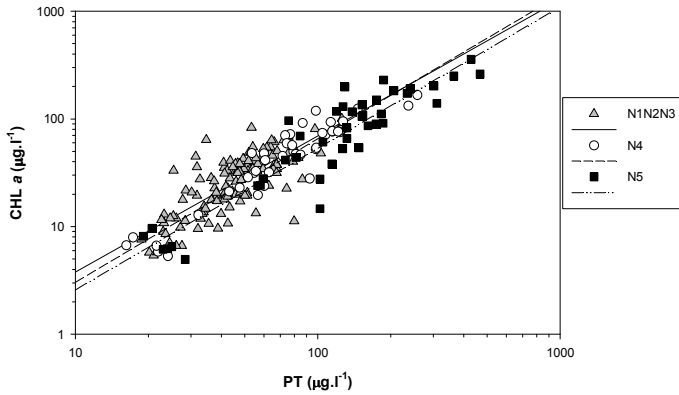


Figura 3.3.11. Regresiones entre la clorofila a y el PT a lo largo de todo el experimento del segundo año (desde W0 a W6). Las ecuaciones de las rectas, los coeficientes de regresión y su significatividad para tres niveles de nutrientes son los siguientes: $\log CHL a (N1N2N3) = -0,686 + (1,264 \times \log PT (N1N2N3))$, $r: 0,771$, $p < 0,001$; $\log CHL a (N4) = -0,851 + (1,334 \times \log PT (N4))$, $r: 0,939$, $p < 0,001$ y $\log CHL a (N5) = -0,903 + (1,314 \times \log PT (N5))$, $r: 0,924$, $p < 0,001$, siendo $n = 126$ en la primera regresión y $n = 42$ en las otras dos.

Durante el experimento del primer año, se midieron también los sólidos totales en suspensión (TSS) y se muestra en la figura 3.3.12., la relación de esta variable con la clorofila a del fitoplancton y con el fósforo total.

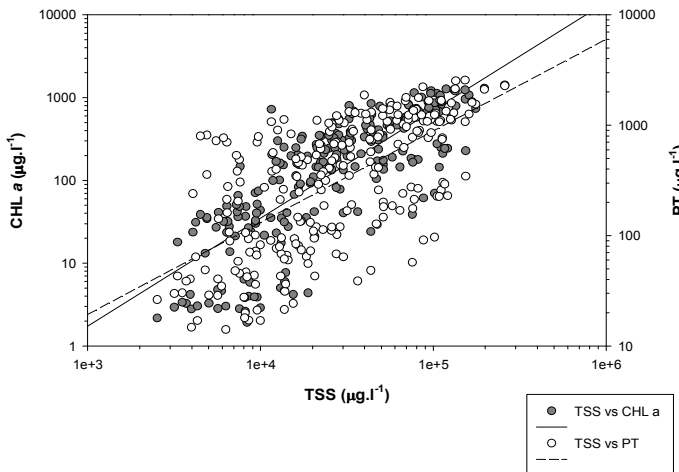


Figura 3.3.12. Regresiones de los sólidos totales en suspensión con la clorofila a y con el PT a lo largo de todo el experimento del primer año (desde W0 a W8). Las

ecuaciones de regresión y su significatividad $\log CHL a = -3,673 + (1,304 \times \log TSS)$, $r: 0,803$, $p < 0,001$ y $\log PT = -1,208 + (0,831 \times \log TSS)$, $r: 0,645$, $p < 0,001$ para $n=243$ en ambas relaciones.

La correlación es mayor entre los TSS y la clorofila *a* que entre éstos y el fósforo total, por lo que en el experimento del primer año, gran parte de los sólidos totales en suspensión se asocian a algas, más que restos o detritus de plantas o partículas inorgánicas (figura 3.3.12.). En ambos casos, hay una mayor dispersión para los valores bajos de las variables.

Se ha querido analizar también la influencia de nutrientes y peces en la composición pigmentaria del fitoplancton. Para ello se ha calculado, para las semanas elegidas anteriormente como referencia, el índice de pigmentos propuesto por Margalef (1960) como indicador de la diversidad y madurez del fitoplancton o también de su envejecimiento y se ha aplicado a todos los tratamientos y al lago (tabla 3.3.6.)

En el primer año, el índice es mayor de 2 en el lago y en los mesocosmos sin adición o con poca adición de nutrientes, N0 y N1 y disminuye con la excesiva adición, especialmente en la semana W7. Los peces hacen aumentar el índice en la mayoría de casos, en tres de los cuatro de nutrientes ensayados en la semana W4, pero no en la semana W7, donde solo en el nivel N0 aumenta con los peces. De la semana W4 a la W7 se observan ligeras variaciones en dicho índice, pero siendo destacable su disminución en los niveles N0 y N3 (tabla 3.3.6.).

Tabla 3.3.6. Valores calculados del Índice de Pigmentos de Margalef en las semanas W4 (con macrófitos) y W7 (sin macrófitos) del primer experimento y a la semana W6, última semana del experimento del segundo año.

	PRIMER EXPERIMENTO/SEMANA W4 CON MACRÓFITOS			
	F0	F1	F2	TOTAL
N0	2,34±0,16	2,67±0,26	2,44±0,06	2,48±0,10

Capítulo 3.3.

N1	1,99±0,10	2,00±0,10	2,25±0,02	2,08±0,06
N2	1,88±0,09	1,87±0,05	1,74±0,04	1,83±0,04
N3	1,95±0,09	2,04±0,16	2,08±0,09	2,03±0,06
LAGO				2,27

PRIMER EXPERIMENTO/SEMANA W7 SIN MACRÓFITOS				
	F0	F1	F2	TOTAL
N0	2,06±0,07	2,07±0,07	2,26±0,12	2,13±0,05
N1	2,43±0,10	2,26±0,16	2,11±0,13	2,27±0,08
N2	1,81±0,02	1,89±0,09	1,84±0,06	1,85±0,03
N3	1,93±0,11	1,71±0,07	1,89±0,05	1,85±0,05
LAGO				2,17

SEGUNDO EXPERIMENTO/SEMANA W6				
	F0	F1	F2	TOTAL
N0	1,91±0,09	2,21±0,13	2,14±0,18	2,09±0,08
N1	1,84±0,05	1,88±0,01	1,94±0,02	1,89±0,02
N2	1,70±0,16	1,85±0,01	1,90±0,08	1,82±0,06
N3	1,99±0,01	1,96±0,00	1,95±0,05	1,97±0,01
N4	1,85±0,02	1,89±0,04	1,83±0,00	1,86±0,02
N5	1,85±0,04	1,89±0,03	1,85±0,02	1,86±0,02
LAGO				1,72

En el segundo año encontramos al final del experimento un valor del índice en el lago menor que el del año anterior, que atribuimos a una mayor tasa de

renovación en las poblaciones debido a los bombeos de agua realizados para elevar el nivel de agua de los mesocosmos y del lago (tabla 3.3.6.). Los índices son también algo menores en los mesocosmos N0 sin adición de nutrientes, quedando el resto de los mesocosmos con valores moderados, (alrededor de 1.86) similares a los de los nutrientes altos N4 y N5 al final del experimento del año anterior. La adición de peces también incrementa en la mayoría de casos el valor del índice.

Para estimar la influencia de las adiciones de nutrientes y peces en el estado trófico y su relación con los índices más utilizados en su evaluación, consideramos cada mesocosmo como un ecosistema aislado y calculamos el TSI, como índice más utilizado (Carlson, 1977) mediante los valores de clorofila *a* y de PT.

Tabla 3.3.7. Valores del índice de estado trófico (TSI), calculados mediante los valores de CHL *a* del fitoplancton en (mg/m^3) y de PT en (mg/m^3), ambos en la penúltima semana de experimento, W7. Siendo $\text{TSI} < 25$ ultraoligotrófico, $25 < \text{TSI} < 35$ oligotrófico, $35 < \text{TSI} < 55$ mesotrófico, $55 < \text{TSI} < 70$ eutrófico y $\text{TSI} > 70$ hipereutrófico.

	PRIMER EXPERIMENTO/SEMANA W7		
	TSI (CHL <i>a</i>)	TSI (PT)	ESTADO TRÓFICO
N0F0	49,94±7,11	50,93±2,10	MESOTRÓFICO
N0F1	52,55±7,36	50,02±3,14	MESOTRÓFICO
N0F2	40,43±2,81	48,33±2,80	MESOTRÓFICO
N1F0	80,89±2,10	81,29±6,28	HIPEREUTRÓFICO
N1F1	80,37±2,97	81,93±5,57	HIPEREUTRÓFICO
N1F2	81,32±2,37	81,30±3,35	HIPEREUTRÓFICO
N2F0	99,35±1,00	105,87±1,15	HIPEREUTRÓFICO
N2F1	93,49±9,17	105,69±7,75	HIPEREUTRÓFICO
N2F2	95,82±2,51	106,08±3,04	HIPEREUTRÓFICO

N3F0	96,69±1,73	110,01±2,33	HIPEREUTRÓFICO
N3F1	96,09±3,32	114,14±2,67	HIPEREUTRÓFICO
N3F2	91,85±4,04	109,64±0,73	HIPEREUTRÓFICO

SEGUNDO EXPERIMENTO/SEMANA W6			
	TSI (CHL a)	TSI (PT)	ESTADO TRÓFICO
N0F0	54,70±1,13	49,87±3,37	MESOTRÓFICO
N0F1	52,79±2,94	50,95±1,68	MESOTRÓFICO
N0F2	50,69±0,02	43,14±6,36	MESOTRÓFICO
N1F0	58,65±1,25	57,11±2,15	EUTRÓFICO
N1F1	61,87±3,07	56,08±4,01	EUTRÓFICO
N1F2	60,55±4,68	58,23±3,50	EUTRÓFICO
N2F0	65,75±4,13	61,01±3,07	EUTRÓFICO
N2F1	65,19±0,06	60,07±0,35	EUTRÓFICO
N2F2	63,15±3,03	61,33±3,58	EUTRÓFICO
N3F0	65,83±2,73	69,71±1,27	EUTRÓFICO
N3F1	72,17±3,63	70,18±3,69	HIPEREUTRÓFICO
N3F2	67,72±1,33	62,44±2,56	EUTRÓFICO
N4F0	75,86±2,68	77,77±5,22	HIPEREUTRÓFICO
N4F1	73,16±4,73	71,80±4,27	HIPEREUTRÓFICO
N4F2	68,86±0,87	68,05±2,31	EUTRÓFICO
N5F0	79,48±3,21	81,55±4,91	HIPEREUTRÓFICO
N5F1	76,96±2,09	83,19±3,68	HIPEREUTRÓFICO
N5F2	75,71±5,96	78,59±2,40	HIPEREUTRÓFICO

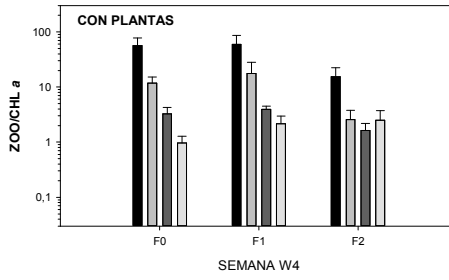
En el experimento del primer año, se ha calculado para la semana penúltima W7, para no tener en cuenta la perturbación que supusieron las lluvias que ocurrieron entre las semanas W7 y W8 de ese año, ya que haber calculado este índice para la última semana hubiera supuesto tergiversar en cierto modo los resultados del experimento. En el segundo año, calculamos el TSI en la semana W6, última del experimento (tabla 3.3.7.).

Los resultados de la tabla 3.3.7., muestran que en el primer experimento, los mesocosmos sin adición de nutrientes terminan el experimento en un estado de mesotrofia y en cambio los mesocosmos que soportaron adiciones de P y N acabaron el experimento en estado de hipereutrofia. Las adiciones de peces hacen disminuir el índice TSI (CHL *a*) en la mayoría de casos, especialmente en los niveles de nutrientes altos (N2, N3). En el segundo año (tabla 3.3.7.), los mesocosmos sin adición de nutrientes terminan también el experimento como en el año anterior en estado de mesotrofia, pero ahora no todos los mesocosmos con adición de nutrientes terminan como hipereutróficos, sino que los tratamientos N1 y N2 y parte de los tratamientos N3 y N4 terminan el experimento como eutróficos. De nuevo, la adición de peces tiende a disminuir el valor del índice TSI (CHL *a*) en muchos casos, especialmente en los nutrientes altos (N4, N5).

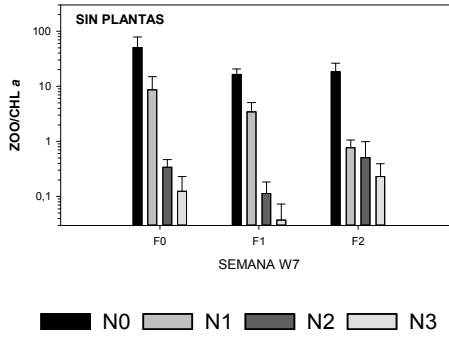
Relación entre la biomasa de zooplancton y la clorofila a

En las semanas W4 y W7 del primer año de experimento se observa como la adición de nutrientes disminuye el índice ZOO/CHL *a* (figura 3.3.13.a. y 3.3.13.b.). La disminución de este índice cuando aumentamos el nivel de fertilización es debido al aumento de clorofila *a* y a la reducción de la contribución del fitoplancton a la red trófica que se produce al aumentar las adiciones. En ausencia de carófitas (fig. 3.3.13.b.), el índice se hace menor, especialmente en los mesocosmos con peces, debido a la ausencia de refugio para el zooplancton y mayor depredación de éste por parte de los peces.

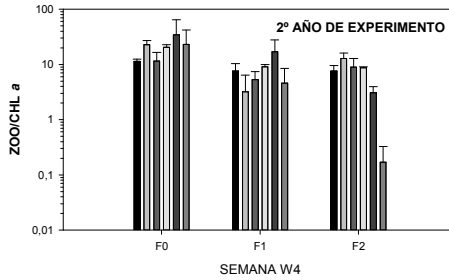
(a)



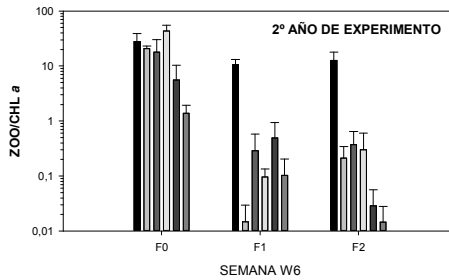
(b)



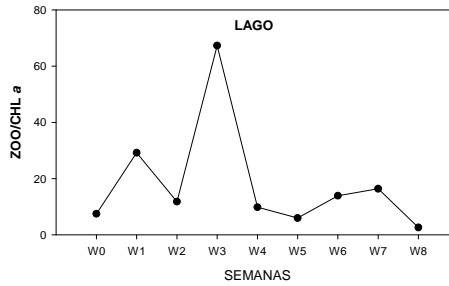
(c)



(d)



(e)



(f)

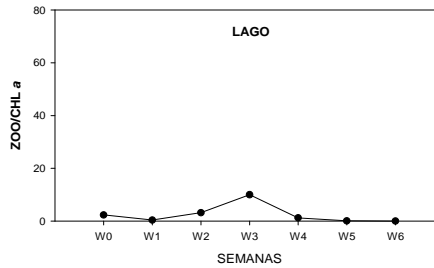
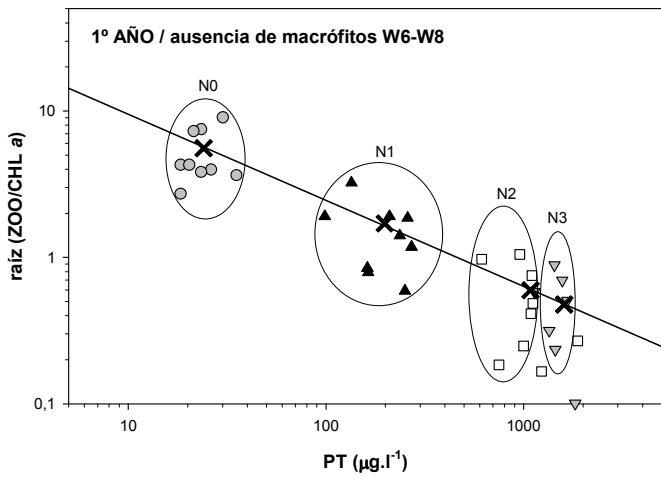
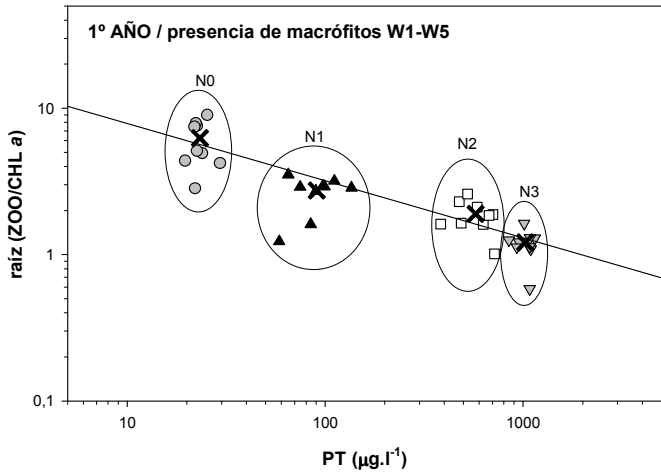


Figura 3.3.13. Promedios del índice ZOO/CHL *a* en función de los nutrientes N y de los peces añadidos F en las semanas W4 (con presencia de macrófitos), fig. 3.3.13.a. y W7 (en ausencia de macrófitos), fig. 3.3.13.b. en el primer año de experimento y en las semanas W4 y W6 en el segundo año de experimento (fig.3.3.13.c. y 3.3.13.d.). Se muestra también la evolución del índice ZOO/CHL *a* en el lago en ambos experimentos (fig. 3.3.13.e. y 3.3.13.f.).

En el segundo año de experimento, el índice también disminuye con las adiciones de nutrientes y sobre todo con las de peces, más apreciable en la semana última de experimento (fig. 3.3.13.c. y 3.3.13.d.).

El valor del índice en el lago es menor de 20 en todas las semanas en ambos años, excepto en la semana W1 y en la semana W3 del primer año que es mayor que 60 (fig. 3.3.13.e. y 3.3.13.f.).

La relación ZOO/CHL *a* frente a la concentración de PT de las semanas W1 a W5 (en presencia de macrófitos) y de la W6 a W8 (en ausencia de macrófitos) y en el segundo año de experimento se muestra en la figura 3.3.14.



○ N0 ▲ N1 □ N2 ▼ N3 × promedio

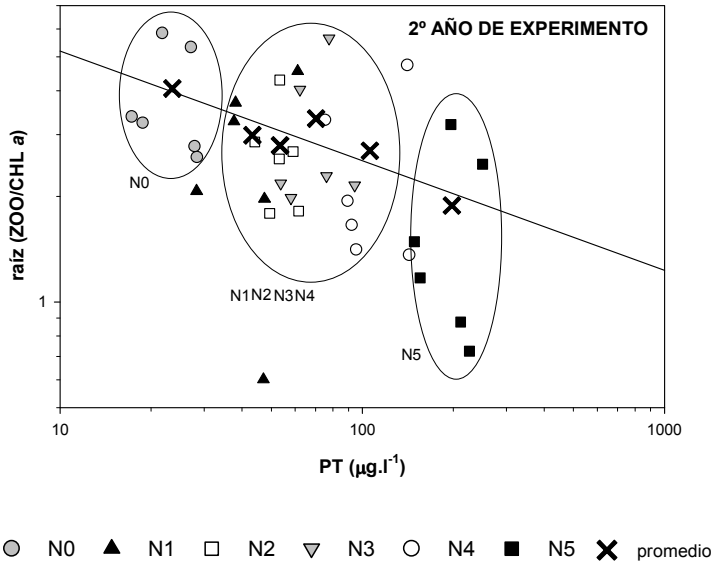


Figura 3.3.14. Medias ponderadas de la relación ZOO/CHL *a* frente a las medias ponderadas de PT desde la semana W1 a la W5 (primera fase con macrófitos) y desde la semana W6 a la W8 (segunda fase sin macrófitos) en el primer año de experimento y durante todo el experimento del segundo año (W1-W6). El símbolo aspa representa el promedio del índice ZOO/CHL *a* de todos los niveles de nutrientes, siendo las ecuaciones de las rectas en el 1º año/ semanas W1-W5: raíz (promedio ZOO/CHL *a*) = 9,338 - (2,777 x log (promedio PT)), *r*: 0,933 y *N*:4, en el 1º año/ semanas W6-W8: raíz (promedio ZOO/CHL *a*) = 8,963 - (2,773 x log (promedio PT)), *r*: 0,966 y *N*:4 y en el 2º año: raíz (promedio ZOO/CHL *a*) = 6,642 - (2,026 x log (promedio PT)), *r*:0,899 y *N*:6.

El valor del índice ZOO/CHL *a* está netamente relacionado con el PT, la caída de este índice con el PT es mayor en las últimas semanas sin macrófitos del primer experimento. En el segundo año, el índice también disminuye con el aumento de PT. Por ello, la adición de nutrientes, que supone un aumento en la concentración de PT, también supone un aumento de la biomasa de fitoplancton que no se transfiere por la cadena trófica.

RESUMEN DE RESULTADOS

El análisis de componentes principales realizado a las variables estudiadas, previamente normalizadas mediante transformación logarítmica, dio como

resultados que de los dos ejes principales que explicaban la mayor parte de la varianza, se puede inferir que el eje 1 se podría relacionar con el factor nutrientes añadidos y el eje 2 estaría más relacionado con la adición de peces y por el zooplancton.

El índice PRS/PT muestra correlación positiva y significativa con el eje representativo de la adición de nutrientes en la primera fase de experimento del primer año y en el segundo año de experimento. La correlación con el eje representativo de los peces también es positiva y significativa en ambos años de experimentos.

El índice DIN/PT muestra solo correlación positiva con el eje representativo de los nutrientes en la primera fase del experimento del primer año. En la segunda fase sin macrófitos y en el segundo año de experimento, la correlación es negativa y significativa. La correlación con el eje representativo de la adición de peces es positiva en ambos años, pero solo estadísticamente significativa durante el primer año.

El índice CHL *a*/PT muestra correlación positiva con el eje representativo de los nutrientes en ambos años de experimento, aunque solo es significativa en la primera fase del primer año y en el segundo experimento. Por el contrario, este índice muestra una correlación negativa con la adición de peces en ambos años, pero solo es significativa en el primero. En las gráficas se observa además como en el primer año, los peces disminuyen este índice sobre todo en el nivel N3. Este índice posee valores entre 1:1 y 1:3 en las medias ponderadas de los niveles N1, N2 y N3 del primer año de experimento y en los N0 y N5 y en las agrupaciones de niveles de N1N2N3N4 y N4N5 del segundo año. Solamente se obtienen valores de este índice menores de 1:3 en algunas de las medias ponderadas del nivel N0 y del N3 del primer año.

La aplicación del índice de estado trófico TSI a los mesocosmos, muestra que en el primer experimento, los mesocosmos del nivel N0 terminan el experimento en un estado de mesotrofia y en cambio, el resto de mesocosmos,

acabaron el experimento en estado de hipereutrofia. En el segundo año, los mesocosmos del nivel N0 terminaron también el experimento en estado de mesotrofia, pero ahora no todos los mesocosmos con adición de nutrientes terminan como hipereutróficos, sino que los tratamientos N1 y N2 y parte de los tratamientos N3 y N4 terminan el experimento como eutróficos.

El índice ZOO/CHL *a* muestra en ambos años de experimentos, correlación negativa y significativa con el eje de adición de nutrientes. Con el eje correspondiente a la adición de peces muestra correlación negativa y significativa solo en el segundo experimento.

DISCUSIÓN

Interrelaciones entre las variables determinadas por la adición de nutrientes y peces

La influencia de las adiciones queda manifiesta en los PCA de manera que el primer eje correspondiente a la variación de nutrientes explica ya la mitad de la varianza de las principales variables limnológicas y el segundo eje refleja la variabilidad debida a la adición de peces. El primer eje, claramente asociado a la clorofila *a* y el PT y los nitratos y fosfatos (que son las sales añadidas), es decir a los efectos directos de la fertilización, que contrapone al CO₂ y Si. El CO₂ disminuye con la fotosíntesis y aumenta con la respiración y la descomposición, y como, en los mesocosmos más fertilizados hay un exceso de producción que va al sedimento y no se recicla en la columna de agua rápidamente, disminuye el CO₂ (balance negativo, se toma más que se recicla), por ello, el CO₂ queda asociado con las condiciones de los mesocosmos con menos nutrientes. Por otro lado hay un efecto de la fertilización en la interacción agua- sedimento. En este experimento la fertilización produce una oxigenación del sedimento debido la elevada concentración de Nitrato en los niveles altos, que crea una fuerte separación entre N0 y N1 por un lado y N2 y

N3 por el otro, más marcada en la segunda fase del experimento. Esto se ve con el desplazamiento del amonio a valores negativos en este eje, pero sobre todo esta variabilidad se refleja también en el segundo eje. En la segunda fase del experimento el segundo eje, además del efecto de la adición de peces, explica la influencia del diferente grado de fertilización en los procesos que ocurren en la interfase agua-sedimento y el estado de oxidado-reducción de las aguas, así separa el oxígeno superficial del de fondo (más oxígeno en el fondo ligado a mayor clorofila) y adquiere preponderancia el amonio con respecto a la primera fase (también aumentan la alcalinidad y el Si). La variación inducida por la adición de peces, indicada por el aumento de rotíferos y disminución de los crustáceos va en este mismo sentido y por ello se juntan estas variabilidades en el segundo eje. En el segundo año la variabilidad inducida en el sedimento es mucho menor, por ser mucho menores las adiciones sobre todo de nitratos, por ello el segundo eje explica casi exclusivamente el efecto peces con la dualidad rotíferos vs cladóceros. El amonio queda centrado sin asociación con ninguno de los ejes. Por otro lado, el Si, tampoco es influenciado y en todo caso aumenta con la fertilización por disminuir la luz necesaria para la actividad del perifiton, que está compuesto predominantemente por diatomeas (Romo *et al.*, 2007), por lo que la incorporación de Si queda disminuida en los mesocosmos con más clorofila. Las diferencias por esta causa se notan más por las concentraciones mucho más bajas de este elemento en el agua en este año. Por ello se observan también cambios en eje 1 en los dos años, especialmente en la posición del Si, aunque se mantiene la contraposición del CO₂ en el eje 1, como factor que disminuye con la fotosíntesis favorecida por la fertilización. Esto explicaría las correlaciones negativas del índice Si/PT con el eje 1 de los análisis de componentes principales, aunque solo significativas en el primer año (tabla 3.3.2.). El agua intersticial del sedimento es muy rica en silicato, proveniente de Phragmites y plantas palustres (Struyf, 2005). En el primer año las condiciones de reducción originadas en los mesocosmos N0 y N1 cuando se removieron los

sedimentos para el montaje de los mesocosmos, la corta de macrófitos y la toma de muestras de sedimento produjeron una interfase agua –sedimento reducida que propició la disolución de Si en el agua en estos mesocosmos, mas marcadamente en N0. En cambio, las adiciones elevadas de nutrientes favorecieron la fotosíntesis con el incremento asociado de O₂ y la oxigenación de las capas superficiales del sedimento, y se redujo la liberación de Si.

En el segundo experimento, este efecto no se produjo y los cambios se deben explicar de otra manera. El silicato siempre mucho más bajo en este año se correlacionó un poco más con la adición de nutrientes que al estimular el crecimiento del fitoplancton, reducen la luz que llega al perifiton, de manera que se observa un aumento de Si en las últimas semanas del experimento, creciente con el grado de fertilización por reducción del crecimiento de las diatomeas del perifiton.

Esta relación se explicaría porque el aumento del fitoplancton disminuye la actividad del perifiton por la falta de luz.

Efectos de la adición de P y N y de peces en las relaciones entre estos nutrientes.

Índice PRS/PT

En la primera fase (con plantas) del primer año de experimento, por la correlación positiva y muy significativa del índice PRS/PT con el eje correspondiente a los nutrientes, se deduce que va aumentando la concentración PRS durante esta fase. Cuanto más nutriente es añadido, hay más fitoplancton, pero también hay más PRS. Las algas no pueden tomar al principio todo el PRS añadido, por lo que no todo el PRS entra a formar parte del fósforo particulado. En las últimas semanas (sin plantas) del primer experimento, la correlación con los nutrientes añadidos desaparece, el fitoplancton ha llegado a su máximo desarrollo poblacional y en todos los tratamientos se ha llegado a un equilibrio

entre el P particulado que se puede generar y el PRS añadido y este cociente ya no varía con las adiciones. Sin embargo, otro factor que puede contribuir a la pérdida de correlación es que, como hemos dicho, en esta fase del experimento el sedimento está menos oxigenado en los mesocosmos con menos nitratos, por lo que se favorecería más la liberación de PRS en los mesocosmos con niveles bajos de nutrientes que en los de niveles altos. En cambio, en el segundo año de experimento con adiciones mucho menores de fosfatos, la correlación es negativa. El fósforo que va siendo añadido durante el transcurso del experimento es tomado por el fitoplancton y este fósforo disuelto entra a formar parte del particulado constituyendo algas que posteriormente pueden convertirse en detritus, no llegando a tener PRS excedente en el sistema a diferencia del primer año.

La correlación positiva y significativa con el eje 2 o eje correspondiente a la adición de peces, en los dos experimentos, muestra que la adición de peces mantiene más P en forma inorgánica disuelta en relación al PT, explicable por la ingestión y reciclado de la biomasa, por parte de estos organismos.

Índice DIN/PT

En el primer año y en las primeras semanas (W1 a W5), hay un aumento de DIN al aumentar el nivel de nutrientes, las adiciones son muy grandes y los compuestos de nitrógeno inorgánico disuelto se detectan en la columna de agua, por la misma razón que hemos dicho en el PRS/PT, porque las poblaciones están en crecimiento. Esto cambia en las últimas semanas del primer experimento y la correlación con los nutrientes se hace negativa, ya que se ha alcanzado la biomasa máxima mantenida por esta carga de nitrógeno, por otro lado las adiciones de nitrato tan elevadas, favorecen los procesos de desnitrificación (Esteves *et al.*, 2001; Kreiling *et al.*, 2011) y en los niveles de nutrientes elevados el nitrato disminuye drásticamente (fig. 3.2.9., capítulo 3.2.) Solo en el caso del máximo nivel N3, el índice se mantiene alto, porque hay un

poco menos fitoplancton que en el N₂ y se ha añadido mucha cantidad de nitrato y también hay mucho DIN. En el segundo año, con adiciones mucho menores, la correlación negativa sugiere que todo el DIN es tomado por el fitoplancton generado y que por el P añadido se hace más limitante en los mesocosmos con mayor adición de nutrientes. Dicho cociente se reduce mucho con las adiciones (Fig. 3.3.5.) sugiriendo que la biomasa algal es lo suficientemente elevada en los mesocosmos más fertilizados para tomar todo el DIN que hay en el sistema.

Este cociente también se favorece con la mayor presencia de los peces, lo que sugiere que la biomasa de los peces favorece el reciclado de compuestos de nitrógeno, como se comprueba en el capítulo 3.4., donde el amonio se correlaciona positivamente con la biomasa de peces en los mesocosmos fertilizados.

Índice NH_4^+/NO_x^-

En los tres casos analizados, la adición de peces favorece, aunque no de forma significativa, la formación de amonio frente a los compuestos de nitrógeno inorgánico oxidado.

Este índice también muestra en todos los casos, correlaciones negativas y muy significativas con el eje de los nutrientes. Ha sido demostrado en multitud de trabajos (Hansson, 1988, 1990; Axler & Reuter, 1996) la competencia entre algas planctónicas y las macrófitas y sus epífitos, además de las bacterias, por el DIN disponible y además por la toma del amonio frente al nitrato. La comparación las correlaciones obtenidas en los índices DIN/PRS, NH_4^+/NO_x^- y DIN/PT con el eje de los nutrientes, parece indicar que la forma nitrogenada preferida por los grupos algales encontrados en los experimentos sería el amonio, resultado ya observado por algunos investigadores como por ejemplo, Blomquist *et al.*, (1994) que señalan que las cianobacterias no fijadoras de N₂ se verían favorecidas en ambientes ricos en NH_4^+ , o Conway (1977) que cita que la

asimilación de amonio puede reducir la toma de nitrato debido a la represión intracelular de la actividad NR (nitrato reductasa) en los productos primarios por la asimilación de amonio. Al añadir nutrientes, entre ellos nitratos, se incrementa el NO_x^- y se favorece la disminución de NH_4^+ , por lo que parece que las algas toman amonio preferentemente. En estas primeras semanas de experimento, si podría darse un proceso de nitrificación que contribuyera a la disminución de amonio en la columna de agua, puesto que las algas están todavía en crecimiento y se ven favorecidas las bacterias nitrificantes, esto explicaría el que hasta la semana W3 de experimento se detecta muy poco amonio en la columna de agua en todos los niveles de nutrientes (fig. 3.2.9., cap. 3.2.). En cambio se observaron concentraciones muy elevadas de amonio en el nivel N3 en las semanas W4, W5 y W6, que luego disminuyeron rápidamente. Como se ha explicado en el capítulo anterior, este amonio procedería en su mayor parte de la descomposición de los macrófitos en este nivel. Por otro lado, la figura 3.2.9., muestra como a partir de la semana W5 hay una gran disminución de nitrato en los niveles altos de fertilización, que podrían ser indicativos de procesos de desnitrificación debidas a la gran cantidad de nitrato de estos niveles (Esteves *et al.*, 2001; Kreiling *et al.*, 2011). Estos procesos de desnitrificación ocurrirían mayoritariamente durante la noche ya que se llega a producir la extinción del oxígeno (capítulo 3.5.) por lo que la disminución del amonio en los niveles altos de nutrientes en estas últimas semanas, debe estar relacionada con la toma por la gran biomasa de fitoplancton y también por la poca liberación de amonio por un sedimento más oxidado debido a la desnitrificación, mayor aquí que en los mesocosmos sin o con poco nitrato añadido.

En el segundo año de experimento, las concentraciones de nitrato y de amonio son mucho más bajas, el fitoplancton generado no es tan elevado como en el primer año y los macrófitos dominaban el sistema durante todo el experimento, además el sedimento no fue perturbado por la corta de macrófitos. Como en el

año anterior la correlación negativa se explicaría por la preferencia en la toma de amonio. La mayor biomasa en los mesocosmos más fertilizados que además presentan mayores concentraciones de nitratos, explica la disminución de este índice con el aumento de la concentración de nutriente añadidos.

Consideraciones generales sobre el cociente N/P

Al principio del primer experimento, el aumento tanto de PRS como de DIN (nitrógeno inorgánico disuelto) al aumentar el grado de fertilización no indica ni limitación por P ni limitación por N. Pero en las semanas finales, cuando el fitoplancton estaba ya alcanzando sus máximos asintóticos y se eliminaron los macrófitos, en N0 y N1 cambió el sentido de las correlaciones con el eje de los nutrientes para los índices DIN/PRS y DIN/PT. Este cambio en las correlaciones muestra como en las últimas semanas del experimento, el sistema parece estar limitado por N debido a que se produce desnitrificación (fig. 3.2.9., cap. 3.2.) y a la toma preferente del amonio, que en estas últimas semanas de experimento conforma la mayor parte del DIN. Este amonio procede de la descomposición de los macrófitos en los niveles altos de nutrientes y de la liberación del sedimento en el nivel N0 (fig. 3.2.9., cap. 3.2.). También podría contribuir a la limitación por N, la liberación de PRS procedente del sedimento que se da al cortar los macrófitos (fig. 3.2.7., cap. 3.2.).

Las cantidades de nutrientes adicionadas cambian las correlaciones de los índices PRS/PT, DIN/PRS y DIN/PT, sugiriendo que cantidades adicionadas de $P \geq 500 \mu\text{g.l}^{-1}$ provocan la saturación del sistema y acumulación de PRS en el agua y cantidades de $N \geq 10 \text{ mg.l}^{-1}$ provocarían procesos de nitrificación y posterior desnitrificación.

En nuestros experimentos los índices DIN/PRS y DIN/PT se rebelan como índices fiables en cuanto al estudio de la limitación de nutrientes. Otros investigadores, como por ejemplo, Perkins & Underwood (2000), también interpretan la limitación de nutrientes en experimentos de adición de nutrientes

“in situ” a partir de los ratios DIN:PRS y DIN:PT, sin utilizar el total de nitrógeno, estos investigadores establecieron que si estos ratios excedían el ratio 16:1 (Redfield, 1958), entonces había limitación por fósforo.

Por otro lado, Morris & Lewis (1988) testaron nueve índices estequiométricos con el fin de comprobar su efectividad en predecir la limitación del fitoplancton por N o por P en lagos de montaña de Colorado y demostraron que los mejores índices para discriminar todas las limitaciones eran DIN/PT (84% de exactitud) y DIN/PTD (80% de exactitud).

Los niveles establecidos por Morris & Lewis para la limitación de nutrientes son los siguientes: $\text{DIN:PRS} < 13$ indican limitación por N, $13 < \text{DIN} < 50$ no indican limitación y $\text{DIN:PRS} > 50$ indican limitación por P, todos ellos ratios molares. Los ratios DIN:PRS obtenidos en nuestros experimentos (tabla 3.3.5.) en el control de nutrientes N0, indican limitación por P al final de los dos experimentos, de forma más marcada en el primer año, debido a la concentración de amonio en la columna de agua en estas semanas de experimentos. Por otro lado, en los niveles altos de nutrientes de los dos años no se observa limitación ni por P ni por N. En el nivel N3 de fertilización del primer año y en las semanas finales de experimento, aunque haya desnitrificación, la única limitación que existe ya es por luz. Los resultados indican que las adiciones de nutrientes, disminuyen el ratio DIN:PRS (tablas 3.3.2., 3.3.4. y 3.3.5.) al final del experimento, mientras que al principio lo aumentan. Es decir, cuando el sistema ya alcanza la situación de hipereutrofia, el índice baja. Este cociente también decreció con las fertilizaciones en el experimento del primer año llevado a cabo en León, (Fernández-Álaez *et al.*, 2004). En el capítulo 3.1., también se muestra que de los seis lagos someros con diferente estado trófico estudiados, el que posee el menor índice DIN:PRS es el único lago con estado turbio y sin macrófitos (la Albufera), especialmente en verano.

Más recientemente, Bergström (2010) en estudios de enriquecimiento en nutrientes realizados en lagos oligotróficos afectados por deposición de N y situados en regiones de diferente clima y altitud; observó que los ratios NT:PT calculados eran similares y explicaban menos del 30% de la varianza, mientras que había un amplio gradiente en los ratios DIN:PT y explicaban más del 70% de la varianza en la respuesta al bioensayo. Bergström apoya también este resultado en la teoría de que incluso en lagos oligotróficos, cantidades significativas de NT a menudo consisten en compuestos de DON (nitrógeno orgánico disuelto) refractario (Wetzel, 2001; Lewis & Wurtsbaugh, 2008). Por lo tanto, la variación en el ratio de DIN a DON puede causar que NT sea un pobre indicador de N disponible a la biota. Por lo que, el uso de los ratios NT:PT como indicadores de la limitación de N y P para el fitoplancton pueden ser cuestionados (Lewis & Wurtsbaugh, 2008).

Según Bergström, el fitoplancton pasa de estar limitado por N a estarlo por P, cuando el ratio DIN/PT (en masa) aumenta desde 1,5 a 3,4, es decir, aumenta de 3,3 a 7,5 (en molar). La aplicación de este cociente y estos valores al experimento del primer año nos da como resultado también la limitación por P en el control N0 y la no limitación por P ni por N en el nivel N3, al igual que ocurría con el anterior cociente DIN/PRS, en cambio en el segundo año, con la aplicación del índice DIN/PT en la semana final de experimento, no se obtiene limitación por P ni por N en el tratamiento N0 y sí se obtiene limitación por N en el nivel N5. Al igual que ocurría con el DIN/PRS, las adiciones más elevadas de nutrientes, disminuyen el cociente DIN/PT. Las correlaciones mostradas de los índices DIN/PRS y DIN/PT con las adiciones de nutrientes dan una idea aproximada de la asimilación por las algas y la limitación de estos nutrientes en relación a su asimilación, es decir, estos índices actúan como indicadores de como transcurre la asimilación, pero como tales indicadores, deben ser medibles. El problema estriba en que los valores que definen estos indicadores se han obtenido para un ecosistema en concreto, por lo que la aplicación de

estos valores a ecosistemas muy diferentes, no siempre da los resultados más certeros, y así nos encontramos con que la aplicación de distintos índices a los mismos sistemas dan resultados diferentes en cuanto a la limitación o no de los nutrientes. Es por esto que cuando se aplican los valores críticos de limitación de nutrientes de un índice a un sistema en estudio, hay que tener en cuenta para qué tipo de ecosistema fueron obtenidos estos valores.

Por otro lado, también hay investigadores que consideran el ratio DIN/PT menos fiable que el ratio NT:PT, como por ejemplo, Stenström-Khalili & Håkanson (2009) que a partir de un conjunto de datos de lagos, ríos y sistemas marinos calcularon los coeficientes de variación (CV) de diferentes ratios y vieron que tanto el DIN como el DIP son generalmente peores vaticinadores en la limitación de nutrientes de la producción primaria debido a su incertidumbre inherente demostrada por sus altos coeficientes de variación con respecto a NT y PT.

Con respecto al ratio NT:PT, se observa también en el capítulo 3.1., que es muy dependiente de la concentración de NT, puesto que excepto en la laguna de la Albufera (hipereutrófica), el cociente NT:PT aumenta cuando aumenta la concentración de NT y disminuye cuando esta concentración también decrece, independientemente de si el PT aumenta o decrece. Además en estas lagunas, excepto en Baldoví, se constata que casi todo el NT está formado por la fracción orgánica, por lo que el NT no está indicando disponibilidad en estos casos.

Relaciones con la biomasa

Índice CHL *a*/PT

En nuestros resultados se muestra una correspondencia clara entre el fósforo total y la clorofila *a* obtenida, cuanto mayor es la concentración de P añadida, mayor es esta correlación, siendo máxima para el nivel N2, ya que cuanto mayor es el P añadido, mayor es la concentración de clorofila obtenida y la

relación entre ambas variables será más estrecha cuanto sea mayor el valor de ambas hasta que llegemos a una cantidad de P a partir de la cual, añadiendo más P ya no se obtendrá más clorofila, es decir, el sistema ya esté saturado de biomasa de fitoplancton, tal y como ocurrió en el primer año de experimento donde se obtuvo más concentración de clorofila *a* en el nivel N2 que en N3. De hecho, en este primer año, la mejor correlación “*r*” entre clorofila y fósforo se obtiene en el nivel N2 de nutrientes con un valor igual a 0,942 y siendo la pendiente de la recta igual a 1,450 (figura 3.3.9.). Este valor de pendiente es parecido al obtenido por Dillon & Rigler (1974) en el estudio que realizaron en lagos de América del Norte para determinar una regresión que se pudiera utilizar para predecir la concentración de clorofila a partir de la concentración de fósforo, la ecuación que obtuvieron para $n = 46$ fue $\log \text{CHL } a = 1,136 + (1,449 \times \log (P))$, siendo $r = 0,95$. En este año, las concentraciones añadidas de nutrientes fueron muy grandes, lo que permitió aplicar el modelo de Michaelis-Menten al incremento de la clorofila con el P añadido.

En el segundo año, con la adición de pequeñas concentraciones de fósforo, no se obtienen buenas correlaciones de este nutriente con la clorofila (fig. 3.3.11.), es a partir de concentraciones añadidas de 0,15 mg/l de P como las que se añadieron en el nivel N4 cuando se obtiene una buena correlación entre estas dos variables.

Algunos autores (Lewis & Wurtsbaugh, 2008) sostienen que ambas variables no son indicadores de causa y efecto ya que ambos parámetros son indicadores de la biomasa algal, es decir, para estos autores la correlación entre la clorofila *a* con el P es una tautología. De todas maneras, el estudio de estas dos variables es básico, fundamental y necesario si se quiere caracterizar sistemas lacustres. Además el estudio de la relación entre estas dos variables no debe pasarse por alto, cuando se realizan experimentos de enriquecimiento en nutrientes ya que la clorofila es un indicador de la materia orgánica del fitoplancton y el P total es una variable más amplia que comprende toda la materia orgánica del seston,

además de compuestos minerales. El estudio del índice CHL *a*/PT puede tener interés como indicación de la relación entre materia orgánica viva y la detritica. El resultado del análisis de correlaciones de este índice con el eje 2, indicando su disminución con el aumento de los peces sugiere que con la adición de peces hay más fósforo en forma de detritus que en biomasa algal. En el capítulo 3.4., se muestra como la adición de peces favoreció la eliminación inmediata de los cladóceros y luego la reducción de los copépodos al mismo tiempo que la proliferación de los rotíferos, este grupo de zooplancton de tamaño pequeño no es capaz de regular el fitoplancton por consumo del mismo, pero podrían tener impacto sobre él, cuando están en altas densidades (Lionard *et al.*, 2005). Sin embargo, pensamos que en nuestro experimento el resultado es más explicable por el consumo de algas vivas por parte de los peces añadidos ya que las gambusias pueden incluir algas grandes en su dieta (Blanco *et al.*, 2003). Por otro lado, los resultados contenidos en la tabla 3.3.6., muestran que los peces ayudan en la renovación del plancton, aunque esto se observa solo en los niveles bajos de nutrientes.

Las correlaciones de este índice con el grado de fertilización son como es de esperar positivas en todos los casos indicando un aumento de la producción primaria y del crecimiento del fitoplancton. Sin embargo, en la fase final del primer año de experimentos, se ha llegado al crecimiento máximo posible y se equilibra este ratio y aunque la correlación sigue siendo positiva, deja de ser significativa. Las concentraciones de clorofila alcanzadas en este experimento en los niveles altos de nutrientes son extremas (más de 1000 µg/l) y van más allá de su saturación. El índice formado por el fósforo total y la clorofila *a* es un índice crítico para algunos investigadores que separa la prevalencia en los lagos del estado turbio dominado por algas del estado dominado por macrófitos. Resultados en lagos de Noruega y en lagos someros de China sugieren un umbral de 3PT:1CHL *a* (Mjelde & Faafeng, 1997, Dokulil *et al.*, 2000). Según Dokulil & Teubner (2003), un índice PT:CHL *a* alrededor de 3:1 representa el

límite crítico a partir del cual se pasa de un sistema dominado por macrófitos a otro dominado por algas, estos investigadores establecen que lagos someros con dominancia de macrófitos o bien alta turbidez inorgánica tienen ratios CHL a :PT igual o por debajo de 1:3, mientras que lagos profundos y oligotróficos o lagos dominados por algas exhiben ratios entre 1:3 y 1:1.

Comparando los cocientes CHL a :PT en las muestras del lago en los dos años de experimento (fig. 3.3.7.), se observa como en el segundo año el valor del cociente es mayor que este valor umbral aunque el lago seguía estando dominado por macrófitos. ¿Indicaría este valor que estamos sobrepasando el punto de inestabilidad y hay riesgo de que el lago pase a un estado turbio? O bien podríamos concluir que el índice no es aplicable porque depende de otras cosas como el volumen de agua libre y el flujo de agua, muy diferente en este año en comparación con el anterior.

Para intentar comprender la aplicabilidad de estos ratios críticos, los hemos comparado con los valores obtenidos en los diferentes tratamientos (figura 3.3.8.). En la fase con macrófitos del primer año de experimento, obtenemos ratios por debajo de 1:3 en el nivel N0, en cambio en el nivel N1 de nutrientes, el índice aumenta bastante y se sitúa entre los umbrales 1:3 y 1:1. En este nivel N1 creció el fitoplancton pero no se alcanzó el estado turbio dominado por algas y los macrófitos no llegaron a descomponerse, las concentraciones de PT medidas se situaron cerca de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$. A concentraciones mayores de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ de PT medidos (en los niveles N2 y N3), el índice se mantiene entre los límites 1:3 y 1:1, aunque en algunas muestras de N3 disminuye y se sitúa por debajo de 1:3. En la fase sin macrófitos del primer experimento, también se observa un aumento del índice en N1 cuando hay alrededor de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ de PT medidos, pero a concentraciones mayores de PT el índice vuelve a bajar, por lo que hay más fósforo en el agua que no es debido a las algas y la relación deja de cumplirse. En el segundo año de experimento, no se alcanzó fase turbia y los

macrófitos persistieron, y lo que se observa en la figura 3.3.8., es que tampoco se cumple la relación de Dokulil & Teubner (2003).

Con nuestro estudio demostramos que la relación de Dokulil & Teubner, no es aplicable porque no es una relación sencilla, por lo que podemos deducir que la relación solo sería aplicable para concentraciones de PT hasta $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, pero para valores mayores de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ de PT, hay que definir otros valores críticos. El índice $\text{CHL } a/\text{PT}$ en los sistemas hipertróficos disminuye con el incremento de PT, con lo cual los valores críticos representarán un límite máximo en vez de mínimo.

Cabe destacar además que los niveles tan altos de biomasa de fitoplancton a los que se llegaron durante el experimento del primer año, donde todos los mesocosmos que fueron fertilizados con P y N alcanzaron al final el nivel de hipereutrofia (tabla 3.3.7.), llevaron a que en el segundo año se realizará el experimento con adiciones menores de P y N, para observar mejor la gradación entre adición y eutrofización, de manera que solo el nivel N5 terminó el experimento como hipereutrófico en todos los casos (tabla 3.3.7.).

Índice ZOO/CHL a

En Romo *et al.*, (2004) y Miracle *et al.*, (2007) se describe la evolución del zooplancton durante el primer experimento. En estos estudios se indica que la adición de nutrientes sin peces favoreció a los crustáceos, pero la adición de peces hizo disminuir a los crustáceos y aumentar la biomasa de los rotíferos planctónicos. La relación entre las biomásas de zooplancton ($\mu\text{g d.w./l}$) y la del fitoplancton expresada como ($\mu\text{g/l}$) de clorofila *a* mediante el cociente $\text{ZOO/CHL } a$ se reduce muy marcadamente con la adición de nutrientes durante el primer experimento, lo que indica que se favorece la concentración de clorofila *a* y esta se transfiere menos por la red trófica clásica, es decir, se incrementa el fitoplancton inedible (fig. 3.3.13.a.). También vemos como al final del experimento (sin macrófitos) el índice es menor y hay mucha más

diferencia con el nivel de adición de nutrientes (fig. 3.3.13.b.), lo que también sugiere el incremento del fitoplancton inedible. En el experimento del segundo año se obtienen resultados similares, pero debido a las bajas concentraciones de nutrientes añadidos la disminución del índice ZOO/CHL *a* no es tan notable como en el primer año (fig. 3.3.13.c. y 3.3.13.d).

En estudios que comparan el resultado de este índice en una serie de lagos que conforman un gradiente climático europeo, (Jeppesen *et al.*, 2005 c), se obtiene que el índice ZOO:CHL *a* se incrementa cuando decrece la concentración de fósforo total.

En otros estudios, como los realizados por Gyllström *et al.*, (2005), en los cuales comparan el cociente ZOO:CHL *a* en un conjunto de lagos situados en un gradiente latitudinal europeo conformado por lagos pertenecientes a tres regiones climáticas (lagos con cubierta de hielo, lagos de climas fríos pero sin hielo y lagos de regiones cálidas), se observa un decrecimiento de este índice con el descenso en la latitud, de manera que se obtienen los mayores índices en los lagos con cubierta de hielo y los menores en los lagos de regiones cálidas. Estos investigadores sostienen que este resultado es debido al efecto bottom-up y al incremento de fitoplancton inedible, que es mayor en las zonas cálidas. Por lo que, los resultados aquí obtenidos estarían en concordancia con los de estos investigadores, estos resultados muestran además que el cociente ZOO:CHL *a* es muy buen indicador del nivel trófico del lago.

Capítulo 3.4.

Depredación por *Gambusia holbrooki*, herbivoría y reciclado de nutrientes

INTRODUCCIÓN

En el medio acuático, la intervención de los animales (peces y zooplancton) de forma directa o indirecta, en los ciclos de nutrientes es importante. Como procesos directos más importantes podemos citar la excreción, egestión y la ingestión de los organismos situados en el eslabón inferior de la cadena trófica. En la figura 3.4.1., se muestra esto con un esquema elaborado por Vanni (2002) para ilustrar el papel de los animales en los ciclos de nutrientes.

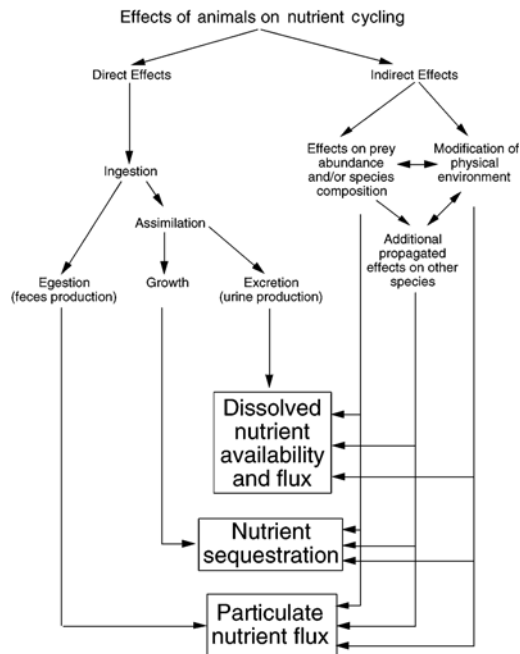


Figura 3.4.1. Diagrama esquemático de los efectos directos e indirectos de los animales en el ciclo de nutrientes (extraído de Vanni, 2002).

Los peces planctívoros no solo tiene efectos sobre la biomasa de sus presas, sino que también ejercen una importante influencia sobre los otros niveles tróficos subyacentes y sobre la regeneración y concentración de nutrientes (Anderson *et al.*, 1978). Con el fin de estudiar el posible reciclado de

compuestos de P y N por parte de los peces mediante procesos de excreción de nutrientes disueltos y egestión de compuestos particulados, se han realizado estudios experimentales en tanques o mesocosmos y también en lagos enteros. Estos estudios se han realizado tanto con peces de actividad béntica (Braband *et al.*, 1990; Havens, 1993; Karjalainen *et al.*, 1999; Vanni *et al.*, 2006) como con peces planctívoros (Drenner *et al.*, 1990; Vanni *et al.*, 1997 b; Karjalainen *et al.*, 1999). A través de la interacción depredador-presa, la comunidad de peces puede indirectamente regular la excreción de P de sus presas mediante la alteración de su comportamiento y de la distribución de sus tamaños, así como de su composición específica (Kitchell *et al.*, 1979; Persson, 1997). Recientemente se han prodigado numerosos estudios sobre el efecto de los peces planctívoros sobre las comunidades de zooplancton y como los cambios producidos en estas comunidades han afectado a la biomasa de fitoplancton y a su estructura (Carpenter *et al.*, 1987; Lancaster & Drenner, 1990; Vanni & Layne, 1997 a; Attayde & Hansson, 2001). El desarrollo del fitoplancton dependerá tanto de la disponibilidad de nutrientes (control “bottom-up” o ascendente) como también de la presión de consumo por el zooplancton (control “top-down” o descendente). Sin embargo, se sabe poco sobre la posible contribución de los peces en los procesos de respiración del lago y su posible influencia sobre los equilibrios químicos existentes en las aguas naturales. En este capítulo se analizará el efecto de la adición de peces en los mesocosmos. Según se describe en el capítulo del diseño del experimento, después de eliminar los posibles peces que hubieron podido quedar incluidos en los mesocosmos por medio de pesca eléctrica, se adicionaron *Gambusia holbrooki* que quedaron pues como el eslabón superior de la cadena trófica de los experimentos realizados.

G. holbrooki ha sido considerada como subespecie de *Gambusia affinis* (*Gambusia affinis holbrooki*) hasta 1988 (Wooten *et al.*, 1988). La especie presenta dimorfismo sexual que se manifiesta principalmente en el tamaño

corporal y la morfología de la aleta anal. Las hembras alcanzan mayores tamaños que los machos, los machos presentan tamaños normalmente entre 30-40 mm (Vargas y De Sostoa, 1996; Pérez-Bote y López, 2005). Las longitudes máximas de las hembras oscilan entre 6 y 7 cm, pudiendo alcanzar los 8 cm en determinadas poblaciones (Vargas y De Sostoa, 1996). Normalmente habita en agua dulce aunque también existen poblaciones en ambientes salinos (Hubbs, 2000; Alcaraz y García-Berthou, 2007; Ruiz Navarro, 2011) y suele ocupar la columna de agua (Homski *et al.*, 1994). Su periodo reproductivo es en primavera y verano. El período de gestación va de 21 a 28 días (Krumholz, 1948), con alrededor de 50 individuos producidos como media aunque este número es muy variable, llegándose a registrar 300 individuos en una sola camada (Milton & Arthington, 1983; Pyke, 2005) y puede tener una puesta cada tres-cuatro semanas (Krumholz, 1948; Reznick, 1981). La dieta muestra variación ontogenética, pasando a capturar presas más grandes las gambusias más desarrolladas (de mayor edad) según García-Berthou (1999), las gambusias pequeñas capturan más cladóceros y las más grandes comen más nematóceros aunque también consumen presas pequeñas y según Cabral *et al.*, (1998), las gambusias más pequeñas seleccionan rotíferos. También la dieta presenta una variación estacional, aunque generalmente consumen con preferencia los cladóceros, en verano aumenta el consumo de insectos (Rodríguez-Jiménez, 1989).

Al final de los experimentos, se capturaron las gambusias mediante pesca eléctrica y se preservaron en etanol (capítulo 2.4.). El contenido estomacal de las gambusias capturadas fue analizado por Blanco *et al.*, (2003), que vieron que en el segundo año la depredación fue más intensa que en el primero, pero en ambos años, el contenido estomacal consistente en algas y detritus tuvo un porcentaje superior al 50%. Las hembras depredaron preferentemente cladóceros, rotíferos y copépodos con huevos, mientras que los machos depredaron ostrácodos.

En los experimentos realizados se establecieron tratamientos con dos densidades diferentes de gambusia y un control sin peces. Con esto se pretendía estudiar como estas diferentes densidades podían afectar a la composición del zooplancton y en última instancia a los efectos de este zooplancton sobre las densidades de fitoplancton. Sin embargo, aunque el número de individuos inicial para cada tratamiento fue el mismo, las poblaciones de peces no evolucionaron igual en los distintos mesocosmos, dado el rápido ciclo de vida de esta especie. Por ello se ha considerado necesario añadir este capítulo con un estudio más detallado en función del número y biomasa de peces analizados al final del experimento.

Los objetivos de este capítulo son varios: (1) estudiar cómo afectan los distintos niveles de fertilización a las biomásas de peces añadidas, (2) ver cómo afectan las distintas densidades del pez añadido a las concentraciones de nutrientes disueltos de P y N, estudiar si hay posible reciclado de nutrientes por parte de los peces, (3) estudiar si las concentraciones de gases disueltos, O₂ y CO₂, están influenciadas por las densidades de peces añadidas y (4) explorar que posibles factores bióticos o abióticos afectan al proceso de cascada trófica.

RESULTADOS

ESTUDIO DE LA BIOMASA DE LOS PECES

El experimento estaba diseñado para tener tratamientos de dos niveles de peces, 4 g/m² y 20 g/m², escogidos según los resultados de estudios de manipulación (capítulo 2.4.). Se consideró que el peso medio por gambusia adulta sería aproximadamente 0.44 g (estimado a partir de unas pocas hembras), por lo que se decidió añadir en los mesocosmos del nivel F1 9 individuos por mesocosmo y 45 individuos en los correspondientes al nivel F2, para los experimentos de ambos años. En ambos experimentos se pusieron peces considerados adultos pero sin tener el control de la edad real del pez, porque no estaba pensado en

este experimento ver el crecimiento de los peces, sino lo que en realidad se pretendía era ver la influencia de dos niveles de peces sobre las variables físico-químicas y el plancton. En el primer año se añadieron con preferencia machos, para que la población fuera más estable durante el experimento, sin embargo al final del experimento en la mayoría de mesocosmos se encontró una proporción importante de hembras, las añadidas al inicio del experimento y las procedentes de su descendencia. Nunca se vieron peces en los mesocosmos F0, en los que no se adicionaron peces, pero tampoco podemos descartar, aunque la probabilidad es baja porque se trata de un pez ovovivíparo, que pudieran haber nacido algunos peces en cualquiera de los mesocosmos de larvas no eliminados con la pesca eléctrica, lo que también podría explicar las proporciones altas de hembras encontradas en el experimento del primer año. Durante el experimento del primer año, hubo mortandad de peces en algunos mesocosmos. El mayor número de peces muertos se encontró en el primer muestreo post-fertilización (semana W1). Todos los peces muertos detectados (flotando en la superficie) se retiraron y repusieron por otros vivos. Esta mortandad se atribuyó a las condiciones de falta de oxígeno ocasionada en la remoción de sedimento al fijar los mesocosmos y al extraer muestras de sedimento. Se podría deber también en parte a que si bien la mayoría de peces añadidos estaban aclimatados porque procedían de pescas efectuadas en el mismo lago, algunos fueron recogidos en acequias circundantes, por lo que estos últimos podrían haber sufrido stress ambiental. Además la mortalidad de los machos es mayor que la de las hembras que son más resistentes (Pyke 1995). En las semanas siguientes, la mortandad de peces se produjo de manera muy esporádica y en un número muy pequeño de peces y de mesocosmos. En el segundo año de experimento, no se observó mortandad de peces.

En el último día de los dos experimentos, se capturaron las gambusias con pesca eléctrica, los resultados de biomasa total alcanzada, al final de los dos experimentos se muestra en la figura 3.4.2., se observa como en el primer año,

la biomasa de peces obtenida aumenta según aumenta el nivel de nutrientes de P y N añadidos, excepto en el nivel más alto de fertilización que decrece incluso por debajo del tratamiento control N0. En el segundo año también se alcanza mayor biomasa en los tratamientos más altos de fertilización N3, N4 y N5. La biomasa alcanzada en el segundo año fue mayor que en el primero, esto es debido a que en el segundo año se añadieron mayor número de hembras y estas son mayores en peso y longitud que los machos y en ambos años hay una disminución de la biomasa medida en el nivel más alto de fertilización con respecto al nivel anterior, pero más acusada en el primer año (figura 3.4.2.).

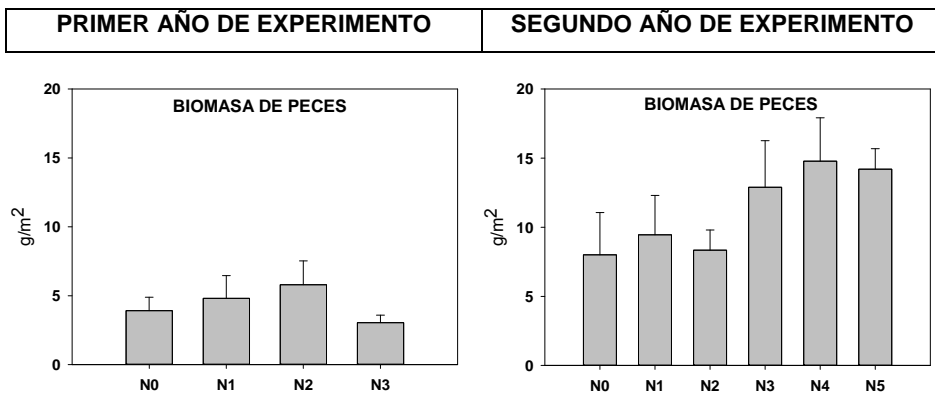
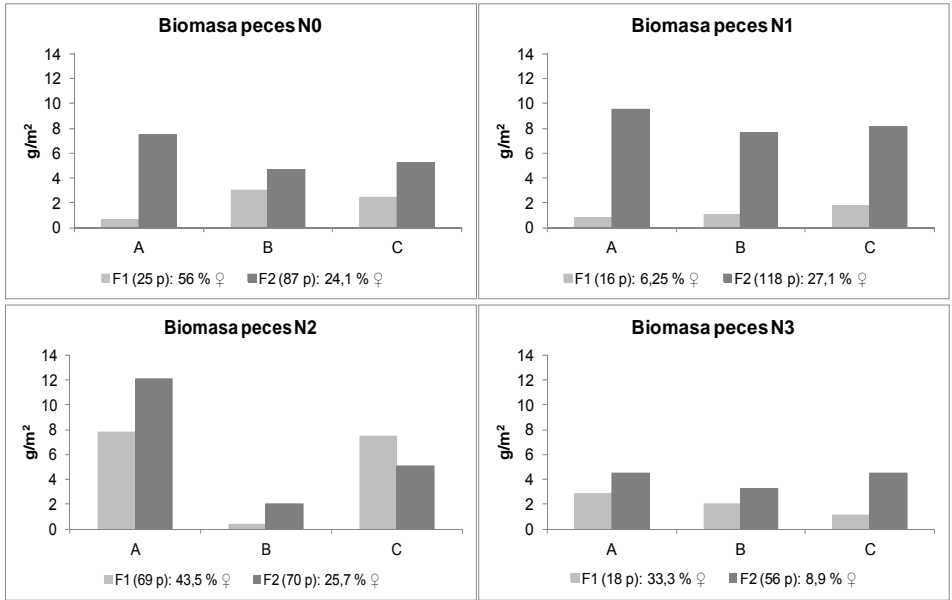


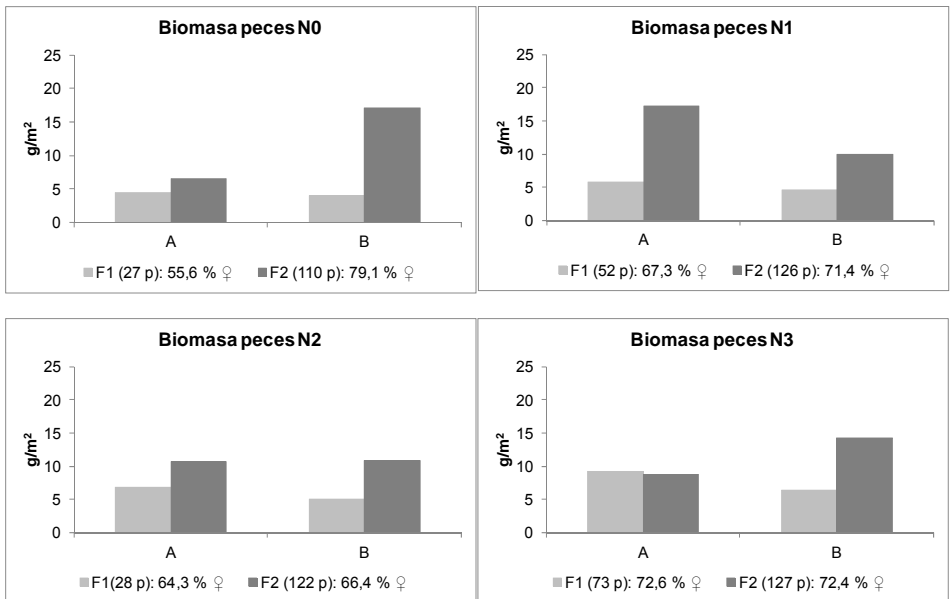
Figura 3.4.2. Biomasa total de peces obtenida al término de los dos experimentos en los distintos niveles de nutrientes N.

Desglosamos esta biomasa por tratamientos de nutrientes y peces y discriminamos entre los mesocosmos A, B y C en el primer experimento y A y B en el segundo, (figura 3.4.3.).

PRIMER AÑO DE EXPERIMENTO



SEGUNDO AÑO DE EXPERIMENTO



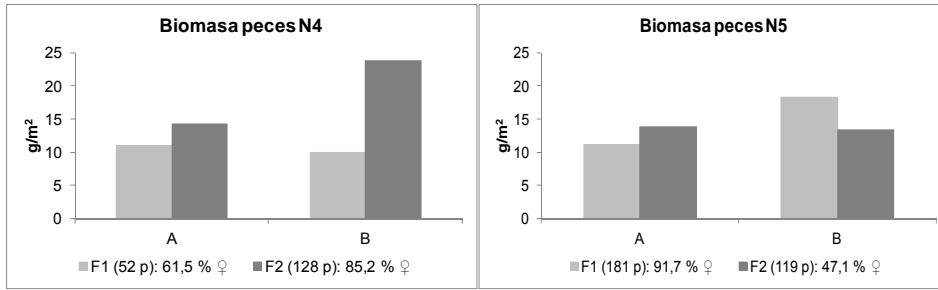


Figura 3.4.3. Biomasa de peces (g/m^2) obtenida al término de los dos experimentos en los distintos niveles de peces añadidos F1 y F2 según niveles de fertilización N y según bloques de mesocosmos (A, B y C) en el primer año y (A y B) en el segundo. Para cada nivel de peces se muestra entre paréntesis el número total de peces recolectado (suma de las réplicas) y el tanto por ciento de hembras.

En la representación gráfica de las biomásas en los distintos niveles de nutrientes (figura 3.4.3.), se incluye la biomasa de alevines y descendientes juveniles, considerando a estos como los peces capturados con longitud menor de 2 cm, pero el número de peces capturado en cada nivel F que se muestra entre paréntesis y el tanto por ciento de hembras capturadas se refiere a individuos ya adultos, considerando a estos como aquellos individuos con longitud igual o mayor de 2 cm. Por lo general, la biomasa de peces es mayor en el nivel de peces F2 que en el nivel F1, como tendría que ser, pero las diferencias son pequeñas y en unos pocos casos incluso fue menor. En el primer año, por haber añadido preferentemente machos, las biomásas al final del experimento eran bajas, el F1 normalmente era muy inferior 4 g por mesocosmo, excepto en algún mesocosmo con mayor número de hembras (N2) y las diferencias entre niveles fluctuaron menos, pero la biomasa del nivel F2 fue siempre muy baja apenas por encima de los 4 g mesocosmo y solo en dos casos superó los 8 g. En el segundo año con menor mortalidad y una proporción mayor de hembras, la biomasa fue mayor, superando los 4 g el nivel F1 y en la mayoría de casos el nivel F2, superó los 10 g. En los niveles más altos de

nutrientes (N4, N5) el tratamiento F1 superó también los 10 g, y en el N5 la biomasa de los peces fue prácticamente igual o mayor que el nivel F2.

Al final del experimento del primer año, el total de peces recolectados fue de 459 individuos (189 menos de los añadidos), de este número 332 fueron machos con un peso medio de 0,194 g y una longitud media de 2,93 cm y 127 fueron hembras con un peso medio de 0,304 g y una longitud media de 2,93 cm igualmente. Al término del experimento del segundo año, se capturaron 1145 individuos (497 más de los añadidos) de los que 311 fueron machos con un peso medio de 0,127 g y una longitud media de 2,58 cm y 834 fueron hembras con un peso medio de 0,268 g y una longitud media de 2,97 cm.

En la Fig. 3.4.4 se ha representado el peso promedio alcanzado por los individuos de gambusia considerados adultos (≥ 2 cm) en los dos años de experimentos. Se observa como en ambos años el peso alcanzado por las hembras es mayor que el de los machos.

Al aumentar el nivel de nutrientes, hay una tendencia a alcanzar mayor peso promedio, sobre todo más en las hembras que en los machos. El número de peces encontrado en cada tratamiento parece que influye en el peso promedio alcanzado, es decir, cuantos menos peces se capturan en un tratamiento (N, F) determinado, mayor es el peso alcanzado. Por ejemplo, en el primer año, vemos como en N3F1 se captura un número pequeño de peces y también un número pequeño de hembras y estas alcanzan un peso promedio mayor de 0,6 g y en el segundo año donde menor peso promedio se alcanza es en el tratamiento N5F1 que es donde mayor número de peces hay y donde mayor número de hembras encontramos (figura 3.4.4.).

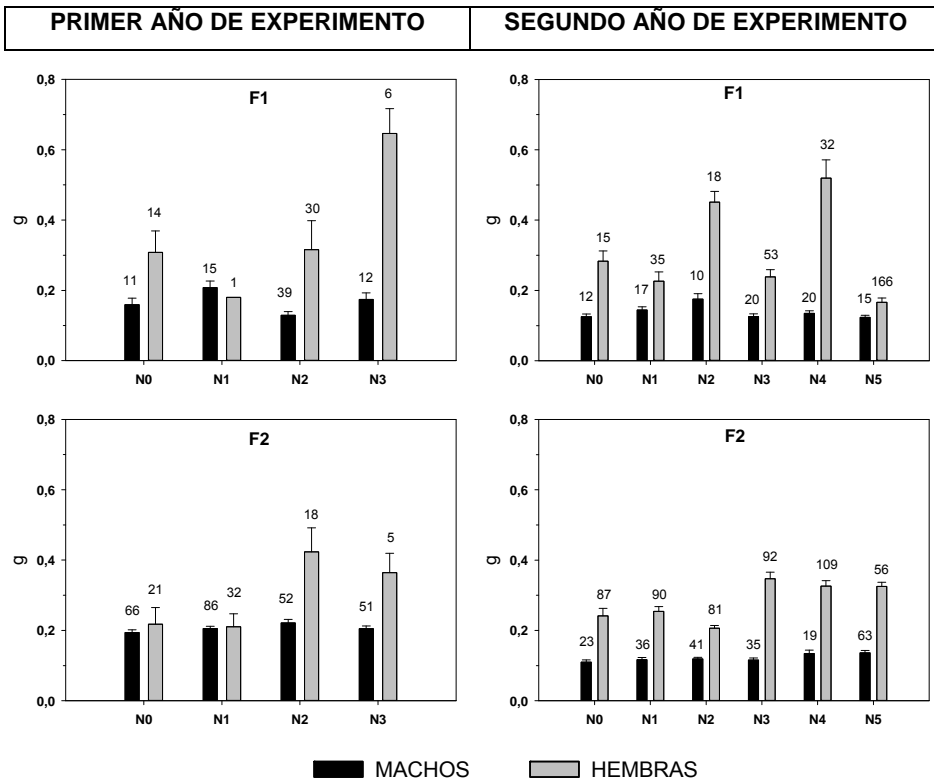
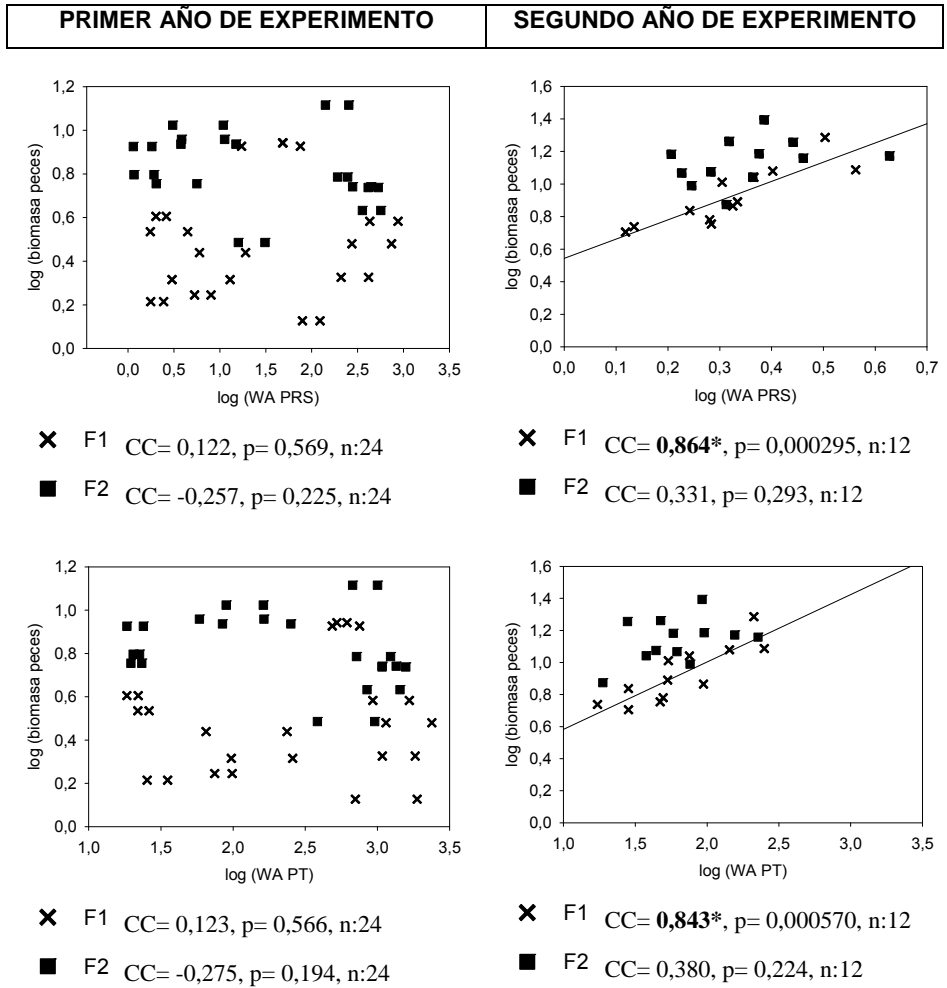


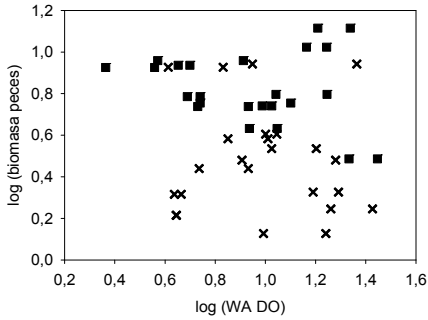
Figura 3.4.4. Pesos promedio alcanzados por individuos machos y hembras según los distintos niveles de fertilización con P y N, (N0, N1, N2 y N3) en el primer año de experimento y (N0, N1, N2, N3, N4 y N5) en el segundo año de experimento en los distintos niveles de peces añadidos (F1 y F2). Se ha considerado como adulto todos los individuos machos y hembras con longitud mayor o igual a 2 cm. Encima de cada barra de las gráficas se ha situado el número de machos y hembras capturados con el que se ha calculado el promedio.

En los dos años el número de peces total en los mesocosmos del nivel F1 fue mayor que el introducido, aunque en el primer año el incremento en el F1 fue menor y restringido a pocos mesocosmos. En cambio en el nivel F2 el número de peces recogido fue inferior al añadido en el primer año pero el segundo año fue algo superior, pero con un incremento muy pequeño.

Los peces aumentaron con el nivel de fertilización en el segundo año, por lo que se encuentra una correlación positiva con el fósforo más marcada en el nivel F1, con el fósforo tanto soluble como total por la covariabilidad de estas variables

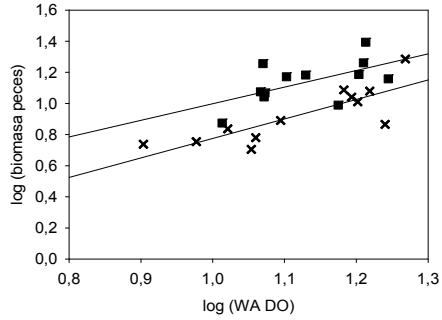
(Fig. 3.4.5.). Esto también se observa en las correlaciones de los gases, de manera que la correlación es positiva con el oxígeno y negativa con el CO₂, como corresponde a los al efecto de la fertilización (fig. 3.4.5.).





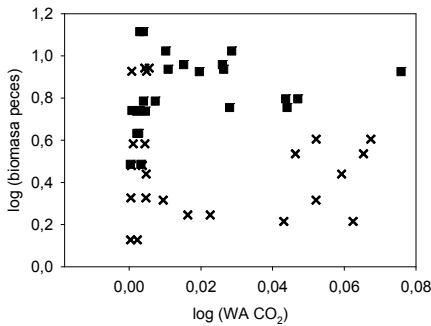
× F1 CC= -0,0686 p= 0,750, n:24

■ F2 CC= -0,194, p= 0,364, n:24



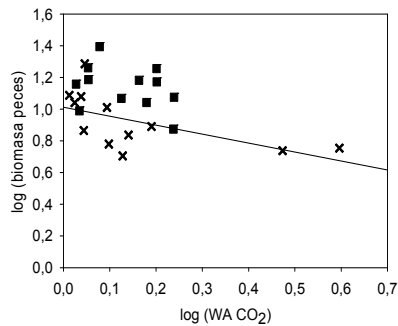
× F1 CC= **0,817***, p= 0,00119, n:12

■ F2 CC= **0,583***, p= 0,0467, n:12



× F1 CC= -0,148, p= 0,491, n:24

■ F2 CC= 0,236, p= 0,268, n:24



× F1 CC= **-0,591***, p= 0,0429, n:12

■ F2 CC= -0,341, p= 0,278, n:12

Figura 3.4.5. Relaciones entre el logaritmo de la biomasa de peces obtenida al final del experimento y el logaritmo de las medias ponderadas de las variables PRS y PT según los distintos niveles de biomasa de peces F1 y F2. En el primer año de experimento se ha considerado para cada biomasa de peces dos medias ponderadas, una la correspondiente a las semanas 1 a la 5 y otra la correspondiente a las semanas 6 a la 8. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha puesto una línea de ajuste de los datos y se ha escrito en negrita el valor del CC.

INFLUENCIA DE LOS PECES SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE NUTRIENTES, OXÍGENO DISUELTO Y CO₂ LIBRE

En los análisis ANOVA que se muestran en el capítulo 3.2., (tablas 3.2.3., 3.2.4. y 3.2.5.), se observa claramente como la influencia de los tratamientos de peces empleados es insignificante en la mayoría de las variables estudiadas frente a los tratamientos de nutrientes. Pero si se analiza con detalle, la posible influencia de los peces en cada uno de los tratamientos de nutrientes, es decir, quitando la gran variación debida a las distintas concentraciones de nutrientes se hace posible entonces ver las distintas respuestas a la adición de peces. Como se ha visto, al final del experimento hay mucha variabilidad en la concentración y biomasa de peces y las diferencias entre niveles F1 y F2 se desvirtúan, sin embargo durante las primeras semanas se tuvieron que mantener más o menos los dos niveles más diferenciados.

Primer año de experimento

Las concentraciones de PRS medidas durante el experimento del primer año en los distintos niveles de peces añadidos (figura 3.4.6.), son diferentes según los niveles de nutrientes considerados. Según podemos ver en esta figura, las concentraciones de PRS son mayores en los mesocosmos con peces, pero solo cuando hay adición de nutrientes, siendo mucho más marcado en los tratamientos altos de nutrientes.

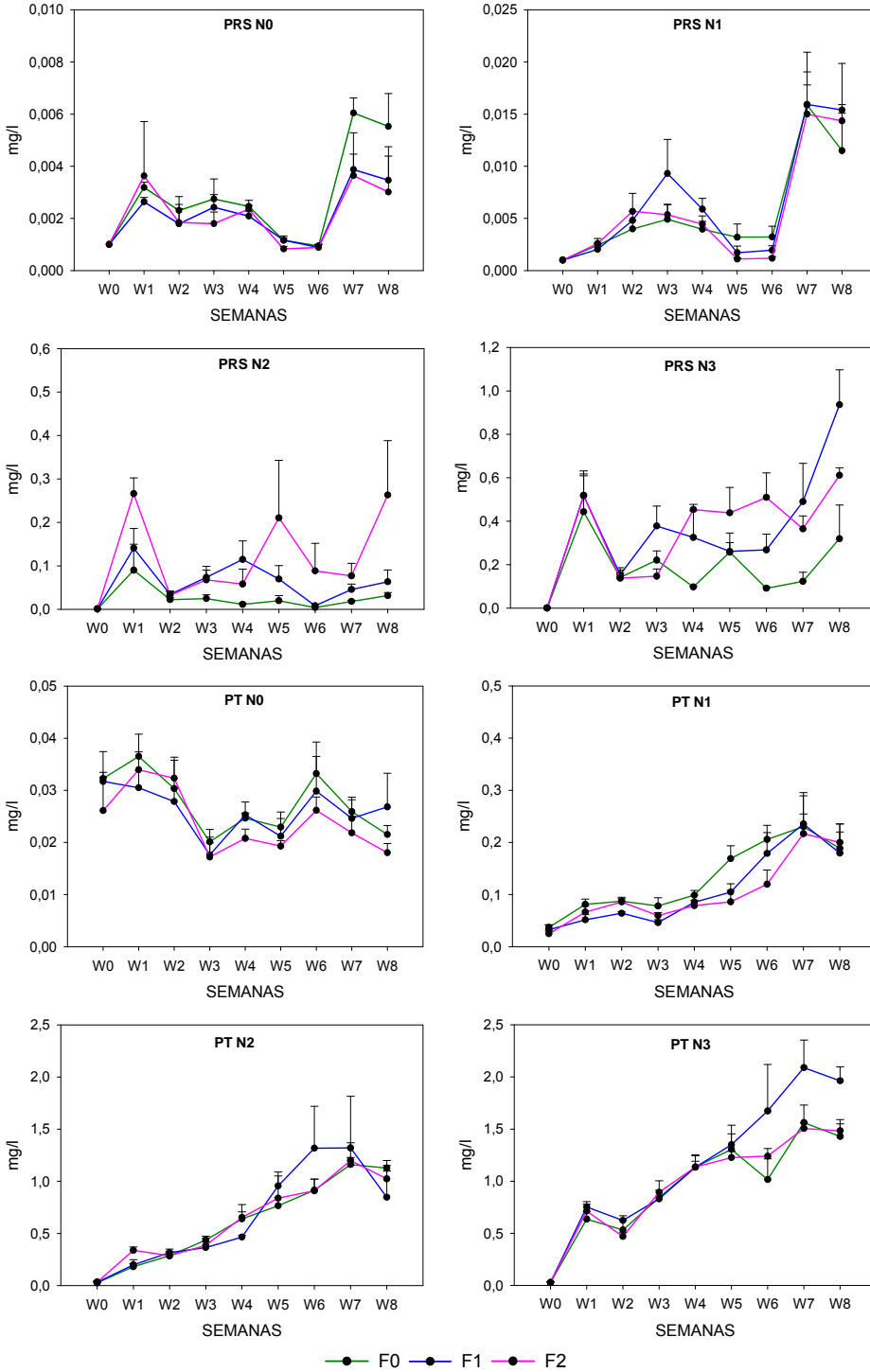
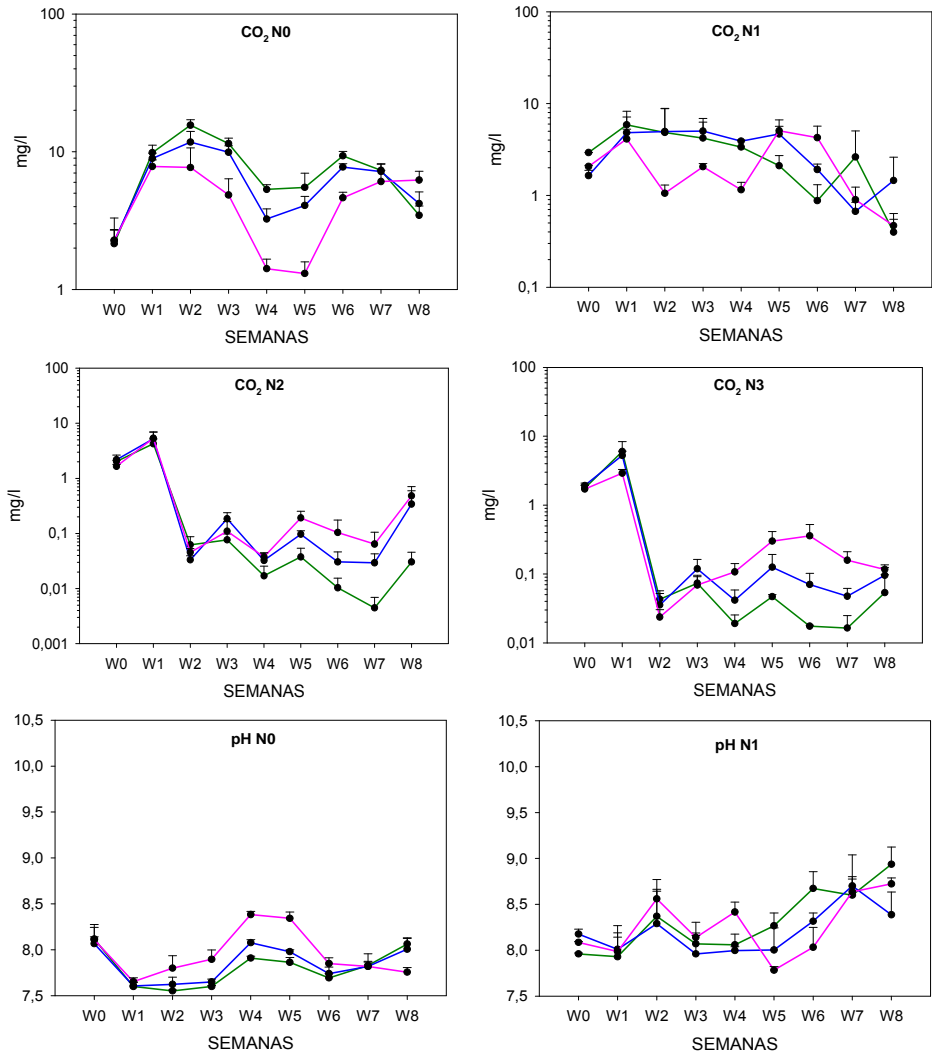


Figura 3.4.6. Evolución de las concentraciones de PRS (mg/l) y PT (mg/l) en los distintos tratamientos de peces *F* distinguiendo según niveles de nutrientes N en el primer año de experimento.



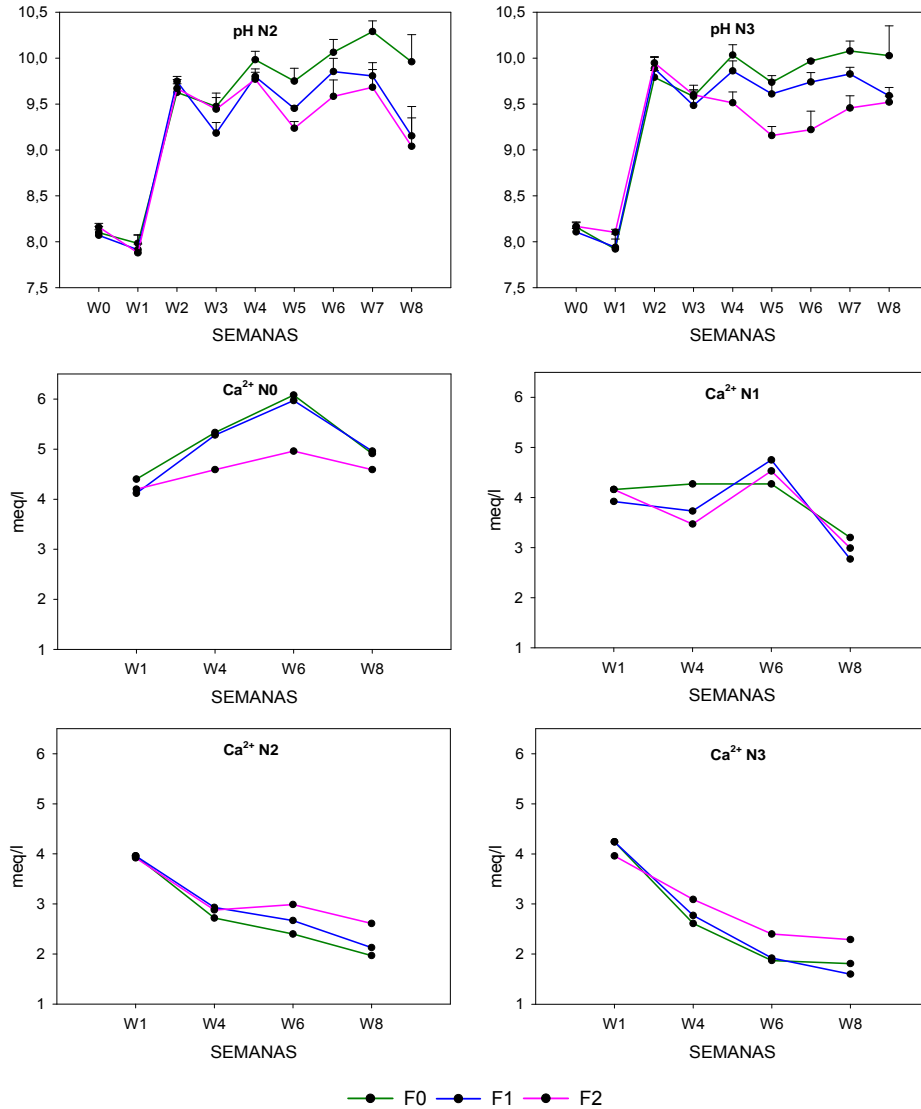


Figura 3.4.7. Evolución del pH, de las concentraciones de CO_2 (mg/l) y de Ca^{2+} (meq/l) y en los distintos tratamientos de peces F distinguiendo según niveles de nutrientes N en el primer año de experimento. Las concentraciones de Ca^{2+} solamente se midieron en dos semanas dentro de la primera fase con macrófitos (en la W1 y la W4) y en dos de las semanas de la fase final (la W6 y la W8).

La influencia de los peces en las concentraciones de fósforo total, PT, es poco clara (figura 3.4.6.). El PT medio es mayor en los mesocosmos sin peces en el tratamiento control de nutrientes N0 y en el tratamiento más bajo de nutrientes N1. Aunque las desviaciones se solapan. En cambio, en los tratamientos más altos de nutrientes, N2 y N3, los valores de PT en F0, F1 y F2 son muy cercanos entre sí hasta que se alcanza la semana W5 de experimento, a partir de la cual, los valores de PT en los mesocosmos con nivel intermedio de biomasa de peces F1 son mayores (figura 3.4.6.).

Se muestra además, (figura 3.4.7.), la evolución de variables también afectadas por los peces como son el pH, el CO₂ libre y la concentración de Ca⁺⁺ en disolución. El efecto de los peces en estas variables también es diferente según los niveles de nutrientes. Después de las dos primeras semanas, en las que aumentó mucho el CO₂ y disminuyó el pH debido a la efectos de remoción de sedimento, en los niveles N2 y N3, se observa claramente como el nivel de peces frena los efectos de la fertilización, es decir, reduce la fuerte disminución del CO₂ y de Ca⁺⁺, así como el aumento de pH. En el caso de los tratamientos N0 y N1 el nivel de peces también amortigua los efectos de la remoción de sedimento, reduce el aumento de CO₂ y Ca⁺⁺, así como la disminución de pH. En el nivel N1 esto sucede hasta el corte de los macrófitos ya que después del mismo, debido al crecimiento del fitoplancton el efecto de los peces entonces es similar al que tiene en los mesocosmos N2 y N3, aunque por ser menos pronunciado resulta más confuso.

Segundo año de experimento

Se analiza también la posible influencia de los distintos niveles de biomasa de peces añadida sobre el PRS y el PT en el segundo año de experimento, (figura 3.4.8.).

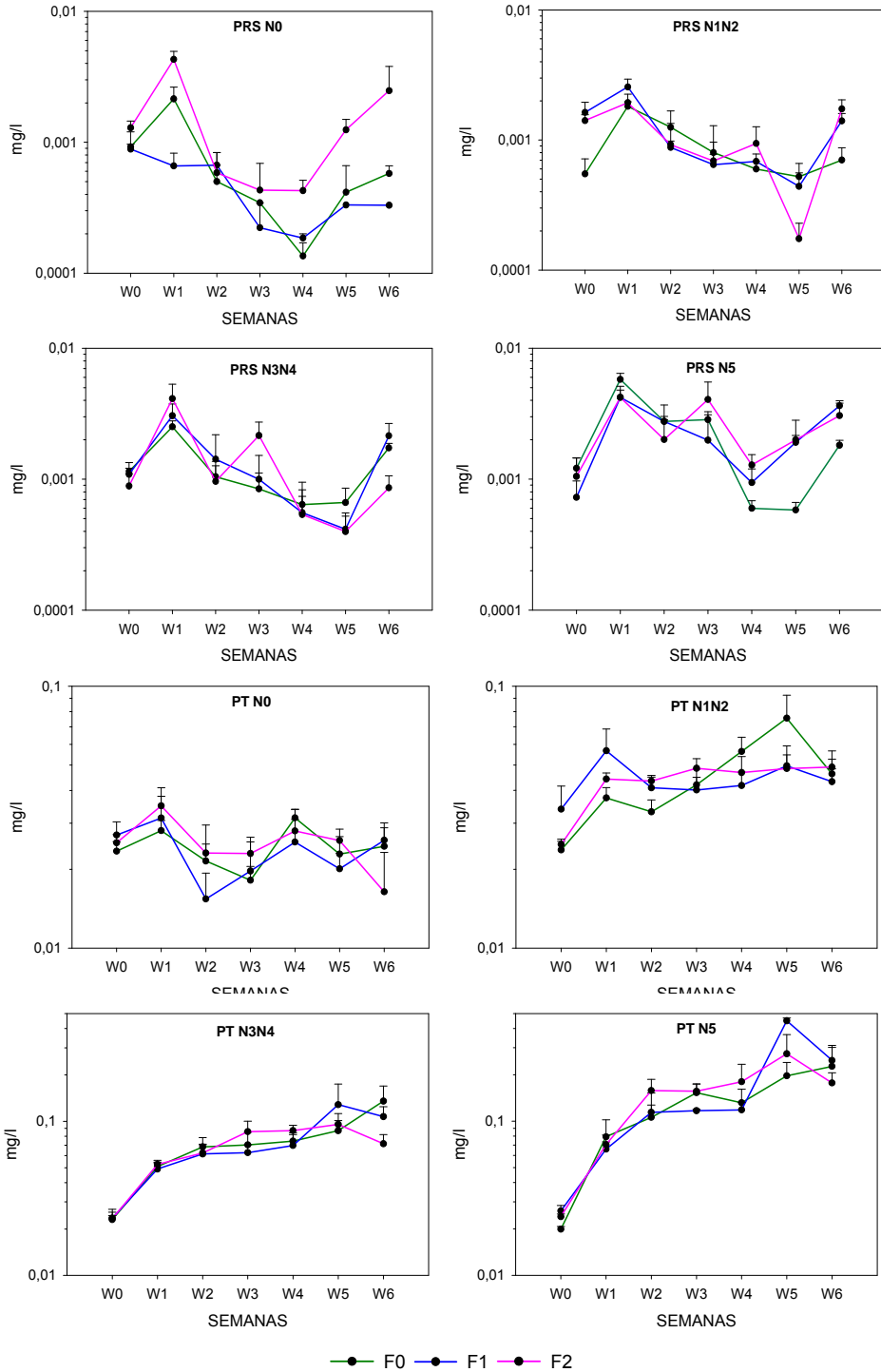


Figura 3.4.8. Evolución de las concentraciones de PRS (mg/l) y PT (mg/l) en los distintos tratamientos de peces F distinguiendo según niveles de nutrientes N en el segundo año de experimento. Se ha considerado poner juntos los niveles intermedios de nutrientes N1 y N2 por un lado y N3 y N4 por otro, por ser niveles con concentraciones de nutrientes muy similares.

En el nivel N0, las concentraciones de PRS más altas se observan en el nivel de peces F2 durante todo el experimento, es en este nivel donde además encontramos menores medidas de CO₂ y mayores pH que en el resto de niveles de peces (fig. 3.4.9.). Se observa el mismo efecto amortiguador y de reciclaje de P que en el año anterior, en cambio no sucede lo mismo con el nivel F1 que se mantiene muy próximo al F0.

En los niveles intermedios de nutrientes N1N2 y N3N4, no se observan prácticamente diferencias en las concentraciones de PRS entre los niveles de peces. En el nivel N5, en cambio, al principio del experimento la mayor concentración de PRS media se mide en el nivel F0, pero en este nivel la concentración de PRS va disminuyendo hasta que al final del experimento las concentraciones más bajas se miden en F0, mientras que en los mesocosmos con peces se miden las mayores concentraciones de PRS desde mitad del experimento (semana W3) hasta el final (semana W6), (figura 3.4.8.). No hay diferencias entre F1 y F2 porque en el nivel N5 de nutrientes, al final del experimento, se habían anulado las diferencias entre dichos niveles, resultando la biomasa promedio mayor en el F1. Como a este nivel de nutrientes N5, (equivalente a una fertilización intermedia entre el N1 y el N2 del año anterior) no se da un aumento marcado del pH, no se ven efectos claros de los peces manteniendo esta variable un poco por encima de su valor en F0.

En relación a la influencia de los peces sobre el PT del segundo año de experimento, al igual que ocurría en el primer año de experimento, también se ve poco clara (figura 3.4.8.).

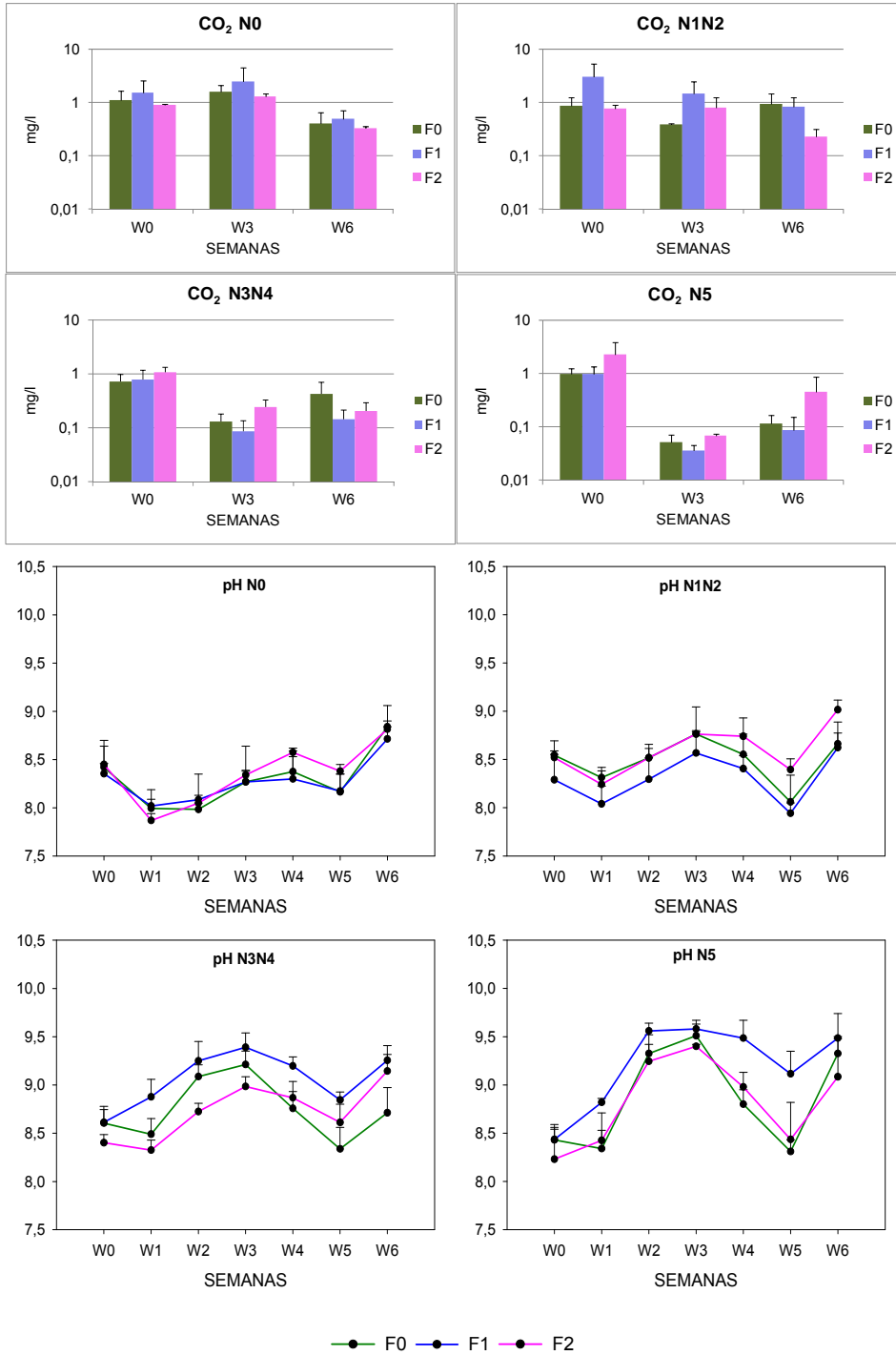
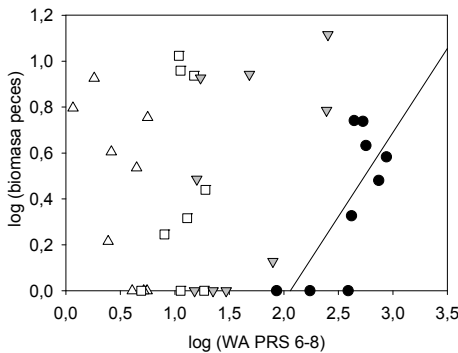


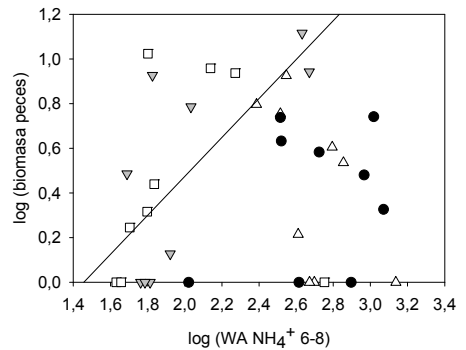
Figura 3.4.9. Medidas de las concentraciones de CO_2 (mg/l) en la semana de pre-tratamiento W0 y en las semanas intermedia W3 y final W6 del experimento del segundo año y evolución del pH durante todo el experimento del segundo año. Al igual que en la figura anterior se han representado los niveles intermedios juntos, N1 y N2 por un lado y N3 y N4 por otro.

Con el fin de ver más claro, o ahondar en la posible influencia de los peces sobre las variables estudiadas, se analiza la relación entre la biomasa de peces coleccionada al final del experimento con las medias ponderadas de estas variables. Se representa el análisis correspondiente al primer año de experimento y ya que los peces fueron capturados al final del experimento, se tiene en cuenta la última fase del experimento (sin plantas, semanas W6-W8), además de separar las regresiones según niveles de nutrientes. No se representa el segundo año de experimento ya que las correlaciones no fueron significativas, además en este año hubo muy poca variación entre los niveles de nutrientes, siendo las adiciones muy pequeñas y el número de réplicas fue menor.

PRIMER AÑO DE EXPERIMENTO / SEMANAS (W6-W8)



N0: CC= -0,573, p= 0,107, n= 9.
N1: CC= 0,217, p= 0,575, n= 9.
N2: CC= 0,498, p= 0,172, n= 9.
N3: CC= **0,731***, p= 0,0253, n= 9.



N0: CC= -0,566, p= 0,112, n=9.
N1: CC= 0,121, p= 0,756, n=9.
N2: CC= **0,702***, p= 0,0350, n=9.
N3: CC= 0,272, p= 0,478, n=9.

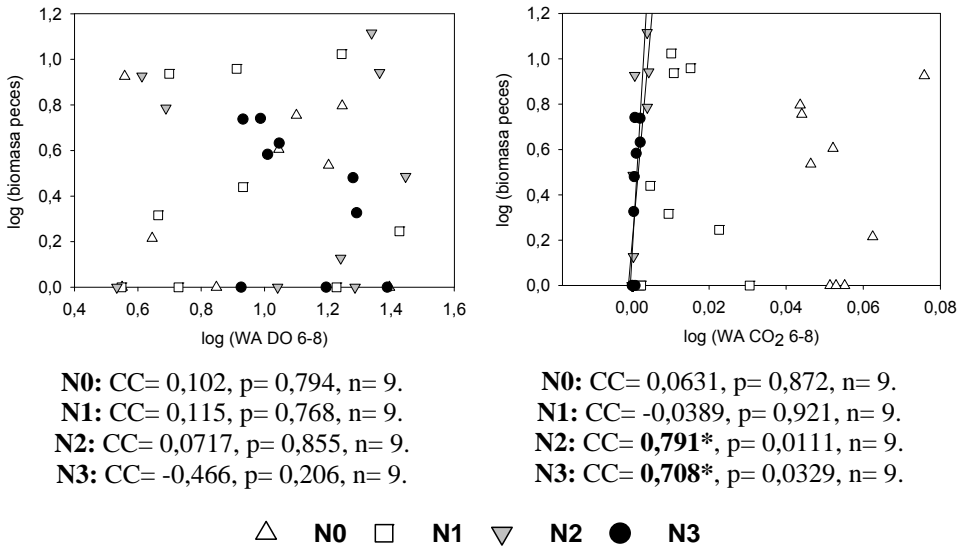


Figura 3.4.10. Relaciones entre el logaritmo de la biomasa de peces obtenida al final del experimento y el logaritmo de las medias ponderadas de las variables estudiadas PRS, NH_4^+ , DO (oxígeno disuelto) y CO_2 libre según los distintos niveles de fertilización. Se representa la fase última sin macrófitos (W6-W8) del primer año de experimento. CC: coeficiente de correlación de Pearson; p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha puesto una línea de ajuste de los datos y se ha escrito en negrita el valor del CC.

En la figura 3.4.10., se observan correlaciones positivas y significativas con el fósforo reactivo disuelto y el amonio en los niveles altos de nutrientes. Con respecto a los gases, la biomasa del pez incrementa de forma significativa las concentraciones de CO_2 en los niveles altos de fertilización, en cambio, el oxígeno es disminuido por los peces en el nivel N3.

DEPREDACIÓN POR PECES Y HERBIVORÍA

Se analizan los factores que influyen en el crecimiento de los peces durante los experimentos, esto es, la biomasa algal medida como clorofila *a* y la relación del zooplancton ingerido por los peces con esta clorofila *a* en los dos años de experimentos.

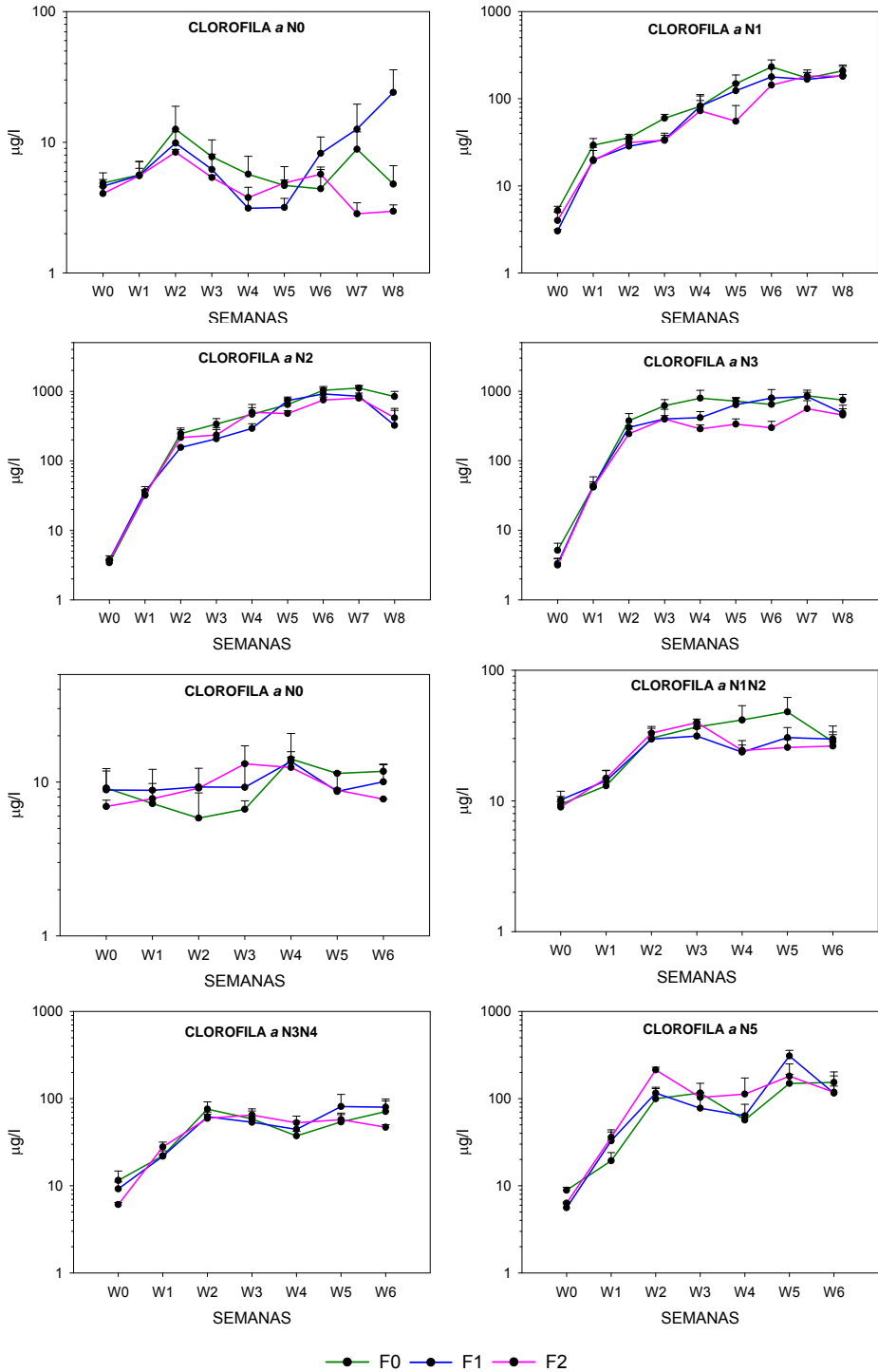


Figura 3.4.11. Evolución de las concentraciones de CHL a ($\mu\text{g/l}$) en los distintos niveles de biomasa de peces en los dos años de experimentos.

En el primer año, las concentraciones de clorofila *a* son mayores en los mesocosmos sin peces en todos los niveles de nutrientes excepto en el nivel N0 y en las últimas semanas. También en el nivel N1 se igualan las concentraciones en todos los niveles de peces en las dos últimas semanas (figura 3.4.11.).

En el segundo año, las concentraciones en los distintos niveles de peces dentro de los distintos niveles de nutrientes, (figura 3.4.11.), parecen mostrar mayores concentraciones en los niveles con peces, excepto en algunas semanas puntuales, aun así, las gráficas no muestran de manera clara tendencias concretas, por lo que se vuelve a recurrir al análisis de regresión lineal para ver posibles relaciones entre biomasa de peces y clorofila *a*.

La biomasa de peces aumenta con la fertilización, pero dentro de cada nivel se puede estudiar un efecto de los peces en la clorofila, si se relacionan por separado para cada nivel de nutrientes.

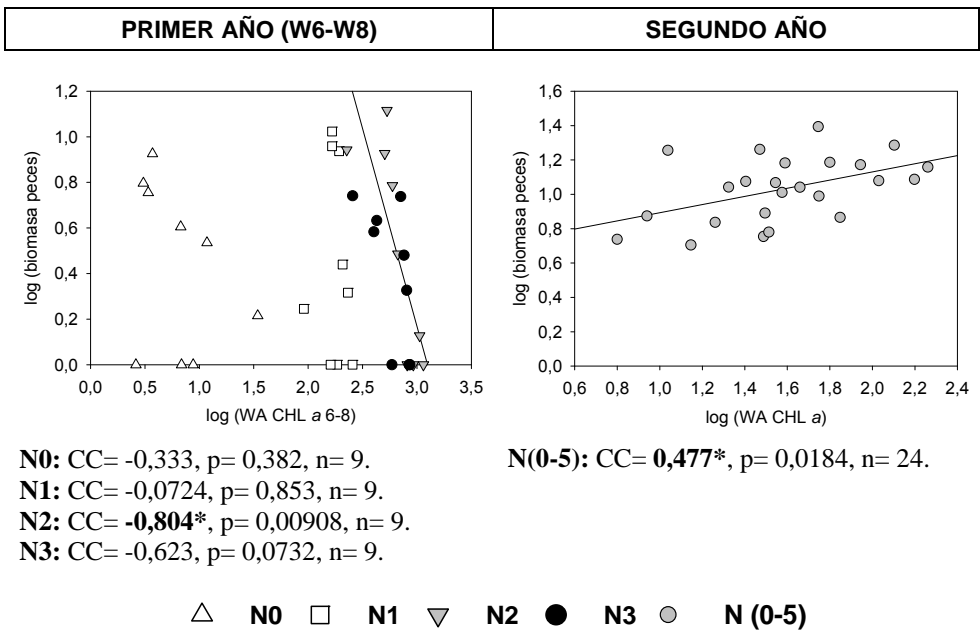


Figura 3.4.12. Relaciones entre el logaritmo de la biomasa de peces obtenida al final del experimento y el logaritmo de las medias ponderadas de la CHL a según los distintos niveles de fertilización. En el primer experimento, se representa la fase última sin macrófitos (W6-W8). CC: coeficiente de correlación de Pearson; p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha puesto una línea de ajuste de los datos y se ha escrito en negrita el valor del CC.

Se observa en las regresiones (figura 3.4.12.), como en el primer año, las correlaciones son todas negativas llegando a ser significativa en el nivel N2 de nutrientes. En el segundo año, por el contrario, la correlación sale positiva porque no se ha quitado el efecto de la fertilización que es positivo en las dos covariables.

La depredación por los peces en los dos años de experimentos, se observa en la figura 3.4.13.

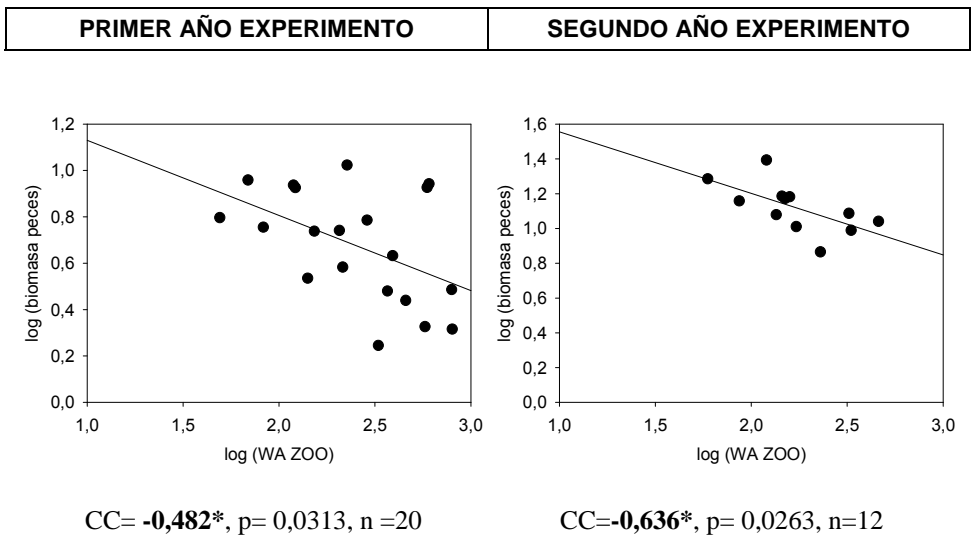
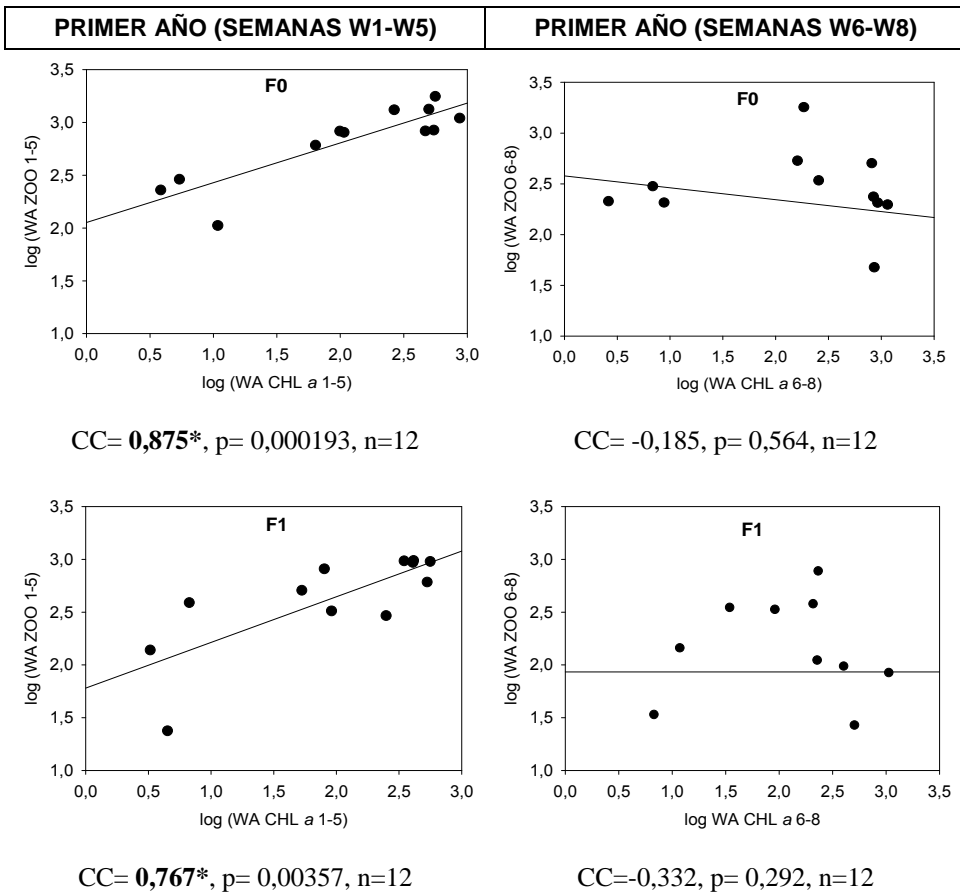
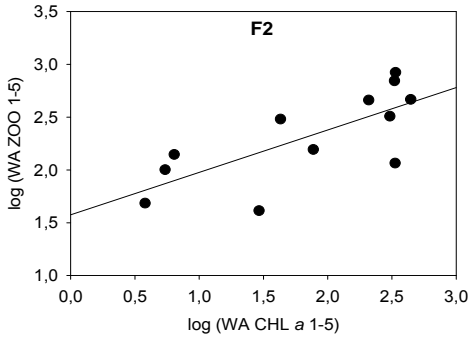


Figura 3.4.13. Regresiones lineales entre el logaritmo de la biomasa de peces al final de los experimentos y la media ponderada de la biomasa del zooplancton. En el cálculo de la media ponderada de la biomasa del zooplancton del primer año, se ha tenido en cuenta todas las semanas de experimento pero se han ponderado las 5 primeras semanas medio punto más que las tres últimas. La ecuación utilizada ha sido la siguiente: $WA\ ZOO = [WA(1-5) \times 1,5 + WA(6-8) \times 1] / 2,5$, siendo WA ZOO: media ponderada de zooplancton, WA(1-5): media ponderada de las 5 primeras semanas de experimento y WA(6-8) media ponderada de las tres últimas semanas de experimentos. En el segundo año se han representado solamente los valores correspondientes a los

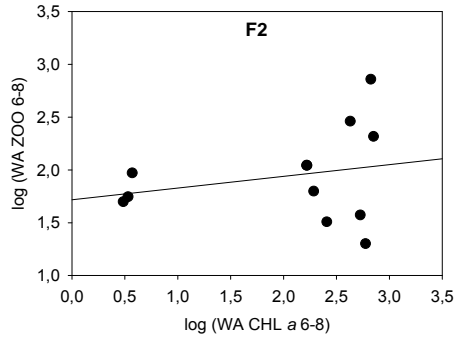
nutrientes altos N3, N4 y N5 ya que los peces no mostraron un crecimiento tan grande en el control y los niveles bajos como en los niveles altos de nutrientes CC: coeficiente de correlación de Pearson; p: p valor, n: número de muestras.

Los resultados de la figura 3.4.13., muestran la correlación negativa entre la biomasa de peces determinada al final del experimento y la biomasa de zooplancton. Esta correlación es significativa para todos los datos del experimento del primer año, pero en el segundo año solo es significativa cuando se utilizan los datos de los niveles de nutrientes N3, N4 y N5.



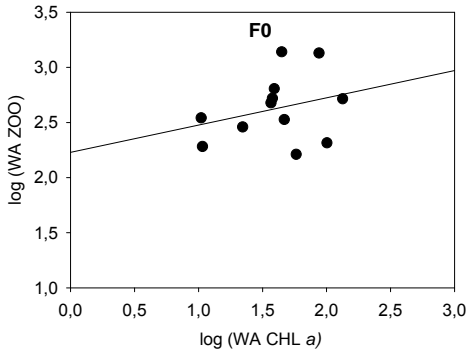


CC= **0,729***, p= 0,00710, n=12

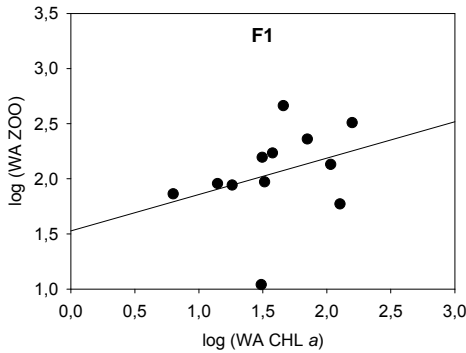


CC=0,237, p= 0,458, n=12

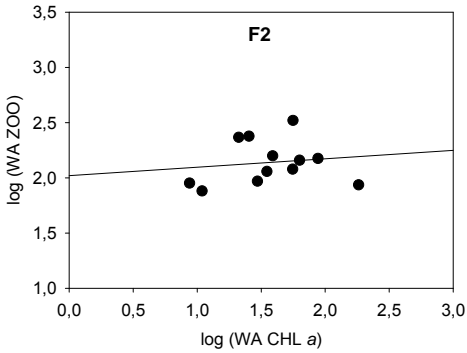
SEGUNDO AÑO



CC=0,284, p= 0,371, n= 12



CC=0,326, p= 0,302, n= 12



CC=0,141, p= 0,661, n= 12

*Figura 3.4.14. Relaciones entre los logaritmos de las medias ponderadas de la biomasa del zooplancton y de la biomasa de la clorofila *a* del fitoplancton distinguiendo entre la primera fase (semanas 1 a la 5) y segunda fase (semanas 6 a la 8) en el experimento del primer año. CC: coeficiente de correlación de Pearson, p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha escrito en negrita el valor del CC.*

La correlación entre la clorofila *a* y el zooplancton (figura 3.4.14.) es positiva y significativa en la fase con plantas del primer año, en los distintos niveles de peces añadidos F0, F1 y F2, sin embargo, es mayor y más significativa cuando no hay peces. En la segunda fase sin plantas, la correlación es muy débil, incluso cuando no hay peces, ya que algunos mesocosmos de niveles altos de nutrientes no presentaban valores altos de biomasa de zooplancton, ya que como se ha visto anteriormente (capítulo 3.3.) el cociente ZOO/CHL *a* tiende a disminuir con la eutrofia. En el segundo año de experimento, las correlaciones son positivas en los tres niveles de peces sin llegar a ser significativas, se observa además que la biomasa de zooplancton es mayor cuando no hay peces (fig. 3.4.14.).

En el primer año de experimento, las correlaciones significativas entre zooplancton y clorofila *a* se dan sólo en la primera fase y como en esta fase los macrófitos estaban presentes excepto en los niveles altos que decayeron, para que sean comparables ambos años, obviamos del estudio de las correlaciones

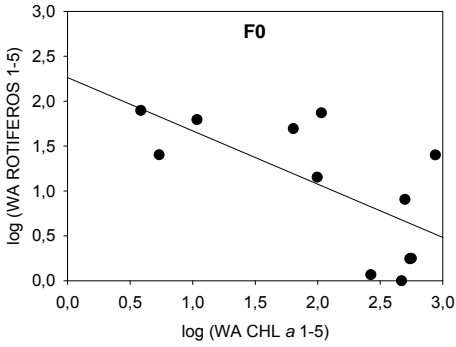
entre rotíferos, cladóceros y copépodos y clorofila *a* del fitoplancton la segunda fase del experimento.

Las regresiones entre las medias ponderadas de biomasa de rotíferos y las medias ponderadas de clorofila y las correlaciones de Pearson en los dos años, se muestran en la figura 3.4.15. En el primer año, los rotíferos solamente aumentaron con la clorofila, cuando había una densidad elevada de peces planctívoros, por el contrario sin peces disminuyen con la clorofila de manera significativa. En el segundo año, por el contrario, aumentan con la clorofila, pero solo de manera significativa cuando los peces están ausentes.

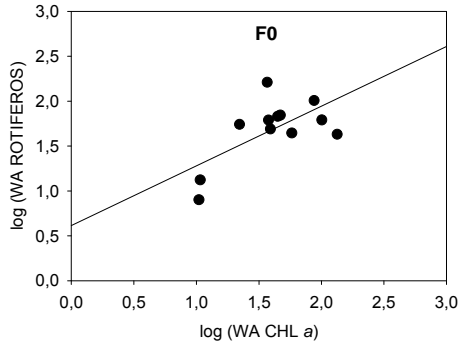
Debido a la eliminación prácticamente total de los cladóceros por los peces en los mesocosmos con peces, en la figura 3.4.16., sólo se ha representado la relación de la biomasa de cladóceros con la concentración de clorofila *a* en los mesocosmos sin peces, que no resultó significativa.

Los resultados mostrados para los copépodos en la figura 3.4.17., son muy diferentes de un año a otro, mientras que en el primer año el fitoplancton favoreció de forma significativa a los copépodos en todos los niveles de peces, en el segundo año, la correlación fue negativa. Se observa también la importante depredación de los copépodos por los peces tanto en adultos como nauplios (figura 3.4.18.).

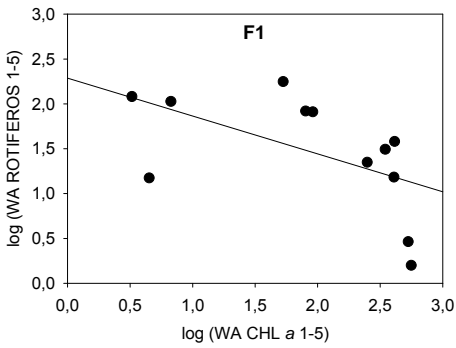
PRIMER AÑO	SEGUNDO AÑO
------------	-------------



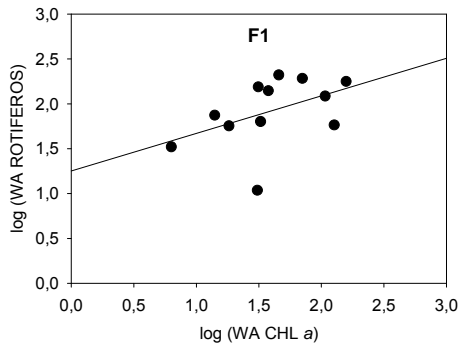
CC= **-0,672*** p= 0,0168 n=12



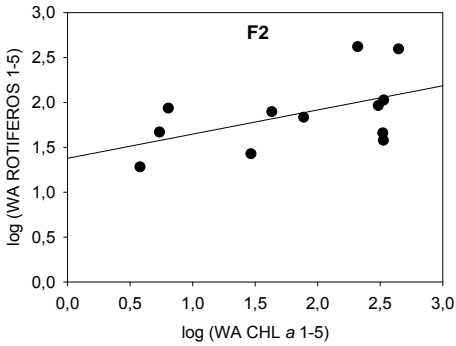
CC= **0,648*** p= 0,0226 n=12



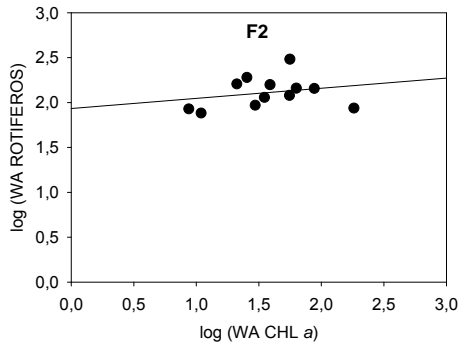
CC= -0,553 p= 0,0624 n=12



CC= 0,456 p= 0,136 n=12



CC= 0,517 p= 0,0853 n=12



CC= 0,244 p= 0,446 n=12

Figura 3.4.15. Relaciones entre los logaritmos de las medias ponderadas de la biomasa de rotíferos y la biomasa de la clorofila a del fitoplancton entre las semanas 1 y 5 de experimento del primer año y en el segundo año de experimento. CC: coeficiente de correlación de Pearson, p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha escrito en **negrita** el valor del CC.

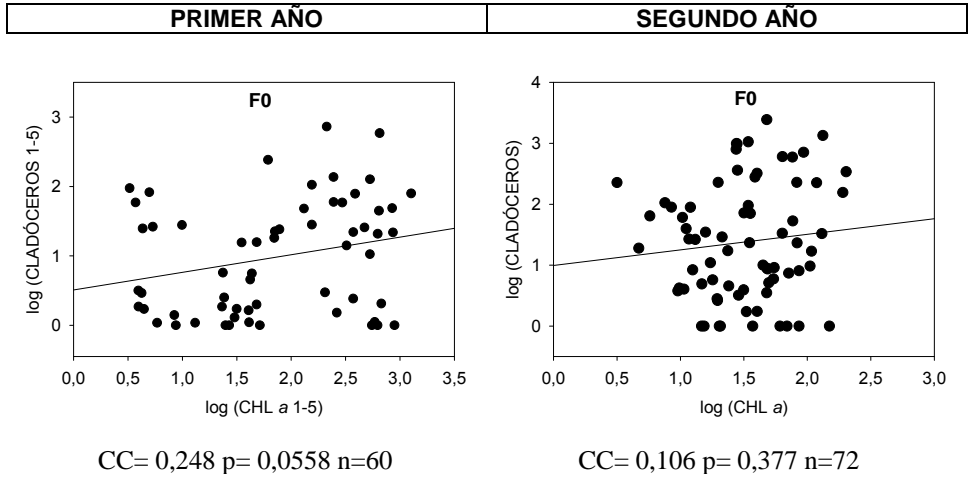
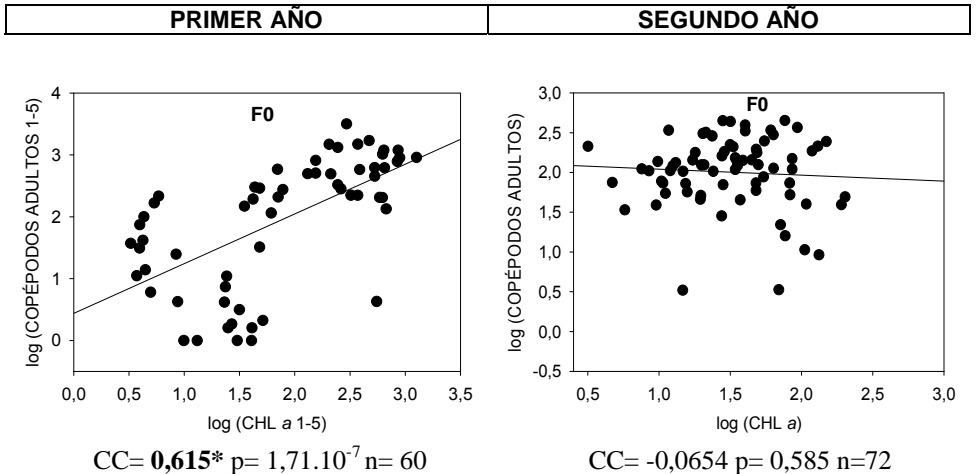
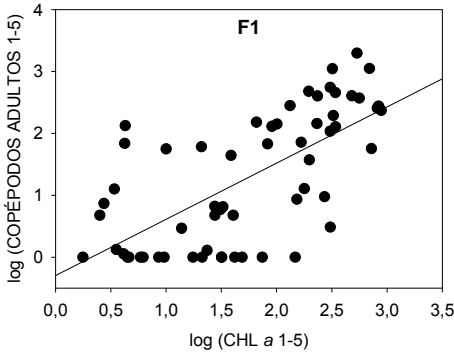
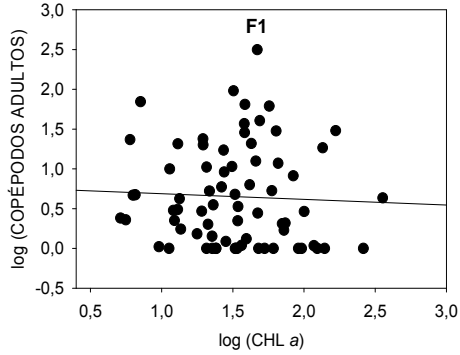


Figura 3.4.16. Relaciones entre los logaritmos de las biomásas de cladóceros y de clorofila a del fitoplancton entre las semanas 1 y 5 de experimento del primer año y en el segundo año de experimento. CC: coeficiente de correlación de Pearson, p: p valor, n: número de muestras. Solo se representa los mesocosmos sin adición de peces, debido a que los peces eliminaron a los cladóceros al poco tiempo (Romo et al., 2004).

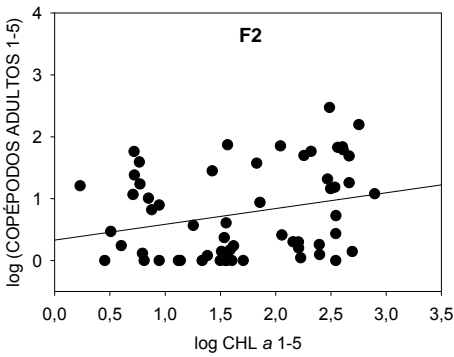




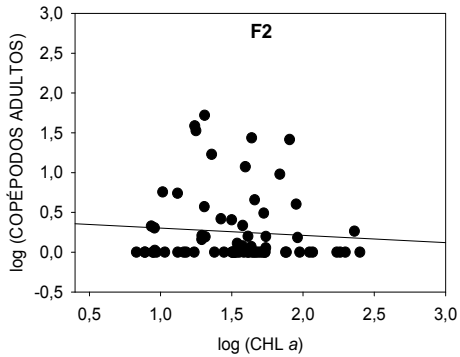
CC= **0,672*** p= 4,06.10⁻⁹ n= 60



CC= -0,0454 p= 0,705 n=72



CC= **0,260*** p= 0,0451 n= 60



CC= -0,0763 p= 0,524 n=72

Figura 3.4.17. Relaciones entre los logaritmos de las biomásas de copéodos adultos frente a la clorofila a del fitoplancton. Los datos son los valores de las variables durante las semanas 1 y 5 de experimento del primer año y durante todas las semanas en el segundo año de experimento. CC: coeficiente de correlación de Pearson, p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha escrito en **negrita** el valor del CC.

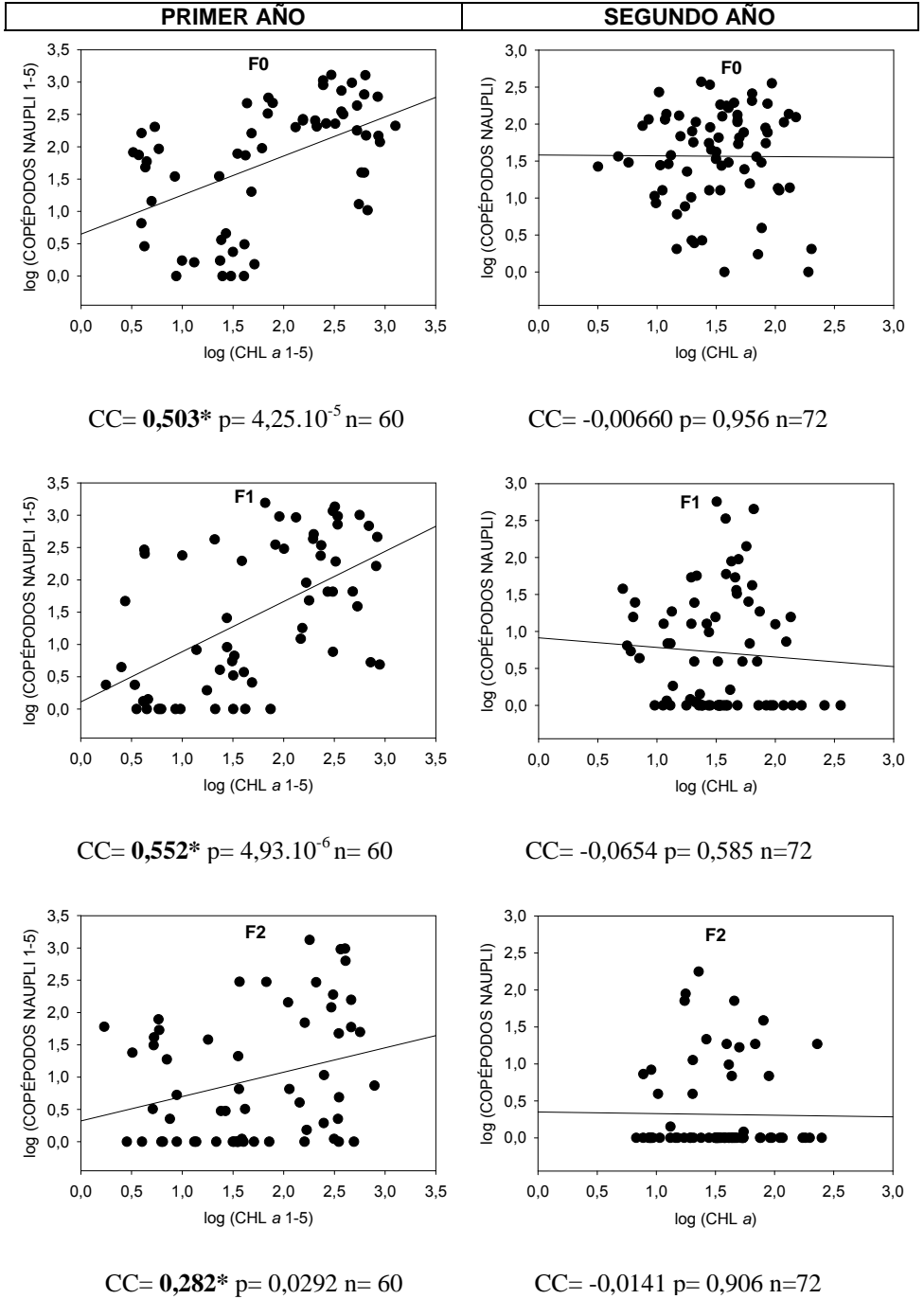


Figura 3.4.18. Relaciones entre los logaritmos de las biomásas de copépodos naupli frente a la clorofila a del fitoplancton entre las semanas 1 y 5 de experimento del primer año y en el segundo año de experimento. CC: coeficiente de correlación de Pearson, p: p valor, n: número de muestras. En aquellos casos en que la correlación es significativa se ha escrito en negrita el valor del CC.

RESUMEN DE RESULTADOS

La biomasa de peces alcanzada en el segundo año fue mayor que en el primero y en ambos años el peso alcanzado por las hembras es mayor que el de los machos.

Al aumentar el nivel de nutrientes, hay una tendencia a alcanzar mayor peso promedio, sobre todo más en las hembras que en los machos. Los peces aumentaron con el nivel de fertilización en el segundo año, por lo que se encuentra una correlación positiva con el fósforo más marcada en el nivel F1, con el fósforo tanto soluble como total. Esto también se observa en las correlaciones de los gases, de manera que la correlación es positiva con el oxígeno y negativa con el CO₂.

En el primer experimento, las concentraciones de PRS son mayores en los mesocosmos con peces, pero solo cuando hay adición de nutrientes, siendo mucho más marcado en los tratamientos altos de nutrientes. En los niveles N2 y N3, se observa como el nivel de peces reduce la fuerte disminución del CO₂ y de Ca⁺⁺, así como el aumento de pH. En el caso de los tratamientos N0 y N1, el nivel de peces reduce el aumento de CO₂ y Ca⁺⁺, así como la disminución de pH. En el segundo año, en el nivel N0, las concentraciones de PRS más altas se observan en el nivel de peces F2 durante todo el experimento. En los niveles intermedios de nutrientes N1N2 y N3N4, no se observan prácticamente diferencias en las concentraciones de PRS entre los niveles de peces. En el nivel N5, al principio del experimento la mayor concentración de PRS media se mide en el nivel F0, mientras que en los mesocosmos con peces se miden las mayores concentraciones de PRS desde mitad del experimento (semana W3) hasta el final (semana W6).

Las correlaciones entre biomasa de peces y clorofila, en el primer año, son todas negativas llegando a ser significativa en el nivel N2 de nutrientes. En el segundo año, por el contrario, la correlación es positiva.

En el primer año, los rotíferos solamente aumentaron con la clorofila, cuando había una densidad elevada de peces planctívoros, por el contrario sin peces disminuyen con la clorofila de manera significativa. En el segundo año, los rotíferos aumentan con la clorofila, pero solo de manera significativa cuando los peces están ausentes. Con respecto a los cladóceros, se observa en ambos años su eliminación prácticamente total por los peces. En el primer año de experimento, el fitoplancton favoreció de forma significativa a los copépodos en todos los niveles de peces, en cambio, en el segundo año, la correlación fue negativa.

DISCUSIÓN

Biomasa de los peces

La biomasa de peces recolectada al final de los dos experimentos es bastante diferente de un año a otro, aunque el número de peces introducido es el mismo en los dos años. Mientras en el primer año se recogen en total un número menor de individuos que los introducidos al principio, en el segundo año, se recoge casi el doble de peces de los introducidos al principio de este segundo experimento. Esto se debe al mayor número de hembras introducido el segundo año de experimento con respecto al primero, por lo que hubo mayor reproducción de los peces. El crecimiento y la reproducción fue mucho mayor en el nivel F1, teniendo en cuenta el número de peces añadido, que en el nivel F2. Esto indica que la densidad de población es un factor importante en la regulación de las poblaciones, aumentando la mortalidad y disminuyendo la reproducción de estos peces. El incremento de la reproducción también se vio favorecido en los mesocosmos con nutrientes altos. Dos factores pues

gobernaban el crecimiento poblacional de los peces: la densidad de peces introducida y los nutrientes añadidos, a estos factores se unía también la diferente proporción de hembras iniciales.

Por otro lado, el peso por individuo de los peces mostro también una gran variabilidad. El peso medio de las hembras, solo en algunos mesocosmos llegó los 0.44 g considerados como peso medio al inicio del experimento y solo en los mesocosmos de niveles altos de nutrientes supera este valor. Por otra parte, el peso es diferente según se trate de machos y hembras. En el primer año, el peso medio alcanzado por las hembras es 1,6 veces más grande que el de los machos; en el segundo año, el peso medio alcanzado por las hembras es un poco más del doble del alcanzado por los machos, pero tanto los machos como las hembras, alcanzan mayor peso en el primer año de experimento, con lo que podemos deducir que al haber más hembras se ha favorecido la reproducción en el segundo año.

Nuestros resultados, indican que el peso alcanzado por los peces depende de dos factores: la eutrofia y la competencia por el alimento. Es decir, a mayor eutrofia, más alimento y mayor peso alcanzado (Drenner *et al.*, 1996; Jeppesen *et al.*, 1997) pero cuantos más individuos recogidos, menor es el peso alcanzado por estos individualmente, es por lo que cuanto mayor sea la densidad de peces añadida, la competencia por el alimento será mayor y el peso individual medio alcanzado será menor. *Gambusia* es un pez muy eficiente en la captura del alimento, muy voraz y muy agresivo, especialmente las hembras (Ruiz Navarro, 2011), que a su vez son de mayor tamaño, por lo que el peso alcanzado por el pez está condicionado por el número de hembras existentes en el mesocosmo. Si hay mayor número de hembras, hay mayor competencia por el alimento y menor es el peso medio alcanzado. El peso medio alcanzado también depende del número de descendientes, es decir del nivel de reproducción existente en el mesocosmo, porque los descendientes o la cohorte 0+ con longitud mayor o igual de 2 cm, se han considerado como adultos y se han contabilizado en el

cálculo del peso medio del individuo en el mesocosmo y poseen por lo general menor peso que los individuos de mayor edad, produciendo que este peso medio disminuya, lo mismo ocurriría con la longitud. Los resultados además parecen mostrar que la eutrofia favorece la reproducción de los peces, por lo que en los mesocosmos con mayor nivel de eutrofia, se alcanzaría mayor número de peces recolectado y esto produciría menor peso medio alcanzado. También el aumento de temperatura que se da a lo largo del desarrollo de los experimentos favorece la reproducción ya que la temperatura del agua y el fotoperiodo determinan el ciclo reproductor (Ruiz Navarro, 2011).

Todos estos resultados también muestran que la estimas de biomasa que definían los niveles F1 (4 g/m²) y F2 (20 g/m²) fueron probablemente algo más bajas al inicio de los experimentos en ambos niveles, pero luego se modificaron mucho, tendiendo a aumentar en el F1, especialmente en los nutrientes altos, y a disminuir en el F2 por lo que al final del experimento observamos que las diferencias entre los niveles F1 y F2 se habían hecho muy pequeñas, menos del doble para la mayoría de niveles de nutrientes anulándose totalmente en algunos casos.

Los resultados de las regresiones de la biomasa de los peces con el PRS y PT (fig. 3.4.5.) muestran el efecto de un incremento de la biomasa de los peces con los niveles de fertilización, más marcado en el nivel de peces bajo. Se observa también que el efecto del nutriente sobre el pez no es tan marcado en el primer año como en el segundo, esto es debido a que en el primer año no habían tantas hembras como en el segundo y que las hembras se beneficiaron más de la fertilización que los machos.

Efecto de los peces en los nutrientes y en el contenido de oxígeno y CO₂ libre

La posible influencia de *Gambusia holbrooki* sobre el reciclado de nutrientes depende de los nutrientes añadidos.

Los resultados obtenidos han mostrado mayores concentraciones de PRS en los mesocosmos con peces F1 y F2 en los nutrientes altos tanto en el primer año (figura 3.4.6.) como en el segundo año (fig. 3.4.8.). Esto puede ser debido a la excreción de PO_4^{3-} por los peces y/o a procesos químicos inducidos por el efecto de estos organismos acuáticos. La respiración de los peces altera sin duda muchas variables del medio acuático, especialmente influye en el pH, el CO_2 y el Ca^{++} en solución (figura 3.4.7.). Esto modifica los equilibrios en el agua especialmente el de bicarbonatos-carbonatos, que es importante en la precipitación y adsorción de los fosfatos. Nuestra hipótesis es que los peces actúan como reguladores, de manera que un aumento en la concentración de CO_2 , produce un desplazamiento del equilibrio hacia la formación de bicarbonatos, con la consiguiente disolución de los carbonatos; mientras que una disminución produciría la correspondiente precipitación de los carbonatos. Por otro lado, si disminuye la cantidad de CO_2 en agua, también aumenta el pH, lo que favorece la precipitación de los carbonatos.

En el primer año de experimento, en los nutrientes altos la biomasa de peces favorece la producción de CO_2 libre, mientras que en el control y en el nivel N1 ocurre lo contrario (fig. 3.4.7. y 3.4.10.). Una posible explicación a este hecho, es que la respiración de los peces produce una disminución del pH que provoca la redisolución de los carbonatos. La adición de los nutrientes provoca un gran aumento de la fotosíntesis que disminuye el CO_2 , aumenta el pH y la precipitación de los carbonatos (que se ve con la acentuada disminución del Ca^{++} con el tiempo en estos mesocosmos, fig. 3.4.7.) que los peces contrarrestan tendiendo a aumentar el CO_2 , a disminuir el pH y a aumentar el Ca^{++} en solución. En el control de nutrientes N0 (sin adición de nutrientes) y en el nivel bajo N1 (con poca adición), no se producen los cambios debidos a la fotosíntesis y el efecto de los peces es contrario, puesto que tienden a elevar los pH, que en estos mesocosmos son más bajos, con lo que del equilibrio de los carbonatos resultan concentraciones menores de CO_2 y una mayor redisolución

de los carbonatos (que se observa por un menor aumento de Ca^{++} con el tiempo, en los mesocosmos con peces, Fig. 3.4.7), una posible explicación a este hecho podría ser la excreción de compuestos que confieren carácter ligeramente básico, que se hace aparente solo en estos mesocosmos con pH más bajos. En estos mesocosmos donde el pH disminuyó por debajo de 8, la excreción de amonio por la gambusia u otras sustancias con carácter ligeramente básico tenderían a subir estos pH. Una disminución del pH no propicia la formación y subsiguiente precipitación del $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, por lo que se obtiene también más ortofosfato en el agua en los mesocosmos con peces en los niveles altos de nutrientes. Por lo que se puede concluir que en el primer año y en los nutrientes altos, habría cierta sinergia entre la respiración de los peces y las adiciones de nutrientes (fig. 3.4.10.), que favorecería a la concentración de PRS en solución. A estos dos factores se podría añadir también la excreción de compuestos disueltos de P por parte de los peces.

En el segundo año, por el contrario, con macrófitos presentes durante todo el experimento y adiciones más pequeñas de nutrientes, la concentración de CO_2 sigue una evolución más similar a los niveles N0 y N1 del año anterior, pero con concentraciones mucho menores debido a que no hubo remoción del sedimento, las mayores concentraciones de fósforo en los mesocosmos con peces podrían estar más relacionadas con las excreciones de estos que con la modificación de los equilibrios químicos producidos por la respiración.

En lo que respecta a la relación entre los peces y la concentración de amonio en el sistema (figura 3.4.10.), se observa en el primer año que la concentración de amonio se ve favorecida en el nivel donde mayor biomasa de peces y mayor número de hembras se encontró, este es el nivel N2 de fertilización, el resto de niveles de fertilización también favoreció a este compuesto pero no de forma significativa, en cambio en el control no se observó una relación positiva entre la biomasa de peces y el amonio, por lo que, se podría pensar de nuevo en la combinación de efectos entre la biomasa de los peces y los nutrientes añadidos

en el reciclaje de compuestos disueltos, en este caso de nitrógeno. Esto es, a mayor fertilización, mayor excreción y la biomasa de peces en este nivel es lo suficientemente elevada para que se observe la excreción de amonio de esta biomasa. En cambio, en el segundo año, aunque la biomasa de peces capturada fue mayor que en el primer año, las adiciones menores de nutrientes no contribuyen a que los peces excreten más amonio, y la concentración de amonio del sistema no depende de manera significativa de la biomasa de peces.

Por otro lado, la concentración de CO₂ libre en las últimas semanas de experimento del primer año (sin macrófitos) viene aumentada por la respiración de los peces en los niveles altos de nutrientes.

Depredación por peces y herbivoría

La importancia relativa de los controles bottom-up y top-down pueden variar ampliamente no sólo entre lagos, sino también entre años (Jeppesen *et al.*, 1997; Van de Bund *et al.*, 2004).

Los resultados mostrados estarían de acuerdo con estudios realizados por diversos autores sobre la preferencia en la dieta de esta especie de pez. En un experimento realizado por Angeler *et al.*, (2002), *Gambusia* ingirió preferentemente cladóceros y persistieron rotíferos y copépodos. Según Margaritora *et al.*, (2001), *Gambusia* tiene preferencia sobre especies grandes, como por ejemplo *Daphnia* y adultos calanoides. El estudio del contenido estomacal de los peces de estos experimentos realizado por Blanco *et al.*, (2003), mostró un importante consumo también de algas y detritus, por lo que se confirma que *Gambusia* es un pez considerado planctívoro pero que se puede comportar como omnívoro en determinadas situaciones. En los dos experimentos, los peces ingirieron de forma preferente cladóceros y copépodos, este hecho favoreció a las comunidades de rotíferos, en el primer año a los rotíferos planctónicos y en el segundo año mayormente a los asociados a plantas (Romo *et al.*, 2004). Esto parece indicar que en el primer experimento, una vez

ya depredados los copépodos y los cladóceros, los peces ingirieron también algas del fitoplancton, es por esto que se observa como la biomasa de peces hace disminuir la clorofila del fitoplancton. Estos resultados también están de acuerdo con las afirmaciones de McQueen *et al.* (1989) que sostenían que en sistemas eutróficos carentes de *Daphnia*, el efecto de cascada trófica de los peces sobre las biomásas de zooplancton y fitoplancton se desacopla en el eslabón zooplancton-fitoplancton. En estas comunidades eutróficas, la reducción de nutrientes puede ser más efectiva que la biomanipulación de peces y del zooplancton como medida de restauración para reducir la biomasa de fitoplancton.

La eliminación de los macrófitos en el experimento del primer año, también pareció cambiar las relaciones entre el zooplancton y la producción primaria (figura 3.4.14.), ya que con macrófitos, el aumento de clorofila favoreció a las comunidades de zooplancton, pero sin macrófitos ocurrió al revés. Hay datos de experimentos en lagos enteros que sustentan que la biomasa de zooplancton y la productividad primaria están positivamente relacionadas bajo unas condiciones y negativamente relacionadas bajo otras (Carpenter *et al.*, 1987). Estos datos deben venir avalados por la producción de algas difíciles de ingerir (inedibles) y adaptadas a coexistir con filtradores. Al final de nuestro experimento del primer año las comunidades de fitoplancton estaban dominadas por cianobacterias filamentosas (Romo *et al.*, 2004) que limitarían el proceso de herbivoría. Además de que en las últimas semanas del experimento ya solo quedaba el zooplancton de tamaño pequeño (rotíferos) que filtran menos eficientemente el fitoplancton (Horn & Horn, 1995) y por tanto contribuyen poco al efecto top-down.

Para resumir o concluir lo ocurrido durante el primer año, se puede decir, que las adiciones de nutrientes favorecieron la producción de fitoplancton y también se favoreció de forma preferente a los copépodos. Estos copépodos en sus estadios finales y fases adultas no solo ingieren poco fitoplancton, sino que son

fundamentalmente depredadores de zooplancton, en este caso sobre los rotíferos planctónicos que fueron los que predominaron en los mesocosmos con peces. Las adiciones no solo favorecieron al fitoplancton, sino también al zooplancton (efecto bottom-up). Los peces, no solo depredaron a los crustáceos, sino que cuando estos ya se estaban agotando, consumían rotíferos y también algas del fitoplancton y detritus. Estos resultados llevan a inferir que durante el primer experimento, el efecto “bottom-up” por un lado y la depredación por otro, son los dos procesos ocurridos.

En el experimento del segundo año, por el contrario, la biomasa de peces si favoreció que se aumentase la biomasa de fitoplancton, aquí medida como clorofila *a*, (fig. 3.4.12.), por lo que si habría en este segundo año un efecto indirecto del pez sobre el fitoplancton, o dicho de otra manera, si sería visible un efecto top-down o de cascada trófica (Carpenter *et al.*, 1985).

En el segundo año, las adiciones de nutrientes no favorecieron tanto a la clorofila planctónica como en el año anterior, ya que al añadir menos nutrientes, se produjo menos fitoplancton y en cambio, se favorecieron más a los epífitos que en el año anterior (fig. 3.2.11. y 3.2.12., cap. 3.2.), además de favorecerse a los organismos asociados a plantas como fueron los rotíferos asociados a plantas que este año fueron dominantes frente a los planctónicos (Miracle *et al.*, 2007). Esto provocó a su vez que no se favorecieran tanto los copépodos como en el año anterior (fig. 3.4.17. y 3.4.18.), que además fueron también muy depredados en este segundo año. En el segundo año, hubo menos biomasa de fitoplancton disponible para los copépodos y al mismo tiempo estos fueron más depredados por los peces que en el primer año, (Blanco *et al.*, 2003), encuentra en el contenido estomacal una menor proporción de copépodos pero un coeficiente de selectividad de la presa positivo, debido a que en el segundo año había menor proporción de copépodos respecto de la otras presas en los mesocosmos. Por tanto, podemos sugerir una cierta dependencia de los copépodos de la clorofila planctónica en el primer experimento y una mayor

independencia de esta en el segundo año. Este gran nivel de depredación del segundo año también afectó a los naupli, puesto que muchas hembras de copépodos con huevos fueron depredadas y se evitó por tanto el nacimiento de naupli. Aunque los efectos de la depredación de los peces sobre el zooplancton son visibles en los dos años de experimentos, la depredación por peces fue más intensa en el segundo año de experimento, en el cual había mayor número de hembras de *Gambusia* y estas son más voraces que los machos debido a su mayor tamaño y a las necesidades para la reproducción. En el segundo año las hembras depredaron más intensamente sobre el zooplancton que los machos y la presencia de vegetación acuática diversificó las especies de presa para la *Gambusia*, es decir, incrementó el número de especies de presa (Blanco *et al.*, 2003).

Resumiendo también lo acontecido durante el segundo año de experimento, se infiere que las adiciones de nutrientes favorecieron a los macrófitos y a sus organismos asociados además de al plancton. A esto se sumó la mayor depredación de los peces sobre el zooplancton debido al mayor número de gambusias hembras en el segundo año y a que además del zooplancton pelágico, los peces dispusieron también de organismos asociados a plantas para su dieta, con lo que el fitoplancton fue finalmente favorecido por la biomasa de peces y en este segundo año el efecto top-down fue algo más visible.

Efectos sobre la biomasa de fitoplancton de los nutrientes y los peces

Algunos autores sugieren que los nutrientes y los peces no actúan de manera independiente, sino que actúan de manera combinada sobre la biomasa de fitoplancton (Carpenter *et al.*, 1987; Lancaster & Drenner, 1990).

Otros autores sostienen que las densidades de peces planctívoros podrían jugar un papel destacado en el aumento o disminución de la biomasa de fitoplancton y por supuesto, de la calidad del agua. Se han realizado diversos estudios experimentales con *Gambusia* con resultados dispares, por ejemplo, Angeler *et*

al., (2002) en un sistema hipertrófico como el de Las Tablas de Daimiel mostraron como concentraciones de *Gambusia* de 15 g/m^3 no revelaron diferencias significativas en las concentraciones de los compuestos de P y N, no afectaron negativamente a la calidad del agua ni tuvieron un impacto negativo sobre la biomasa del fitoplancton. Lancaster & Drenner (1990) sostuvieron que $9,5 \text{ g/m}^3$ de *Gambusia* no resultaba perjudicial para la calidad del agua; pero sin embargo sí que se producía un empobrecimiento en la calidad del agua cuando *Gambusia* alcanzaba densidades de 24 g/m^3 según Hulbert *et al.*, (1972). En cambio, Matveev *et al.*, (2000) sugieren que concentraciones de *Gambusia* de $1,7 \text{ g/m}^3$ siendo el peso húmedo y en condiciones eutróficas, si podrían estimular el crecimiento del fitoplancton a un nivel grande de manera directa probablemente por la excreción de nutrientes. Para estos últimos autores las condiciones eutróficas que se alcanzaron en su experimento fueron de $0,06 \text{ mg/l}$ de PT y $0,6 \text{ mg/l}$ de NT, concentraciones bastante menores que las de los niveles altos de fertilización de nuestro primer experimento. También para Andersson *et al.*, (1978), los peces planctívoros no solo afectan a la biomasa de sus presas, sino que también tienen influencia en niveles tróficos inferiores y en la regeneración de nutrientes y en su concentración. Por el contrario, experimento realizados en mesocosmos por Drenner *et al.*, (1990) con diferentes cantidades adicionadas de N y P y diferentes densidades de peces planctívoros concluyeron que el suministro de N y P tenía efectos más grandes sobre los niveles de clorofila que los peces.

En nuestros experimentos, la mayor biomasa de peces obtenida fue en el segundo año en el nivel N4, donde se obtuvo una biomasa promedio para ese nivel de $14,8 \pm 3,1 \text{ g/m}^2$, y más concretamente en el nivel N4F2 la biomasa promedio fue de $19,1 \pm 4,7$, estas biomásas, no disminuyeron la calidad del agua de nuestro experimento. Por lo que podemos afirmar que, las densidades de peces añadidas, aunque participan o influyen en cierta manera en las interacciones entre los distintos componentes de la red trófica, no resultan

determinantes en la calidad del agua o nivel trófico de los mesocosmos, sino que son otros factores, como la cantidad de nutrientes añadida y la eliminación de los macrófitos, los que determinan finalmente la transparencia de las aguas. Esto se corrobora porque a igualdad de biomasa de peces añadidas en ambos experimentos y con mayor biomasa de peces obtenida en el segundo experimento (fig. 3.4.2.), las aguas acabaron turbias y con decaimiento de macrófitos en el primero, mientras que el segundo experimento finalizó con aguas transparentes y macrófitos sumergidos.

Capítulo 3.5.

Realización de dos ciclos diarios de oxígeno, pH, T^a y zooplancton en el experimento del primer año

INTRODUCCIÓN

Las primeras investigaciones en los cambios diarios de parámetros físicos en aguas continentales se remontan a mitad del siglo XIX. Hay constancia de que Morren & Morren (1841) realizaron la primera observación de la fluctuación diurna de oxígeno disuelto. Posteriormente, durante la primera mitad del siglo XX, la observación de estas variables físicas se focalizó en lagos. Birge & Juday (1911) en el Lago Mendota (U.S.A.) encontraron que a 1,5 m de profundidad los valores más grandes de O₂ eran obtenidos por la tarde. Scott (1924) también registró cambios diurnos de O₂ superiores a 3 cc/l entre plantas de las zonas litorales del Lago Eagle (U.S.A.). Philip (1927) registró aumentos de pH de la mañana a la tarde en un lago en Minnesota (U.S.A.). En Europa, Czezy (1938) realizó lecturas de O₂ a intervalos de 4 horas en el Lago Balaton (Hungría) y obtuvo un porcentaje del 130% de saturación a las 16,35 horas y un porcentaje del 80% de saturación a las 24,00 horas.

También hubieron investigadores que realizaron este tipo de estudios en sistemas lóticos, como Butcher, Longwell & Pentelow (1937) en el río Tees (G.B.), que mostraron la posible influencia de la vegetación en los cambios de O₂ y pH, cuando la planta *Cladophora* estaba ausente en Marzo y Agosto, no se apreciaban variaciones diurnas de O₂ y pH, por el contrario, en Julio, con la planta presente, la saturación de oxígeno variaba desde 163% a las 15.00 horas hasta el 60% de saturación a las 05.00 horas y el pH varió desde 8,55 a las 16.00 horas hasta 7,65 a las 07.00 horas.

Disponemos pues actualmente de muchos estudios que indican las grandes variaciones diarias de muchas variables limnológicas, principalmente las asociadas a los procesos fotosíntesis –descomposición. A mitad de siglo XX, Whitney (1942) afirma que el pulso diurno de oxígeno probablemente dependa de la cantidad de vegetación presente, de la intensidad de la luz y su penetración en el agua, de la temperatura del agua y de la abundancia de la fauna y de otros

factores consumidores de oxígeno. Y a lo largo del siglo XX se establece el oxígeno disuelto como un parámetro de importancia crítica para la vida de peces en lagos, ríos y ambientes estuarinos. Por ello la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/EC) considera al oxígeno disuelto un parámetro muy importante, e identifica al oxígeno disuelto (DO) en lagos como uno de los “Indicadores generales químicos y físico-químicos que afectan a los indicadores biológicos.”

Está pues muy establecido que en el estudio de las variaciones estacionales en las concentraciones de O₂ (invierno/verano), hay que considerar los cambios que, en cada una de las épocas del año, tienen lugar en los periodos de 24 horas (Robarts *et al.*, 2005). El oxígeno es producido por la fotosíntesis durante el día y consumido por la noche, creando dinámicas diarias en las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua (Chapra, 1997; Wilcock & Nagels, 2001). En lagos con alta productividad, las concentraciones de oxígeno disuelto son normalmente más bajas antes de la salida del sol y más altas por la tarde (Caduto, 1990).

Otro de los cambios más notables durante el ciclo diario es la distribución vertical del zooplancton, habiéndose demostrado la migración vertical diaria del zooplancton en los ecosistemas acuáticos como mecanismo de reducción de la depredación por parte de los peces que son depredadores visuales (McLaren, 1974; Lampert, 1989; Dini & Carpenter, 1992). Concretamente en el caso de los lagos someros, aunque la profundidad no sea muy grande, existen diferentes trabajos que indican el zooplancton durante el día utilizan los macrófitos como refugio para evitar la depredación por peces y durante la noche migran a aguas abiertas donde contribuyen al control del fitoplancton pelágico, habiendo sido descrito este fenómeno especialmente para el caso de los cladóceros (Timms & Moss, 1984).

El objeto de este capítulo es presentar las fluctuaciones en las medidas de DO, pH y temperatura en dos ciclos diarios que se realizaron en el experimento del

primer año de la laguna de Xeresa. En estos ciclos, se realizaron medidas de estos parámetros en 4 horas distintas del día, correspondientes a la mañana, tarde, noche y amanecer. Se pretendía además estudiar también la posible migración del zooplancton en ausencia de luz y de paso, ver las relaciones entre los peces y los distintos grupos de zooplancton en las 4 horas de realización de los ciclos. Los resultados de estos dos ciclos se pretenden comparar también en función de la presencia o ausencia de macrófitos, ya que el primer ciclo se realizó a mitad de experimento con presencia de las carófitas sumergidas en los mesocosmos y el segundo ciclo se realizó a final del experimento cuando las carófitas ya habían sido eliminadas.

ESQUEMA DEL MUESTREO DE LOS CICLOS DIARIOS

El primer ciclo se realizó el primer día de Julio (en la semana W3 del experimento) y el segundo ciclo aproximadamente 1 mes más tarde (en la semana W7), al final de este mes. En la tabla 3.5.1., se detallan las fechas del estudio, la duración del día y el horario de muestreo. En la tabla se indica las horas locales, que en esta época, son dos horas antes respecto de la solar.

Se midieron T^a, O₂ disuelto y pH en 4 horas del día distintas, empezando después del mediodía del primer día y finalizando al mediodía del día siguiente. Las medidas se tomaron en cada uno de los 36 mesocosmos y en el lago. Las mediciones de pH se efectuaron en superficie, en cambio, las de T^a y O₂ disuelto se tomaron en superficie y fondo de los mesocosmos en ambos ciclos y a 35 cm también en el primer ciclo. Durante el primer ciclo habían macrófitos sumergidos, una densa cobertura en los mesocosmos con pocos nutrientes y algo mermados en los N2 y N3, en cambio, en el segundo ciclo no habían macrófitos, hacía ya dos semanas que se habían eliminado (ver capítulo 2.4).

Tabla 3.5.1. Fechas, condiciones y horarios de realización de los dos ciclos diarios. Tiempo Universal (UTC / GMT) + 2 h

	CICLO 1		CICLO 2	
Fechas de realización	1 de Julio / 2 de Julio		29 de Julio / 30 de Julio	
Salida sol (h)	06:38 / 06:38		06:58 / 06:59	
Pico sol (h)	14:05 / 14:06		14:08 / 14:08	
Ocaso (h)	21:33 / 21:32		21:17 / 21:16	
Horas de realización	Intervalo de Medición (h)	Hora Media (h)	Intervalo de Medición (h)	Hora Media (h)
Hora 1 (comienzo)	15:45 a 18:30	17:00	14:15 a 15:15	14:45
Hora 2	22:00 a 23:30	22:45	20:55 a 22:10	21:30
Hora 3	06:40 a 07:50	07:15	02:30 a 03:49	03:10
Hora 4 (final)	11:10 a 11: 45	11:45	11:40 a 12:53	12:15
PROFUNDIDAD MEDIA en mesocosmos / lago (cm)	54,8 \pm 3,6 / 55		30,5 \pm 4,3 / 27	
CONDICIONES MESOCOSMOS	Con macrófitos, pero algo decaídos en mesocosmos N2 y N3		Sin macrófitos en todos los mesocosmos	

RESULTADOS

CICLO DIARIO DE LA TEMPERATURA, EL pH Y EL OXÍGENO EN EL LAGO

Las medidas de T^a, O₂ disuelto y pH tomadas en el lago durante los dos ciclos diarios realizados en el primer año de experimento, se indican en la tabla 3.5.2.

En el lago o exterior de los mesocosmos, no se realizó ningún tipo de manipulación por lo que en los dos ciclos las mediciones se realizaron con macrófitos sumergidos, pero sí que se dio una de las diferencias fundamentales entre ambos ciclos, la reducción de la profundidad, pasando a ser la mitad en el ciclo 2 (tabla 3.5.1.).

En el lago, las temperaturas medidas superan los 30°C en ambos ciclos pero son superiores en el ciclo 2 con el verano más adentrado. En el ciclo 1, la mayor diferencia entre las temperaturas de superficie y fondo se obtiene en la hora 1 de medición (1,8°C de diferencia), por la noche las temperaturas de superficie y fondo se igualan, pero en la última hora de medición ya hay 0,8°C de diferencia. En cambio, en el ciclo 2, con mediciones realizadas a horas ligeramente diferentes, la mayor diferencia entre las temperaturas medidas (1,4°C) se da en la hora 4 de medición (al mediodía del día siguiente), (tabla 3.5.2.).

Tabla 3.5.2. Mediciones de pH, % de saturación de oxígeno y temperatura en (°C) realizadas en el lago o exterior de los mesocosmos en cada una de las 4 horas que se realizaron las mediciones en los dos ciclos diarios: En el ciclo 2 no hay mediciones a 35 cm de profundidad ya que ésta se redujo a 27 cm. Además en el ciclo 2 solo se realizaron medidas en el lago a 3 horas diferentes, H1, H2 y H4.

	CICLO 1				CICLO 2			
	H1 17:00	H2 22:45	H3 07:15	H4 11:45	H1 14:45	H2 21:30	H3 03:10	H4 12:15
pH	8,81	8,76	8,3	8,42	8,48	8,61		8,46
%sat 0m	217	147	59	95	126	130		111
%sat35 cm	242	146	62	93				
%sat fondo	158	124	62	48	122	124		60
T(°C) 0 m	33	31,3	27,5	28,6	34,1	32,5		31,9
T(°C)35 cm	32,8	31,4	27,5	28,5				
T(°C)fondo	31,2	31,3	27,5	27,8	33,9	32,5		30,5

En el ciclo 1 se miden los mayores porcentajes de saturación de oxígeno por la tarde y los más pequeños al amanecer (y en el fondo por la mañana). Asimismo el pH fue mínimo al amanecer. Sin embargo, en el ciclo 2, a falta de la medida del amanecer, el pH más bajo es el correspondiente a la medida de la mañana. La saturación de oxígeno en este ciclo es mayor a las 21:30 horas que a las 14 horas (tabla 3.5.2.).

CICLO DIARIO DE LA TEMPERATURA Y EL pH EN LOS MESOCOSMOS

La variación de temperatura depende de la hora del día, siendo insignificante la influencia de los tratamientos a los que fueron sometidos, por tanto, se representan las medias de temperatura de estos 36 mesocosmos en cada ciclo sin discriminar entre grupos de mesocosmos según nivel de nutrientes y peces añadidos (figura 3.5.1.).

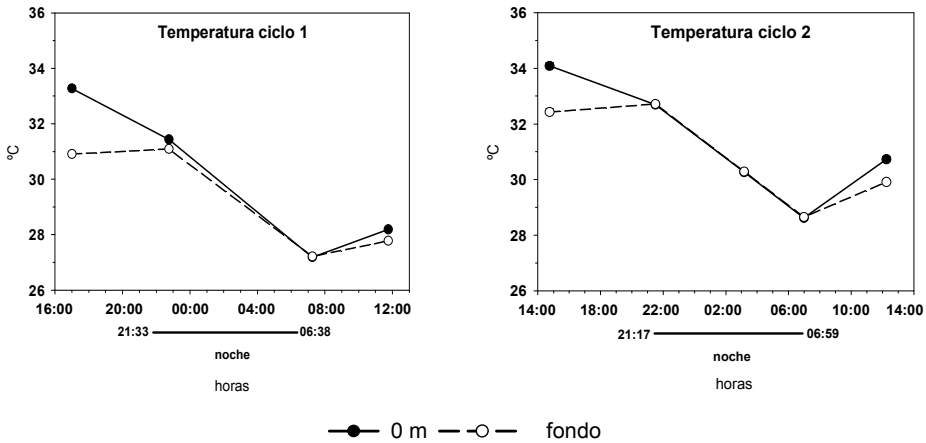


Figura 3.5.1. Valores medios y errores típicos de las medidas de T^a (°C) de los 36 mesocosmos en superficie y fondo en los dos ciclos diarios en las 4 horas de medición. En el ciclo 2 se han estimado las temperaturas de superficie y fondo a las 06:59 horas.

Se observa en la figura 3.5.1., como la diferencia más grande entre las temperaturas de la superficie y el fondo en los dos ciclos corresponden a las medidas realizadas en la hora 1 (tarde) y después en la hora 4 (mañana casi medido día), mientras que en las horas 2 y 3 de medición (noche y madrugada), las temperaturas en la superficie y en el fondo son similares. En el ciclo 2 se han estimado las temperaturas de superficie y fondo a las 06:59 horas, hora de salida del sol del segundo día del ciclo 2, estas dos temperaturas son prácticamente iguales y más bajas que las de la hora 3 de medición de este ciclo (1,64°C menores). La estima se ha hecho teniendo en cuenta los grados de temperatura disminuidos entre las dos horas anteriormente medidas (horas 2 y 3) y

calculando después los grados que se perderían proporcionalmente desde la hora 3 de medición (03:10 horas) a la hora de la salida del sol (06:59 horas).

El pH sí que varía según el nivel de nutrientes y/o peces añadido, por lo que estudiaremos su evolución diaria separadamente en los distintos niveles de nutrientes y peces, (figura 3.5.2.)

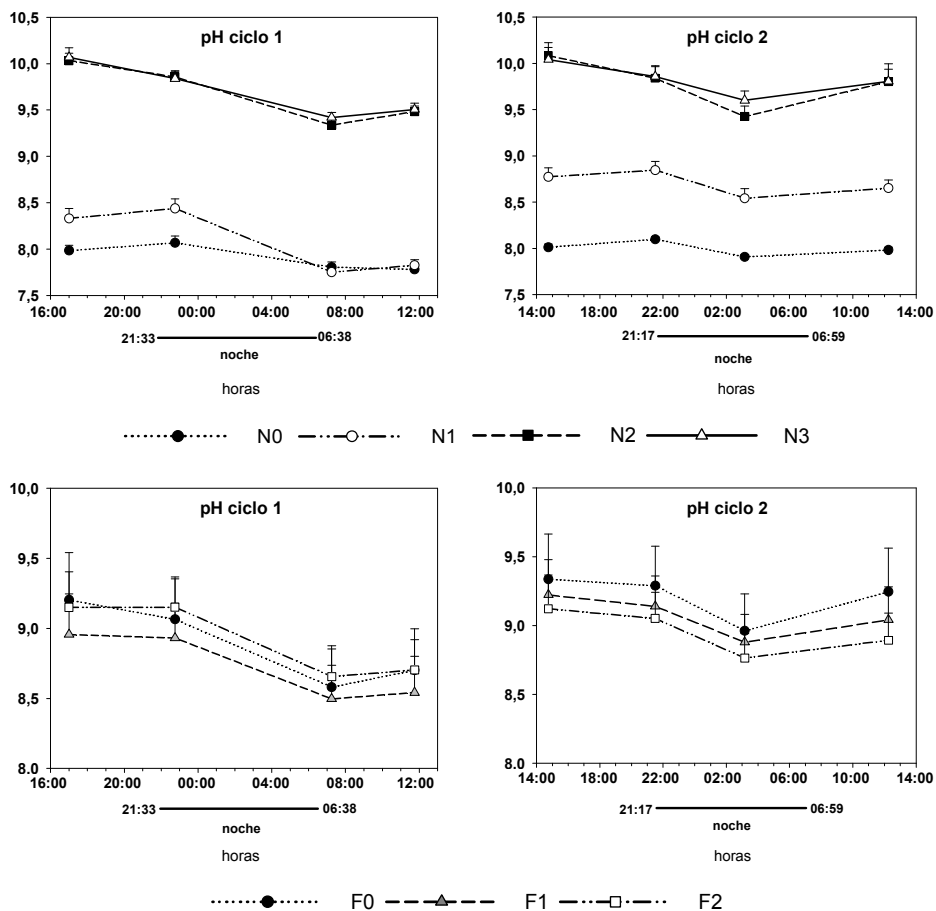


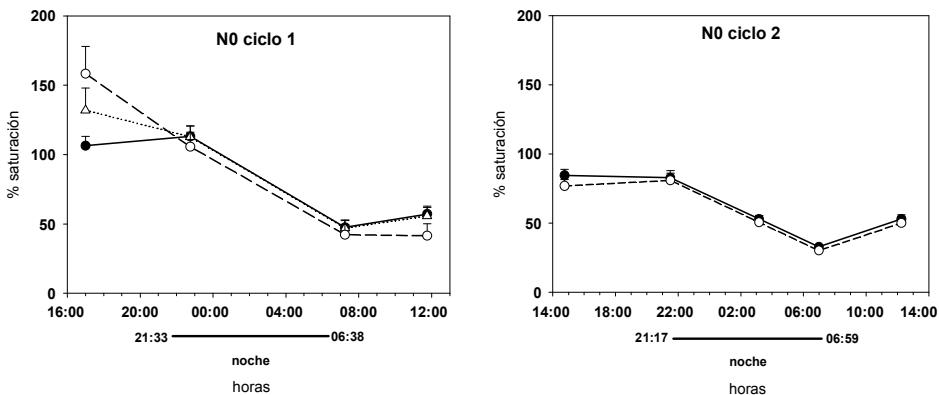
Figura 3.5.2. Valores medios y errores típicos de las medidas de pH en superficie de los 36 mesocosmos según los distintos niveles N de fertilización y de peces F añadidos en los dos ciclos realizados.

Sin adición de nutrientes, el pH se mantiene alrededor de 8 (fig. 3.5.2.). En el ciclo 1, las medidas en las horas 1 y 2 de los mesocosmos N1 son un poco

mayores que las correspondientes a los mesocosmos control N0, mientras que en las horas 3 y 4 estas medidas son prácticamente iguales. En cambio en el ciclo 2, las medidas de pH en N1 son claramente mayores que las de N0 en todas las horas medidas. Los valores de pH son marcadamente mayores (de 9,5 a 10,0) en los tratamientos altos de fertilización N2 y N3 tanto en un ciclo como en el otro, con una pequeña diferencia no significativa entre las medias de dichos tratamientos en la hora 3 de toma de medidas, correspondiente a la madrugada, más evidente en el ciclo 2. Se alcanzan valores de pH ≥ 10 solamente en los niveles N2 y N3 y en la hora 1 correspondiente a la tarde. Si analizamos las medidas de pH en función de los peces añadidos, se observa una disminución de pH según el nivel de peces añadidos en el ciclo 2, aunque las diferencias son pequeñas. En el ciclo 1 no se observa (fig. 3.5.2.).

CICLO DIARIO DEL OXÍGENO EN LOS MESOCOSMOS

Las medidas de oxígeno disuelto se tomaron en la superficie y fondo y a una profundidad intermedia en el primer ciclo y solo superficie y fondo en el segundo ciclo debido al bajo nivel de agua de los mesocosmos en este último ciclo. Para el segundo ciclo también se ha estimado el valor de oxígeno que tendríamos justo a la salida del sol, para cada uno de los mesocosmos, de la misma manera que en el caso de la temperatura.



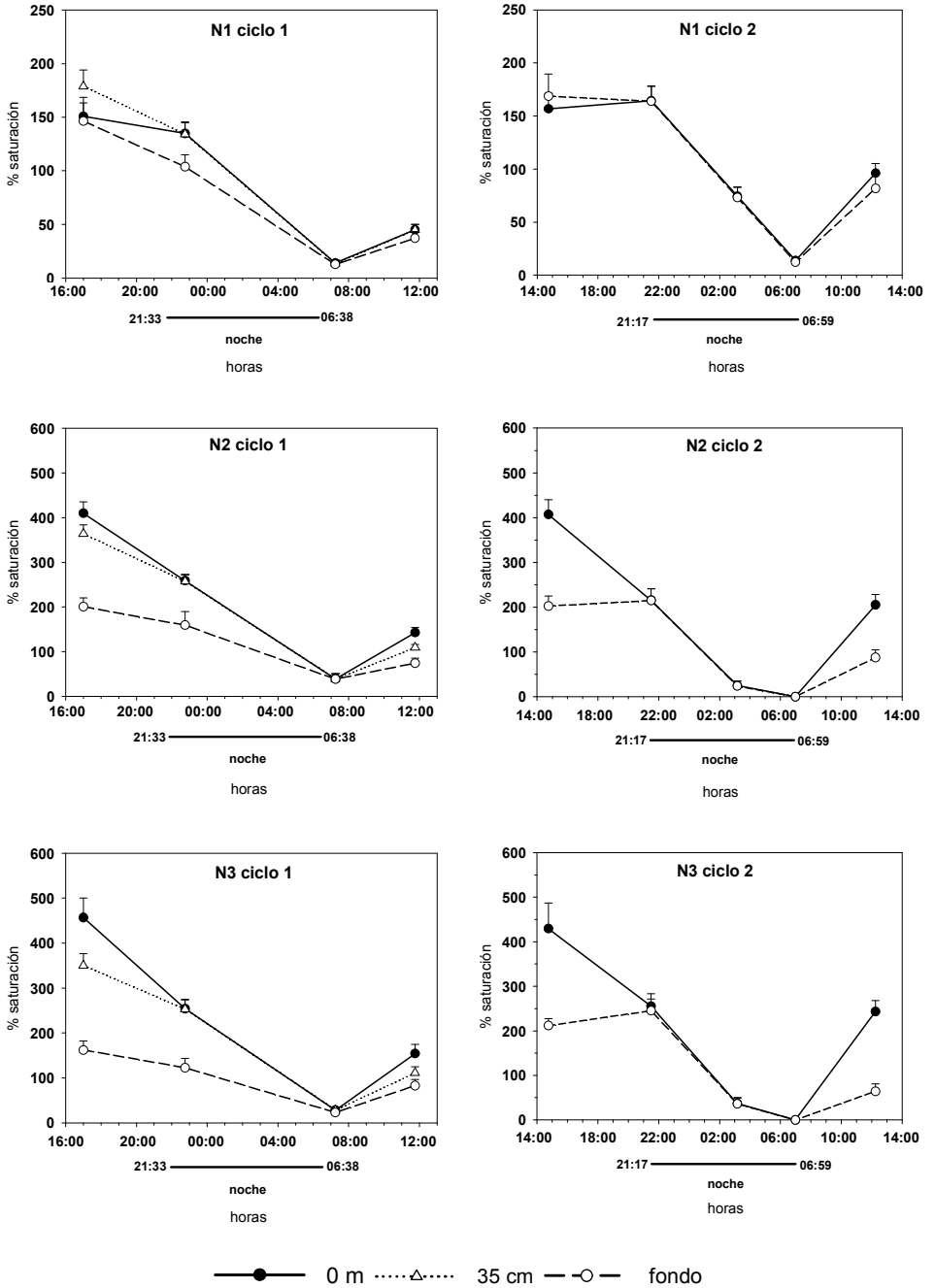


Figura 3.5.3. Valores medios y errores típicos de las medidas de oxígeno disuelto (en % de saturación) según niveles de fertilización N en los dos ciclos diarios realizados. En el primer ciclo, la profundidad media de los mesocosmos fue de $54,8 \pm 3,6$ cm y se

tomaron las medidas en superficie, a 35 cm y en el fondo, mientras que en el segundo ciclo, la profundidad media fue de $30,5 \pm 4,3$ cm y solamente se tomaron medidas en superficie y fondo. En el ciclo 2 se han estimado los porcentajes de saturación del oxígeno de superficie y fondo a las 06:59 horas.

En la figura 3.5.3., se observa claramente como la saturación es mayor en la hora 1 de medición correspondiente a la de la tarde y esta saturación es más grande cuanto mayor es el nivel de nutrientes. Las mayores diferencias entre las medidas de O₂ de superficie y fondo en la hora 1 se dan en los niveles de nutrientes N2 y N3, mientras que en los niveles N0 y N1, las medidas son similares incluso son mayores en el fondo en alguno de los casos. Las medidas más bajas de O₂ se tomaron en las horas del amanecer de ambos ciclos. Estas medidas vuelven a aumentar desde el amanecer a la hora 4, a lo largo de la mañana, sobre todo en los mesocosmos correspondientes a los nutrientes altos. Los valores medidos a 35 cm de profundidad en el ciclo 1 son prácticamente iguales a los de la superficie en las horas 2 y 3 (anochece-amanecer) de medición. Por otro lado, durante la noche, los niveles de saturación medidos en las tres profundidades se igualan y alcanzan sus valores más bajos a la madrugada. En la hora 2 de medición (correspondiente al anochece), en el ciclo 1 el valor de O₂ medido en la superficie es mayor que el del fondo, mientras que en el ciclo 2, a pesar de ser más pronto, los valores medidos en superficie y fondo ya son iguales, esto es por que en el ciclo 2 el nivel de agua era casi la mitad del nivel existente en el ciclo1. En esta figura también se puede ver como en la hora 1 de medición se supera el 100% de saturación en los mesocosmos de N0 y N1 del ciclo 1, mientras que las medidas de superficie a esta hora en ambos ciclos de los mesocosmos de N2 y N3 alcanzan valores de saturación superiores al 400%. Valores de saturación menores del 100% en todas las horas, solamente se midieron en los mesocosmos de N0 del ciclo 2 (fig. 3.5.3.) pero tanto en el ciclo 1 como en el 2 estuvieron subsaturados en las horas a partir de medianoche hasta la madrugada en todos los mesocosmos y por la mañana hasta

el mediodía en los mesocosmos N0 y N1. Al final de la noche se llegó a la extinción de O₂ en los niveles N2 y N3.

Como se puede ver en la figura 3.5.3., se producen pérdidas de O₂ disuelto en ambos ciclos, desde la primera hora de la tarde hasta la madrugada. Después desde la madrugada hasta casi el mediodía, se produce un aumento en la cantidad de O₂ disuelto en la columna de agua.

Calculamos la tasa de O₂ disuelto en la columna de agua integrada que se pierde por hora, entre las horas 1 y 3 por unidad de área en los dos ciclos realizados y la ganancia de O₂ por hora entre el amanecer y la última medición (en el intervalo entre la 3ª y 4ª medición en el primer ciclo y el intervalo entre la estima a la salida del sol y la 4ª medición en el segundo ciclo) (figura 3.5.4.).

Las mayores pérdidas en la cantidad de oxígeno disuelto se producen en los niveles altos de fertilización N2 y N3 (fig. 3.5.4.). Las ganancias o aumento en la cantidad de oxígeno disuelto también son mayores en los niveles N2 y N3. Si distinguimos entre niveles de peces añadidos en ambos ciclos, se observa mayor disminución de O₂ por unidad de área y tiempo en los mesocosmos sin peces tanto en el control como en el nivel más alto de fertilización N3. En estos dos niveles, la pérdida de O₂ es menor cuanto mayor es el nivel de peces añadido, por lo que parece que los peces atenúen las fluctuaciones de O₂ en los nutrientes altos (fig. 3.5.4.).

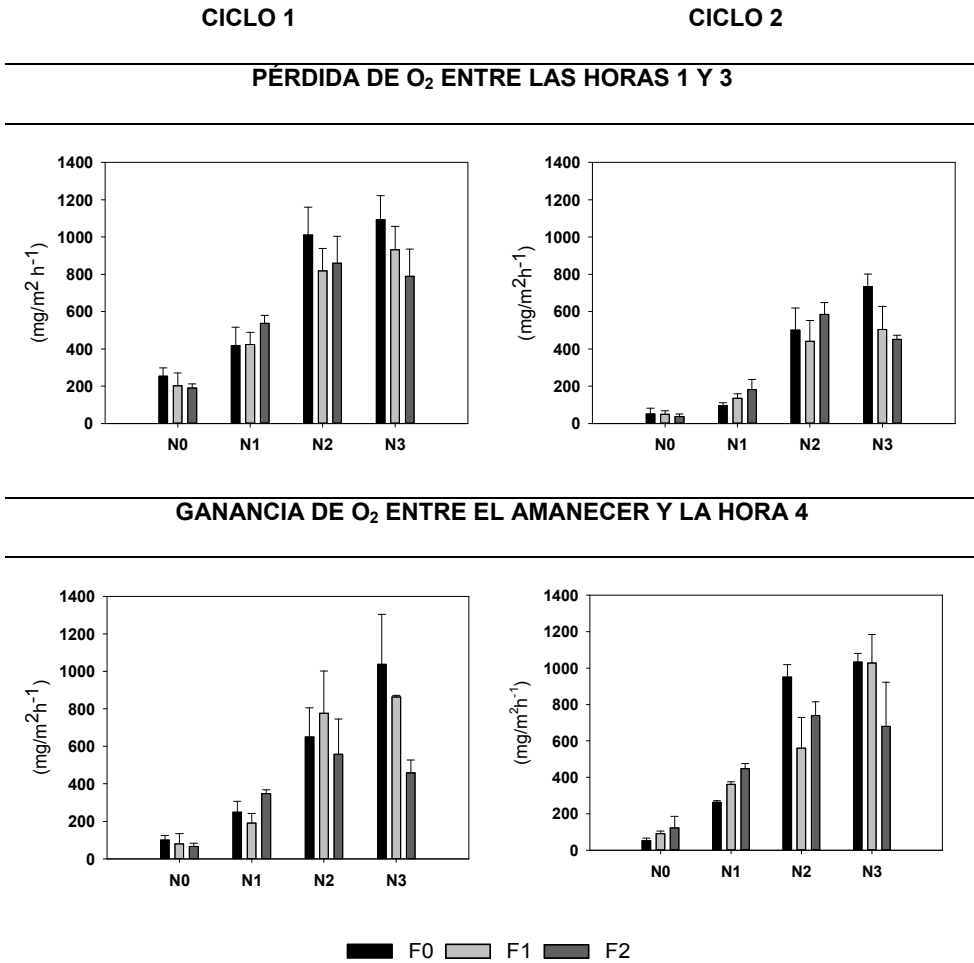


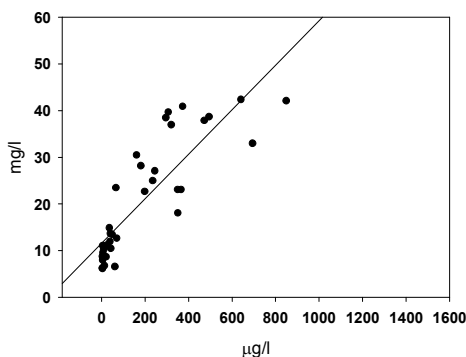
Figura 3.5.4. Cantidad de O₂ disuelto por unidad de área y tiempo (mg/m²h⁻¹) en los dos ciclos realizados según nivel de nutrientes y densidad de peces añadidos. En el primer ciclo, la profundidad media de los mesocosmos fue de 54,8±3,6 cm, mientras que en el segundo ciclo, la profundidad media fue de 30,5±4,3 cm.

En la figura 3.5.5., los valores de clorofila *a* del fitoplancton son los medidos en las fechas más próximas a estos ciclos, en concreto la fecha de 29 de Junio para el ciclo 1 y la fecha de 27 de Julio para el ciclo 2. Las correlaciones realizadas en ambos ciclos son positivas y significativas, por lo que se puede inferir que el aumento en la cantidad de oxígeno disuelto proviene fundamentalmente de un aumento en la producción primaria de fitoplancton.

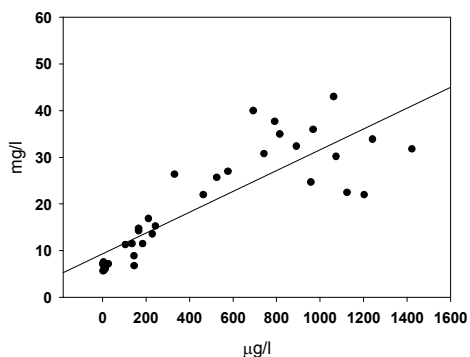
CICLO 1

CICLO 2

Máximo de O₂ medido frente a clorofila a

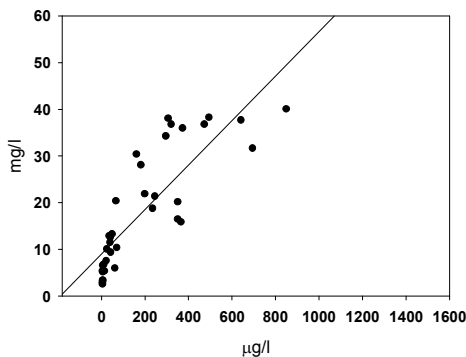


CC: 0,849*, P valor: $6,225 \cdot 10^{-11}$, n:36

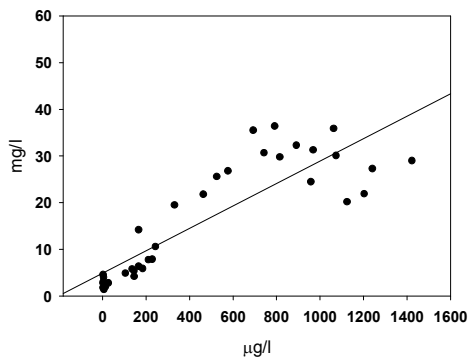


CC: 0,851*, P valor: $4,731 \cdot 10^{-11}$, n:36

Máximo O₂ medido- Mínimo de O₂ medido frente a clorofila a



CC: 0,835*, P valor: $2,52 \cdot 10^{-10}$, n:36



CC: 0,868*, P valor: $6,791 \cdot 10^{-12}$, n:36

Figura 3.5.5. Regresiones lineales entre el máximo medido de O₂ y la diferencia entre este máximo de O₂ y el mínimo medido de O₂ en mg/l frente a la clorofila a en µg/l en los dos ciclos realizados. Las medidas de clorofila a se han tomado de los días más cercanos a la realización de ambos ciclos, en concreto, la medida de clorofila del día 29 de Junio para el ciclo 1 y del día 27 de Julio para el ciclo 2. CC: coeficiente de correlación de Pearson; p: p valor, para p>0,05 no hay relación significativa entre las dos variables; n: número de muestras.

BIOMASAS DE ZOOPLANCTON EN EL LAGO Y EN LOS MESOCOSMOS

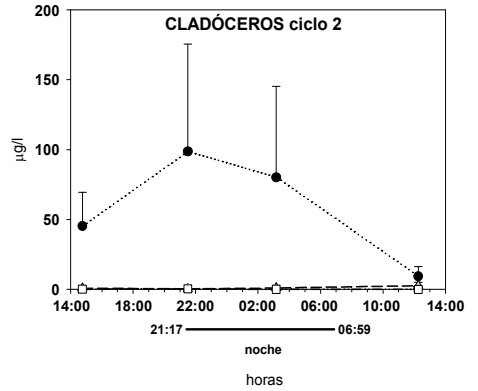
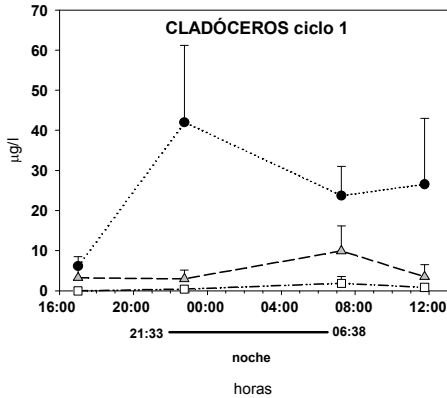
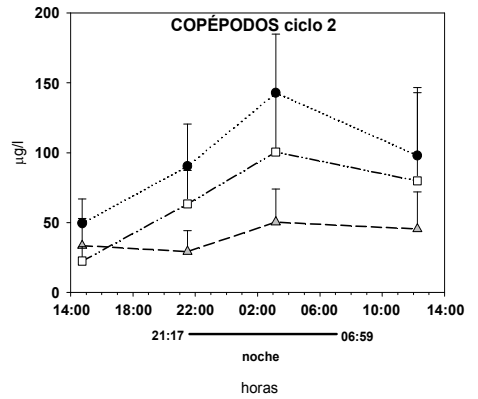
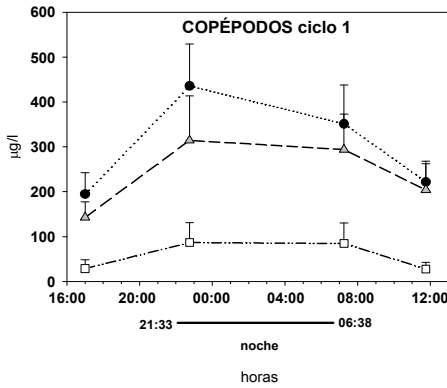
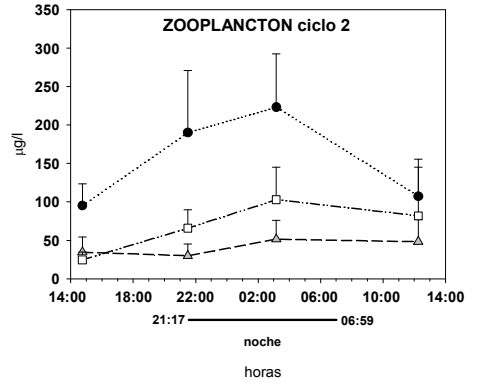
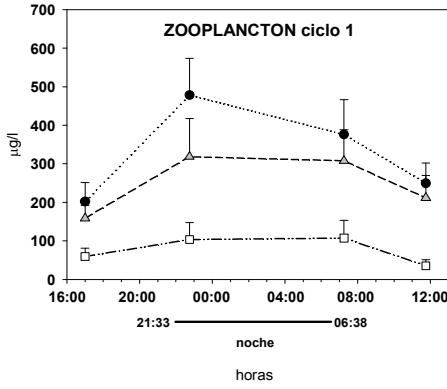
Además de la medición de los parámetros físico-químicos expuestos, se realizó además en cada ciclo diario, toma de muestras para el recuento de zooplancton en las 4 horas de medida. Los resultados obtenidos en el lago se muestran en la tabla 3.5.3.

Tabla 3.5.3. Biomasa del zooplancton total y de los distintos grupos de zooplancton ($\mu\text{g/l}$) en la muestra exterior o del lago en los dos ciclos diarios.

	CICLO 1				CICLO 2			
	H1 17:00	H2 22:45	H3 07:15	H4 11:45	H1 14:45	H2 21:30	H3 03:10	H4 12:15
ZOO ($\mu\text{g/l}$)	33,67	11,45	18,07	2,62	67,66	83,50	9,96	0,00
COP ($\mu\text{g/l}$)	26,25	8,52	17,62	0,00	23,94	18,35	3,56	0,00
CLAD ($\mu\text{g/l}$)	6,33	2,74	0,45	0,00	43,65	65,14	6,40	0,00
ROT($\mu\text{g/l}$)	1,08	0,19	0,00	2,62	0,07	0,00	0,00	0,00

En el ciclo 1 en el lago se obtiene la mayor biomasa de zooplancton en la hora 1 de medición (por la tarde), esta biomasa se compone fundamentalmente de copépodos. En la hora 4 de medición correspondiente al mediodía del segundo día de ciclo es donde se obtiene menor biomasa de zooplancton, correspondiendo en su totalidad esta biomasa a la biomasa de rotíferos (tabla 3.5.3.).

En el ciclo 2, la mayor biomasa de zooplancton se obtiene en la hora 2 de medición (tarde-noche) y está compuesta principalmente de cladóceros, seguida de la de copépodos, los rotíferos no se encuentran. En la hora 4 de medición, correspondiente al mediodía del día 2 del ciclo, la biomasa de zooplancton es cero (tabla 3.5.3.).



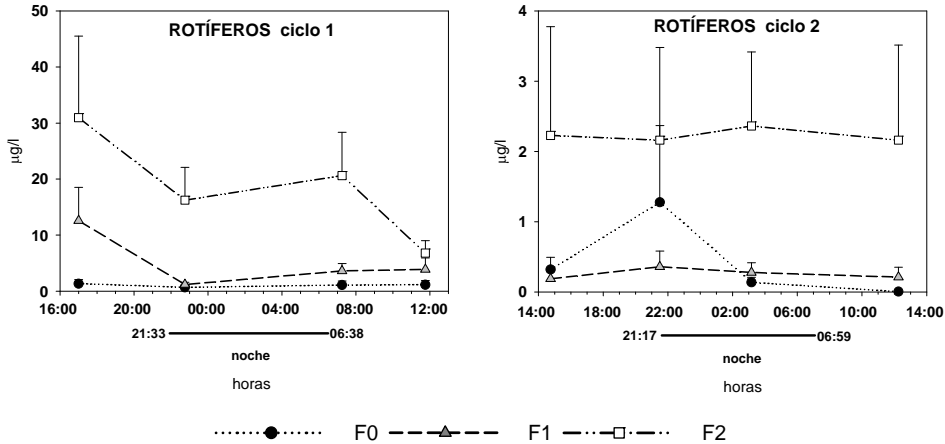


Figura 3.5.6. Promedios y errores típicos de la biomasa de zooplancton, copépodos, cladóceros y rotíferos en $\mu\text{g/l}$ de los 36 mesocosmos en los tres niveles de peces F0, F1 y F2 en las 4 horas de medida de cada uno de los ciclos diarios. Ciclo 1 (con macrófitos) y ciclo 2 (sin macrófitos).

Por lo que respecta a los mesocosmos (fig. 3.5.6.), en ambos ciclos se observa como las mayores biomásas de zooplancton se obtienen en el nivel sin peces F0. Estas biomásas son fundamentalmente de copépodos y de cladóceros. Por el contrario los rotíferos están prácticamente ausentes en los mesocosmos sin peces y muestran un mayor número en el nivel alto de peces (F2).

Las mayores biomásas de copépodos se obtienen en la toma de muestra de la hora 2 (22:45 h) del ciclo 1 y en la toma de muestra de la hora 3 (03:10 h) del ciclo 2, ambas ya sin luz y las más pequeñas se obtienen en la hora 1 correspondiente a la tarde en ambos ciclos.

Las biomásas más grandes de cladóceros se obtienen en la hora 2 (22:45 h) del ciclo 1 y en la hora 2 (21:30 h) del ciclo 2.

La biomasa de rotíferos tiene valores muy inferiores a los crustáceos por el pequeño tamaño de estos organismos y porque durante el ciclo diario, el zooplancton se recolectó filtrando el volumen de agua por una malla de $50\ \mu\text{m}$ (y no se recolectó una muestra adicional filtrada por $25\ \mu\text{m}$ como en las muestras semanales). Las biomásas de rotíferos son mayores en los

mesocosmos con peces y se obtuvieron mayores biomásas en el ciclo 1 con respecto al ciclo 2. En el ciclo 1, la biomasa de los rotíferos es mayor cuando es menor la de copépodos y cladóceros (en la hora 1 de medición), mientras que en el ciclo 2 varía poco según las horas de medición, (fig. 3.5.6.).

DISCUSIÓN

Aspectos metodológicos de la realización de los dos ciclos diarios

En nuestro experimento, los mesocosmos se dispusieron en la parte central de la laguna de Xeresa de manera que la vegetación de ribera circundante a la laguna no produjera sombreado en los mismos, tampoco habían árboles grandes alrededor de la laguna que pudieran producir sombra en los mesocosmos, por lo que en los 36 mesocosmos de nuestro experimento entraba la luz por igual. Esta aclaración viene dada por ser la luz uno de los mayores desencadenantes de los procesos biológicos (Desmet *et al.*, 2011). Entonces, los factores que marcaban la diferencia y que podían influir de alguna manera en las medidas tomadas de los distintos parámetros físico-químicos; eran la hora o intervalo de horas de medición, el nivel de fertilización con P y N a los que fueron sometidos los mesocosmos, la densidad de peces que se les añadió y por último la profundidad o nivel de agua de los mesocosmos, que de un ciclo a otro decreció sustancialmente. Un factor también importante que diferencia un ciclo del otro, fue la presencia en el ciclo 1 y la ausencia en el ciclo 2, de macrófitos sumergidos. También diferencia un ciclo de otro, los intervalos de horas elegidos de realización de los mismos (tabla 3.5.1.), mientras que el ciclo 1 se comenzó con la tarde más adentrada que el ciclo 2 y éste último más cerca del medio día; la hora 3 de medición en el ciclo 1 se comienza con la salida del sol y en el ciclo 2 se realiza aún en noche cerrada sin obtener medida en el amanecer por lo que los cambios de O₂, pH y temperatura entre las horas 2 y 3

de medición son menores en el ciclo 2, pero se estimaron para este último ciclo los valores mínimos de temperatura y oxígeno a la salida del sol.

Los resultados obtenidos en la medida de parámetros físico-químicos en los dos ciclos diarios realizados en los mesocosmos de la laguna de Xeresa ponen de manifiesto una vez más la importancia de la hora del día en el valor de estas variables.

Variaciones en las medidas de temperatura, oxígeno y pH

Según la hora o intervalo de horas que empleemos para tomar estas medidas, la radiación solar habrá sido una u otra y la radiación solar es a menudo una de las más grandes fuentes de calor en lagos y mucho de este calor es directamente absorbido por el agua (Wetzel, 2001).

Por esta razón, en las horas de la tarde en los mesocosmos se midieron las mayores temperaturas en ambos ciclos, y las diferencias entre las temperaturas de la superficie y el fondo son mayores. El enfriamiento de las aguas superficiales al disminuir la energía solar al atardecer origina corrientes de convección que uniformizan la temperatura del agua, no observándose durante la noche diferencias entre la superficie y el fondo. Si bien las temperaturas del agua alcanzaron mayores valores en el ciclo 2 realizado más avanzado el verano (finales de Julio) las diferencias entre la superficie y el fondo fueron menos acusadas y se uniformizaron más rápidamente debido a la menor profundidad del agua. Los mesocosmos influyeron ligeramente en este ciclo diario de las temperaturas, así las diferencias de temperatura entre superficie y fondo fueron mayores en los mesocosmos que en el lago en los dos ciclos realizados, en las horas de la tarde cuando eran máximas. En cambio, en las horas de la mañana y del mediodía, las diferencias entre las temperaturas de superficie y fondo son mayores en el lago que en los mesocosmos. Esto se explicaría por la compartimentación que producen los mesocosmos, de manera que la inercia térmica del agua es mayor en el lago, con un volumen y flujo de agua mucho

mayor que en los mesocosmos, así los mesocosmos se calientan más rápidamente, pero también se enfrían más rápidamente (tabla 3.5.2. y figura 3.5.1.).

Los lagos productivos con gran biomasa de plantas acuáticas y algas son más probables de experimentar fluctuaciones grandes de DO (Addy & Green, 1997). Nuestros resultados confirman el gran incremento de la amplitud de estas fluctuaciones con la adición de nutrientes (figura 3.5.3.), obteniendo en las adiciones altas, concentraciones que van desde más del 400% de saturación durante el día, a su agotamiento total al final de la noche. Nuestros resultados indican que el crecimiento del fitoplancton en aguas superficiales puede supersaturar el agua con oxígeno disuelto cuando el suministro de nutrientes y luz no son limitantes y en cambio, agotar el oxígeno de la columna de agua durante la noche. Esto también fue comprobado por Jones *et al.*, (1982) y Best *et al.*, (2007).

Wylie & Jones (1987) afirmaron que las altas tasas de fotosíntesis durante el día y de respiración por la noche en lagos someros y charcas dominados por macrófitos sumergidos y sus epífitos producían grandes cambios diarios en el oxígeno disuelto. El efecto de los macrófitos en nuestros resultados solo se puede observar en los mesocosmos sin adición de nutrientes o con poca adición. Este efecto viene indicado por: (1) en la primera hora de medición en el nivel N0 se obtiene mayor porcentaje de saturación en el fondo que en la superficie y también es mayor este porcentaje a 35 cm de profundidad que en la superficie tanto en el nivel N0 como en el N1 y (2) en el ciclo 2 por la tarde en los niveles bajos de nutrientes (N0 y N1) no se alcanzan los valores que se alcanzaron cuando habían macrófitos.

Los resultados de la figura 3.5.4., corroboran el mayor consumo y producción de O₂ en los niveles N2 y N3 debido a la mayor biomasa de fitoplancton en estos niveles. Cuando la productividad del lago aumenta, la carga orgánica del lago aumenta (Hargrave, 1975) resultando en elevadas velocidades de consumo

de O₂ vía demanda bioquímica de oxígeno (Rosa & Burns, 1987). También se registra mayor consumo y producción en el ciclo 1 que en el 2, aunque en este último ciclo las fluctuaciones diarias de O₂ en los niveles de fertilización alta son mayores (fig. 3.5.3.), esto es debido a que ha disminuido el volumen de agua, es decir, la profundidad de la columna de agua fue aproximadamente la mitad de la que había durante el ciclo 1 (tabla 3.5.1.). El consumo de O₂ que se da en el ciclo 1 es casi el doble del que se da en el ciclo 2 (fig. 3.5.4.), además de la disminución del volumen, es decir, de la altura de la columna de agua, tiene también que ver la respiración de los macrófitos sumergidos. Esto más apreciable en los mesocosmos no fertilizados o de fertilización reducida, donde los macrófitos disponían de luz. En los niveles altos de fertilización la dinámica del oxígeno disuelto viene más determinada por la actividad del fitoplancton, prácticamente la producción de O₂ tiene que atribuirse a la fotosíntesis fitoplanctónica y el consumo, en cambio, sería debido a la respiración de estas plantas acuáticas y también a la degradación microbiana de la materia orgánica proveniente de estos macrófitos poco activos o senescentes en estos mesocosmos. La senescencia natural o no provocada de los macrófitos se ha visto que también produce agotamiento de oxígeno disuelto en invierno en lagos someros (Meding & Jackson, 2003).

Por lo que respecta al pH, el ciclo diario también viene determinado por la actividad fotosintética durante las horas de luz y está muy asociado al de saturación de O₂. El ciclo se muestra con un mínimo al amanecer, seguido de un aumento paulatino hasta el principio de la noche, en que empieza a disminuir en el caso de N0 y N1 y en el caso de los nutrientes altos, la disminución se inicia antes del atardecer (figura 3.5.2.). Estas diferencias en los cambios de pH según el nivel de nutrientes (fig. 3.5.2.) van acoplados con los cambios en los porcentajes de saturación del oxígeno (fig. 3.5.3.). En el nivel N0, hay un pequeño aumento de pH entre las horas correspondiente a las mediciones de la tarde y la puesta del sol (horas 1 y 2) que se corresponde con un aumento en la

saturación del oxígeno entre estas dos horas. Mientras, en los niveles N2 y N3, la disminución del pH entre dichas horas se correspondería con disminuciones pronunciadas de la saturación de oxígeno. Por otro lado, en el nivel N1, aunque se observa una ligera disminución de la saturación de oxígeno, el pH a la puesta de sol es ligeramente superior al de la tarde, seguramente porque la actividad respiratoria aún no ha acumulado CO₂ suficiente como para bajar el pH, como ocurre en los niveles N2 y N3. El pH en los mesocosmos con mayor densidad de fitoplancton aumenta con la fotosíntesis, en tanto que las algas continúan consumiendo CO₂ más rápido de lo que puede ser producido por la respiración (Tadesse *et al.*, 2004). En el ciclo 2, la densidad algal en N1 es mayor que en el ciclo 1, por lo que el pH de estos mesocosmos resultó muy superior al del nivel N0, mientras que en el ciclo 1 fue similar. La eliminación de los macrófitos abrió espacio para el rápido crecimiento de las algas (Kaenel *et al.*, 2000).

La contribución de los macrófitos también se puede ver en las medidas de los pH según los niveles de peces añadidos, porque en el ciclo 2 (sin plantas), los valores de pH son menores según aumenta la densidad de peces añadida porque la respiración de los peces contribuye al aumento de CO₂ en el sistema (fig. 3.4.7., capítulo 3.4.). En cambio, en el ciclo 1 (con plantas), no se observó esto.

Variaciones en las biomásas del zooplancton

Por lo que respecta al ritmo circadiano del zooplancton, se admite que el más importante factor que induce la migración del zooplancton es el evitar la depredación por parte de los peces y en segundo lugar, la búsqueda de alimento (Kalf, 2002).

En nuestros resultados se corrobora un aumento de la biomasa que se inicia poco después de la puesta de sol en el agua abierta, indicando que hay un desplazamiento hacia arriba entonces, volviendo al fondo al amanecer para evitar la depredación. Estos desplazamientos son notables en los microcrustáceos, en los copépodos la ascensión a las aguas superficiales se

produce durante la noche, observándose la mayores concentraciones en el agua libre en el muestreo realizado por la noche, cuando se realizó a esta hora, mientras que los cladóceros presentan el pico de concentración desplazada a primeras horas de la noche. Por otro lado los rotíferos como grupo no presentan variaciones importantes a las diferentes horas. Hansson *et al.*, (2007) comparando nuestros resultados de los ciclos diarios de los microcrustáceos con los obtenidos de experimentos paralelos en latitudes más altas, muestran que, la longitud del ciclo noche-día es clave para la intensidad del ritmo circadiano del zooplancton, siendo mayor la migración del zooplancton cuanto mayor es la longitud de este ciclo, por lo que este fenómeno se produjo más intensamente en nuestro experimento que en los realizados en latitudes más altas donde la longitud del ciclo noche-día es menor.

Los datos de los ciclos diarios realizados indican también la prácticamente completa eliminación de los cladóceros por depredación de los peces y la importante reducción de los copépodos por los peces. Igualmente se observa la relación negativa de los rotíferos con los copépodos, tanto en las concentraciones en las diferentes horas del día como en los niveles de peces, estando los rotíferos muy favorecidos por la presencia de peces, puesto que controlan la presión de depredación de los copépodos sobre los rotíferos.

Capítulo 3.6.

Nutrientes y clorofila *a* en los mesocosmos después de tres meses sin añadir cargas externas de P y N.

INTRODUCCIÓN

La recuperación de lagos eutrofizados es objeto de gran interés debido a la gran cantidad de lagos que se encuentran en esta situación, por lo que se han dedicado muchos estudios en el campo de la limnología para intentar revertir el estado de eutrofización de los lagos. Esta recuperación ha consistido en la mayoría de los casos en el control o en la reducción de cargas externas de P, normalmente mediante la implementación de medidas que mejoran el tratamiento de aguas residuales o al desvío de su vertido, de manera que no desagüen en los lagos. Algunos lagos responden rápidamente a tales reducciones (Sas, 1989), pero un retraso en la recuperación del lago se produce a menudo (Marsden, 1989; Jeppesen *et al.*, 1991; van der Molen & Boers, 1994), una de las razones, es la fertilización interna, puesto que el fósforo acumulado en el sedimento durante el periodo de carga alta necesita tiempo para equilibrarse con el nuevo nivel de carga, (Sondergaard *et al.*, 2003).

Se ha mostrado que la importancia de las cargas internas en el retraso en la recuperación de los lagos puede ser muy variable. En lagos que han recibido solo recientemente altas cargas de nutrientes, el retraso en la recuperación por cargas internas es pequeño (Northcote, 1972; Shearer *et al.*, 1987). En cambio, en los lagos que han sido eutróficos durante un periodo largo de tiempo, la recuperación es más lenta, (Schindler, 2006).

La liberación de fósforo desde el sedimento en el agua del lago puede ser tan intensa y persistente que prevenga cualquier mejora en la calidad del agua por un periodo considerable de tiempo después de la reducción de la carga (Graneli, 1999; Scharf, 1999). Otros factores añadidos pueden retrasar o condicionar la recuperación de la calidad de las aguas y con ello también la recuperación de las comunidades de macrófitos sumergidos, en caso de que la eutrofización haya provocado la pérdida de estos últimos. Estos factores serían el tamaño del lago (Jeppesen *et al.*, 2007; Scheffer & van Nes, 2007), el clima (Carvalho & Kirika,

2003; Jeppesen *et al.*, 2007), los periodos de sequía, la estacionalidad en la liberación de P desde el sedimento (Kohler *et al.*, 2005; Sondergaard *et al.*, 2005) y el tiempo hidráulico de retención (Jeppesen *et al.*, 2005 c).

La respuesta de los nutrientes a la oligotrofización de los lagos someros ha sido en los lagos templados del norte de Europa donde principalmente se ha estudiado (Jeppesen *et al.*, 2005 a; Moss *et al.*, 2005), aunque también hay algunos estudios centrados en la recuperación de lagos tropicales y subtropicales (Scasso *et al.*, 2001; Coveney *et al.*, 2005; Jeppesen *et al.*, 2005 b). La recuperación de lagos someros eutrofizados en las zonas del Mediterráneo ha sido escasamente estudiada y se dispone de muy pocos datos recopilados al respecto (Beklioglu *et al.*, 2007).

Los resultados expuestos en este capítulo, pretenden mostrar la evolución en las concentraciones de nutrientes, de sólidos en suspensión y de clorofila *a* del fitoplancton de algunos de los mesocosmos que fueron fertilizados semanalmente con P y N durante el experimento del primer año, después de un tiempo sin añadir cargas externas de P y N, en concreto después de casi dos meses (el primer muestreo) y después de tres meses (el segundo muestreo). Una vez finalizado el experimento, con la toma de muestras y la pesca de los peces, los mesocosmos se dejaron en la localidad durante varios meses. Entonces se pudo estudiar la evolución de los distintos mesocosmos correspondientes al control y a cada uno de los tratamientos de nutrientes, para ver el grado de recuperación de la calidad del agua según la carga de nutrientes recibida.

RESULTADOS

Para tener información de cómo evolucionarían los mesocosmos después de un periodo sin carga adicional de nutrientes, una vez acabado el experimento del primer año, los mesocosmos se dejaron sin intervención alguna, de manera que siguieran los procesos naturales propios del lugar. Se seleccionaron tres

mesocosmos para a cada uno de los niveles de fertilización y del control de los que obtener datos sobre cómo se encontraban pasados varios meses. Los mesocosmos seleccionados fueron los siguientes: A1, B5 y C9 (de los tratamientos anteriores N0F0, N0F1, N0F2), A2, B6 y C10 (N1F0, N1F1, N1F2), A3, B7 y C11 (N2F0, N2F1, N2F2) y finalmente, A4, B8 y C12 (N3F0, N3F1, N3F2). Así en cada grupo de nivel de nutrientes, se consideraban los dos niveles de peces y los tres bloques de mesocosmos. En los mesocosmos no había ni macrófitos ni peces puesto que ambos habían sido eliminados, en el transcurso del experimento los primeros y al final del mismo los segundos.

Para poner de manifiesto la evolución de las concentraciones de nutrientes y otras variables cuando se suprimió la carga adicional de nutrientes, se han representado gráficamente las medidas correspondientes al 3 de Agosto (último muestreo del experimento y 4 días después de la última fertilización), al 22 de Septiembre (aproximadamente 2 meses después de la última fertilización) y al 3 de Noviembre (aproximadamente 3 meses después de la última fertilización).

Durante este tiempo variaron las condiciones climatológicas, la temperatura media del aire descendió aproximadamente 2°C entre Agosto y Noviembre. Los cambios en la temperatura máxima se notaron más, que fue de 4°C menos el 22 de Septiembre y 5°C menos el 3 de Noviembre con respecto a la temperatura máxima del 3 de Agosto. También es de notar la escasez de lluvias acontecida desde el 3 de Agosto hasta el 22 de Septiembre, sin embargo, justo posteriormente a dicha fecha, ya se recogieron precipitaciones en la zona de estudio como queda reflejado en la figura 3.6.1.

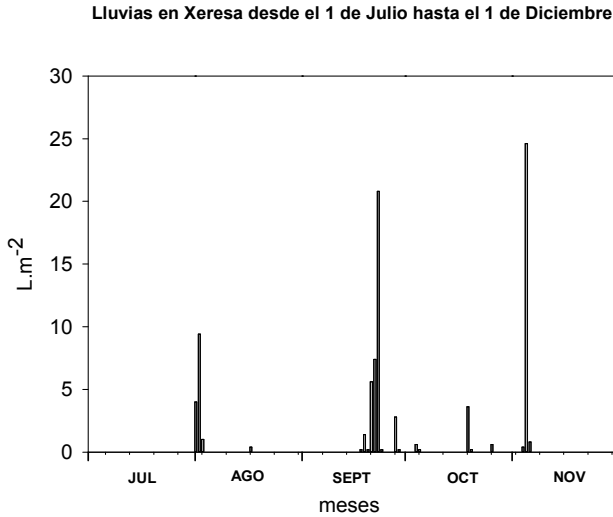


Figura 3.6.1. Representación gráfica de las precipitaciones recibidas en $L.m^{-2}$ desde Julio hasta Diciembre en la zona de estudio.

PRS, PT Y CLOROFILA *a*

En la figura 3.6.2., se observa una disminución en el valor de PRS desde Agosto a Noviembre en el lago y de Agosto a Septiembre en todos los niveles de fertilización. En el intervalo de tiempo de Septiembre a Noviembre, la concentración de PRS también disminuye mucho en el nivel N3 , permaneciendo más o menos constante en el N2 pero aumentó ligeramente en los niveles N0 y N1, correspondientes al tratamiento control y al nivel más bajo de fertilización; aunque en todos los casos los valores son menores que en Agosto. Tanto en el mes de Septiembre como en el de Noviembre, las concentraciones de PRS medidas son menores de 0,01 mg/l excepto en el nivel N3, pero con un valor muy por debajo del de Agosto. Se observa pues en general una recuperación hacia valores menores, pero siguen escalonados los concentraciones según las pasadas fertilizaciones.

Sin embargo, esto no es así en el PT, y apenas se observa disminución, solo de Septiembre a Noviembre se da una ligera disminución en las adiciones más

bajas de nutrientes, pero continúan siendo muy altas y se mantienen escalonadas según el nivel de nutrientes adicionados en el experimento (fig. 3.6.2). La concentración de PT, igual que la de clorofila, en los mesocosmos N0 sin adiciones es un poco más alto que en el lago. También se observa en las medidas de PT, una variabilidad estacional que se corresponde con la clorofila, con valores ligeramente más elevados en Septiembre en los mesocosmos sin adiciones N0 y también un pequeño aumento en el lago. Sin embargo estas variaciones son muy pequeñas comparadas con los altos valores de PT alcanzados en los mesocosmos que fueron fertilizados con niveles altos (N2 y N3).

La clorofila fluctúa acorde con la variación estacional de las condiciones, y tal como hemos dicho tanto en el lago como en los mesocosmos sin adiciones aumenta en septiembre para volver a disminuir en noviembre, lo mismo ocurre en la mayoría de mesocosmos con adiciones teniendo siempre valores mucho más altos los mesocosmos que habían sido fertilizados. Los valores de clorofila *a* del fitoplancton (figura 3.6.2.) nos muestran que contrariamente a lo esperado, hay un aumento importante de la concentración de clorofila *a* en el nivel N3, valor que posteriormente disminuye en el mes de Noviembre pero que aún así es un valor superior al medido en la última fecha del experimento y continúa siendo mayor de 1000 $\mu\text{g/l}$. Cabe destacar también que si bien, durante el experimento fue en el nivel N2 donde se midieron las mayores concentraciones de clorofila *a*, después de finalizado el mismo, ya en el periodo de recuperación de la laguna donde se encuentran las mayores concentraciones es en el nivel N3.

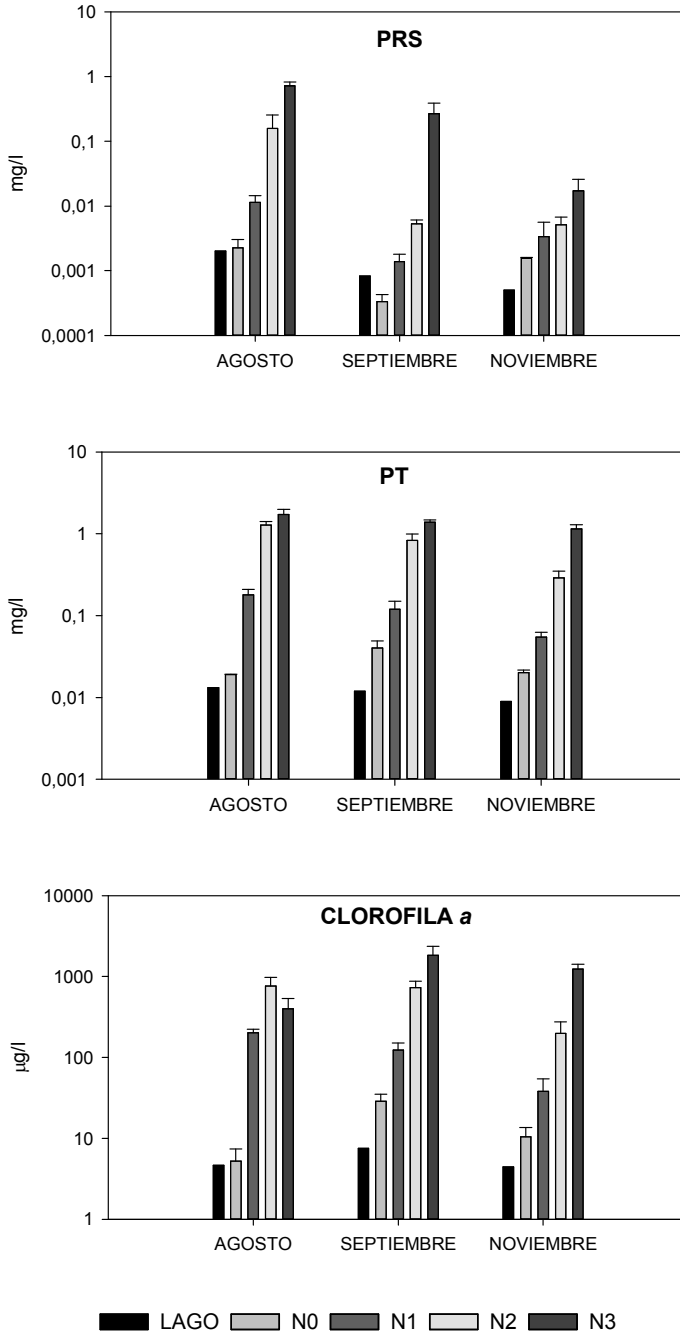


Figura 3.6.2. Medidas de PRS y PT en mg/l y de CHL a (µg/l) del último muestreo post-fertilización (Agosto), y de los dos meses siguientes a la finalización del experimento

(finales de Septiembre y principios de Noviembre). Se representan las medias y los errores típicos de los tres mesocosmos correspondientes a los niveles establecidos en el experimento de fertilización.

Con respecto a los valores de N₂, se mantienen prácticamente invariables de Agosto a Septiembre, mientras que el valor medido en Noviembre es ya es más de tres veces menor.

Las concentraciones de clorofila *a* medidas en estos meses de otoño, muestran en el primer intervalo sin cargas externas, valores de casi seis veces el valor medido en agosto en los mesocosmos sin adiciones y casi cinco veces mayor del de agosto en los mesocosmos del nivel N₃.

NITRÓGENO INORGÁNICO OXIDADO, AMONIO Y SILICATO

La concentración de nitrato disminuyó mucho en todos los mesocosmos en los meses posteriores al experimento, de manera que en septiembre las concentraciones en los mesocosmos N₀ y N₁ no superaron los valores del punto exterior en el lago. La disminución fue sobre todo muy acentuada en el nivel N₃ (fig. 3.6.3.).

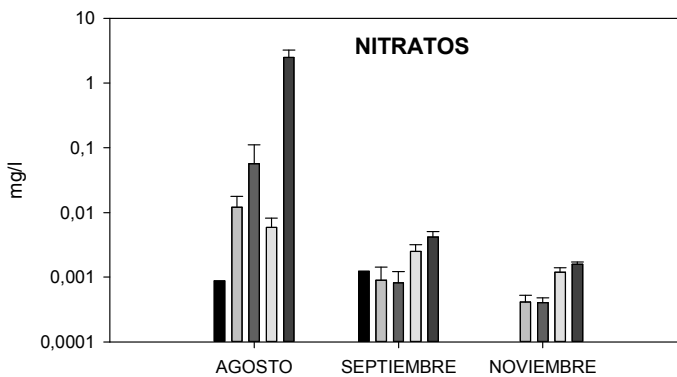
Aunque observamos una disminución grande de nitrato de Agosto a Septiembre, en este mes el efecto de la fertilización aún está presente en los mesocosmos que tuvieron fertilizaciones altas, pues se observa que N₃>N₂>N₁=N₀. En el mes de Noviembre también ocurre lo mismo, aunque medimos valores muy pequeños de nitrato en todos los mesocosmos, aún se observa el efecto de la fertilización en los niveles N₂ y N₃, quedando el N₁ como el control.

Respecto del amonio, en el mes de Septiembre aún se observa la liberación de amonio desde el sedimento en N₀, seguramente porque debe permanecer el carácter reductor, mientras que en el resto de niveles y en el lago los valores medidos son muy similares, incluido el nivel N₃ que presentaba concentración alta en Agosto. En el mes de Noviembre los valores medidos son todos muy

similares tanto en el lago como en los tratamientos y el nivel N0 se iguala con el resto (fig. 3.6.3.).

En las muestras del lago, las concentraciones de silicato medidas son menores y se observa que hay una pequeña disminución en el valor medido en Septiembre mientras que en el mes de Noviembre hay un aumento de aproximadamente el doble de concentración seguramente debido a las lluvias (fig. 3.6.3.).

En los mesocosmos, las medidas de silicato de Septiembre y Noviembre siguen la misma tónica que las del último muestreo del experimento (figura 3.6.3.), es decir, los mesocosmos que correspondían al control y al nivel menos fertilizado son los que tienen mayor concentración de silicato, también se observa un aumento en la concentración de silicato de los mesocosmos en el mes de Septiembre, el aumento es más pronunciado en los de los niveles N1 y N2. En el mes de Noviembre también hay un aumento en los mesocosmos correspondientes a los tratamientos fertilizados, pero solo importante en el nivel N1, mientras que en el control hay una pequeña disminución en la concentración.



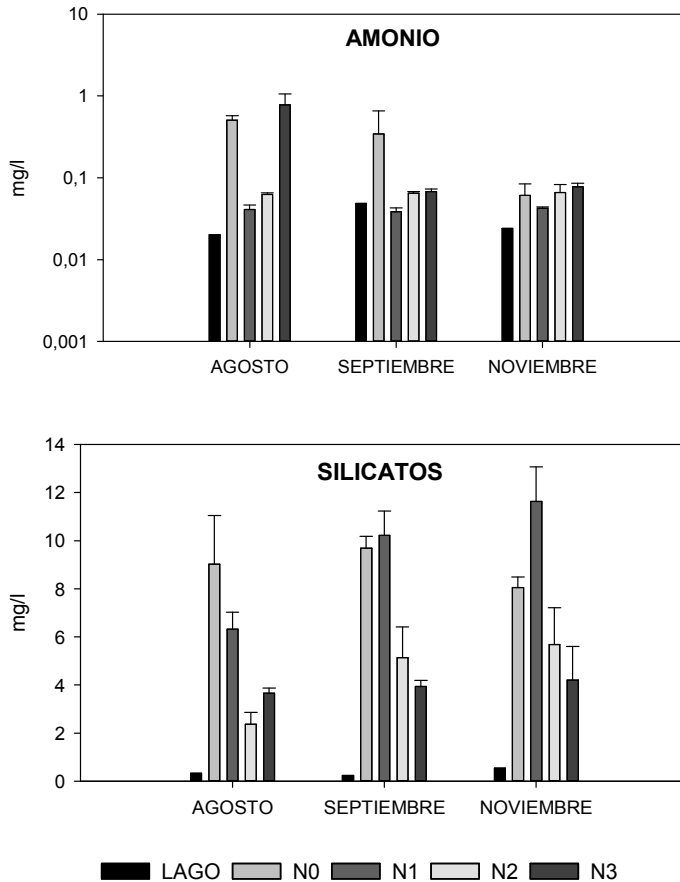


Figura 3.6.3. Medidas de nitrato, amonio y silicato en mg/l del último muestreo post-fertilización (Agosto), y de los dos meses siguientes a la finalización del experimento (finales de Septiembre y principios de Noviembre). La concentración de nitrato del lago en el mes de Noviembre resultó menor de 0,0001 mg/l.

ALCALINIDAD Y SÓLIDOS TOTALES EN SUSPENSIÓN

Las medidas de alcalinidad en el lago permanecen practicamente constantes (figura 3.6.4.). En los mesocosmos, se mantiene los mismos valores de alcalinidad de Septiembre a Noviembre, excepto en el nivel N3 que siguen aumentando. En este nivel N3, siempre es má alta que con los otros.

Respecto a las medidas de sólidos totales en suspensión, se observa que excepto en N1, los valores medidos en el mes de Septiembre son mayores que en el mes

de Agosto. En el mes de Noviembre, los valores medidos son algo menores, excepto en el nivel N3. La evolución de esta variable es muy similar a la de la clorofila y el PT.

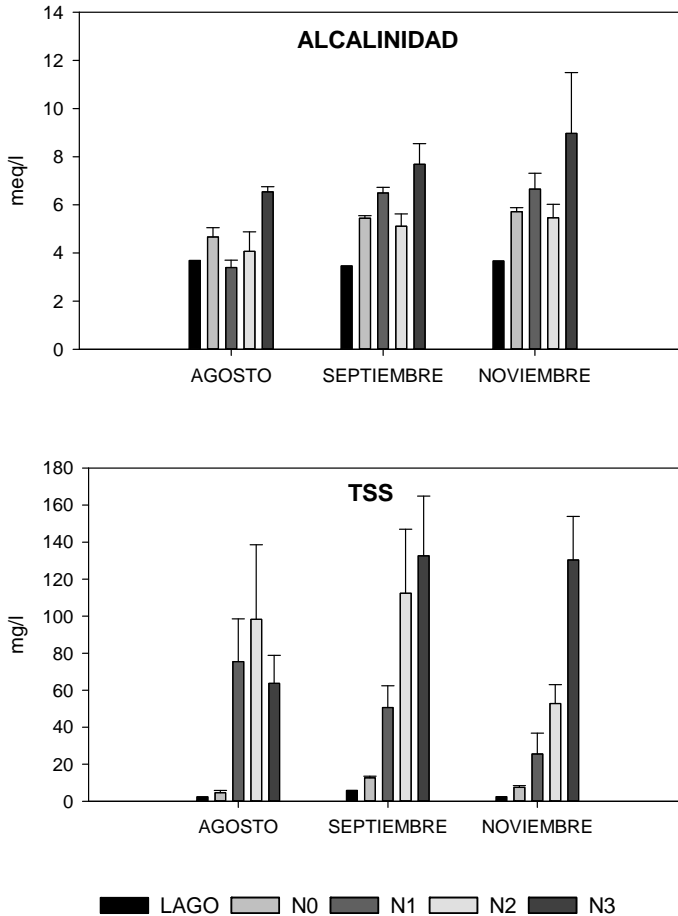


Figura 3.6.4. Medidas de Alcalinidad en meq/l y de TSS (mg/l) del último muestreo post-fertilización (Agosto), y de los dos meses siguientes a la finalización del experimento (finales de Septiembre y principios de Noviembre).

ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

El índice de estado trófico (TSI) de Carlson (1977) resultante en las tres fechas estudiadas en este capítulo se muestra en la tabla 3.6.1. como indicador de la evolución del estado trófico de los mesocosmos muestreados.

Tabla 3.6.1. Valores del índice de estado trófico (TSI), calculados mediante los valores de CHL a del fitoplancton en (mg/m^3) y de PT en (mg/m^3), ambos en las fechas de 3 de Agosto, 22 de Septiembre y 3 de Noviembre. Siendo $TSI < 25$ ultraoligotrófico, $25 < TSI < 35$ oligotrófico, $35 < TSI < 55$ mesotrófico, $55 < TSI < 70$ eutrófico y $70 < TSI$ hipereutrófico.

	TSI (CHL a)			TSI (PT)		
	AGO.	SEPT.	NOV.	AGO.	SEPT.	NOV.
N0	45,4 \pm 5,2	63,1 \pm 3,3	52,8 \pm 4,0	46,6 \pm 0,2	56,8 \pm 4,1	47,3 \pm 1,6
N1	82,6 \pm 1,5	77,3 \pm 3,4	62,8 \pm 9,7	78,7 \pm 3,6	72,2 \pm 5,3	61,6 \pm 2,8
N2	95,0 \pm 4,0	94,8 \pm 3,2	81,1 \pm 5,1	107,2 \pm 2,1	100,4 \pm 4,6	85,1 \pm 4,7
N3	87,9 \pm 6,0	103,2 \pm 4,9	100,3 \pm 2,0	111,3 \pm 3,2	108,4 \pm 1,5	105,6 \pm 2,5
LAGO	45,7	50,4	45,2	41,2	39,8	35,7

Según el valor de este índice, el lago se mantiene como mesotrófico en las tres fechas comparadas. Los mesocosmos N0 sin embargo experimentaron un aumento del TSI en septiembre pasando ligeramente el límite mesotrófico-eutrófico, pero volviendo en noviembre al estado mesotrófico. Por otro lado, los mesocosmos fertilizados N1 y N2 que finalizaron el experimento con índices indicativos de hipereutrofia, se comportan algo diferentemente, disminuyendo un poco el valor de los TSI en septiembre y algo más en noviembre, pasando el N1 ya al estado mesotrófico. Sin embargo, los mesocosmos N3 continuaron siendo muy altos con pocos cambios.

RATIOS DIN/PRS Y DIN/PT

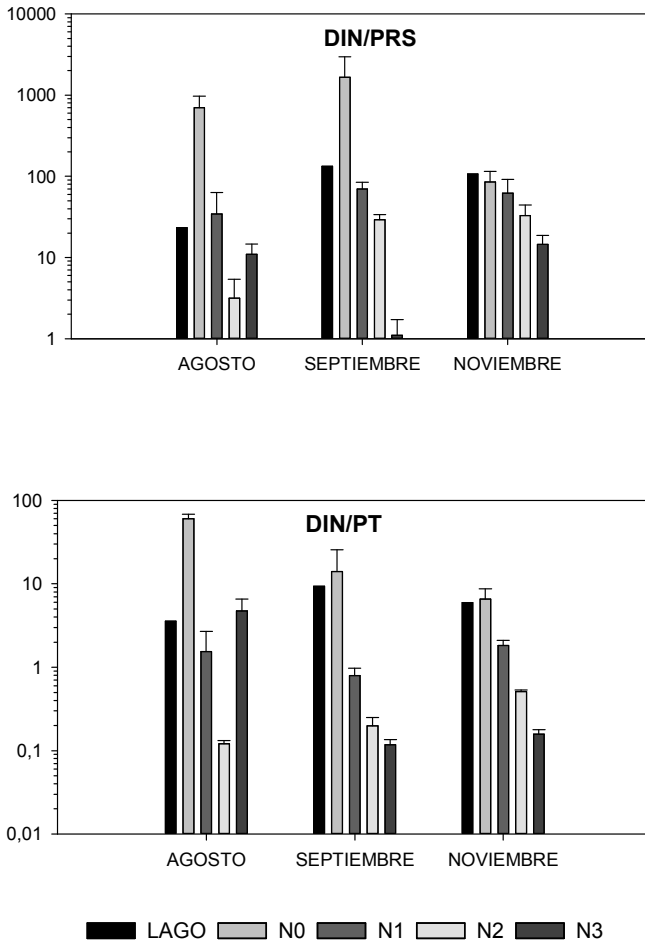


Figura 3.6.5. Ratios DIN/PRS y DIN/PT (en micromolar) del último muestreo post-fertilización (Agosto), y de los dos meses siguientes a la finalización del experimento (finales de Septiembre y principios de Noviembre).

De agosto a septiembre todos los tratamientos aumentan su cociente DIN/PRS excepto el nivel N3 que lo disminuye (tenía un DIN muy grande en agosto). De septiembre a noviembre, el lago, N0 y N1 disminuyen el cociente, N0 lo hace de forma muy acusada y N1 muy ligeramente, mientras que el nivel N2 lo aumenta un poco y N3 lo aumenta bastante. Es decir, los niveles tienden a

igualarse, disminuyendo más los de mayor valor y aumentando más los menores cocientes (fig. 3.6.5.).

De agosto a septiembre solo el lago y N2 aumentan su cociente DIN/PT, el resto de tratamientos lo disminuyen. De septiembre a noviembre, solo el lago y el nivel N0 disminuyen el cociente DIN/PT, por el contrario, los niveles N1, N2 y N3 lo aumentan. Los cocientes DIN/PT de los distintos niveles tienden a igualarse en el mes de noviembre al igual que ocurría con los cocientes DIN/PRS, aunque en ambos cocientes y en dicho mes, aún se observa un escalonamiento según niveles de fertilización (fig. 3.6.5.).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos después de un tiempo sin adición de cargas externas parecen venir determinados por dos factores: uno es la variabilidad estacional y el otro sería la perduración en el tiempo del efecto de las adiciones.

La variabilidad estacional, es decir, la debida al cambio de estaciones con sus consecuentes cambios de temperatura y pluviometría, sería la que en principio afecta al lago y a los mesocosmos que no recibieron nutrientes de N y de P durante el transcurso del experimento.

Por otro lado, el efecto de las adiciones, en concreto, de P, serían las que determinarían en los meses de Septiembre y Noviembre, las concentraciones marcadamente más altas obtenidas en los mesocosmos fertilizados durante el experimento en los niveles N2 y sobre todo en el N3.

La disminución de PRS que se produce en el mes de Septiembre, tanto en el lago como en los mesocosmos de N0, debe producirse seguramente por la asimilación de este nutriente por parte del fitoplancton (fig. 3.6.2.). El fitoplancton aumenta su biomasa en el lago y en los mesocosmos N0 sin adición de nutrientes en este primer intervalo de tiempo sin cargas externas. Este aumento es natural, es decir, no provocado por efectos posteriores al

experimento realizado en el verano, ya que la variación estacional provoca la entrada de agua con nutrientes. También, la eliminación de los macrófitos supuso sobre todo en el nivel N0 una “perturbación mecánica” debida a la manipulación en el sedimento que produjo su resuspensión y que confirió un carácter reductor a la interfase agua-sedimento que propició la liberación de amonio y de fósforo, probablemente en el periodo de tiempo siguiente al experimento esta liberación de P continuó y favoreció el aumento de la densidad algal, resultando mayor de la que se encuentra en el lago. Estas diferencias con el lago se explican además porque en el mesocosmo el agua está confinada y en él se habían eliminado los macrófitos con lo que se había también eliminado la competencia con éstos.

El aumento de biomasa de fitoplancton que se registra en el mes de Septiembre en los mesocosmos del nivel N3, también podría atribuirse a un proceso de “carga interna” de P ya que es donde más fertilización hubo durante el experimento. En cambio, no se observa en estos dos muestreos posteriores en el nivel N3 un aumento en la concentración de PT que debiera producirse en caso de haber procesos de carga interna de fósforo, seguramente por las altas concentraciones de oxígeno derivadas de la fotosíntesis del denso fitoplancton y de la desnitrificación que oxigena el sedimento. Por lo que más que un proceso de carga interna se trata, de un efecto de la acumulación de este nutriente en los organismos del sistema y de la concentración en el agua que se ha llegado como resultado de los procesos de incorporación en la biomasa y su consiguiente descomposición, aunque mucho más lenta. De manera que los mesocosmos que fueron fertilizados, mantienen la misma concentración de PT, mostrando el gradiente ascendente de concentraciones según carga externa de P que recibieron.

Por otra parte, en numerosos estudios que muestran la recuperación de lagos que han dejado de recibir cargas externas, la liberación de P desde el sedimento, es estacional y depende del mes del año en el cual nos encontremos. Los

trabajos realizados por (Jeppesen *et al.*, 2005 a; Kohler *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2005 y Sondergaard *et al.*, 2005); describen una rápida respuesta a la reducción de cargas durante primavera y otoño en lagos someros. En contraste, reflejan una carga interna más grande al aumentar las temperaturas en verano, (Anderson *et al.*, 2005). En nuestro estudio, el cese de adiciones se realiza a mediados de verano y los muestreos subsiguientes son a inicios y mitad de otoño, por lo que en estos últimos muestreos, la carga interna si la hay, es más reducida.

La clorofila disminuye en Noviembre en todos los niveles de tratamiento, lo que indica un inicio de recuperación después de estos tres meses sin cargas externas y en el tratamiento N1 la recuperación parece ser ya completa.

Por otro lado, las concentraciones de nitrato disminuyeron mucho después del experimento. Como en este caso las cargas de N también fueron eliminadas era un hecho de esperar que las concentraciones que se midieron de N inorgánico después del experimento fueran menores. El nitrógeno puede reducirse por el hecho de que el N inorgánico se pierda a la atmósfera vía desnitrificación en lugar de acumularse en el sedimento, (Jeppesen *et al.*, 2005 c). La disponibilidad de nitrógeno puede ser más baja en los lagos someros de regiones cálidas, debido a las grandes velocidades de crecimiento y a las rápidas pérdidas de nitrógeno por desnitrificación (Talling & Lamolle, 1998). Durante el experimento, ya se observó que el nitrato añadido desaparecía prácticamente todo por desnitrificación (figura 3.2.9., capítulo 3.2.) y apenas se detectaba en la columna de agua, donde debe ser rápidamente incorporado por los organismos, aunque siempre la concentración es un poco mayor en N2 y N3.

El amonio también disminuye en los periodos posteriores a la finalización del experimento, pero el valor medio medido en N0 en el mes de Septiembre es mayor que los medidos en el resto de los niveles en ese mismo mes, esto parece atribuible a la perturbación en el sedimento que se produjo al arrancar los macrófitos y que produjo liberación de amonio desde el sedimento (capítulo

3.2.) y que esta liberación aún proseguía en el mes de Septiembre, en el que la clorofila era muy baja y no se producía ni una asimilación, ni una oxigenación del agua por fotosíntesis como en los otros mesocosmos.

Se había comprobado anteriormente (capítulo 3.3.) como las adiciones elevadas de nutrientes disminuían los cocientes DIN/PRS y DIN/PT, siendo estos cocientes menores según se elevaban los niveles de fertilización. En los meses posteriores al experimento, lo que se observa es una tendencia a equilibrarse los cocientes en los distintos niveles, aumentando los cocientes que anteriormente estaban bajos y disminuyendo los que anteriormente estaban altos, es decir, estos cocientes indican que en los mesocosmos de los distintos niveles anteriormente fertilizados se está intentando recuperar las condiciones iniciales previas a la fertilización. Aunque tres meses después de finalizado el experimento aún se observa en estos cocientes los efectos de la fertilización, siendo los de mayor valor los del nivel N0 y los menores los del nivel N3, es decir, tendiendo a la limitación por N los cocientes de los mesocosmos que fueron más fertilizados.

Por otro lado, en el mes de Noviembre ya se empieza a ver el crecimiento de los macrófitos solo en los mesocosmos de N0 (Villena, 2006), el resto de niveles están limitados por N y por luz, por lo que aún no se observa crecimiento de macrófitos. Este resultado está corroborado por estudios en lagos someros templados del norte de Europa que sugieren el rol del N como el nutriente que puede ser limitante sobre todo a niveles de fósforo relativamente altos y que pueden tener un importante rol en la estabilización de macrófitos sumergidos (Moss, 2001). Otros estudios en lagos someros del noroeste de España también revelan que el desarrollo de los macrófitos sumergidos viene limitado por el nitrógeno (Fernández-Álaez *et al.*, 1999).

Los valores de silicato del lago son menores que los de los mesocosmos y son similares en los tres periodos representados, el lago tenía una densa cobertura de macrófitos con una población importante de diatomeas epifitas cuyo

crecimiento mantiene bajo el Si del agua. Además este resultado viene también apoyado por la afirmación de Schelske & Stoermer (1972), (ya comentada en el capítulo 3.2.) de que cuando no hay adiciones de P, el crecimiento y la producción de diatomeas son reducidos y no hay disminución significativa de silicato disuelto. Esto se observó también en el Lago Michigan, donde una reducción en la carga de fósforo hizo incrementar las concentraciones de Si, afectando a la composición de especies de fitoplancton (Barbiero *et al.*, 2002). Normalmente el silicato, sigue un modelo clásico de concentraciones decrecientes a finales del invierno y primavera e incremento de concentraciones en verano y otoño, reflejando la toma primaveral de Si por las diatomeas seguida de la liberación desde el sedimento más tarde en la temporada (Tessenow, 1966; Bühner & Ambühl, 2001). Según Villena & Romo (2007), en este periodo posterior al experimento de los mesocosmos, las diatomeas únicamente aumentaron en el fitoplancton y en el perifiton de la muestra exterior o del lago.

Los valores de TSS obtenidos en el mes de Septiembre muestran que casi después de dos meses sin adición de cargas externas de P y N, el estado de claridad del agua sigue sin mejorar. La evolución similar entre los valores de sólidos totales en suspensión y los valores de la clorofila *a* parecen indicar que la mayoría de estos sólidos eran algas (fig. 3.6.2. y 3.6.4.). Las pocas lluvias recogidas en la zona de estudio durante los meses de agosto y septiembre (figura 3.6.1.), favorecieron que la turbidez siguiera siendo alta.

Se puede concluir que en los mesocosmos que elegimos para ver el efecto de eliminación de cargas externas de P y N, tres meses después de finalizado el experimento, se observa que el efecto de la fertilización aún persiste en los mismos. Las mayores concentraciones se observan en los mesocosmos N3, seguidos de N2, pero ya mucho menos en N1. Además en los mesocosmos se mantiene una mayor dominancia de algas, lo que está de acuerdo con la afirmación realizada por Moss *et al.*, (2005); de que una vez los macrófitos se

han perdido y el sistema ha pasado al estado turbio, un conjunto de mecanismos retroactivos (feedback) tiende a retenerlo en este estado a pesar de la reducción en las cargas de nutrientes. Dados los hechos observados durante esos periodos de tiempo estudiados, los mecanismos y factores que propician el mantenimiento en el estado turbio podrían ser: (1) la liberación de fósforo y amonio desde el sedimento en algunos de los grupos de mesocosmos estudiados; (2) el reciclaje de la biomasa generada con las anteriores adiciones de nutrientes da lugar a un mantenimiento de una concentración alta de nutrientes en el agua; (3) el mayor periodo de retención del agua en los mesocosmos, al ser un sistemas cerrados; (4) la persistencia de las altas temperaturas y la escasez de precipitaciones que cada año se está extendiendo más en el tiempo de verano a otoño, con una consecuyente tasa de evaporación en los sistemas, y (5) la ausencia de comunidades de macrófitos que favorezca el arranque de una fase clara.

Los datos también muestran que las concentraciones de PT declinan algo con la eliminación de las cargas externas y que la disminución en las concentraciones de CHL *a* y TSS ocurren más lentamente que en las de PT, pero el sistema en 3 meses aún no se ha recuperado de la adiciones mayores de nutrientes. Esto sucedió también en los monitoreos realizados en el lago Apopka desde 1987 hasta el 2004 para ver el grado de recuperación del mismo después de reducir las cargas externas de P, (Coveney *et al.*, 2005). Sin embargo sí que en estos meses el sistema mostró una recuperación bastante buena cuando la carga externa a la que se habían sometido los mesocosmos fue pequeña, es decir del nivel N1.

También se puede concluir que, tres meses sin cargas externas de P y N son poco tiempo para recuperar unas condiciones iniciales y si además estos tres meses coinciden con mitad y final del verano y principios de otoño típicos del Mediterráneo, la recuperación es más lenta que si el periodo de recuperación es en épocas más frías y lluviosas del año. Este hecho condiciona que los cambios

más significativos en las concentraciones de nutrientes, no sean en la fase temprana de la recuperación, tal y como ocurre en algunos de los lagos templados estudiados en el norte de Europa (Søndergaard *et al.*, 2005).

4. CONCLUSIONES

1. Las diferencias observadas en el estado ecológico de las lagunas estudiadas son debidas a cambios en el estado trófico y en la hidrología. Estos cambios, en general, parecen haber sido producidos por actividades antrópicas.
2. Las variaciones en el tiempo de la composición iónica en cada laguna son en gran parte debidas a alteraciones antrópicas de su hidrología, por ejemplo, a cambios en los flujos hídricos relacionadas con usos agrícolas, como es el caso de Cap de Terme. Las lagunas más estables en su composición iónica, son aquellas en las que los factores determinantes de su hidrología son naturales, como la proximidad al mar, caso de Cabanes, la evapotranspiración (el Hondo) y la estabilidad de las aguas subterráneas que la alimentan (el Ullal del Baldoví).
3. Hay una correlación muy significativa entre conductividad y salinidad en los valores medidos en estas lagunas, pero solo hay una relación significativa entre salinidad y alcalinidad en las lagunas oligohalinas.
4. La evolución estacional del PT diferencia entre dos grupos de lagunas, por un lado, la Albufera, Cap de Terme, Hondo y Prat de Cabanes en las cuales el PT disminuye en otoño, y por otro Xeresa y Baldoví donde el PT aumenta en otoño. Estas diferencias se pueden explicar por la mayor importancia de las aguas subterráneas en la alimentación de estas últimas lagunas. Las diferencias estacionales del DIN diferencian las lagunas mesohalinas de las oligohalinas. La relación DIN:PRS tiende a aumentar de verano a otoño en los lagos más salobres y a disminuir en los lagos considerados como oligohalinos.
5. Las medidas de la profundidad de visión del disco de Secchi (debido a que se trata de lagos muy someros) y el color del agua (por ser una variable no relacionada con el estado trófico), son irrelevantes en la aplicación de la DMA, sin embargo, consideramos buenos indicadores las medidas de los sólidos en suspensión y de la extinción de la luz medida fotométricamente (PAR).

También, la clorofila del epifiton podría ser un indicador complementario de la eutrofización.

6. Las adiciones semanales de N y P iguales y superiores a (5:0,5) mg/l de N y P produjeron biomásas de fitoplancton, medidas como clorofila *a*, muy elevadas (cercasas a 1000 µg/l) que produjeron una fase turbia y el decaimiento y eliminación de los macrófitos a la tercera o cuarta adición semanal. Las adiciones de N:P de (3:0,3) mg/l, no resultaron perjudiciales para los macrófitos sumergidos, sino que, estas concentraciones de P y N favorecieron a los macrófitos y a sus epifitos.

7. La profundidad de la columna de agua es importante para fijar el valor de la carga de P umbral que determina el cambio de estado hacia la pérdida de los macrófitos, esto viene indicado por los resultados obtenidos en el segundo experimento, donde tuvimos una respuesta menor de la producción de clorofila planctónica con cargas de P similares a la del primer experimento. En cambio, en el segundo año, se llegó a concentraciones más altas de clorofila de los epifitos. Se puede concluir que en condiciones de menor profundidad de la columna de agua, las adiciones de nutrientes favorecen más a los epifitos porque los macrófitos al llegar hasta la superficie del agua no están limitados por la luz, en este caso sería el crecimiento de los epifitos el que podría favorecer su desaparición.

8. Con la adición de nutrientes, disminuyen las relaciones DIN:PRS y DIN:PT tras un tiempo de actuación del tratamiento, aunque al principio hayan aumentado. Es decir, cuando el sistema ya alcanza la situación de hipereutrofia, los índices bajan, y el N tiende a ser más limitante. Lo atribuimos principalmente a la asimilación de N y procesos de desnitrificación.

9. Los índices DIN/PRS y DIN/PT dan una idea aproximada de si hay una limitación al crecimiento del fitoplancton por el N o el P. Se han definido valores críticos de estos índices para poder hacer dicha discriminación, pero los existentes en la literatura no han resultado adecuados para los sistemas

estudiados, por lo que concluimos que no son aplicables a los lagos someros mediterráneos.

10. Las correlaciones de los índices $\text{NH}_4^+/\text{NO}_x^-$, DIN/PRS y DIN/PT con las adiciones de nutrientes, muestran, como es habitual, que la forma nitrogenada inorgánica preferida por los organismos algales de nuestros experimentos es el amonio.

11. El índice CHL *a*/PT en los sistemas hipereutróficos disminuye con el incremento de PT por lo que el estudio de este índice puede tener interés como indicación de la relación entre materia orgánica viva y la detrítica. La relación de Dokulil & Teubner, entre este índice y la presencia o no de una cobertura de macrófitos, no es aplicable en nuestros sistemas puesto que no se cumple en los lagos estudiados. La explicación puede ser que dicha relación se hizo en base a estudios en sistemas de hasta 100 $\mu\text{g/l}$ de PT, valor superado en nuestros experimentos. Habría pues que efectuar nuevos estudios incluyendo ecosistemas con valores mayores de PT.

12. Hay una correspondencia clara entre el P añadido y clorofila *a* obtenida, ya que cuanto mayor es el P añadido, mayor es la concentración de clorofila pero es una relación de rendimientos decrecientes, llegándose a la saturación cuando las adiciones son de 0,5 mg/l de P.

13. El cociente ZOO/CHL *a* es muy buen indicador del nivel trófico del lago, este cociente es menor cuanto mayor es el P añadido.

14. La adición de nutrientes favorece tanto el peso individual alcanzado por *Gambusia holbrooki* como la reproducción, pero estas variables vienen también condicionadas por la densidad de población de dicha especie de pez en los mesocosmos. La reproducción estuvo también afectada por la proporción inicial de hembras introducidas.

15. Los peces a través de su respiración actúan como reguladores de los equilibrios de los carbonatos-bicarbonatos en el agua, influyendo en el pH, el CO_2 y el Ca^{++} en solución. Esta regulación consiste fundamentalmente en

amortiguar los efectos de la fertilización sobre estas variables en los mesocosmos correspondientes a los niveles altos de nutrientes, mientras que en los mesocosmos control y en los de nutrientes bajos, los peces producen efectos contrarios en estas variables a los producidos en los niveles de nutrientes altos. Además hay un efecto sinérgico entre la biomasa de peces y los nutrientes añadidos, mayor cuanto más grandes son las concentraciones de nutrientes añadidas. La biomasa de peces favorece las concentraciones de PRS y NH_4^+ en solución. La mayor biomasa de peces, por su mayor respiración ocasiona una mayor disminución del pH, menor precipitación de $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ y mayor concentración de ortofosfato en el agua de los mesocosmos correspondientes a los nutrientes altos. Por otro lado, la mayor biomasa de peces, produce una mayor excreción de compuestos disueltos de fósforo y de amonio.

16. Además del plancton, los peces también incrementaron su biomasa con las adiciones de P y N (efecto bottom-up). En el primer año de experimento con adiciones de nutrientes altas prevaleció este efecto. Los peces, no solo depredaron a los crustáceos, sino que cuando éstos se estaban ya agotando, consumían rotíferos y también las algas del fitoplancton y detritus, de modo que contribuían a disminuir más bien que aumentar el desarrollo del fitoplancton. En cambio, en el segundo año el efecto top-down fue algo más visible. Las adiciones de nutrientes fueron menores y el fitoplancton no aumentó tanto, pero se pudo constatar una relación positiva del fitoplancton con la biomasa de peces. Sin embargo, las densidades de peces añadidas no resultaron determinantes en la calidad del agua o nivel trófico de los mesocosmos, por lo que podemos concluir que el efecto top-down fue poco importante.

17. En lagos someros mediterráneos, el efecto de los nutrientes sobre el estado trófico del sistema es más grande que el efecto de los peces. Esto nos lleva a pensar que aunque las concentraciones de nutrientes añadidos fueran pequeñas, el efecto bottom-up continuaría prevaleciendo sobre el efecto top-

down. Esta prevalencia depende de las condiciones latitudinales y climatológicas, adquiriendo mucha mayor importancia el efecto top-down en latitudes altas.

18. Con la adición de nutrientes se incrementa la amplitud de las fluctuaciones de oxígeno disuelto (DO puede variar desde 400% de saturación durante el día, a su agotamiento total al final de la noche) pero cuando hay dominancia de macrófitos se homogenizan los valores de estas variables, tanto entre la superficie y el fondo como entre las horas del día.

19. Los cambios diarios de pH van parejos a los cambios en los porcentajes de saturación del oxígeno, el pH es mínimo al amanecer, seguido de un aumento paulatino durante el día hasta el principio de la noche, cuando empieza a disminuir en el caso de los controles y en los mesocosmos de nutrientes bajos y en el caso de los nutrientes altos, la disminución se inicia antes del atardecer.

20. Se confirma la existencia de una migración vertical hacia la superficie por la noche de los copépodos y cladóceros, pero no de los rotíferos. Éstos últimos muestran una relación negativa con los copépodos, tanto en las diferentes horas del día como con los niveles de peces, estando los rotíferos muy favorecidos por la presencia de peces, ya que éstos depredan preferentemente sobre los copépodos y por ello su reducen la presión de depredación de los copépodos sobre los rotíferos.

21. Tres meses después de finalizado el experimento, se observa que el efecto de la fertilización aún persiste en los mesocosmos que fueron fertilizados, por lo que se puede concluir que tres meses sin cargas externas de P y N son poco tiempo para recuperar las condiciones iniciales. Las mayores concentraciones de fósforo, nitratos y clorofila *a* se observan en los mesocosmos N3, seguidos de N2, pero ya mucho menores en N1. Así mismo, los cocientes DIN/PRS y DIN/PT de los distintos niveles de fertilización tienden a igualarse, hacia el restablecimiento de los valores iniciales previos a la fertilización. Sin embargo, aún se observan los efectos de la fertilización siendo

dichos cocientes mucho menores y tendentes a la limitación por N, los del nivel N3.

22. Los mecanismos y factores que propician el mantenimiento en el estado turbio después de un tiempo sin adiciones podrían ser: (1) la continuación en la liberación de fósforo y amonio desde el sedimento; (2) el reciclaje de la biomasa generada con las anteriores adiciones de nutrientes, que da lugar al mantenimiento de una concentración alta de nutrientes en el agua ; (3) el mayor periodo de retención del agua en los mesocosmos, por ser sistemas cerrados; (4) la persistencia de las altas temperaturas y la escasez de precipitaciones que cada año se está extendiendo más en el tiempo de verano a otoño, con una consiguiente mayor tasa de evaporación en los sistemas, y (5) la ausencia de comunidades de macrófitos que favorezcan el arranque de una fase clara.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, A. 1993. Caracterización fisicoquímica del Prat de Cabanes-Torreblanca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universitat de València.
- Addy, K & Green, L. 1997. Dissolved Oxygen and Temperature. Natural Resources Facts. University of Rhode Island. College of Resource development. Department of Natural Resources Science Cooperative Extension. Fact Sheet No.96-3.
- Alcaraz C., García-Berthou, E. 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation*, **139**: 83-92.
- Anderson, G., Berggren, H., Cronberg, G. & Gelin, C. 1978. Effects of planktivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* **59**: 9-15.
- Anderson, N.J., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. *Freshwater Biology*, **50**: 1589-1593.
- Andreu, E. y Viñals, M.J. 1999. La marjal de la Safor. Informe técnico. SEHUMED. 354 pp.
- Andreu, E. y Camacho, A., 2002. Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, Spain, 266 pp.
- Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo, M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquat. Sci.* **64**:76–86.
- APHA, 1992. American Public Health Association. American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Standard Methods

for the Examination of Water and Wastewater 18th Edition. Washington D.C., 1134 pp.

- Armengol-Díaz, X., Rodrigo, M.A. y Oltra, R. 2002. Caracterización del zooplancton de la zona sur del Parque Natural del Hondo (Alicante). *Ecologia*, **16**: 243-257.
- Attayde, J.L. & Hansson, L.A. 2001. Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **58**: 1924–1931.
- Axler, R.P. & Reuter, J.E. 1996. Nitrate uptake by phytoplankton and periphyton: Whole-lake enrichments and mesocosm- ¹⁵N experiments in an oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* **41(4)**: 659-671.
- Bailey-Watts, A.E., Kirika, A. & Hakansson, H. 1994. The effects of factorial enrichments on a planktonic unicellular centric-diatom dominated assemblage: clues the factors controlling biomass in loch Leven late winter-early spring in 1981. *Diatom Research*, **9**: 1-15.
- Barbiero, R.P., Tuchman, M.L., Warren G.J. & Rockwell D.C. 2002. Evidence of recovery from phosphorus enrichment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 1639-1647.
- Barko, J.W., Gunnison, D., Carpenter, S.R. 1991. Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, **41**: 41-65.
- Bécares, E., Conty, A., Rodriguez-Villafañe, C. y Blanco, S. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas*, **2**.
- Bécares, E., Gomà, J., Fernández-Álaez, M., Fernández-Álaez, C. *et al.*, 2008. Effects of nutrients and fish on periphyton and plant biomass across a European latitudinal gradient. *Aquatic Ecology*, **42**: 561-574.
- Beklioglu, M., Romo, S., Kagalou, I., Quintana, X. & Bécares, E. 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, **584**: 317-326.

-
- Bento, L., Marotta, H., Esteves, F. A. & Enrich-Prast, A. 2007. Can emergent macrophytes stands buffer the N:P ratio of shallow lakes?. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
 - Bergström, A.K. 2010. The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquat. Sci.* **72**: 277-281.
 - Best, M.A., Wither, A.W., Coates, S. 2007. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**: 53-64.
 - Beutel, M.W., Burley, N.R. and Dent, S.R. 2008. Nitrate uptake rate in anoxic profundal sediments from a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, **610**: 297-306.
 - Birge, E.A. & Juday, C. 1911. The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases of the water. Bull. Wisc. Geol. Nat. Hist. Surv. 22, 43.
 - Blanco, S., Romo, S., Villena, M.J. 2003. Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **89**: 250-262.
 - Blindow, I., 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiospermes. *Freshwater Biology* **28**: (9-14).
 - Blindow, I & Krause, W. 1990. Bestämningsnyckel för svenska Kransalger. *Svensk Botanisk Tidskrift* **84**: 119-160.
 - Blindow, I., Hargeby, A., Andersson, G., 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant Chara vegetation. *Aquatic Botany* **72**, 315–334.
 - Blomqvist, P, A. Petterson & P. Hyenstrand, 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.*, **132**: 141-164.

-
- Bodelón, O.G., Bernués, M., Baltanás, A. & Montes, C. 1994. Conductividad y salinidad en los ecosistemas acuáticos del Parque nacional de Doñana (SO, España). *Limnética*, **10** (2): 27-31.
 - BOE 2008. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE nº 229: 38472-38582, de 22 de septiembre de 2008. Madrid.
 - Bokn, T., Moy, F., Christie, H., Engelbert, S., Karez, R., Kersting, K., Kraufvelin, P. *et al.*, 2002. Are rocky shore ecosystems affected by nutrient enriched seawater? Some preliminary results of a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* **484**: 167–175.
 - Borja, A., Ranasinghe, A. & Weisberg, S.B. 2009. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin* **59**, 1–4.
 - Boston, H.L. & Perkins, M.A. 1982. Water column impacts of macrophyte decomposition beneath fiberglass screens. *Aquatic Botany* **14**: 15-27.
 - Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Wieglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, **24**: 419–456.
 - Brabrand, Æ., Faafeng, B.A., & Nilssen, J.P.M. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Canadian Journal of Fisheries*. **47** (2): 364-372.
 - Bristow, J.W. 1975. The structure and function of roots in aquatic vascular plants. In J. G. Torrey & D. T. Clarkson (eds.). *The Development and Function of Roots*. Academic Press, NY: 221-233.

-
- Brock, M.A., Nielsen, D.L., Crosslé, K., 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology*, **50**, 1376–1390.
 - Bühner, H. & Ambühl, H. 2001. Lake Lucerne, Switzerland, a long term study of 1961-1992. *Aquatic Sciences*, **63**, 432-456.
 - Burton, J.D.; Leatherland, T.M. & Liss, P.S. 1970. The reactivity of dissolved silicon in some natural waters. *Limnol. Oceanog.*, **15**: 437-476.
 - Butcher, R.W., Longwell, J. & Pentelow, F.T.K. 1937. Survey of the River Tees III. The non-tidal reaches-chemical and biological. *Tech. Pap. Wat. Pollut. Res., Lond.*, nº 6.
 - Cabral, J. A., Mieriro, C.L., Marques, J.C. 1998. Environmental and biological factors influence the relationship between a predator fish, *Gambusia holbrooki*, and its main prey in rice fields of the Lower Mondego River Valley (Portugal). *Hydrobiologia*, **382**: 41-51.
 - Caduto, M.J. 1990. Pond and Brook: a guide to nature in freshwater environments. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ.
 - Caffrey, J. M., & Kemp, M., 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnology and Oceanography*, **37**: 1483-1495.
 - Camacho, A. 2008. La gestión de los humedales en la política de aguas de España. Fundación Nueva Cultura del Agua. Sevilla.
 - Cañedo–Argüelles, M., Rieradevall, M., Farrés–Corell, R., Newton, A., 2011. Annual characterization of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **114**:56-59. doi. 10.1016/j.ecss.2011.07.017.
 - Cardoso, A.C., Solimini, A., Premazzi, G, Carvalho, L., Lyche, A., Rekolainen, S. 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. *Hydrobiologia*, **584**: 3–12.

-
- Carignan, R. 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 243-247.
 - Carignan, R. & Kalff, J., 1982. Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to ephyton and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* **27**: 419-427.
 - Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* **22**, 361–369.
 - Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* **35**: 634-639.
 - Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R., Cochran, P.A., Elser, J.J., Elser, M.M., Lodge, D.M., Kretchmer, D., He, X., von Ende, C.N. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* **68** (6): 1863-1876.
 - Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (Eds). 1994. *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge University Press, Cambridge.
 - Carpenter S.R., Chisholm S.W., Krebs C.J., Schindler D.W. & Wright R.F. 1995. Ecosystem experiments. *Science*, 269, 324–327.
 - Carvalho, L. & Kirika, A., 2003. Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiologia* **506-509**: 789-796.
 - Carvalho, L., Solimini, A., Phillips, G., van den Berg, M., Pietiläinen, O-P., Lyche Solheim, A., Poikane, S., Mischke, U. 2008. Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. *Aquatic Ecology*, **42**: 203–211.
 - Castany Alvaro, J. 2004. El carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

-
- Cattaneo, A. & Kalf, J., 1979. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: a study of interactions between epiphytes and their substrate. *Limnol. Oceanogr.* **24**: 1031-1037.
 - Chapra, S.C., 1997. Surface Water-quality Modelling. McGraw-Hill, New York (p. 844).
 - Cirujano, S. 1995. Estudio de la flora y vegetación de las marjales de Pegó-Oliva y La Safor, orientado a su gestión. Informe de la Conselleria de Medio Ambiente de Valencia.
 - Cirujano, S. 2008. *Flora ibérica. Algas continentales. Carófitos. Jardín Botánico. CSIC-Universidad de Barcelona.* (L).
 - Coelho, S., Gamito, S., Pérez-Ruzafa, A. 2007. Trophic state of Foz de Almagem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **71**: 218-231.
 - Comín, F.A. 1984. Características físicas y químicas y fitoplancton de las lagunas costeras. Encañizada, Tancada y Buda (Delta del Ebro). *Oecologia aquatica*, **7**: 79-162.
 - Comín, F.A. y Ferrer, X. 1979. Les llacunes litorals. *Quad. Ecol. Apl.* **4**: 51-68.
 - Conley, D.J., Schelske, C.L. & Stoermer, E.F. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. **101**: 179-192.
 - Conway, H.L. 1977. Interactions of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by marine phytoplankton. *Mar. Biol.* **39**: 221-232.
 - Cosgrove, J., Walker, D., Morrison, P., Hillman, K., 2004. Periphyton indicates effects of wastewater discharge in the near-coastal zone, Perth (Western Australia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **61**, 331-338.

-
- Coveney, M.F., Lowe, E.F., Battoe, E., Marzolf, E.R. & Conrow, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. *Freshwater Biology*, **50**: 1718-1730.
 - Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
 - Crawford, S.A. 1979. Farm pond restoration using *Chara vulgaris* vegetation. *Hydrobiologia*, **62**, 17-31.
 - Cronk, J.F., Fennessy, M.S. 2001. Wetland plants biology and ecology. Lewis Publishers, Boca Raton.
 - Czezegy, G. Von 1938. Weitere Untersuchungen iiber den Sauerstoffgehalt des Balatonwassers. *Arb. ung. biol. Forschlnst.* **10**: 439.
 - Dafaue, C. 1975. La Albufera de Valencia: un estudio piloto. Monografias del ICONA. Ministerio de Agricultura **4**:1-127.
 - Davies, B.R., Thoms, M., Meador, M., 1992. An assessment of the ecological impacts of inter-basin transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **2**: 325-350.
 - Desmet, N.J.S., Van Bellinghem, S., Seuntjens, P., Bouma, T.J., Buis, K., Meire, P. 2011. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*, **36**, 479-489.
 - Dillon, P.J. and Rigler, F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* **19**: 767-773.
 - Dini, M.L. & Carpenter, S.R. 1992. Fish predators, food availability and diel vertical migration in *Daphnia*. *J. Plankton Res.*, **14**: 359-377.
 - DOCE. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora

silvestres. DOCE, nº L 206: 7-50, de 22 de julio de 1992. Bruselas. Texto consolidado, editado en 2004. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Luxembourg.

- DOCE. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. DOCE nº L 327: 1-73, de 22 de diciembre de 2000. Bruselas.
- Dokulil, M.T., Chen, W. & Q. Cai, Q. 2000. Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tai Hu example. *Aquat. Ecosys. Health Manag.* **3**: 81–94.
- Dokulil, M. T. & Teubner, K. 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes-the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia*, **506-509**: 29-35
- Downing, J.A., McCauley, E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **37**: 936-945.
- Drenner, R.W., Durward Smith, J., Mummert, J.R., Lancaster, H.F. 1990. Responses of a eutrophic pond community to separate and combined effects of N:P supply and planktivorous fish : a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* **208**:161-167.
- Drenner, R.W., Durward Smith, J., Threlkeld, S.T. 1996. Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia* **319**: 213-223.
- Drenner R.W. & Mazumder A. 1999. Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology: comment. *Ecology*, **80**, 1081–1085
- Durán-Valsero, J.J. 2003. Presencia de aguas de diferente salinidad y origen en los humedales del litoral mediterráneo español. En: *Tecnología de la*

intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos, tomo II, 149-154. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 8, IGME. Madrid.

- Edmondson, W.T. 1994. Sixty years of Lake Washington: a curriculum vitae. *Lake Res. Mgmt.* 10: 75-84.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.A., Gruner, D.S. *et al.* 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135–1142.
- Esteves, F.A., Enrich-Prast, A. & Biesboer, D.D. 2001. Potential denitrification in submerged natural and impacted sediments of Lake Batata, an Amazonian lake. *Hydrobiologia* 444: 111–117.
- Falkowski, P.G. & Raven, J.A. 2007. Aquatic photosynthesis, 2nd edn. *Princeton University Press*, New Jersey.
- Fernández-Álaez, C., Fernández-Álaez, M. & Bécares, E. 1999. Influence of water level fluctuations on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. *Hydrobiologia* 415: 155-162.
- Fernández-Álaez, M., Fernández-Álaez, C., Bécares, E., Valentín, M., Gomà, J. & Castrillo, P. 2004. A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biology*, 49, 1574–1592.
- Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T. Falkowski, P. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237-240.
- Fourqurean, J.W., Jones, R.D., Zieman, J.C., 1993. Processes influencing water column nutrient characteristics and phosphorus limitation of phytoplankton biomass in Florida Bay, FL, USA: inferences from spatial distributions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 295-314.

- Galanti, G., Romo, S., 1997. Epiphyton biomass on the floating leaved water chestnut (*Trapa natans*) and its importance for the carbon balance in the eutrophic Lake Candia (Northern Italy). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dottore Marco de Marchi* 56, 95–111.
- García Murillo, P., Fernández Zamudio, R., Cirujano Bracamonte, S. 2009. Habitantes del agua. Macrófitos. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- García-Berthou, E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenic diet shift and prey selection. *Journal of Fish Biology* 55: 135-147.
- Gerloff, G.C. & Krombholz, P.H. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.* 11: 529-537.
- Gibson, C.E. 1971. Nutrient limitation. *Journal of Water Pollution Control Federation* 43: 2436-2440.
- Gil-Delgado, J.A., Miracle, M.R., Escobar, J.V., Gómez, J.A., Jiménez, J., Lacomba, I., Urios, V. 1983. La Marjal de Jeresa. *Alytes* 1: 171-176.
- Goldman, J.C., McCarthy, J.J. & Peavey, D.G. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. *Nature* 279: 210-215.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohnstad, M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. IBP Handbook nº 8. Blackwell Sci. Pub., Oxford. U.K.
- Gómez López, J.A. y Pérez Sopena, J.L. 2002. Zonas húmedas litorales: Un privilegio valenciano. Generalitat Valenciana y Lunweg editores (Barcelona).
- Gordon, L.J., Peterson, G.D., Bennet, E.M., 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 211–219.

-
- Graneli, W., 1999. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* **404**: 19-26.
 - Graneli, W. & Solander, D. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia*, **170**: 245-266.
 - G-Toth, L., Pokaine, S., Penning, W.E. et al. 2008. First steps in the Central-Baltic intercalibration exercise on lake macrophytes: where do we start?. *Aquat Ecol.* **42**:265–275.
 - Guilford, S.J., Hecky, R.E. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol Oceanogr.* **45**: 1213-1223.
 - Gyllström, M., Hansson, L.A., Jeppesen, E., García-Criado, F., Gross, E., Irvine, K., Kairesalo, T., Kornijow, R., Miracle, M.R., Nykänen, M., Noges, T., Romo, S., Stephen, D., Van Donk, E. & Moss, B. 2005. The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **50** (6): 2008-2021.
 - Haag D. & Matschonat G. 2001. Limitations of controlled experimental systems as models for natural systems: a conceptual assessment of experimental practices in biogeochemistry and soil science. *Science of the Total Environment*, **277**, 199–216
 - Hammer, U.T., 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. Monographiae Biologicae, vol. 59. Dordrecht: W. Junk. Publ.
 - Hansson, L.A. 1988. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 121-128.
 - Hansson, L.A., 1990. Quantifying the impact of periphytic algae on nutrient availability for phytoplankton. *Freshwater Biol.* **24**: 265-273.
 - Hansson, L.A., 1992. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography*, **37**, 322–328.

-
- Hansson, L-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.E., Sodergaard, M. & Strand, J. 1998. Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, **1**, 558-574.
 - Hansson, L-A., Bécares, E., Fernández-Álaez, M., Fernández-Álaez, C., Kairesalo, T., Miracle, M.R., Romo, S. Stephen, D., Vakkilainen, K., van de Bund, W., van Donk, E., Balayla, D., Moss, B. 2007. Relaxed circadian rhythm in zooplankton along a latitudinal gradient. *Oikos*, **116**: 585-591.
 - Hargrave, B.T. 1975. The importance of total and mixed layer depth in the supply of organic material to bottom communities. *Symp. Biol. Hung.* **15**: 157–165.
 - Harris, G.P. 1986. Phytoplankton ecology: structure, function, and fluctuation. Chapman & Hall. New York.
 - Hasler, A.D. 1947. Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. *Ecology* **28**:383–395
 - Havens, K.E. 1993. Responses to experimental fish manipulations in a shallow, hypereutrophic lake: the relative importance of benthic nutrient recycling and trophic cascade. *Hydrobiologia* **254**: 73-80, 1993.
 - Hessen, D.O, Andersen, T., Larsen, S., Skjelkva, B.L. & de Wit, H.A. 2009. Nitrogen deposition, catchment productivity, and climate as determinants of lake stoichiometry. *Limnol. Oceanogr.*, **54**(6, part 2), 2520–2528.
 - Hietala, J., Vakkilainen, K. & Kairesalo, T. 2004. Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. *Freshwater Biology*, **49**, 1525-1537.
 - Hillebrand, H., Kahlert, M., 2001. Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnology and Oceanography* **46**: 1881–1898.

-
- Honski, D., Goren, M., Gasith, A. 1994. Comparative evaluation of the larvivorous fish *Gambusia affinis* and *Aphanius dispar* as mosquito control agents. *Hydrobiologia*, **284**: 137-146.
 - Horn, W. & Horn, H. 1995. Interrelationships between crustacean zooplankton and phytoplankton. *Hydrobiologia* **307**: 231–238.
 - Horne, A.J., Commins, M.L., 1987. Macronutrient controls on nitrogen fixation in planktonic cyanobacterial populations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**, 423–433.
 - Hubbs, C. 2000. Survival of *Gambusia affinis* in a hostiles environment. *The Southwestern Naturalist*, **45** (4): 521-522.
 - Hurlbert S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, **54**, 187–211.
 - Hurlbert, S.H., Zedler, J. & Fairbanks, D. 1972. Ecosystem alteration by mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation. *Science* **175**: 639–641.
 - International Standard ISO 10260, Water quality – Measurement 1992(E) of biochemical parameters - Spectrometric determination of the chlorophyll—*a* concentration. International Organization for Standardization, 15 July 1992. 6 p.
 - Irvine, K., Moss, B. & Balls, H.R. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication. II Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology*, **22**, 89-107.
 - James, C., Fisher, J. & Moss, B. 2003. Nitrogen driven lakes: the Shropshire and Cheshire Meres? *Archive für Hydrobiologie* **158**: 249–266.
 - James, C. S., Fisher, J., Russell, V., Collings, S. & Moss, B. 2005. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* **50**: 1049–1063.
 - Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, M., Sortkjar, O., & Olrik, K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool

in shallow, eutrophic, temperate lakes. II. Thresholds levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, **200/201**: 219-227.

- 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. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia dott. Marco de Marchi* **48**: 127-148.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J. & Jensen, L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, **342**: 151-164.
- Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo., Christoffersen, K. (Eds). 1998. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer, *Ecological Studies* **131**, 423 p.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Lauridsen T.L. 2003. Recovery from eutrophication In *Freshwater Management. Global versus Local Perspectives* (Eds. M. Kumagai & W. F. Vincent), pp. 1-16. Springer-Verlag. New York
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T. L. 2005 a. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. *Freshwater Biology*, **50**, 1616-1627.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M, Branco, C.C., Huszar, V. and Scasso, F. 2005 b. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *Ed. V. Reddy. Restoration and management of tropical Eutrophic lakes*. Oxford & IBH Publishing Co., Pvt, Ltd., New Delhi.

-
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Jensen, J.P.; Havens, K.E.; Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H.H.R., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, M.R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, g., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile; D., Tatrai, I., Willen, E. and Winder, M. 2005 c. Lake responses to reduced nutrient loading- an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, **50**: 1747-1771.
 - Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N. & Branco, C.W.C., 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation- the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* **581**: 269-285.
 - Jones, K.J., Ayres, P., Bullock, A.M., Roberts, R.J., Tett, P., 1982. A red tide of *Gyrodinium aureolum* in sea lochs of the firth of Clyde and associated mortality of pond-reared salmon. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* **62**, 771–782.
 - Kaenel, B.R., Buehrer, H., Uehlinger, U., 2000. Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. *Freshwater Biology*, **45**, 85–95.
 - Kairesalo, T. & Uusi-rauva, A. 1983. Phosphorus release by an emergent macrophyte: significance to epiphyton. *Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophyte*, Nijmegen, 18-23 September, 1983: 101-108.
 - Kalff, Jacob. 2002. *Limnology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey 07458.
 - Karjalainen, J., Leppä, M., Rahkola, M., Tolonen, K. 1999. The role of benthivorous and planktivorous fish in a mesotrophic lake ecosystem. *Hydrobiologia* **408/409**: 73–84.

- Karl, D.M., Björkman, K.M., Dore, J.E., Fujiecki, L., Hebel, D.V., Houlihan, T., Letelier, R.M., Tupas, L.M. 2001. Ecological nitrogen-to-phosphorus stoichiometry at station ALOHA. *Deep Sea Res II* **48**: 1529-1566.
- Karro, E., Marandi, A., Vaikmäe, R. 2004. The origin of increased salinity in the Cambrian-Vendian aquifer system on the Kopli Peninsula, northern Estonia. *Hydrogeology Journal*, **12**, 4, 424-435.
- Kitchell, J.F., O'Neill, R.V., Webb, D., Gallepp, G.W., Bartell, S.M., Koonce, J.F. & Ausmus, B.S. 1979. Consumer regulation of nutrient cycling. *Bioscience* **29**: 28-34.
- Klausmeier, C.A., Litchman, E., Daufresne, T. & Levin, S.A. 2008. Phytoplankton stoichiometry. *Ecol. Res.* **23**: 479-485
- Knudsen, M. 1902. Berichte über die konstanten Bestimmung zur Aufstellung der Hydrographischen Tabellen. Dansk Vidensk. Selekt, Skrifter Natuvidensk. math. 6, part 12, n° 1.
- Kobayashi, J. 1967. Silica in freshwaters and estuaries. In: *Chemical environment in the aquatic habitat* (Golterman, H.L. & Clymo, R.S. eds): 41 - 55 N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers Maatschappij. Amsterdam.
- Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklish, A., Kozerski, H.P. & Walz, N. 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology*, **50**: 1639-1650.
- Kornijów, R., Kairesalo, T., 1994. A simple apparatus for sampling epiphytic communities associated with emergent macrophytes. *Hydrobiologia* **294**, 141–143.
- Kreiling, R. M., Richardson, W. B., Cavanaugh, J.C. & Bartsch, L. A. 2011. Summer nitrate uptake and denitrification in an upper Mississippi River backwater lake: the role of rooted aquatic vegetation. *Biogeochemistry*, **104**: 309-324.

-
- Krumholz, L.A. 1948. Reproduction in the western mosquitofish, *Gambusia affinis affinis* (Baird & Girard), and its use in mosquito control. *Ecological Monographs*, **18**: 1-43.
 - Kufel, L. & Kufel, I. 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. *Aquatic Botany* **72**: 249–260.
 - Lacoul, P. & Freedman, B., 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Review*, **14**, 89–136.
 - Lampert, W. 1989. The adaptative significance of diel vertical migration of zooplankton. *Funct. Ecol.*, **3**: 21-27.
 - Lampert, W. & Sommer, U., 2007. Limnoecology, 2nd edn. Oxford University Press.
 - Lancaster, H.F. & Drenner, R.W. 1990. Experimental mesocosm study of the separate and interaction effects of phosphorus and mosquitofish (*Gambusia affinis*) on plankton community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**:(3) 471-479.
 - Latja R. & Salonen K. 1978. Carbon analysis for the determination of individual biomasses of planktonic animals. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, **20**, 2556–2560
 - Lewis, W.M. & Wurtsbaugh, W.A. 2008. Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *Int. Rev. Hydrobiol.* **93**: 446-465.
 - Lionard, M., Azémar, F., Boulêtreau, S. Muylaert, K., Tackx, M. & Vyverman, W. 2005. Grazing by meso- and micro-zooplankton on phytoplankton in the upper reaches of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **64**: 764-774.
 - Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L., 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **78**, 403–412.

-
- Loder, T.C. & Gluber, P.M. 1980. Nutrient variability and fluxes in a estuarine system. In: *Estuarine Perspectives (Kennedy, V.S. ed)*: 111-122. Academic Press. Nueva York.
 - López Laseras, M.P. 1983. Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea española. Estudio del medio. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
 - López, P., Armengol, J., Comín, F.A. 1984. Variación anual de las características químicas en la Laguna de la Massona. *Limnética* **1**: 1-8.
 - López, M.P., Tomás, X., 1989. Chemical composition of the small coastal lagoons of the Mediterranean Spanish littoral. *Scientia Marina* **53**, 591–599.
 - López-Flores, R., Romani, A.M., Quintana, X.D. 2011. Phytoplankton composition in shallow water ecosystems: influence of environmental gradients and nutrient availability. Proceedings of the 4th International Workshop on Compositional Data Analysis.
 - Luokkanen, E. 1995. The Species Composition, Biomass and Production of the Pelagic Cladoceran Community in the Enonselka Basin of Lake Vesijärvi. University of Helsinki, Research and education center of Lahti, Report No. 25 (in Finnish with English summary).
 - Luttenton M.R. & Lowe R.L. 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N: P ratios. *Journal of Phycology*, **42**: 1007–1015.
 - Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, London. 121 p. (Scientific Publications, 36).
 - Mäekivi, S. & Arst, H. 1995. Estimation of the concentrations of optically active substances in water by the data on beam attenuation coefficient spectra. *Publications. Ser. Univ. Helsinki Dept. Geophys.* **32**: 47–60.

-
- Marco Barba, J. 2009. Ecología y geoquímica de ostrácodos como indicadores paleoambientales en ambientes marginales marinos: Un ejemplo de estudio. La Albufera de Valencia. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
 - Margalef, R. 1974. Ecología. Ediciones Omega. Barcelona. 951 pp.
 - Margalef Mir. 1981. Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E y el NE de España y dependencia de la composición química del medio. Serie Universitaria. Fundación Juan March.
 - Margaritora, F.G., Ferrara, O. & Vagaggini, D. 2001. Predatory impact of the mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard) on zooplanktonic populations in a pond at Tenuta di Castelporziano (Rome, Central Italy). *J. Limnol.*, **60** (2): 180-193.
 - Marsden, M.W., 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology*, **21**: 139-162.
 - Matveev, V., Matveeva, L. & Jones, G.J. 2000. Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundance in mesocosm communities. *Freshwater Biology* **44**: 375-385.
 - McElarney, Y.R. & Rippey, B. 2009. A comparison of lake classifications based on aquatic macrophytes and physical and chemical water body descriptors. *Hydrobiologia*, **625**:195–206.
 - McLaren, I.A. 1974. Demographic strategy of vertical migration by a marine copepod. *Am. Nat.* **108**: 91-102.
 - McQueen, D.J., Post, J.R., Mills, E. L. 1986. Trophic interactions in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**: 1571-1581.
 - McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R. Stewart, T.J. & Lean, D.R.S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* **59**: 289-309.

- Meding, M.E. & Jackson, L.J. 2003. Biotic, chemical and morphometric factors contributing to winter anoxia in prairie lakes. *Limnol. Oceanogr.* **48** (4): 1633-1642.
- Mjelde, M. & Faafeng, B.A. 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwat. Biology.* **37**: 355–365.
- Menéndez, M. & Comín, F.A., 1989. Seasonal patterns of biomass variation of *Ruppia cirrhosa* and *Potamogeton pectinatus* in a coastal lagoon. *Scientia Marina*, **53**, 633–638.
- Menéndez, M., Hernández, O., Comín, F.A., 2002. Spatial distribution and ecophysiological characteristics of macrophytes in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**, 403–413.
- Michaels, A.F., Karl, D.M., Capone, D.G. 2001. Elemental stoichiometry, new production, and nitrogen fixation. *Oceanography* **14**:68-77.
- Milton, D. A. & Arthington, A. H. 1983. Reproductive biology of *Gambusia holbrooki* (Baird and Girard), *Xiphophorus helleri* (Günther) and *X. maculatus* (Heckel) (Pisces; Poeciliidae) in Queensland, Australia. *Journal of Fish Biology*, **23**: 23-41.
- Miracle, M.R., Garcia, M. P. & Vicente, E. 1984 a. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnetica* **1**: 20-31.
- Miracle, M.R., Vicente, E & Garay, E. 1984 b. L'Albufera de Valencia i la problemática de la contaminació de les aigües continentals costaneres. *XII Congrés de Metges i Biòlegs de llengua catalana*: 153-166.
- Miracle, M.R., Soria, J.M., Vicente, E. & Romo, S. 1987. Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en la Albufera de Valencia, laguna litoral hipertrófica. *Limnetica* **3**: 25-34.

-
- Miracle, M.R, Alfonso, M.T. & Vicente, E. 2007. Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, **593**: 77-94.
 - Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. Wetlands. (3^{ed.}) John Wiley and Sons, Inc. New York.
 - Miyazaki, T. & Miyashita, S. 1995. Effects of nutrient addition on phytoplankton in Lake Nakanuma, Japan. II. Changes in uptake activities of inorganic carbon and nitrogen, and efficiency in synthesis of neutral sugars and amino acids in summer. *Hydrobiologia*, **308**:109-116.
 - Molina, J.A., Casermeiro, M.A., Pertiñez, C., Moreno, P.S. 2000. Relación suelo-vegetación en un ecosistema litoral mediterráneo. El Parque natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón). Fundación Dávalos-Fletcher. Castelló.
 - Moreno Valcárcel, R., Ruiz Navarro, A. 2009. *Gambusia* – *Gambusia holbrooki*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. (Ed.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
 - Morren, Au. & Morren, Ch. 1841. Recherches physiologiques sur les hydrophytes de Belgique. 3^{ème} Mém. Mém. Acad. Brux. 14, 1-16.
 - Morris, D.P. & Lewis Jr., W.M., 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biology*, **20-3**: 315-327.
 - Moss, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, **200/201**, 367–377.
 - Moss, B., 2001. The broads. The people's wetland. The new naturalist. *Harper Collins Publishers*, London, 392 pp.
 - Moss, B., McGowan, S. & Carvalho, L. 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of

English lakes, the West midland meres. *Limnology and Oceanography* **39**: 1020-1029.

- Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. 1996. A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes. Environment Agency. Broads Authority and European Union, Norwich, UK.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C. *et al.*, 2003. The determination of ecological status in shallow lakes—a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. **13**, 507–549.
- Moss, B., Stephen, D., Balayla, D., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, M., Fernández- Aláez, C., Ferriol, C., García, P., Gomà, J., Gyllstrom, M., Hansson, L-A., Hietala, J., Kairesalo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J., Russell, V., Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van de Bund, W.J., Van Donk, E., Vicente, E. and Villena, M.J. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, **49**, 1633-1649.
- Moss, B., Barker, T., Stephen, D., Williams, A.E., Balayla, D.J., Beklioglu, M. & Carvalho, L. 2005. Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: deviations from the norm? *Freshwater Biology*, **50**: 1687-1705.
- Moss, B., Jeppesen, E., Sondergard, M., Lauridsen, T.L. & Liu, Z. 2012. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-012-1033-0.
- Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, **27**, 31-36.

-
- Nichols, D.S. & Keeney, D.R., 1973. Nitrogen and phosphorus release from decaying water milfoil. *Hydrobiologia* **42**: 509-525.
 - Nixon, S.W. 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica acta* n°. Sp. Proceedings International Symposium Coastal Lagoons. SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux: 357-371.
 - Nõges, T. 2003. Relationships between morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes. *Hydrobiologia* **633**: 33–43.
 - Nõges, P., Nõges, T., Tuvikene, L. *et al.*, 2003. Factors controlling hydrochemical and trophic state variables in 86 shallow lakes in Europe. *Hydrobiologia* **506–509**: 51–58.
 - Nõges, P., van de Bund, W., Cardoso, A.C., Solimini, A., Heiskanen, A-S. 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia*, **633**:197–211
 - Northcote, T.G. 1972. Some effects of mysid introduction and nutrient enrichment on a large oligotrophic lake and its salmonids. *Verh. Int. Ver. Limnol.* **18**: 1096–1106.
 - Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD). 1982. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment, and Control. **OECD**. Paris. 154 pp.
 - Özkan, K., Jeppesen, E., Johansson, L.S., Beklioglu, M., 2010. The response of periphyton and submerged macrophytes to nitrogen and phosphorus loading in shallow warm lakes: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, **55**: 463–475.
 - Pace M.L., Cole J.J., Carpenter S.R., Kitchell J.F., Hodgson J.R., Van De Bogert M.C., Bade D.L., Kritzberg E.S. & Bastviken D. 2004. Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature*, **427**: 240–243.

-
- Pall, K. & Moser, V. 2009. Austrian Index Macrophytes (AIM-Module 1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, **633**:83–104.
 - Penning, W.E., Mjelde, M., Dudley, B. *et al.*, 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology* **42**, 237–251.
 - Pérez-Bote J.L., López, M.T. 2005. Life-history pattern of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1854), in a Mediterranean-type river: the River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, **72**: 241-248.
 - Pérez–Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez–Ruzafa, I.M. 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth* **36**, 160–166.
 - Perkins, R. G. and Underwood, G. J. C. 2000. Gradients of chlorophyll *a* and water chemistry along an eutrophic reservoir with determination of the limiting nutrient by *in situ* nutrient addition. *Wat. Res.* Vol **34**, No. 3, pp. 713-724.
 - Persson, A. 1997. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* **42** (3): 577-583.
 - Phillip, C.B. 1927. Diurnal fluctuations in the H-ion activity of a Minnesota Lake. *Ecology*, **8**: 73.
 - Phillips, G.L., Eminson, D. & Moss, B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, **4**, 103-126.
 - Phillips, G., Kelly A., Pitt J.A., Sanderson R. & Taylor E. 2005. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. *Freshwater Biology*, **50**: 1628-1638.

-
- Phillips, G., Pietiläinen, O.P., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A., Cardoso, A.C. 2008. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, **42**:213–226.
 - Pick, F.R. & Lean, D.R.S. 1987. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **21**: 425-434.
 - Pringle, C.M., 1987. Effects of water and substratum nutrient supplies on lotic periphyton growth: an integrated bioassay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**, 619–629.
 - Pyke, G.H. 2005. A review of the biology of *Gambusia holbrooki* and *G. Affinis*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **15**: 339-365.
 - Redfield, A. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, **46**: 205–221.
 - Renella, A.M. & Quirós, R. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, **556**: 181-191.
 - Reznick, D. 1981. “Grandfather effects”: the genetics of the interpopulation differences in offspring size in the mosquito fish. *Evolution*, **35**:941-953.
 - Riber, H.H., 1984. Phosphorus uptake from water by the macrophyte-epiphyte complex in a Danish lake: relationship to plankton. *Verh. Int. Ver. Limnol.* **22**: 790-794.
 - Robarts, R.D., Waiser, M.J., Arts, M.T., Evans, M.S. 2005. Seasonal and diel changes of dissolved oxygen in a hypertrophic prairie lake. *Lake & Reservoirs: Research and Management* **10**: 167-177.
 - Robledano, F., Calvo, J.F., Esteve, M.A., Mas, J. *et al.*, 1991. Estudios ecológicos de los humedales costeros del sudeste español. II. Evolución

histórica, situación actual y perspectiva de conservación. *Anales de Biología*, **17**: 165-176.

- Rodier, J., 1984. L'analyse de l'eau. 7ª edición. Dunod. Bordas. Paris.
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Armengol, X., Mañá, M. 2001 a. Heterogeneidad espacio-temporal de la calidad del agua en un humedal costero: El Marjal de la Safor (Valencia). *Limnética* **20**(2): 329-339.
- Rodrigo, M.A., Armengol, X., Oltra, R., Dasí, M.J., Colom, W., 2001 b. Environmental variables and planktonic communities in two ponds of El Hondo wetland (SE Spain). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **86**: 299-315.
- Rodrigo, M.A., Armengol, X., Oltra, R., Colom, W. 2002. Physical and Chemical characterization of a protected wetland area in El Fondo d'Elx (Alicante, Spain). *Limnética* **21**, 37-46.
- Rodríguez Jiménez, A.J. 1989. Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae) y *Gambusia affinis* (Pisces: Poeciliidae) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, España). *Limnética*, **5**: 13-20.
- Romo, S., Miracle, M.R., Villena, M.J., Rueda, J., Ferriol, C. & Vicente, E., 2004. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, **49**, 1593-1607.
- Romo, S., Villena, M.J. and García-Murcia, A. 2007. Epiphyton, phytoplankton and macrophyte ecology in a shallow lake under in situ experimental conditions. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie*. Vol **170**/3: 197-209.
- Rosa, F. & Burns, N.M. 1987. Lake Erie central basin oxygen depletion changes from 1929-1980. *J. Gt. Lakes Res.* **13**: 684-696.
- Roselli, L., Fabbrocini, A., Manzo, C., D'Adamo, R. 2009. Hydrological heterogeneity, nutrient dynamics and water quality of a non-tidal

lentic ecosystem (Lesina Lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **84**: 539–552.

- Ruiz Navarro, A. 2011. Biología de *Gambusia Holbrooki* Girard en sistemas salinos epicontinentales (SE Península Ibérica): aspectos básicos y aplicados a su gestión. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Sahuquillo, M., Poquet, J.M., Rueda, J. & Miracle, M.R. 2007. Macroinvertebrate communities in sediment and plants in coastal Mediterranean water bodies (Central Iberian Peninsula). *Ann. Limnol.-Int. J.Lim.*, **43** (2): 117-130.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv für Hydrobiologie* **62**: 1-28.
- Sanchis Ibor, C. 2001. Regadiu i canvi ambiental a l'Albufera de València. Universitat de València. Servei de Publicacions.
- Sandgren, C.G. 1988. The ecology of chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. Pages 9-104 in C. G. Sandgren, editor. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. *Cambridge University Press*, New York, New York, USA.
- Sand-Jensen, K. 1983. Photosynthetic carbon sources of stream macrophytes. *Journal of Experimental Botany*, **34**, 198-210.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J., 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* **41**: 137–175.
- Sarmiento, J.L. & Gruber, N. 2006. Ocean biogeochemical dynamics. Princeton University Press, New Jersey.
- Sas, H., 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolation. *Academic Verlag St. Augustin*: 497 pp.

-
- Sawyer, C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. *Journal of the New England Water Works Association*, 61, 109-27.
 - Scasso, F., Mazzeo, N., Gorga, J., Kruk, C., Lacerot, G., Clement, J., Fabián, D. & Bonilla, S. 2001. Limnological changes of a subtropical shallow hypertrophic lake during its restoration. Two years of whole-lake experiments. *Aquat. Conserv: Mar Freshwater Ecosys* **11**: 31-44.
 - Scharf, W. 1999. Restoration of the highly eutrophic lingese reservoir. *Hydrobiologia* **416**: 85-96.
 - Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S. & Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* **34**: 302–314.
 - Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London: 357 pp.
 - Scheffer, M. Hosper, S. H., Meijer, M-L., Moss, B. & Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*. **Vol 8**, 275-279.
 - Scheffer, M. Van den Berg, M., Breukelaar, A.W., Breukers, C., Coops, H., Doef, R.W. & Meijer M.-L. 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, **49**, 193-196.
 - Scheffer, M & van Nes, E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* **584**: 455-466.
 - Schelske, C.L., Stoermer, E.F. 1972. Phosphorus, silica and eutrophication In Lake Michigan. In: Likens, G. E. (ed.) Nutrients and eutrophication. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr.*, Lawrence, KS, p. 157-171.
 - Schindler, D.W. 1977. The 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 freshwaters. *Limnology and Oceanography* **23**: 478–486.
 - Schindler D.W. 1998. Replication versus realism: the need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, **1**: 323–334.
 - Schindler, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* **51**: 356-363.
 - Schindler, D.W., Kling, H., Schmidt, R.V., Prokopowich, J., Frost, V.E., Reid, R.A. & Capel, M. 1973. *J. Fish. Res. Bd. Can.* **30**, 1415-1440.
 - Scott, W. 1924. The diurnal oxygen pulse in Eagle (Winona) Lake. *Proc. Indiana Acad. Sci.* **33**, 311.
 - Shearer, J.A., Fee, E.J., Debruyn, E.R. & DeClercq, D.R. 1987. Phytoplankton primary production and light attenuation responses to the experimental acidification of a small Canadian Shield lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44 (1)**: 83–90.
 - Simpson, P.S. & Eaton, J.W. 1986. Comparative studies of the photosynthesis of the submerged macrophyte *Elodea Canadensis* and the filamentous algae *Cladophora glomerata* and *Spirogyra sp.* *Aquatic Botany*, **24**, 1-12.
 - Smith, V.H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* **221**, 669–671.
 - Smith, V.H. 1990. Phytoplankton responses to eutrophication in inland waters. Pages 231-249 in I. Akatsuka, editor. Introduction to applied phycology. *SPB Academic Publishing*, The Hague, The Netherlands.
 - Smith S.M. & Lee K.D. 2006. Responses of periphyton to artificial nutrient enrichment in freshwater kettle ponds of Cape Cod National Seashore. *Hydrobiologia*, **571**: 201–211.

-
- Sommaruga, R & Robarts, R.D. 1997. The significance of autotrophic and heterotrophic picoplankton in hypertrophic ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology* **24**: 187-200.
 - Sommer, U. 1989. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In Sommer, U. (ed), *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Springer-Verlag, Berlin, 57-106.
 - Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* **506-509**: 135-145.
 - Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E., 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* **50**: 1605-1615.
 - Søndergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Jørgensen, T.B., Liboriussen, L., Jeppesen, E., 2010. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology* **55**: 893–908.
 - Soria, J.M. 2006. Past, present and future of la Albufera of Valencia Natural Park. *Limnética* **25**: 135-142.
 - Soria, J.M., Miracle, M.R., Vicente, E. 1987. Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia. *Limnética* **3**: 227-242.
 - Spivak, A. C., Vanni, M. J. & Mette, E. M. 2011. Moving on up: can results from simple aquatic mesocosm experiments be applied across broad spatial scales? *Freshwater Biology* **56**: 279-291.
 - Stenström-Khalili, M.I. & Hakanson, L. 2009. Variations and spurious correlations related to DIN, DIP, TN, TP, DIN/DIP and TN/TP in lakes, rivers and marine systems. *The Open Marine Biology Journal*, **3**: 28-35.
 - Stephen, D., Balayla, D., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, M., Fernández- Aláez, C., Ferriol, C., García, P., Gomà, J., Gyllstrom, M., Hansson, L-A., Hietala, J., Kairesalo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J.,

Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van de Bund, W. J., Van Donk, E., Vicente, E., Villena, M.J. & Moss, B. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, **49**, 1517-1524.

- Sterner, R.W. 1994. Seasonal and spatial patterns in macro and micro nutrient limitation in Joe Pool Lake, Texas. *Limnol. Oceanogr.* **39**: 535–550.
- Sterner, R.W. & Elser, J.J. 2002. Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere. *Princeton University Press*. New Jersey, 439.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. (2^a ed.). Ottawa, Fisheries Research Board of Canada. 311 pp.
- Struyf, E., Van Damme, S., Gribsholt, B. & Meire, P. 2005. Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in a estuarine environment, (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia*, **540**: 69–77.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1970. Aquatic chemistry. Wiley-Interscience, New York, 583 pp.
- Tadesse, I., Green, F.B., Puhakka, J.A. 2004. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond systems treating tannery effluent. *Water Research* **38**: 645–654.
- Talling, J.F. 1973. The application of some electrochemical methods to the measurement of photosynthesis and respiration in freshwaters. *Freshwater Biology*, **3**: 335-362.
- Talling, J.F. & Lamoelle, R.J. 1998. Ecological dynamics of tropical inland waters. *Cambridge University Press*, Cambridge, 441 pp.
- Tapia González, F.U., Herrera-Silveira, J.A., Aguirre-Macedo, M.L. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal

lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **76**, 418–430.

- Telesh I.V., Rahkola M. & Viljanen M. 1998. Carbon content of some freshwater rotifers. *Hydrobiologia*, **387/388**: 355–360.
- Tessenow, U. 1966. Untersuchungen über den Kieselsäurehaushalt der Binnengewässer. *Archiv. für Hydrobiologie Supplement*, **32**: 1-136.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. *Princeton Monographs in Population Biology* **17**. Princeton University Press.
- 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. *Limnol. Oceanogr.* **29**: 472-486.
- Triest, L. & Sierens, T. 2009. High diversity of *Ruppia* meadows in saline ponds and lakes of the western Mediterranean. *Hydrobiologia*. **634** (1):97-105
- Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, H., Balayla, D., Bécares, E., van de Bund, W., Van Donk, E., Fernández-Álaez, M., Gyllstrom, M., Hansson, L-A, Miracle, M.R., Moss, B., Romo, S., Rueda, J, Stephen, D. 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* **49**, 1619–1632.
- Van de Bund, W.J., Romo, S., Villena, M.J., Valentín, M., Van Donk, E., Vicente, E., Vakkilainen, K., Svensson, M., Stephen, D., Stahl-Delbanco, A., Rueda, J., Moss, B., Miracle, M.R., Kairesalo, T., Hansson, L.A., Hietala, J., Gyllstrom, M., Gomá, J., García, P., Fernández-Álaez, M., Fernández-Álaez, C., Ferriol, C., Collings, S., Bécares, E., Balayla, D.M., & Alfonso, T. 2004. Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* **49**: 1608-1618.

-
- Van den Berg, M. S., Coops H., Meijer, M.L. Scheffer, M. & Simons, J. 1998. Clear water associated with dense Chara vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. In: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (Eds. E. Jeppesen, Mo. Sondergaard, Ma. Sondergaard & K. Christoffersen), pp. 339-352. Springer Verlag, New York.
 - Van der Molen, D.T. & Boers, P.C.N. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* **275/276**: 379-389.
 - Van Donk, E. & Van de Bund, W.J. 2003. Impact of submerged macrophytes including macrophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, **72**, 261-274.
 - Vanni, M.J. 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**:341–70.
 - Vanni, M.J. & Layne, C.D. 1997 a. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the “top-down” effect of fish on algae in lakes. *Ecology* **78** (1): 21-40.
 - Vanni, M.J., Layne, C.D. & Arnott, S. 1997 b. “Top-down” trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. *Ecology* **78** (1):1-20.
 - Vanni, M.J., Bowling, A.M., Dickman, E.M., Scott Hale, R., Higgins, K.A., Horgan, M.J., Knoll, L.B., Renwick, W.H. 2006. Nutrient cycling by fish supports relatively more primary production as lake productivity increases. *Ecology*, **87**(7), 2006, pp. 1696–1709.
 - Vargas, M. J. & De Sostoa, A. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia*, **341** (3): 215-224.
 - Vasama, A. & Kankaala, P. 1990. Carbon-length regressions of planktonic crustaceans in Lake Ala-Kitka (NEFinland). *Aqua Fennica*, **20**: 95–102.

- Vermeer, C.P., Escher, M., Portielje, R., de Klein, J.J.M. 2003. Nitrogen uptake and translocation by *Chara*. *Aquatic Botany*, **76**: 245-258.
- Vicente, E. y Miracle, M.R. 1988. Estructura y función de los procariotas en dos ecosistemas lagunares costeros: la Albufera de Valencia y el Estany de Cullera. *Actas del Congreso de Biología Ambiental (11 Congreso Mundial Vasco)* **1**: 79-107.
- Vicente, E. y Miracle, M.R. 1992. The coastal lagoon Albufera de Valencia: an ecosystem under stress. *Limnética*, **8**: 87-100.
- Villena Álvarez, M.J. 2006. Ecología de los lagos someros en la zona mediterránea. Importancia de los productores primarios. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Villena, M.J. & Romo, S. 2007. Effects of nutrients, fish, charophytes and algal sediment recruitment on the phytoplankton ecology of a shallow lake. *International Review of Hydrobiology*, **92**, 6: 629-639.
- Viñals, M.J. 1999. La variabilidad de las cubetas de los humedales mediterráneos: formas y procesos geomórficos. *Humedales Mediterráneos*, **1**: 91-98 SEHUMED, Valencia (España).
- Viñals, M.J. 2004. Repercussions de l'acció antròpica a les albuferes, marjals i altres zones humides costaneres valencianes. XV Anuari de l'agrupació borrianenca de cultura.
- Viñals, M.J., Ors Martínez, J., Andreu Moliner, E. 2001 a. La Marjal de Gandía. Estudi del Medi Físic i Humà. Ajuntament de Gandía. Departament de Medi Ambient.
- Viñals, M.J., Colom, W., Rodrigo, M.A., Dasí, M.J., Armengol, X., Oltra, R. y Miracle, M.R. 2001 b. Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de Elche, Alicante (España). *Humedales Mediterráneos*, **1**,147-154. SEHUMED, Valencia (España).

-
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with spatial reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environments* **9**, 329-357.
 - Vrede, T., Ballantine, A., Mille-Lindblom, C., Algesten, G., Gudasz, C., Lindahl, S. & Brunberg, A.K. 2009. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, **54**: 331-344.
 - Watson, S. & Kalff, J. 1981. Relationships between nanoplankton and lake trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**: 960-967.
 - Watson, S., McCauley, E. & Downing, J.A. 1992. Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 2605-2610.
 - Welch, H.E., Legault, J.A. & Kling, H.J. 1989. Phytoplankton, nutrients, and primary production in fertilized and natural lakes at Saqvaqujac, N.W.T. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**: 90- 107.
 - Wetzel, R.G. 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationalen Vereinigung Limnologie* **24**: 6-24.
 - Wetzel, R.G. 1999. Biodiversity and shifting energetic stability within freshwater ecosystem. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, **54**: 19-32.
 - Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Elsevier Academic Press, San Diego.
 - Weyhenmeyer, G.A., Willen, E. & Sonesten, L. 2004. Effects of an extreme precipitation event on water chemistry and phytoplankton in the Swedish Lake Mälaren. *Boreal Environment Research* **9**: 409-420.

-
- Whitney, R.J. 1942. Diurnal fluctuations of oxygen and pH in two small ponds and a stream. *Jour. Exp. Biol.*, **19**: 92-99.
 - Wiebe P.H., Boyd S. & Cox J.L. 1975. Relationships between zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight and carbon. *Fishery Bulletin*, **73**: 777–786.
 - Wilcock, R.J. & Nagels, J.W., 2001. Effects of aquatic macrophytes on physicochemical conditions of three contrasting lowland streams: a consequence of diffuse pollution from agriculture? *Water Science and Technology* **43**: 163–168.
 - Williams, W.D., 1999. Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lake and Reservoirs: Research and Management* **4**: 85–91.
 - Willby, N, Pitt, J., Phillips, G. 2006. Summary of approach used in LEAFPACS for defining ecological quality of rivers and lakes using macrophyte composition. Draft Report January 2006.
 - Wood, E.D., Armstrong, F.A.J. & Richards, F.A. 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **47**:23.
 - Wooten, M.C., Scribner, K.T., Smith, M.H. 1988. Genetic Variability and Systematics of *Gambusia* in Southeastern United States. *Copeia* (**2**): 283-289.
 - Wylie, G.D. & Jones, J.R. 1987. Diel and seasonal changes of dissolved oxygen and pH in relation to community metabolism of a shallow reservoir in Southeast Missouri. *J. Freshwater Ecology* **4**: 115-125.
 - Zicker, E. L., Berger, K. C. and Hasler, A. D., 1956. Phosphorus release from bog lake muds. *Limnol. Oceanogr.*, **1**: 296-303.

RESUMEN

Este trabajo se centra en su mayor parte en el estudio de los efectos más directos de la eutrofización en los lagos someros mediterráneos y en el funcionamiento ecológico de este tipo de lagos cuando son sometidos a un incremento en la carga de nutrientes y a la presencia de peces. El trabajo también aborda el estudio de las metodologías más apropiadas para la evaluación de estos lagos mediante la aplicación de la Directiva Marco Europea del Agua (DMA). Este trabajo tiene dos secciones principales, siendo cada una parte de dos proyectos europeos que incluían lagos someros de distintas localidades europeas: (1) El proyecto SWALE que pretendía establecer las diferencias en el funcionamiento ecológico de los lagos someros sometidos a un experimento de eutrofización controlada en un gradiente latitudinal (6 lagos europeos). (2) El proyecto ECOFRAME cuyo objetivo era testar, en un total de 66 lagos de Europa, los parámetros indicadores que podrían ser utilizados para el control de la calidad de las aguas por la Directiva Marco del Agua (DMA). El trabajo de campo de cada proyecto se repitió dos veces, en 2 años consecutivos, de manera que los dos proyectos juntos tuvieron una duración de 4 años consecutivos.

La metodología utilizada ha sido no solo observacional, sino que además se han realizado experimentos en mesocosmos “in situ” en los cuales se adicionaron distintas cantidades de nutrientes inorgánicos de P y N, además de diferentes densidades de un pez planctívoro *Gambusia holbrooki*. Estos mesocosmos sometidos a manipulación se contrastaron con mesocosmos control o no manipulados y con muestras del propio lago fuera de los mesocosmos.

Los lagos elegidos para el estudio de la aplicabilidad de la DMA, fueron: la Laguna del Pozo de Prat de Cabanes-Torreblanca, la Albufera de Valencia, el Ullal del Baldoví, la Laguna de Cap de Terme, la Laguna Rini de Xeresa en la Reserva del Samaruc y la Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche. Estos lagos someros tienen un origen y características similares y consisten en áreas de

marjal a lo largo de la línea de costa mediterránea de la Península ibérica, área sometida a fuertes impactos antrópicos. El criterio de elección de estos lagos fue el gradiente trófico que presentaban.

Los estudios limnológicos llevados a cabo en estos lagos, muestran que las diferencias observadas en el estado ecológico de las lagunas estudiadas son debidas a cambios en el estado trófico y en la hidrología, al parecer producidos por actividades antrópicas. Los cambios en la hidrología alteran la composición iónica de algunas de las lagunas estudiadas. Además del gradiente trófico, estas lagunas pueden clasificarse también según su salinidad, siendo la mayoría de ellas oligohalinas, excepto el Hondo y Cabanes que son mesohalinas. Se observa además una correlación muy significativa entre conductividad y salinidad en los valores medidos en estas lagunas, pero solo hay una relación significativa entre salinidad y alcalinidad en las lagunas oligohalinas. Por otro lado, la evolución estacional entre verano y otoño del fósforo total diferencia entre dos grupos de lagos, aquellos en los cuales el PT disminuye en otoño, y por otro, aquellos donde el PT aumenta; estas diferencias se pueden explicar por la mayor importancia de las aguas subterráneas en la alimentación de este segundo grupo de lagos. Las diferencias estacionales del DIN también diferencian las lagunas mesohalinas de las oligohalinas. Es por esto que la relación DIN:PRS tiende a aumentar de verano a otoño en los lagos más salobres, por el contrario, en los lagos considerados como oligohalinos, de verano a otoño, este cociente disminuye. Las medidas de la profundidad de visión del disco de Secchi (debido a que se trata de lagos muy someros) y el color del agua (por ser una variable no relacionada con el nivel trófico), en general resultaron irrelevantes en la aplicación de la DMA en este tipo de lagos. La diversidad o cuantificación periódica del número de especies de plantas acuáticas si resultó un buen indicador de la mejora o el empobrecimiento en la calidad de las aguas ya que las lagunas que mostraron un incremento en la

eutrofia o deterioro en la calidad de sus aguas, fueron las que de un año a otro, perdieron mayor número de especies de macrófitos.

Los indicadores demandados por la DMA, clorofila *a*, PT, NT y macrófitos, resultaron adecuados para evaluar el estado ecológico de estos lagos someros, pero el estudio de otras variables complementarias como son la clorofila del epifiton (porque su valor aumenta cuando aumenta el nivel de nutrientes), y las medidas de los sólidos en suspensión y de la extinción de la luz, pueden ayudar también en la caracterización del estado trófico de estos lagos someros. Estas variables además deben analizarse respecto de unas condiciones de referencia dentro del rango de valores que se da en una determinada región geográfica o latitud.

La proliferación de índices de evaluación del estado ecológico y la calidad de las aguas está siendo muy extensa. En este trabajo, se han aplicado varios de estos índices y los resultados son más coincidentes entre índices en lagos con estados tróficos o de calidad ecológica más extremos que cuando los aplicamos a lagos con estados tróficos intermedios, en este último caso, los resultados son contradictorios.

Por otro lado, el lago elegido para la realización de los experimentos del proyecto SWALE, fue una de las lagunas con abundante vegetación hidrófila, en forma de canal de situada en la Reserva del Samaruc en Xeresa.

Los experimentos de tipo manipulativo en mesocosmos, mostraron que las adiciones semanales de N y P iguales y superiores a (5:0,5) mg/l de N y P, produjeron biomásas de fitoplancton medidas como clorofila *a*, muy elevadas (cercanas a 1000 µg/l) que condujeron a una fase turbia y el decaimiento y eliminación de los macrófitos a la tercera o cuarta adición semanal, en cambio, las adiciones de N:P de (3:0,3) mg/l, no resultaron perjudiciales para los macrófitos sumergidos, sino que, estas concentraciones de P y N favorecieron a los macrófitos y a sus epifitos. Los resultados mostraron que la adición de nutrientes de P y N en un sistema oligo-mesotrófico aumenta los índices

DIN:PRS y DIN:PT, pero cuando el sistema ya alcanza la situación de hipereutrofia, los índices bajan, y el N tiende a ser más limitante.

Los valores críticos para la limitación de N o P de los índices DIN/PRS y DIN/PT existentes en la literatura no resultaron adecuados para los sistemas estudiados, por lo que concluimos que estos valores, no son aplicables a los lagos someros mediterráneos. Las correlaciones de los índices $\text{NH}_4^+/\text{NO}_x^-$, DIN/PRS y DIN/PT con las adiciones de nutrientes, mostraron, la preferencia del amonio sobre el nitrato como fuente de N para las algas. El índice CHL *a*/PT en los mesocosmos hipereutróficos disminuyó con el incremento de PT, por lo que el estudio de este índice puede tener interés como indicación de la relación entre materia orgánica viva y la detrítica. Hay una correspondencia clara entre P añadido y clorofila *a* obtenida, ya que cuanto mayor es el P añadido, mayor es la concentración de clorofila pero es una relación de rendimientos decrecientes, llegándose a la saturación cuando las adiciones son de 0,5 mg/l de P. El cociente ZOO/CHL *a* también resultó muy buen indicador del nivel trófico del lago, este cociente es menor cuanto mayor es el P añadido. La adición de nutrientes favoreció tanto el peso individual alcanzado por *Gambusia holbrooki* como la reproducción, pero estas variables vienen también condicionadas por la densidad de población de dicha especie de pez en los mesocosmos. Los peces a través de su respiración actúan como reguladores de los equilibrios de los carbonatos-bicarbonatos en el agua, influyendo en el pH, el CO_2 y el Ca^{++} en solución. Esta regulación consistió fundamentalmente en amortiguar los efectos de la fertilización sobre estas variables en los mesocosmos correspondientes a los niveles altos de nutrientes, mientras que en los mesocosmos control y en los de nutrientes bajos, los peces produjeron efectos contrarios en estas variables a los producidos en los niveles de nutrientes altos. La biomasa de peces favoreció las concentraciones de PRS y NH_4^+ en solución. A mayor biomasa de peces, mayor respiración y mayor disminución del pH, menor precipitación de $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ y mayor concentración de ortofosfato

en el agua de los mesocosmos correspondientes a los nutrientes altos, y también a mayor biomasa de peces, mayor excreción de compuestos disueltos de fósforo y de amonio. En el primer experimento, las adiciones de concentraciones elevadas de nutrientes favorecieron a las biomásas de fitoplancton y de zooplancton, de forma preferente a los copépodos (efecto bottom-up), pero los macrófitos resultaron gravemente perjudicados y con ellos, sus organismos asociados. Los peces (en su mayoría machos) no solo depredaron a los crustáceos, sino que una vez ya desaparecidas estas poblaciones, ingirieron también algas del fitoplancton y detritus. En el segundo experimento, con macrófitos presentes y con adiciones de menores concentraciones de nutrientes, resultó favorecido el plancton (fitoplancton y zooplancton) pero también los macrófitos y sus organismos asociados. La depredación de los peces sobre el zooplancton fue mayor que en el año anterior, con lo que el fitoplancton fue finalmente favorecido por la biomasa de peces y sí se produjo efecto top-down. Por otra parte, las densidades de peces añadidas, aunque participaron en las interacciones entre los distintos componentes de la red trófica, no resultaron determinantes en la calidad del agua o nivel trófico de los mesocosmos, por lo que se puede concluir que el efecto top-down fue poco importante. En lagos someros mediterráneos, el efecto de los nutrientes sobre el estado trófico del sistema es más grande que el efecto de los peces.

La realización de dos ciclos diarios confirmó que la adición de nutrientes incrementa la amplitud de las fluctuaciones de oxígeno disuelto, pero cuando hay dominancia de macrófitos se homogenizan los valores de esta variable, tanto entre la superficie y el fondo como entre las horas del día. Los cambios diarios de pH van parejos a los cambios en los porcentajes de saturación del oxígeno, el pH es mínimo al amanecer, seguido de un aumento paulatino durante el día hasta el principio de la noche, en que empieza a disminuir en el caso de los controles y en los mesocosmos de nutrientes bajos y en el caso de los nutrientes altos, la disminución se inicia antes del atardecer. Se confirmó

también la existencia de una migración vertical hacia la superficie por la noche de los copépodos y cladóceros, pero no de los rotíferos.

Tres meses después de dejar de añadir cargas externas de P y N, se observó que el efecto de la fertilización aún persistía en los mesocosmos que fueron fertilizados, por lo que se puede concluir que tres meses sin cargas de P y N son poco tiempo para recuperar las condiciones iniciales. Los mecanismos y factores que propician el mantenimiento en el estado turbio después de un tiempo sin adiciones podrían ser: (1) la continuación en la liberación de fósforo y amonio desde el sedimento; (2) el reciclaje de la biomasa generada con las anteriores adiciones de nutrientes da lugar a un mantenimiento de una concentración alta de nutrientes en el agua; (3) el mayor periodo de retención del agua en los mesocosmos, por ser sistemas cerrados; (4) la persistencia de las altas temperaturas y la escasez de precipitaciones que cada año se está extendiendo más en el tiempo de verano a otoño, con una consecuente tasa de evaporación en los sistemas, y (5) la ausencia de comunidades de macrófitos que favorezca el comienzo de una fase clara.

ABSTRACT

This research work is focused largely on the study of the direct effects of eutrophication in the Mediterranean shallow lakes and specifically how the ecological functioning of such lakes changes with increasing nutrient loads and presence of fish. This work aims also to evaluate the most suitable methodologies for the assessment of the ecological state of this type of lakes to aid in finding useful tools for the implementation of the Water Framework Directive (WFD). This work has two main sections, being each one a part of two European projects including shallow lakes of different European locations: (1) The SWALE project that pretended to study the differences in the ecological functioning of shallow lakes subject to a controlled eutrophication experiment in a latitudinal gradient (6 european locations). (2) The ECOFRAME project that was aimed to test, in a total of 66 lakes in Europe, the indicator parameters that could be used to control the quality of water by the Water Framework Directive (WFD). The field work of each project was repeated twice, in more or less the same way, in 2 consecutive years, that of the two projects all together lasting 4 consecutive years.

The used methodology was observational and experimental. The experiments were carried out “in situ” mesocosms by manipulating inorganic nutrients of P and N and several densities of planktivorous fish *Gambusia holbrooki*. These mesocosms subjected to manipulation were compared with control or unmanipulated mesocosms and samples from the lake outside the mesocosms.

The shallow lakes chosen for the study of their main limnological variables and evaluation of indicators to be used as an aiding-tool in the application of the WFD, were: Laguna del Pozo de Prat de Cabanes-Torreblanca, Albufera de Valencia, Ullal del Baldoví, Laguna de Cap de Terme, Laguna Rini de Xeresa en la Reserva del Samaruc and Charca Sur-Oeste del Hondo de Elche. These shallow lakes have similar origin and are located in marsh areas along the

Mediterranean coastline of the Iberian Peninsula under strong anthropogenic impacts. The reason for choosing these lakes was that they showed a trophic gradient.

The limnological studies carried out in these lakes showed that the observed differences in the ecological status of these lakes are due to changes in the trophic status and hydrology, these changes seem to have been caused by human activities. Changes in hydrology alter the ionic composition of some of the studied lakes. These lakes differed in their salinity, most of them being oligohaline except Hondo and Cabanes which are mesohaline. There is a strong significant correlation between conductivity and salinity of these shallow lakes, but the relationship between salinity and alkalinity is only significant in the oligohaline lakes. On the other hand, the seasonal evolution of the total phosphorus was different characterizing two groups of lakes, one group in which the TP decreases in autumn, and another group where the TP increases, these differences may be attributed to the greater importance of groundwater feeding in the second group of lakes. We found noticeable differences on the seasonal evolution of DIN between oligohaline and mesohaline lakes; so the ratio DIN:SRP from summer to autumn tends to increase in the brackish lakes and to decrease in the oligohaline ones. Due to shallowness of these lakes, one of most frequent indicators, such as the depth of Secchi disk was irrelevant, but could be substituted by light measures at different depths. The measures of water color were also irrelevant in such lakes because this variable is not related with trophic state. The periodic quantification of the number of species of aquatic plants or their diversity was a good indicator of the improvement or impoverishment in water quality; the lakes that were subject to eutrophication and deterioration in water quality from one year to another, lost more species of macrophytes.

The quality indicators proposed by the WFD, such as chlorophyll *a*, TP, TN, macrophytes cover, were adequate to assess the ecological status of these

shallow lakes, but the study of other complementary variables such as the chlorophyll of epiphyton (because this variable increases as the level of nutrients), total suspended solids and light extinction measured photometrically, can also help to characterize the trophic status of these shallow lakes. These variables must also be analyzed with respect to reference conditions within the suitable range of values in a particular geographic region or latitude.

The proliferation of indices of the ecological assessment and water quality is still very extensive. In this work, we have applied the most frequent indices all of them classified well the lakes with extreme trophic states or ecological quality, but when they were applied to lakes with intermediate trophic states, the categorization resulting from the indices was not coincident.

The chosen lake for conducting experiments from SWALE project was one of the shallow elongated ponds in the Samaruc Reserve in Xeresa. Manipulative experiments in mesocosms showed that weekly additions of N and P equal and greater than (5:0,5) mg/l of N and P, produced very high phytoplankton biomass, as chlorophyll *a*, (near 1000 µg/l), this fact produced a turbid phase and decay and elimination of macrophytes in the third or fourth weekly addition. However, the additions of N:P of (3:0,3) mg/l, were not harmful to submerged macrophytes but these P and N concentrations favored macrophytes and their epiphytes. Nutrient addition of P and N in oligo-mesotrophic systems increases DIN:SRP and DIN:TP ratios, but as the system becomes hypertrophic these ratios decreased and N tends to be limiting. The critical values for N or P limitation given in the literature of the indices DIN/SRP and DIN/TP were not suitable for the studied systems, we conclude that these values cannot be applicable to Mediterranean shallow lakes. The relationship of the ratios $\text{NH}_4^+/\text{NO}_x$, DIN/SRP and DIN/TP with nutrient additions showed, the preference of ammonium over nitrate as N source by the algae. The CHL *a* /TP index in hypertrophic mesocosms decreased with increasing TP, so that the study of this index may be of interest as an indication of the relationship

between living organic matter and detritus. There is a clear correspondence between P added and chlorophyll *a*, but is a relationship of diminishing returns, this relationship reaches saturation when the additions are 0,5 mg/l of P. The ratio ZOO/CHL *a*, resulted also a very good indicator of eutrophication, this ratio distinctly diminished with increasing TP. The nutrient additions favored both the individual weight reached by *Gambusia holbrooki* and its reproduction, but these variables were also constrained by the population density of fish in the mesocosm. Fishes through its breathing act as regulators of equilibrium of carbonates-bicarbonates in the water, influencing the pH, CO₂ and Ca⁺⁺ in solution. This regulation buffered the effects of fertilization on these variables in the high-nutrient mesocosms with fish, however, the fish produced opposite effects on these variables in the control and low nutrient enclosures. Fish biomass favored SRP and NH₄⁺ concentrations in solution. At higher fish biomass, the respiration of fishes produced a decrease in pH, and lower probability of precipitation of Ca₃(PO₄)₂, this led to a higher orthophosphate concentration in the water of the mesocosms with fish and highest nutrient additions. A greater fish biomass also increased excretion of dissolved phosphorus and ammonium. In the first experiment, additions of high concentrations of nutrients favored the biomass of phytoplankton and zooplankton, especially of copepods (bottom-up effect), but macrophytes and their associated invertebrates were seriously injured. Fishes (mostly males) preferentially predated on the crustaceans, but once zooplankton was nearly consumed, they begin to ingest phytoplankton and detritus. In the second experiment, with a macrophyte cover in the mesocosms and lower nutrient additions, plankton (phytoplankton and zooplankton) and macrophytes with their associated organisms were both favored. Fish predation over zooplankton was highest than in the previous year, this fact favored phytoplankton biomass and a top-down effect was produced. However although the fish participated in the interactions in the food web, they were not decisive in ecologic state of the

mesocosms, so we can conclude that the top-down effect was unimportant. In Mediterranean shallow lakes, the effect of nutrients on the trophic status of the system is highest than the effect of fish.

The performing of two diel cycles confirmed that the addition of nutrients increases the amplitude of fluctuations of dissolved oxygen. In mesocosms with macrophytes the oxygen values between the surface and bottom and between the hours of day are homogenized by the effect of the plants. Daily changes in pH are parallel to the changes in oxygen. The pH is minimum at dawn, and then undergoes a gradual increase during the day until sun set. The pH decreases again at sunset in control and low nutrient enclosures but a little earlier just before dusk in the highest nutrient enclosures. It also confirmed the existence of a vertical migration to the surface at night of copepods and cladocerans, but not rotifers.

Three months after stopping the addition of external loads of P and N, the turbid state, indicated by TP and chlorophyll concentrations, persisted in the fertilized mesocosms, therefore be concluded that a three month's time without P and N loads is too short to restore the initial conditions. The mechanisms and factors favoring the maintenance of the turbid state could be: (1) the continued release of phosphorus and ammonium from the sediment, (2) the recycling of biomass generated in earlier additions of nutrients resulting in maintenance of a high concentration of nutrients in the water, (4) the persistence of high temperatures and scarcity of rainfall that each year is extending more in time from summer to autumn, with a consequent evaporation rate in the systems, and (5) the lack of macrophyte communities to favor the onset of a clear water phase.

ABREVIATURAS, ACRÓNIMOS Y SÍMBOLOS

ALB	ALBUFERA
CPT	CAP DE TERME
BAL	ULLAL DEL BALDOVÍ
XER	XERESA
HON	HONDO DE ELCHE
CBN	PRAT DE CABANES/TORREBLANCA
SWALE	Shallow Wetland Lake Functioning and Restoration in a Changing European Environment
ECOFRAME	Ecological Quality and Functioning of Shallow Lake Ecosystems with respect to the needs of the European Water Framework Directive
DMA	Directiva Marco del Agua
P.N.	Parque Natural
W1,W2,...W8	Semanas de Experimento
W0	Semana de Pre-tratamiento
N0,N1,N2,...N5	Niveles de Nutrientes
F0,F1,F2	Niveles de Peces
N0F0, N0F1,...N5F2	Combinación de niveles de nutrientes y niveles de peces
n.d.	No determinado, no disponible, dato perdido.
d.w.	Peso seco

SÍMBOLO / VARIABLE ABREVIADA	VARIABLE / PARÁMETRO	UNIDADES
Z	Profundidad	m
T ^a	Temperatura	°C
COND	Conductividad	μS/cm
O ₂ /DO	Oxígeno/Oxígeno Disuelto	mg/l y % de saturación
CO ₂ libre	Dióxido de carbono libre	mg/l
PRS	Fósforo Reactivo Soluble	mg -P/l
PT	Fósforo Total	mg-P/l
NIO	Nitrógeno Inorgánico Oxidado	mg-N/l
NO _x	Nitrato+Nitrato	mg-N/l
NH ₄ ⁺	Amonio	mg-N/l
NT	Nitrógeno Total	mg-N/l
DIN	Nitrógeno Inorgánico Disuelto	μM
ALC	Alcalinidad	meq/l
TSS	Sólidos Totales en Suspensión	mg/l
Si	Silicato Reactivo Soluble	mg-Si/l
Cl ⁻	Cloruro	mg/l
SO ₄ ²⁻	Sulfato	mg/l
Na ⁺	Sodio	mg/l
K ⁺	Potasio	mg/l
Ca ²⁺	Calcio	mg/l
Mg ²⁺	Magnesio	mg/l
CHL <i>a</i>	Clorofila <i>a</i> del fitoplancton	μg/l
ABS	Absorbancia	u. abs
ABS 400 nm	Absorbancia medida a 400 nm	u. abs
k	Coefficiente de extinción de luz	m ⁻¹
ZOO	Zooplancton	μg d.w./l
COP	Copépodos (en biomasa)	μg d.w./l
CLAD	Cladóceros (en biomasa)	μg d.w./l
ROT	Rotíferos (en biomasa)	μg d.w./l
TSI(PT)	Índice de Estado Trófico de Carlson (calculado a partir del fósforo total)	
TSI(CHL <i>a</i>)	Índice de Estado Trófico de Carlson (calculado a partir de la clorofila <i>a</i>)	
IPM	Índice de Pigmentos de Margalef	
WA	“Weighted Average” o “Media Ponderada”	
PCA	Análisis de Componentes Principales	

ANEXO 1

Tabla 1. Características hidrológicas de las seis lagunas de estudio. La afección humana en la dinámica de flujo de agua se clasifica mediante: (N): normal: menos del 5% del rendimiento de agua natural a largo plazo se cambia debido a actividades humanas, (M): modificado: más del 5% pero menos del 10% de la media de agua a largo plazo se añade o elimina por actividades humanas, (SM): severamente modificado: más del 10% a largo plazo del rendimiento de agua natural se añade o elimina por actividades humanas. La extracción artificial de aguas subterráneas se clasifica mediante: (N): normal: no hay extracción de aguas subterráneas dentro de la cuenca, (M): modificado: la extracción de aguas subterráneas lleva a cambios en el nivel del lago que están dentro del 10% de la variación normal del nivel del lago, medido como el nivel medio a largo plazo en el cambio del nivel del lago, (SM): la extracción de agua subterránea lleva a cambios en el nivel del agua que son más del 10% de la variación normal del nivel del lago, medido como el nivel medio a largo plazo en el cambio del nivel del lago. Tabla modificada de Moss et al., 2003.

Lago	Ecotipo	Z (m)en punto de muestreo JUL 00	Z (m)en punto de muestreo JUL 01	Cubierta de Hielo (meses)	T ^a (°C) más elevada	Área (km ²)	Sustrato	Salinidad	Dinámica flujo de agua	Período renovación	Conexión a aguas subterráneas.
ALB	21	1,21	1,00	0	26	22	Limo-arena aluvial	Oligo-halinas	SM	Alto	SM
CPT	24	2,25	2,20	0	26	0,035	Turba	Oligo-halinas	SM	Alto	SM
BAL	21	2,25	1,80	0	26	0,005	Roca	Oligo-halinas	N	Muy alto	M
XER	24	1,00	1,00	0	26	0,0012	Turba	Oligo-halinas	M	Bajo	SM
HON	24	1,00	1,00	0	27	0,11	Turba	Meso-halinas	SM	Bajo	SM
CBN	24	2,00	2,10	0	26	0,023	Turba	Meso-halinas	N	Bajo	M

ANEXO 2

ALBUFERA (ALB)

Punto Situación

ALB 1 Punto central. Entre Punta de la Barra y l'Antina

ALB 2 En Punta de la Barra

ALB 6 Entre Punta de la Barra y la Manseguerota

ALB 7 En Mata de les Rates

ALB 9 En ensenada de la Mata del Fang

Tabla 1. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central y de varios puntos adicionales en la laguna de la Albufera (ALB)

	FECHA	pH	COND (μ S/cm)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Si (mg/l)	TSS(mg/l)	CHLa (μ g/l)	ABS 400 nm
ALB 1	4-7-00	9,55	2150	0,450	0,0057	6,550	n.d.	n.d.	3,54	125,80	426,86	0,0703
ALB 2	4-7-00	8,91	2150	0,358	0,0030	6,703	n.d.	n.d.	3,11	108,20	446,47	0,0769
ALB 1	7-8-00	9,93	2730	0,250	0,0077	5,725	0,0045	0,0365	2,79	127,21	228,91	0,0678
ALB 6	7-8-00	9,91	2710	0,235	0,0063	n.d.	0,0068	0,0627	3,17	122,31	194,64	0,0730
ALB 7	7-8-00	7,87	2230	0,097	0,0022	n.d.	0,0035	0,0630	3,13	54,36	58,15	0,0854
ALB 9	7-8-00	8,88	2585	0,167	0,0098	4,669	0,0033	0,0324	4,15	109,57	149,11	0,1375
ALB 1	27-6-01	8,79	2230	0,376	0,0086	7,454	0,0015	0,0429	2,40	48,08	169,68	0,0664
ALB 1	17-10-01	9,92	2020	0,251	0,0181	6,212	0,0097	0,0246	2,44	51,07	382,86	0,0952
ALB 6	17-10-01	9,42	n.d.	0,283	0,0034	5,657	0,1874	0,0194	2,42	48,75	349,44	0,0552
ALB 7	17-10-01	9,67	n.d.	0,232	0,0017	5,984	0,2723	0,0169	2,23	56,33	365,35	0,0643

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
ALB 1	4-7-00	1,08	371,07	558,17	106,21	89,16	242,53	10,32
ALB 2	4-7-00	1,40	354,39	552,65	122,55	84,21	229,19	9,63
ALB 1	7-8-00	1,32	516,99	759,71	138,89	106,49	346,78	12,59
ALB 6	7-8-00	1,36	498,23	736,16	122,55	111,45	n.d.	n.d.
ALB 7	7-8-00	5,76	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
ALB 9	7-8-00	2,64	469,04	n.d.	114,38	113,92	300,00	9,17
ALB 1	27-6-01	0,99	373,15	477,99	106,21	101,54	240,72	11,20
ALB 1	17-10-01	1,11	389,98	238,32	57,19	75,59	239,82	10,48
ALB 6	17-10-01	1,53	317,76	220,86	57,19	73,09	205,62	9,95
ALB 7	17-10-01	1,42	352,84	247,86	61,27	73,14	224,00	10,37

CAP DE TERME (CPT)

Punto Situación

CPT 1 Punto central.

Tabla 2. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central en la laguna de la Cap de Terme (CPT)

	FECHA	pH	COND (μ S/cm)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Si (mg/l)	TSS (mg/l)	CHL <i>a</i> (μ g/l)	ABS 400 nm
CPT 1	10-7-00	7,86	2360	0,084	0,0053	2,164	n.d.	n.d.	3,19	21,53	68,39	0,1225
CPT1	1-8-00	7,89	2980	0,115	0,0048	2,397	0,1571	0,0116	4,88	25,83	101,19	0,1544
CPT 1	29-6-01	8,48	2660	0,140	0,0037	6,389	0,9423	0,0339	4,25	42,25	86,52	0,1274
CPT 1	2-10-01	8,07	4180	0,117	0,0021	1,510	0,0013	0,0149	7,02	32,70	58,40	0,1900

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
CPT 1	10-7-00	5,36	412,76	561,90	194,44	105,01	215,40	11,04
CPT1	1-8-00	6,61	556,60	578,31	232,84	123,83	266,97	12,82
CPT 1	29-6-01	4,80	508,65	246,42	179,74	116,40	234,72	14,05
CPT 1	2-10-01	7,13	848,04	490,85	306,37	170,91	449,71	20,45

ULLAL DEL BALDOVÍ (BAL)

Punto Situación

BAL 1 Punto central.

BAL 2 Cubeta SW (suroeste)

BAL 3 Cubeta E (este)

BAL 6 Cubeta S (sur). Cerca de la surgencia de agua.

Tabla 3. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central y de varios puntos adicionales en el Ullal del Baldoví (BAL).

	FECHA	pH	COND (μ S/cm)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Si (mg/l)	TSS (mg/l)	CHL a (μ g/l)	ABS 400 nm
BAL 1	11-7-00	7,27	3030	0,031	0,0013	7,473	n.d.	n.d.	4,62	2,43	5,55	0,0050
BAL 2	11-7-00	7,34	3020	0,067	0,0045	6,367	n.d.	n.d.	4,53	6,47	17,33	0,0035
BAL 6	11-7-00	7,18	2960	0,033	0,0023	n.d.	n.d.	n.d.	4,54	4,55	2,97	0,0027
BAL 1	4-8-00	7,40	2950	0,028	0,0010	7,488	7,1380	0,0131	5,46	3,35	3,39	0,0061
BAL 2	4-8-00	7,54	2880	0,072	0,0022	n.d.	6,5050	0,0077	5,14	6,92	18,07	0,0075
BAL 3	4-8-00	7,30	2800	0,102	0,0012	6,871	6,8270	0,0154	5,96	12,57	83,83	0,0045
BAL 1	1-7-01	7,66	3050	0,013	0,0020	8,511	7,6340	0,0411	4,98	2,89	1,23	0,0051
BAL 1	1-10-01	7,42	3350	0,017	0,0035	7,384	6,9850	0,0243	4,23	4,31	1,04	0,0060
BAL 2	1-10-01	7,45	n.d.	0,021	0,0024	7,442	7,0100	0,0082	4,56	3,33	0,52	0,0053

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
BAL 1	11-7-00	4,92	727,54	362,31	155,23	111,45	403,19	9,22
BAL 2	11-7-00	4,84	734,83	371,25	155,23	104,02	417,76	4,54
BAL 6	11-7-00	4,88	662,91	359,88	150,32	99,56	376,63	4,19
BAL 1	4-8-00	4,96	735,88	368,81	151,96	103,52	409,62	4,82
BAL 2	4-8-00	4,96	715,03	361,67	153,59	107,49	n.d.	n.d.
BAL 3	4-8-00	5,00	652,49	364,43	150,32	99,56	364,57	4,32
BAL 1	1-7-01	4,45	727,54	233,32	175,65	76,78	409,62	4,82
BAL 1	1-10-01	4,66	771,70	234,06	153,18	112,92	434,38	9,00
BAL 2	1-10-01	4,65	767,57	224,32	151,14	111,65	n.d.	n.d.

XERESA RINI (XER)

Punto Situación

XER 1 Punto central.

Tabla 4. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central en la laguna de Xeresa (XER).

	FECHA	pH	COND ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO_3 (mg/l)	NH_4 (mg/l)	Si (mg/l)	TSS (mg/l)	CHL <i>a</i> ($\mu\text{g}/\text{l}$)	ABS 400 nm
XER 1	4-7-00	7,99	2270	0,010	0,0010	1,533	n.d.	n.d.	2,84	1,93	4,45	0,1402
XER 1	25-7-00	7,87	2470	0,013	0,0010	1,565	0,0006	0,0282	3,00	1,78	6,17	0,1258
XER 1	25-6-01	8,78	2590	0,011	0,0012	3,230	0,0012	0,1964	1,06	6,07	5,72	0,1051
XER 1	23-10-01	8,29	2230	0,018	0,0010	1,380	0,0004	0,0000	0,68	1,19	1,00	0,0839

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl^- (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Na^+ (mg/l)	K^+ (mg/l)
XER 1	4-7-00	2,68	333,54	668,76	161,76	137,20	172,88	4,00
XER 1	25-7-00	3,16	371,07	719,43	176,47	148,10	180,61	4,44
XER 1	25-6-01	0,81	364,81	502,00	175,65	163,46	173,90	3,63
XER 1	23-10-01	1,81	299,19	423,05	167,48	136,81	142,56	3,45

HONDO DE ELCHE (HON)

Punto Situación

HON 1 Punto central.

HON 3 Al lado del canal

Tabla 5. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central en la Charca Sur-Oeste en el Hondo de Elche (HON)

	FECHA	pH	COND (μ S/cm)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Si (mg/l)	TSS (mg/l)	CHL <i>a</i> (μ g/l)	ABS 400 nm
HON 1	6-7-00	8,70	17660	0,060	0,0018	2,822	n.d.	n.d.	4,31	19,89	13,13	0,1246
HON 1	26-7-00	8,91	18900	0,060	0,0039	3,873	0,0003	0,0271	6,51	13,23	16,59	0,1311
HON 1	3-7-01	8,14	18480	0,089	0,0042	10,997	0,0012	0,0070	4,79	32,29	35,48	0,1866
HON 1	4-10-01	7,70	16350	0,089	0,0029	5,142	0,0013	0,0590	11,08	14,46	57,12	0,2027

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)
HON 1	6-7-00	3,32	4648,74	3956,88	547,38	660,02	3147,94	44,53
HON 1	26-7-00	2,76	4982,28	3630,45	571,88	728,13	3175,12	58,62
HON 1	3-7-01	6,42	4565,35	2682,98	580,05	713,27	3107,44	48,61
HON 1	4-10-01	6,42	4188,63	2250,76	549,78	646,75	2706,84	56,18

PRAT DE CABANES / TORREBLANCA (CBN)

Punto Situación

CBN 1 Punto central.

CBN 2 Cubeta W (oeste)

CBN 6 Ensenada E (este)

Tabla 6. Medidas físico-químicas y de CHL a del punto central y de varios puntos adicionales en la laguna del pozo del Prat de Cabanes-Torreblanca.

	FECHA	pH	COND (μ S/cm)	PT (mg/l)	PRS (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Si (mg/l)	TSS (mg/l)	CHL a (μ g/l)	ABS 400 nm
CBN 1	5-7-00	7,60	13180	0,001	0,0010	1,800	n.d.	n.d.	4,96	6,55	3,46	0,0513
CBN 1	3-8-00	7,70	13910	0,009	0,0010	1,018	0,0042	0,0266	6,25	4,84	1,49	0,0481
CBN 2	3-8-00	7,75	13910	0,004	0,0027	n.d.	0,0045	0,0320	7,35	6,42	1,17	0,0508
CBN 6	3-8-00	7,87	13960	0,014	0,0019	5,013	0,0018	0,0191	6,97	6,51	2,95	0,0557
CBN 1	2-7-01	8,04	11840	0,014	0,0022	6,304	0,0055	0,0074	6,02	5,70	1,80	0,0527
CBN 1	18-10-01	7,60	12300	0,011	0,0010	3,285	0,1562	0,0628	6,07	6,86	0,93	0,0467
CBN 2	18-10-01	7,71	n.d.	0,027	0,0010	2,908	0,1300	0,0657	6,02	6,49	0,98	0,0462

	FECHA	ALC (meq/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na+ (mg/l)	K+ (mg/l)
CBN 1	5-7-00	2,56	4346,47	607,38	363,56	284,81	2416,24	64,10
CBN 1	3-8-00	2,40	4565,35	617,53	383,98	308,34	2283,21	51,87
CBN 2	3-8-00	2,56	4586,20	625,24	383,98	307,10	n.d.	n.d.
CBN 6	3-8-00	2,60	4617,47	625,24	379,90	304,62	n.d.	n.d.
CBN 1	2-7-01	2,18	4169,27	445,80	334,96	265,00	1822,83	56,66
CBN 1	18-10-01	2,67	3930,71	470,96	370,68	289,67	2015,95	58,62
CBN 2	18-10-01	2,61	3930,71	463,35	379,01	284,67	2283,21	60,60

ANEXO 3

Tabla 1. Tabla que muestra los valores de conductividad medidos (mS/cm), los valores de salinidad (g/l) calculados a partir de la fórmula de Bodelón et al. (1994), los valores de salinidad (g/l) calculados como la suma del total de cationes más el total de aniones y las bandas de confianza (95%) estimadas para la salinidad (g/l) mediante la fórmula de Bodelón et al., (1994).

MUESTRA	FECHA	COND (mS/cm)	SALINIDAD FÓRMULA (g/l)	SALINIDAD (TC+TA) (g/l)	SALINIDAD (g/l) L.C. (95%)
ALB 1 centro	Jul 00	2,15	1,443	1,443	1,01-1,83
ALB 1 centro	Ago 00	2,73	1,834	1,962	1,52-2,74
CPT	Jul 00	2,36	1,584	1,828	1,01-1,83
CPT	Ago 00	2,98	2,003	2,174	1,52-2,74
BAL 1 centro	Jul 00	3,03	2,037	2,069	1,52-2,74
BAL 3 este	Ago 00	2,8	1,882	1,941	1,52-2,74
XER	Jul 00	2,27	1,524	1,642	1,01-1,83
XER	Ago 00	2,47	1,659	1,793	1,01-1,83
HON	Jul 00	17,66	11,984	13,208	9,18-16,63
HON	Ago 00	18,9	12,830	13,315	9,69-17,56
CBN 1 centro	Jul 00	13,18	8,930	8,239	6,62-11,99
CBN 1 centro	Ago 00	13,91	9,427	8,357	7,13-12,92

ANEXO 4: RESULTADOS DE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL EXPERIMENTO DEL PRIMER AÑO.

PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	0,0010	0,0033	0,0018	0,0029	0,0021	0,0012	0,0008	0,0071	0,0031
A2	0,0010	0,0023	0,0031	0,0022	0,0027	0,0046	0,0012	0,0063	0,0053
A3	0,0010	0,0038	0,0167	0,0074	0,0079	0,0056	0,0058	0,0125	0,0200
A4	0,0010	0,1000	0,0710	0,1918	0,0913	0,3464	0,0963	0,1829	0,6245
A5	0,0010	0,0030	0,0009	0,0032	0,0018	0,0010	0,0010	0,0036	0,0021
A6	0,0010	0,0030	0,0035	0,0095	0,0066	0,0030	0,0027	0,0109	0,0079
A7	0,0010	0,1710	0,0330	0,0636	0,0611	0,0117	0,0040	0,0419	0,0671
A8	0,0010	0,3500	0,1108	0,5042	0,5527	0,4287	0,4124	0,5761	1,2220
A9	0,0010	0,0021	0,0008	0,0010	0,0024	0,0007	0,0010	0,0020	0,0020
A10	0,0010	0,0033	0,0046	0,0034	0,0042	0,0013	0,0013	0,0120	0,0133
A11	0,0010	0,3264	0,0264	0,1245	0,1239	0,1735	0,0530	0,0939	0,4269
A12	0,0010	0,4070	0,1327	0,2016	0,4187	0,6476	0,7144	0,4046	0,5538
B1	0,0010	0,0028	0,0026	0,0040	0,0024	0,0013	0,0010	0,0051	0,0074
B2	0,0010	0,0028	0,0034	0,0056	0,0053	0,0043	0,0043	0,0234	0,0200
B3	0,0010	0,0616	0,0193	0,0300	0,0080	0,0104	0,0018	0,0214	0,0442
B4	0,0010	0,5658	0,2240	0,3051	0,1021	0,2120	0,1000	0,1440	0,2168
B5	0,0010	0,0025	0,0015	0,0025	0,0024	0,0015	0,0007	0,0030	0,0030
B6	0,0010	0,0013	0,0064	0,0036	0,0039	0,0010	0,0020	0,0153	0,0150
B7	0,0010	0,0519	0,0460	0,1060	0,1990	0,1180	0,0132	0,0687	0,1085
B8	0,0010	0,5392	0,1747	0,4299	0,2927	0,1536	0,1859	0,7439	0,9224
B9	0,0010	0,0077	0,0009	0,0019	0,0026	0,0010	0,0007	0,0069	0,0064
B10	0,0010	0,0028	0,0034	0,0061	0,0059	0,0010	0,0013	0,0206	0,0158
B11	0,0010	0,2707	0,0511	0,0167	0,0075	0,0021	0,0013	0,0206	0,0176

PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
B12	0,0010	0,4071	0,1835	0,1527	0,4985	0,4254	0,4904	0,4418	0,6730
C1	0,0010	0,0035	0,0025	0,0014	0,0029	0,0010	0,0010	0,0059	0,0061
C2	0,0010	0,0021	0,0055	0,0069	0,0039	0,0007	0,0042	0,0180	0,0092
C3	0,0010	0,2048	0,0305	0,0364	0,0178	0,0433	0,0045	0,0200	0,0300
C4	0,0010	0,6648	0,1289	0,1656	0,0984	0,2146	0,0776	0,0422	0,1174
C5	0,0010	0,0025	0,0029	0,0015	0,0021	0,0010	0,0010	0,0050	0,0053
C6	0,0010	0,0018	0,0044	0,0149	0,0072	0,0012	0,0012	0,0216	0,0233
C7	0,0010	0,1994	0,0244	0,0506	0,0841	0,0790	0,0075	0,0257	0,0148
C8	0,0010	0,6641	0,1758	0,1996	0,1303	0,2002	0,2064	0,1510	0,6641
C9	0,0010	0,0010	0,0038	0,0025	0,0021	0,0008	0,0010	0,0020	0,0007
C10	0,0010	0,0016	0,0091	0,0066	0,0032	0,0010	0,0008	0,0124	0,0140
C11	0,0010	0,2012	0,0192	0,0617	0,0427	0,4561	0,2114	0,1163	0,3447
C12	0,0010	0,7435	0,0967	0,0866	0,4449	0,2422	0,3236	0,2487	0,6080
EXTERIOR	0,0010	0,0049	0,0029	0,0034	0,0088	0,0007	0,0013	0,0020	0,0020

PT (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	0,0422	0,0320	0,0248	0,0158	0,0263	0,0207	0,0350	0,0237	0,0193
A2	0,0404	0,0764	0,0945	0,0467	0,0822	0,1863	0,1902	0,1195	0,1261
A3	0,0302	0,1420	0,2588	0,4362	0,7380	0,7722	0,8541	1,0849	1,1745
A4	0,0287	0,4873	0,3818	0,7006	0,9687	1,5894	1,2870	1,7715	1,6567
A5	0,0307	0,0240	0,0232	0,0242	0,0260	0,0268	0,0323	0,0300	0,0396
A6	0,0454	0,0361	0,0600	0,0429	0,0810	0,1019	0,1313	0,1278	0,0681
A7	0,0348	0,2127	0,2629	0,2043	0,4752	0,9192	0,7773	0,6117	0,5631
A8	0,0436	0,7880	0,6586	0,8315	1,0483	1,0257	1,1381	1,6111	1,8735
A9	0,0370	0,0366	0,0371	0,0156	0,0243	0,0209	0,0305	0,0179	0,0147
A10	0,0288	0,0612	0,0933	0,0646	0,0934	0,1059	0,1673	0,1820	0,1466
A11	0,0556	0,3825	0,2112	0,4568	0,7064	1,0206	0,8545	1,2604	0,8761
A12	0,0422	0,8122	0,5158	0,9585	1,2216	1,3124	1,2183	1,6000	1,6656
B1	0,0297	0,0325	0,0250	0,0206	0,0229	0,0194	0,0220	0,0226	0,0203
B2	0,0429	0,1004	0,0953	0,0966	0,1131	0,2003	0,2584	0,3451	0,2271
B3	0,0298	0,1607	0,3495	0,4665	0,6720	0,8978	1,1221	1,1034	1,0933
B4	0,0363	0,7000	0,6950	0,9069	1,3382	1,2439	0,6277	1,2301	1,2401
B5	0,0351	0,0341	0,0324	0,0131	0,0292	0,0150	0,0173	0,0179	0,0191
B6	0,0385	0,0479	0,0642	0,0571	0,1107	0,1334	0,2585	0,3029	0,2299
B7	0,0404	0,1069	0,3799	0,5731	0,4853	1,2028	2,1039	2,2730	1,5485
B8	0,0263	0,7000	0,6760	0,7813	1,1081	1,6723	2,5590	2,5234	2,2262
B9	0,0266	0,0272	0,0243	0,0135	0,0196	0,0197	0,0217	0,0281	0,0207
B10	0,0312	0,0891	0,0740	0,0483	0,0840	0,1095	0,1193	0,2926	0,2674
B11	0,0242	0,3569	0,2912	0,3592	0,4165	0,4133	0,7453	0,8824	1,0760
B12	0,0214	0,5338	0,4951	0,6777	0,9033	1,1066	1,1262	1,5019	1,4877
C1	0,0249	0,0450	0,0412	0,0240	0,0248	0,0287	0,0426	0,0314	0,0249

PT (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C2	0,0276	0,0664	0,0720	0,0910	0,1010	0,1199	0,1687	0,2261	0,2124
C3	0,0171	0,2397	0,2479	0,4091	0,5097	0,6282	0,7680	1,2945	1,1126
C4	0,0170	0,7216	0,5186	0,9182	1,1008	1,0828	1,1320	1,6849	1,3900
C5	0,0293	0,0334	0,0280	0,0156	0,0207	0,0219	0,0399	0,0260	0,0218
C6	0,0141	0,0706	0,0683	0,0387	0,0639	0,0791	0,1467	0,2750	0,2409
C7	0,0210	0,2779	0,3045	0,3157	0,4329	0,7453	1,0726	1,0753	0,4301
C8	0,0180	0,7695	0,5371	0,8800	1,2433	1,3535	1,3228	2,1326	1,7872
C9	0,0148	0,0381	0,0356	0,0225	0,0184	0,0173	0,0264	0,0196	0,0187
C10	0,0148	0,0488	0,0904	0,0665	0,0584	0,0429	0,0726	0,1756	0,1857
C11	0,0198	0,2739	0,3535	0,3416	0,8355	1,0797	1,1249	1,4579	1,1182
C12	0,0170	0,7962	0,3976	1,0438	1,2829	1,2619	1,3753	1,4146	1,2970
EXT.	0,0168	0,0237	0,0157	0,0137	0,0161	0,0130	0,0124	0,0117	0,0131

CLOROFILA a (µg/l)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	2,94	3,94	8,42	5,85	3,95	5,34	7,94	11,35	3,50
A2	4,19	23,09	41,91	48,16	43,52	212,22	302,95	26,17	171,88
A3	3,36	40,96	262,63	295,16	624,79	891,19	1213,77	1123,94	1142,47
A4	4,78	48,08	204,76	372,11	585,48	622,04	704,67	692,26	481,55
A5	4,27	4,60	13,81	10,01	4,22	4,27	10,88	26,54	47,52
A6	2,81	32,64	27,56	20,89	82,90	178,30	92,23	104,85	82,01
A7	4,61	48,75	153,07	65,67	341,05	838,93	730,71	165,56	99,59
A8	3,92	74,23	306,77	198,15	232,15	305,59	355,30	524,87	334,56
A9	4,50	6,23	9,26	5,22	5,27	7,05	7,22	2,05	3,65
A10	3,28	31,47	26,64	35,56	67,48	36,68	198,37	135,45	174,93
A11	4,36	41,55	161,43	180,38	307,28	567,43	595,82	1073,00	148,55
A12	1,93	35,54	314,51	493,56	351,28	295,13	206,78	890,91	754,53
B1	5,78	4,22	4,44	4,31	3,27	3,71	2,17	12,64	8,42
B2	5,01	24,18	35,03	69,85	131,13	155,00	248,50	228,10	276,56
B3	2,93	31,52	322,91	472,13	530,34	650,75	1123,89	968,21	607,93
B4	7,68	51,46	552,41	848,77	1267,33	861,90	422,86	814,72	1010,29
B5	5,74	8,58	9,61	4,47	3,41	2,51	2,75	4,66	9,46
B6	3,26	21,17	40,50	38,68	132,74	90,79	237,85	210,90	244,11
B7	2,83	27,67	166,97	320,24	195,66	816,28	1301,05	1421,77	738,51
B8	2,17	23,50	326,39	306,26	480,43	886,69	1239,93	791,30	579,60
B9	3,04	6,44	7,55	5,83	3,22	5,92	4,93	4,03	2,44
B10	5,95	13,71	32,33	24,08	113,93	110,57	135,03	242,55	178,85
B11	4,18	34,23	143,71	364,97	402,83	407,96	825,50	576,05	676,45
B12	4,65	50,91	248,28	349,99	72,09	249,93	251,09	463,00	462,18
C1	5,91	8,71	24,90	13,09	9,91	4,97	3,14	2,58	2,45

CLOROFILA a (µg/l)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C2	6,38	40,63	30,14	61,26	70,67	77,97	145,01	144,23	177,85
C3	3,98	23,55	154,96	244,98	245,73	387,31	763,92	1240,58	771,72
C4	3,03	26,93	371,36	640,59	529,01	673,22	809,48	1062,29	743,01
C5	3,84	3,54	6,19	4,13	1,77	2,74	11,08	6,64	15,38
C6	3,01	5,86	17,51	41,78	31,06	100,91	203,45	184,45	224,49
C7	3,89	31,82	147,56	234,87	341,99	561,37	721,94	957,24	133,87
C8	3,83	31,81	271,87	693,85	534,17	722,50	800,76	1202,36	540,56
C9	4,63	4,01	8,83	5,12	2,84	1,70	4,96	2,45	2,82
C10	2,79	13,16	35,32	40,11	36,20	17,97	96,26	165,61	189,63
C11	2,61	21,61	343,62	160,53	786,61	462,86	828,90	742,02	420,75
C12	2,89	38,62	168,85	349,62	209,24	462,61	436,84	330,50	146,71
EXT.	3,38	2,16	2,40	1,93	1,91	4,08	1,93	2,00	4,64

NIO (mg/l de N-NO ₃)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	0,0013	0,0004	0,0005	0,0006	0,0007	0,0008	0,0006	0,0009	0,0050
A2	0,0011	0,2299	0,0011	0,0405	0,0998	0,0488	0,0005	0,0019	0,1665
A3	0,0010	3,7237	0,7229	1,6961	1,7250	1,9297	1,0984	0,2724	0,0105
A4	0,0042	18,0417	19,7435	17,3729	12,8202	17,8678	15,4265	7,6991	1,7270
A5	0,0005	0,0005	0,0004	0,0008	0,0009	0,0009	0,0003	0,0012	0,0296
A6	0,0019	0,2542	0,0007	0,0012	0,0695	0,0016	0,0006	0,0017	0,0010
A7	0,0018	5,0880	2,1121	3,3338	1,4311	0,0423	0,0017	0,0042	0,1439
A8	0,0024	15,6429	19,6721	16,9169	18,2263	21,3726	8,6999	0,0064	0,2175
A9	0,0022	0,0005	0,0005	0,0007	0,0007	0,0010	0,0005	0,0009	0,0021
A10	0,0019	0,2501	0,0005	0,0010	0,0013	0,0050	0,0006	0,0021	0,0018
A11	0,0006	8,2412	3,4289	3,7275	1,4352	0,0235	0,0024	0,0031	0,0044
A12	0,0021	20,5609	20,6923	24,6852	19,7132	27,9334	9,3272	0,0262	0,0041
B1	0,0021	0,0005	0,0006	0,0008	0,0008	0,0010	0,0005	0,0010	0,0517
B2	0,0020	0,0008	0,0007	0,0013	0,0015	0,0016	0,0005	0,0022	0,0014
B3	0,0010	3,0933	0,6137	0,8989	2,0563	2,5686	0,2629	0,0012	0,0014
B4	0,0013	9,1722	7,0975	6,2414	3,1033	6,5831	4,6963	1,0079	0,9989
B5	0,0016	0,0009	0,0006	0,0007	0,0010	0,0012	0,0002	0,0012	0,0234
B6	0,0014	0,0008	0,0006	0,0012	0,0149	0,0269	0,0005	0,0031	0,0018
B7	0,0016	7,7495	7,9556	4,2782	0,3872	0,0023	0,0026	0,0011	0,0037
B8	0,0013	26,5016	16,0311	17,0597	13,4860	12,7873	5,8968	5,1635	1,7150
B9	0,0016	0,0006	0,0005	0,0008	0,0009	0,0011	0,0015	0,0008	0,0211
B10	0,0016	0,0007	0,0005	0,0015	0,0684	0,0015	0,0003	0,0098	0,0032
B11	0,0014	4,4825	2,1192	2,3599	0,1692	0,0044	0,0020	0,0035	0,0015
B12	0,0012	10,8056	11,0180	9,8532	7,8329	8,7828	0,8930	0,0048	0,0044
C1	0,0013	0,0005	0,0006	0,0007	0,0009	0,0011	0,0006	0,0031	0,0360

NIO (mg/l de N-NO ₃)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C2	0,0005	0,0004	0,0006	0,0011	0,0011	0,0012	0,0005	0,0020	0,0013
C3	0,0016	4,9471	4,2824	6,8490	6,3989	4,9992	2,4016	0,5777	0,0013
C4	0,0013	14,0324	18,6986	14,5033	11,3705	16,5503	13,6177	3,6571	2,5956
C5	0,0013	0,0007	0,0005	0,0007	0,0009	0,0012	0,0008	0,0010	0,0415
C6	0,0010	0,0014	0,0007	0,0009	0,0547	0,0421	0,0102	0,0142	0,0030
C7	0,0007	2,1623	3,8433	3,9650	2,3683	0,1821	0,0017	0,0021	0,0028
C8	0,0005	10,9076	9,9431	11,1492	9,7745	16,4710	8,9374	1,0748	0,0036
C9	0,0011	0,0006	0,0005	0,0006	0,0007	0,0009	0,0002	0,0010	0,0079
C10	0,0015	0,0176	0,0006	0,0430	0,0391	0,0024	0,0002	0,0019	0,0018
C11	0,0005	6,2113	1,8861	2,3523	2,4886	2,8829	0,0079	0,0024	0,0035
C12	0,0003	12,1146	16,9555	21,1639	24,7226	33,3621	23,7305	9,0577	3,9997
EXT.	0,0014	0,0003	0,0009	0,0007	0,0007	0,0009	0,0002	0,0006	0,0009

NH ₄ (mg/l de N-NH ₄)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	0,0305	0,0008	0,0297	0,1552	0,0831	0,0434	0,3702	0,4610	0,5677
A2	0,0374	0,0008	0,0391	0,1432	0,9655	0,6367	0,5090	1,3631	0,0524
A3	0,0236	0,0244	0,0446	0,3649	0,5705	0,1044	0,0606	0,0786	0,0576
A4	0,0309	0,0056	0,0519	0,0982	0,2275	0,9828	0,8007	0,1203	1,2275
A5	0,0297	0,0033	0,0235	0,0785	0,1001	0,0389	0,3641	0,4367	0,4044
A6	0,0306	0,0087	0,0607	0,1512	0,4618	0,0541	0,1586	0,0407	0,0212
A7	0,0650	0,0195	0,1844	0,1992	0,3054	0,3522	0,0640	0,2813	0,7291
A8	0,0334	0,0110	0,0444	0,3228	0,8363	1,6393	0,8119	0,1695	0,6766
A9	0,0319	0,0381	0,0287	0,0800	0,0656	0,0319	0,2311	0,3572	0,3901
A10	0,0207	0,0272	0,0410	0,1472	0,1480	0,5281	0,1987	0,0408	0,0333
A11	0,0396	0,1178	0,0636	0,1055	0,1025	0,6998	0,0420	0,0728	0,7953
A12	0,0241	0,0117	0,0831	0,0977	0,3940	1,7325	1,6240	0,0711	0,0667
B1	0,0314	0,0137	0,0547	0,1210	0,0960	0,0458	0,4112	0,5766	0,4191
B2	0,0222	0,0227	0,0408	0,0841	0,0198	0,0430	0,0536	0,0303	0,0475
B3	0,0219	0,0587	0,0562	0,1586	0,0935	0,3562	0,0744	0,0707	0,0439
B4	0,0222	0,1272	0,3170	0,0926	0,1161	0,8469	0,2851	0,1073	0,0434
B5	0,0273	0,0187	0,0189	0,0772	0,0856	0,1541	0,5957	0,6877	0,5879
B6	0,0264	0,0210	0,0455	0,2279	0,2548	0,7739	0,1391	0,0692	0,0332
B7	0,0350	0,0310	0,1704	0,3262	0,3679	0,1003	0,1119	0,0955	0,0661
B8	0,0245	0,0081	0,2875	0,1056	0,4214	1,1718	1,9557	1,3894	0,2710
B9	0,0359	0,0188	0,1365	0,0754	0,0789	0,0453	0,2119	0,1348	0,4942
B10	0,0244	0,0182	0,1855	0,3023	0,5329	0,6336	0,7893	0,0946	0,0481
B11	0,0238	0,0327	0,1138	0,0764	0,0619	0,1007	0,0284	0,0471	0,0569
B12	0,0158	0,0272	0,1450	0,0513	1,1209	1,2338	1,8192	0,0462	0,0255
C1	0,0213	0,0048	0,0171	0,0864	0,2047	0,4578	1,2056	1,5565	1,3047

NH ₄ (mg/l de N-NH ₄)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C2	0,0234	0,0037	0,0192	0,1836	0,0569	0,0387	0,0511	0,0492	0,0410
C3	0,0252	0,0110	0,0888	0,0995	0,3451	0,6818	0,0796	0,0792	0,0428
C4	0,0250	0,0107	0,2978	0,0872	0,6606	0,6320	1,1154	0,1130	0,3787
C5	0,0258	0,0006	0,0410	0,0938	0,0660	0,0791	0,7282	0,9982	0,5240
C6	0,0219	0,0026	0,0101	0,1259	0,4749	0,3921	0,1779	0,0602	0,0376
C7	0,0234	0,0311	0,1570	0,1119	0,2009	0,5150	0,0849	0,0626	0,0640
C8	0,0234	0,0284	0,1024	0,1345	0,4431	0,5263	0,8779	0,6709	1,6158
C9	0,0185	0,0345	0,0323	0,0938	0,0785	0,0478	0,0989	0,1366	0,3627
C10	0,0307	0,0345	0,0174	0,1522	0,3596	0,2694	0,6404	0,0368	0,0373
C11	0,0231	0,0861	0,0720	0,3830	0,6835	1,1871	0,4149	0,0196	0,0646
C12	0,0250	0,0167	0,0480	0,0986	0,1162	1,1484	1,9485	0,8907	0,8427
EXT.	0,0270	0,0272	0,0186	0,1318	0,0479	0,0196	0,0238	0,0139	0,0202

SILICATOS (mg/l de Si-SiO ₂)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	1,6536	2,2041	3,0703	4,1960	4,1197	6,2704	7,0086	10,8058	12,9592
A2	1,4459	2,1381	2,1001	2,4511	1,2338	2,8627	5,3748	8,9515	7,7276
A3	1,5545	1,7318	0,2247	0,3285	1,5568	1,2290	0,9256	0,9600	1,6201
A4	1,5260	1,8756	0,3090	1,1758	1,7788	1,8270	1,5352	1,7766	4,0830
A5	1,5082	2,0987	3,5049	3,7627	5,1846	6,5795	6,5003	10,6732	7,0784
A6	1,4420	1,7745	1,2108	0,8420	1,0184	1,9202	3,2438	4,8390	5,7973
A7	1,4362	1,9060	0,5982	0,4121	0,7623	1,2753	1,9209	3,0918	4,6568
A8	1,5594	1,8927	0,7743	1,2517	0,7030	1,9439	3,1559	4,8352	4,4569
A9	1,7077	2,1946	2,8099	3,2869	4,0379	4,4033	5,0511	8,9705	8,2710
A10	1,4251	1,8243	1,1026	0,1097	0,7148	2,0995	3,7506	4,0115	7,2703
A11	1,5715	1,6534	0,6736	1,1261	1,3220	2,1130	2,0349	2,7087	3,9803
A12	1,3671	1,8528	0,5585	1,0541	0,6209	1,5961	2,4084	4,2067	4,1284
B1	1,3942	2,0536	3,1100	3,4704	3,9560	6,4153	9,5061	11,3315	8,2485
B2	1,5835	2,1168	2,5570	2,8217	4,0457	5,1815	3,8380	5,0678	6,7444
B3	1,6149	2,0584	0,1686	0,6990	1,4672	2,1009	1,9915	1,7207	2,5343
B4	1,5048	2,2407	0,4162	1,7222	2,3850	2,6695	1,3945	1,9030	2,0607
B5	1,7468	2,4215	3,2960	3,8434	3,8718	6,1411	7,1419	9,5353	7,8311
B6	1,4811	1,9558	2,0629	2,3086	1,7038	2,4226	3,7926	6,5051	5,4010
B7	1,4855	1,6420	0,2738	0,2879	1,1674	2,1246	2,4482	1,9480	2,1549
B8	1,5145	1,8580	0,2182	0,3048	0,8723	1,6015	2,3313	2,9819	3,4201
B9	1,6077	2,2136	2,9885	3,4690	3,5445	5,3030	6,1707	7,6893	5,0832
B10	1,6212	2,3280	1,3482	2,5637	0,2144	1,1304	4,2405	6,8516	6,6360
B11	1,5268	1,5443	0,5307	0,9121	1,6669	2,1024	1,9461	2,9824	2,5602
B12	1,4744	1,8405	0,6384	0,8473	0,8804	1,7420	3,0582	4,5918	4,4330
C1	1,6280	2,4192	3,4225	3,5144	3,9086	6,3803	8,7266	10,6696	8,1925

SILICATOS (mg/l de Si-SiO ₂)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C2	1,7029	2,2198	2,8104	2,9091	3,9674	5,0284	4,9284	7,4939	6,6796
C3	1,5260	1,9962	0,9042	1,2594	1,4335	1,4637	1,2930	1,6653	2,6006
C4	1,6149	1,6696	0,5169	1,1787	1,7408	1,6797	1,4230	1,5791	1,7078
C5	1,4101	2,1016	2,7286	3,1704	3,9394	5,4141	5,7243	8,2363	5,6440
C6	1,4845	1,9910	2,7846	3,1067	1,4425	1,8149	3,4696	5,6365	4,6807
C7	1,5908	2,0550	1,2619	0,2444	0,4350	2,2739	1,5899	2,0674	2,9764
C8	1,5521	1,9516	0,2892	0,6270	1,5990	1,8188	1,5198	2,0655	2,7900
C9	1,2961	1,9577	2,8953	3,3231	3,5066	4,7366	6,3121	7,3601	6,2845
C10	1,4072	2,1120	2,0228	1,8376	0,1755	0,1720	2,0648	4,5800	1,5842
C11	1,4821	1,9221	0,7465	0,3667	0,3515	0,1522	0,8611	2,5126	3,3179
C12	1,4903	1,9758	1,6850	1,0922	0,8761	0,7966	1,6240	2,4079	3,4639
EXT.	1,2536	1,5167	1,5992	1,5526	1,4415	1,3106	0,9981	1,3929	0,3255

	Ca²⁺ (meq/l)				Mg²⁺ (meq/l)			
	15/06/98	06/07/98	20/07/98	03/08/98	15/06/98	06/07/98	20/07/98	03/08/98
	W1	W4	W6	W8	W1	W4	W6	W8
N0F0	4,4	5,33	6,08	4,91	6,68	8,11	9,28	6,93
N1F0	4,16	4,27	4,27	3,2	6,48	7,52	8,43	6,61
N2F0	3,96	2,72	2,4	1,97	6,64	6,77	6,08	4,69
N3F0	4,24	2,61	1,87	1,81	6,8	6,77	5,44	3,47
N0F1	4,12	5,28	5,97	4,96	6,52	7,57	9,28	6,88
N1F1	3,92	3,73	4,75	2,77	6,68	7,95	8,96	6,56
N2F1	3,96	2,93	2,67	2,13	6,48	7,73	6,99	5,55
N3F1	4,24	2,77	1,92	1,6	6,56	6,88	6,13	3,68
N0F2	4,2	4,59	4,96	4,59	6,24	7,57	8,75	7,2
N1F2	4,16	3,47	4,53	2,99	6,48	7,52	8,75	6,88
N2F2	3,92	2,88	2,99	2,61	6,64	6,99	7,47	5,44
N3F2	3,96	3,09	2,4	2,29	6,48	6,83	6,83	4,53

Temperatura (°C)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	29	29	27,8	28,3	28,4	28,1	29,5	31,4	25,6
A2	28,4	29	28,1	28,3	28,4	28,1	29,7	31,6	26,3
A3	28,1	28,1	29	31	30,3	28,5	29,7	32,1	25,7
A4	27,7	28,1	29,4	30,2	29,9	28,2	30,2	32,3	26,9
A5	27,5	29	27,6	28,3	28,3	28,3	29,4	31,4	26
A6	28,7	29,1	28	28,3	28,2	27,9	29,2	31,2	25,6
A7	28	26,7	29	29,6	29	28,3	30,5	31,9	26,6
A8	29,2	28,3	29,9	30,8	29,2	28,5	30,3	32,2	27,7
A9	26	29	27,8	28,3	28,3	28,1	29,4	31,2	25,4
A10	28,7	29	28	28,3	28,3	28	29,3	31,3	26,2
A11	29,2	27,2	29	29,4	28,9	28,3	30,5	32,3	27,2
A12	28,7	28,1	29,6	30,2	29,2	28,3	29,8	31,9	26,7
B1	29	29,3	27,9	28,3	28,2	27,8	28,9	30,4	24,8
B2	29,5	29	27,6	28,5	28,5	28,7	30,2	32,4	27,9
B3	29	28,3	29	30	29,7	27,9	29,6	31,5	25,2

Temperatura (°C)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
B4	29,5	28,2	30,3	30,9	29,9	28,8	30,2	33	27,9
B5	28,9	29	27,4	28,5	28,3	28,6	29,9	31,8	26,8
B6	29	28,2	28,1	28,2	28,2	27,9	29,1	30,6	25,5
B7	29	28	28,9	29,8	29,7	27,9	29,3	31,3	25,3
B8	29	28,1	29,5	30,6	29,7	27,9	29,5	31,5	25,1
B9	29,3	29	27,5	28,3	28,3	28,4	29,9	31,7	26,7
B10	29,2	29	27,7	28,4	28,5	28,4	29,8	32	26,9
B11	29,4	28,1	28,8	29,9	29,5	27,9	29,5	31	25,9
B12	29,2	28,1	29,4	30,1	29	28,6	30,2	32,1	27,9
C1	28,5	29,1	27,7	28,5	28,4	28,6	30,2	32	27,3
C2	28,8	29	27,5	28,6	28,5	28,6	30,6	32,5	28,5
C3	28,9	27,5	28,5	29,6	29,1	28	28,9	30,7	25,5
C4	29	28,2	29,8	30,4	29,8	28	29,1	31,2	25,6
C5	28,7	29	27,4	28,5	28,3	28,5	30,3	32,1	27,4
C6	28,8	29,1	28,1	28,2	28,2	28	29	30,8	25,3

Temperatura (°C)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C7	28,6	27,2	28,8	29,4	28,9	28,8	30,9	33,1	27,5
C8	28,7	28,1	29,8	30,8	29,8	28,9	31	32,4	28,6
C9	28,4	28,9	27,4	28,4	28,3	28,5	30,3	32	27,4
C10	28,8	29	28,1	28,2	28,4	28	28,8	30,2	24,9
C11	28,9	28	28,8	29,2	29,2	27,9	29	31	25
C12	28,7	28,2	29,2	30,1	28,6	28	29	30,8	24,4
EXTERIOR	26,1	28,4	29,2	30	28,6	29	30,2	31,5	27

Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	1524	1600	1697	1852	1983	2080	2240	2410	1900
A2	1520	1610	1750	1733	1937	2100	2240	2410	1828
A3	1534	1712	1800	1802	1978	2100	2250	2430	1941
A4	1513	1738	1883	2060	2300	2490	2660	2950	2210
A5	1523	1612	1700	1813	1948	2050	2230	2400	1792
A6	1506	1600	1700	1764	1952	2060	2210	2330	1855
A7	1519	1700	1730	1777	1972	2130	2200	2390	1963
A8	1530	1712	1900	2150	2420	2610	2780	2950	2130
A9	1527	1600	1680	1741	1854	1942	2080	2250	1911
A10	1514	1590	1630	1733	1883	2040	2210	2330	1818
A11	1510	1610	1813	1932	2110	2300	2470	2670	1983
A12	1514	1738	1978	2230	2490	2650	2870	3050	2190
B1	1510	1680	1787	1912	2050	2150	2370	2540	1803
B2	1518	1600	1680	1799	1956	2010	2070	2160	1738
B3	1522	1738	1883	1932	2020	2170	2330	2500	1936

Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
B4	1534	1712	1901	2020	2160	2270	2420	2650	2170
B5	1524	1612	1767	1872	2010	2130	2280	2430	1897
B6	1512	1812	1855	1911	1993	2150	2310	2340	1712
B7	1508	1680	1750	1838	2110	2310	2510	2650	1980
B8	1515	1775	1945	2130	2410	2530	2650	2980	2230
B9	1502	1612	1712	1806	1944	2070	2230	2400	1824
B10	1517	1612	1680	1767	1938	2090	2260	2320	1680
B11	1513	1600	1697	1787	1872	1959	2050	2260	1858
B12	1504	1680	1839	1915	2060	2190	2310	2440	2100
C1	1539	1697	1832	1973	2150	2270	2440	2630	1898
C2	1538	1612	1738	1839	1943	2010	2050	2080	1764
C3	1507	1600	1712	1828	1990	2150	2250	2400	1823
C4	1513	1712	1912	2030	2240	2360	2560	2660	2170
C5	1510	1680	1787	1901	2050	2180	2320	2510	1892
C6	1513	1612	1738	1832	1967	2070	2210	2290	1773

Conductividad (μS/cm)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C7	1513	1580	1612	1697	1869	1974	2040	2150	1877
C8	1515	1680	1813	1973	2190	2300	2420	2590	2150
C9	1502	1610	1767	1843	1961	2060	2220	2400	1895
C10	1515	1600	1700	1775	1945	2090	2250	2360	1779
C11	1518	1712	1824	1930	2170	2400	2620	2800	2040
C12	1510	1700	1850	2010	2230	2350	2430	2590	2120
EXTERIOR	1467	1500	1550	1612	1730	1803	1895	2000	1812

Oxígeno superficie (mg/l)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	16/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D1	D8	D15	D25	D37	D39	D43	D50	D57
A1	2,2	2,01	3	4,3	3,8	1,9	2,4	3,9	3,7
A2	2,2	5,1	12,6	3,6	3,5	8	5,5	1,6	11,2
A3	1,2	9,2	20,2	15,8	13,9	23,1	20,3	25,5	25,9
A4	1,8	10,8	19	21,7	7,5	22	16,5	22,9	13
A5	1,2	2,58	5,6	4,9	4,3	1,1	1,4	3,3	4,4
A6	2,3	11,62	11	2,2	6,3	6,3	3,5	9,5	3,2
A7	1,8	5,1	19,2	11,1	4,6	16,4	16,7	13,3	7,6
A8	3,2	10,45	25	11,4	4,9	16	16,7	23,7	17,3
A9	1,3	1,2	7,4	6,8	6,2	2,3	5,2	2,7	3,3
A10	2,8	10,3	9,7	5,6	1,4	2,2	8,6	6,9	9,4
A11	3,3	7,57	15	7,4	5	13,5	15,1	28,5	7,3
A12	2,1	8,77	20,7	7	6,1	9	5,2	24,2	31
B1	3,4	0,92	2,3	4,8	5,5	1,4	1,7	3,4	6
B2	1,2	2,28	11,3	4,5	8,8	8,2	12,2	10,7	11
B3	3	5,2	21,7	12	2,9	14,7	14,8	21,7	12,5

Oxígeno superficie (mg/l)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	16/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D1	D8	D15	D25	D37	D39	D43	D50	D57
B4	3	4,32	25,5	16,6	13	26,5	14,8	27,1	30,4
B5	2	0,2	2	3,6	5,7	2,3	2,6	3,7	5,9
B6	3,5	5,14	10,8	3,2	1,2	2,3	6,2	9,5	8,7
B7	3,4	9,1	18	14,2	1,6	17,5	9,5	31	22,4
B8	3,2	7,63	18,5	11,6	3,1	20	14,9	17,5	18,2
B9	3,5	2,86	5,3	5,4	7,1	3,6	3,7	4,9	3,7
B10	2,4	4,4	10,6	3,9	4,1	4	4	12,8	10,6
B11	3,7	6,34	15,9	9,6	2,1	7,9	20,4	16,2	20,5
B12	3,1	9,09	23,3	7,1	9	12,6	8,6	16,7	25,1
C1	1,9	0,08	0,3	2,2	3,5	1,3	1,1	2,2	5,4
C2	1,8	0,03	3,3	2	6,8	6,4	13,9	12,3	12,4
C3	2,3	5,7	17,8	9,7	5,8	11,6	13,8	19,8	17,4
C4	3,4	5,96	24,9	15	7,2	15,6	13,7	18,9	17,9
C5	3,6	0,85	2,7	3,6	5,4	2,8	3,1	3,4	6,7
C6	3,4	0,07	3,4	2,6	3,9	1,9	8,5	8,7	7,7

Oxígeno superficie (mg/l)	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	16/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D1	D8	D15	D25	D37	D39	D43	D50	D57
C7	2,1	9,27	23,2	10,4	10,1	19,7	26,4	35,4	11,2
C8	2,7	4,87	24,1	10,8	19	24	22,2	40,9	21,2
C9	3,4	0,24	1,4	4,9	7,9	3,5	4,5	4,9	5
C10	2,7	4,32	10,4	4,2	1,5	2,5	3,1	10,9	8,8
C11	3,2	3,2	20,8	8,9	0,7	8,4	5,2	16,7	9,4
C12	2,2	7,63	19,2	7,4	3,9	15,6	9,5	13	7,6
EXTERIOR	9,5	8,2	9,6	7,5	8,5	3,7	3,9	4,7	6,9

Oxígeno fondo (mg/l)	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D8	D15	D25	D37	D43	D50	D57
A1	0,98	3	4	4	1,7	3,5	3,6
A2	5,3	12,6	2,2	3,3	3,9	1,2	10,1
A3	6	15,2	8,2	11,8	11,8	18,7	13,7
A4	9	13,3	11,7	5,3	10	12,1	4,2
A5	2,6	6,2	0,1	5,2	1	3,1	3,9
A6	10,9	11,2	2,3	6	3,3	9,9	2,4
A7	4,4	13,7	7,8	1,9	7,4	8,5	5,5
A8	4,5	9,9	6,5	1,4	6,7	6,1	6,4
A9	0,8	8,4	6,5	6,8	2,8	2,2	3,3
A10	5,47	9,2	5,9	1,7	8,6	6,4	8,5
A11	6,86	12,6	0,3	1,5	6	8,8	3,9
A12	6,6	15,4	4	3,5	2,2	13,5	8,6
B1	0,06	2	3,4	5,3	1,3	3,3	5,9
B2	0,18	10,1	4,3	8,2	11,7	9,9	10,6
B3	3,2	15,7	5,2	2,6	7,3	10,5	5,6

Oxígeno fondo (mg/l)	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D8	D15	D25	D37	D43	D50	D57
B4	1,13	12,7	6,4	3,8	9,4	12	12,9
B5	0,5	1,3	4	5,4	2,2	3,7	6,2
B6	2,8	10,2	2,8	1,1	5,2	9,8	7,2
B7	6,4	13,4	5,3	0,4	2,6	6	4,5
B8	1,4	9,2	5,3	2,2	3,9	6,3	6,4
B9	0,56	5,5	5,6	7,6	3	4,5	3,1
B10	2,6	10,3	1,6	3	3,1	8,6	8,4
B11	3,98	9,9	7,3	1,9	10,4	6,3	6,6
B12	6,13	13,4	3,3	4,2	2,1	2,7	6,3
C1	0,01	0,2	2,2	4,6	0,3	1,7	4
C2	0,01	2,1	1,9	5,2	14	13,1	13,2
C3	2,8	13,7	7,1	5,7	11,7	10,9	7,8
C4	3,79	13,1	5,1	7	8,1	7,2	6,5
C5	0,02	2,2	3,7	5,6	2,2	3	6,5
C6	0,04	3,1	1,9	3,9	8,2	7,7	5,7

Oxígeno fondo (mg/l)	15/06/1998	22/06/1998	02/07/1998	14/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	D8	D15	D25	D37	D43	D50	D57
C7	3,8	20,1	8	0,4	1,4	5,2	5,7
C8	2,9	18,2	5	0,1	3,7	7,3	5,2
C9	0,02	1,2	4,9	8,5	3,6	4,9	5
C10	1,49	10,9	3,3	1,2	2,5	9,8	7,4
C11	1,3	13,6	3,5	0,5	0,4	5,2	2,6
C12	6,36	16,6	3,2	3,9	2,9	6,2	4,1
EXTERIOR	2,6	6	3,9	4,7	4	4,3	8,5

pH	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
A1	8	7,69	7,57	7,62	7,88	7,82	7,7	7,87	7,93
A2	7,96	8,45	9,02	8,53	7,83	8,03	8,33	7,72	8,57
A3	8,16	8,16	9,58	9,37	10,09	10,01	10,34	10,46	10,55
A4	8,23	8,23	9,86	9,65	10,25	9,73	9,93	9,86	9,44
A5	8,03	7,69	7,77	7,69	8,12	8	7,6	7,73	7,79
A6	8,07	8,5	8,9	8,41	7,94	8,47	8,19	8,9	7,89
A7	8,02	7,76	9,75	8,98	9,76	9,42	9,79	9,54	8,59
A8	8,11	8,09	10,05	9,36	9,66	9,3	9,54	9,81	9,43
A9	7,78	7,71	8	8,06	8,45	8,48	7,74	7,55	7,66
A10	8,1	8,3	8,71	8,13	8,33	7,73	8,46	8,4	8,64
A11	8,16	8	9,77	9,42	9,71	9,37	9,67	10,06	8,64
A12	8,07	8,04	9,83	9,45	9,71	9,01	8,98	9,52	9,56
B1	8,37	7,58	7,54	7,6	7,9	7,97	7,61	7,74	8,13
B2	7,94	7,7	8,45	7,93	8,15	8,51	8,95	9,04	9,06
B3	8,05	7,84	9,41	9,38	9,8	9,53	9,88	10,07	9,62

pH	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
B4	8,07	7,68	9,64	9,44	9,97	9,7	9,98	10,21	10,56
B5	7,96	7,56	7,5	7,59	8,1	7,94	7,78	7,87	8,04
B6	8,22	7,91	8,36	7,67	8,08	7,67	8,27	8,57	8,64
B7	8,26	8,23	9,65	9,19	9,68	9,43	9,64	9,84	9,7
B8	8,17	7,95	9,63	9,29	9,88	9,55	9,8	9,71	9,74
B9	8,25	7,68	7,86	7,92	8,37	8,27	7,85	7,98	7,79
B10	8,09	7,83	8,55	8,18	8,63	7,76	7,87	8,88	8,85
B11	8,23	7,95	9,6	9,76	9,92	9,22	9,84	9,56	9,65
B12	8,2	8,15	10,03	9,55	9,53	9,12	9,06	9,2	9,39
C1	7,98	7,53	7,55	7,58	7,95	7,8	7,77	7,88	8,13
C2	7,98	7,64	7,64	7,75	8,2	8,26	8,74	9,04	9,18
C3	8,09	7,95	9,89	9,67	10,06	9,71	9,97	10,34	9,71
C4	8,18	7,85	9,87	9,66	9,88	9,78	9,99	10,16	10,08
C5	8,21	7,57	7,6	7,67	8,01	8	7,84	7,86	8,19
C6	8,24	7,62	7,61	7,8	7,97	7,87	8,49	8,63	8,63

pH	08/06/1998	15/06/1998	22/06/1998	29/06/1998	06/07/1998	13/07/1998	20/07/1998	27/07/1998	03/08/1998
	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8
C7	7,93	7,75	9,84	9,38	9,96	9,51	10,13	10,04	9,17
C8	8,04	7,78	9,98	9,8	10,04	9,98	9,88	9,96	9,6
C9	8,3	7,57	7,54	7,71	8,33	8,28	7,96	7,93	7,82
C10	8,07	7,83	8,42	8,11	8,29	7,86	7,77	8,63	8,68
C11	8,09	7,69	9,64	9,15	9,68	9,12	9,24	9,43	8,83
C12	8,23	8,12	9,98	9,8	9,3	9,34	9,62	9,65	9,61
EXTERIOR	8,92	8,7	8,83	8,6	8,72	8,66	8,14	8,14	7,79

ANEXO 5: RESULTADOS DE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL EXPERIMENTO DEL SEGUNDO AÑO.

PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	0,0006	0,0026	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002	0,0007
A2	0,0001	0,0021	0,0025	0,0005	0,0003	0,0008	0,0003
A3	0,0008	0,0015	0,0008	0,0003	0,0007	0,0005	0,0010
A4	0,0012	0,0025	0,0007	0,0010	0,0002	0,0003	0,0015
A5	0,0011	0,0031	0,0015	0,0009	0,0015	0,0010	0,0020
A6	0,0015	0,0064	0,0018	0,0024	0,0005	0,0007	0,0020
A7	0,0008	0,0005	0,0008	0,0003	0,0002	0,0003	0,0003
A8	0,0015	0,0015	0,0008	0,0003	0,0005	0,0005	0,0012
A9	0,0012	0,0026	0,0012	0,0005	0,0009	0,0005	0,0020
A10	0,0006	0,0017	0,0003	0,0001	0,0003	0,0005	0,0025
A11	0,0008	0,0025	0,0007	0,0001	0,0014	0,0003	0,0035
A12	0,0010	0,0048	0,0028	0,0031	0,0012	0,0017	0,0038
A13	0,0011	0,0036	0,0003	0,0007	0,0003	0,0015	0,0012

PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A14	0,0016	0,0012	0,0005	0,0002	0,0019	0,0001	0,0020
A15	0,0015	0,0018	0,0003	0,0003	0,0009	0,0001	0,0012
A16	0,0005	0,0018	0,0005	0,0010	0,0010	0,0002	0,0008
A17	0,0015	0,0033	0,0022	0,0035	0,0001	0,0007	0,0012
A18	0,0006	0,0033	0,0030	0,0055	0,0010	0,0028	0,0040
B1	0,0012	0,0017	0,0007	0,0003	0,0001	0,0007	0,0005
B2	0,0005	0,0017	0,0008	0,0001	0,0007	0,0006	0,0005
B3	0,0008	0,0020	0,0008	0,0022	0,0007	0,0002	0,0010
B4	0,0010	0,0026	0,0007	0,0001	0,0005	0,0010	0,0020
B5	0,0013	0,0018	0,0013	0,0014	0,0003	0,0003	0,0015
B6	0,0010	0,0051	0,0037	0,0033	0,0007	0,0005	0,0017
B7	0,0010	0,0008	0,0005	0,0001	0,0002	0,0003	0,0003
B8	0,0026	0,0028	0,0008	0,0009	0,0005	0,0007	0,0012
B9	0,0013	0,0033	0,0007	0,0009	0,0009	0,0001	0,0013

PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B10	0,0018	0,0031	0,0010	0,0021	0,0002	0,0007	0,0013
B11	0,0011	0,0050	0,0037	0,0017	0,0003	0,0002	0,0013
B12	0,0005	0,0036	0,0027	0,0009	0,0007	0,0022	0,0035
B13	0,0015	0,0050	0,0008	0,0002	0,0005	0,0010	0,0038
B14	0,0010	0,0026	0,0022	0,0009	0,0005	0,0002	0,0025
B15	0,0016	0,0021	0,0007	0,0014	0,0005	0,0003	0,0013
B16	0,0010	0,0040	0,0005	0,0014	0,0003	0,0001	0,0003
B17	0,0006	0,0074	0,0007	0,0028	0,0007	0,0007	0,0012
B18	0,0015	0,0051	0,0010	0,0026	0,0015	0,0012	0,0021
EXTERIOR	0,0011	0,0021	0,0007	0,0012	0,0007	0,0002	0,0005

PT (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	0,0255	0,0255	0,0250	0,0205	0,0339	0,0231	0,0301
A2	0,0187	0,0320	0,0261	0,0411	0,0443	0,1247	0,0457
A3	0,0275	0,0355	0,0434	0,0467	0,0723	0,0636	0,0417
A4	0,0227	0,0411	0,0532	0,0519	0,0467	0,0595	0,0863
A5	0,0220	0,0546	0,0983	0,1132	0,0927	0,1150	0,2368
A6	0,0207	0,0564	0,1273	0,1317	0,1022	0,2405	0,3012
A7	0,0270	0,0248	0,0115	0,0140	0,0169	0,0135	0,0228
A8	0,0271	0,0339	0,0326	0,0285	0,0317	0,0232	0,0277
A9	0,0202	0,0388	0,0381	0,0465	0,0562	0,0677	0,0495
A10	0,0246	0,0424	0,0346	0,0458	0,0460	0,0483	0,0754
A11	0,0162	0,0431	0,0770	0,0734	0,1046	0,2578	0,1465
A12	0,0284	0,0735	0,1524	0,1144	0,1320	0,4292	0,3101
A13	0,0303	0,0289	0,0166	0,0194	0,0251	0,0231	0,0096
A14	0,0245	0,0426	0,0452	0,0423	0,0384	0,0515	0,0542

PT (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	0,0284	0,0433	0,0476	0,0518	0,0678	0,0645	0,0676
A16	0,0218	0,0500	0,0540	0,0757	0,0973	0,0831	0,0680
A17	0,0241	0,0601	0,0866	0,1273	0,0849	0,1236	0,0716
A18	0,0230	0,0595	0,1869	0,1742	0,1265	0,1831	0,1478
B1	0,0214	0,0308	0,0181	0,0158	0,0290	0,0227	0,0189
B2	0,0253	0,0479	0,0317	0,0254	0,0425	0,0477	0,0339
B3	0,0232	0,0344	0,0314	0,0549	0,0662	0,0659	0,0638
B4	0,0302	0,0511	0,0616	0,0645	0,0790	0,0656	0,1030
B5	0,0173	0,0566	0,0600	0,0516	0,0793	0,1077	0,1148
B6	0,0191	0,1021	0,0846	0,1747	0,1612	0,1537	0,1525
B7	0,0271	0,0380	0,0193	0,0254	0,0339	0,0267	0,0288
B8	0,0555	0,0799	0,0518	0,0363	0,0375	0,0512	0,0484
B9	0,0328	0,0744	0,0412	0,0492	0,0416	0,0566	0,0471
B10	0,0211	0,0628	0,0596	0,0529	0,0651	0,1249	0,1258

PT (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	0,0321	0,0477	0,0744	0,0785	0,0629	0,0822	0,0811
B12	0,0239	0,0581	0,0759	0,1195	0,1049	0,4676	0,1861
B13	0,0202	0,0409	0,0295	0,0265	0,0310	0,0285	0,0232
B14	0,0230	0,0399	0,0374	0,0409	0,0425	0,0364	0,0334
B15	0,0236	0,0511	0,0436	0,0594	0,0384	0,0416	0,0412
B16	0,0261	0,0446	0,0554	0,0792	0,0676	0,0539	0,0477
B17	0,0216	0,0555	0,0534	0,0607	0,0982	0,1214	0,0986
B18	0,0250	0,0814	0,1295	0,1388	0,2342	0,3647	0,2062
EXTERIOR	0,0223	0,0249	0,0177	0,0189	0,0346	0,0510	0,0245

CLOROFILA a (µg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	6,48	4,70	3,17	5,75	15,76	11,09	13,09
A2	7,61	9,54	11,98	35,11	21,28	86,06	19,81
A3	6,65	10,66	28,16	38,73	63,70	48,05	23,61
A4	11,51	17,94	83,02	48,67	31,65	34,25	27,48
A5	5,85	31,51	118,53	93,42	27,97	76,40	132,65
A6	9,63	24,01	130,10	82,60	27,63	190,29	202,36
A7	5,55	5,60	6,30	5,14	6,53	6,00	7,11
A8	9,78	13,61	27,47	21,64	19,47	12,98	17,72
A9	5,73	9,57	20,63	32,71	32,76	34,32	34,19
A10	11,99	19,10	63,78	38,38	26,35	27,20	47,83
A11	6,70	21,14	72,29	70,31	73,90	166,96	124,00
A12	4,95	41,50	135,18	38,05	65,83	357,24	139,55
A13	6,27	6,76	8,92	9,06	10,34	8,60	7,77
A14	7,03	10,70	31,83	33,21	19,40	32,94	34,11

CLOROFILA a (µg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	11,30	15,11	32,41	40,78	37,63	31,50	37,60
A16	5,80	19,47	54,78	68,69	80,53	43,51	50,38
A17	5,33	23,87	91,54	94,78	46,51	75,35	45,22
A18	6,14	27,84	229,38	89,58	52,92	110,90	54,10
B1	11,81	9,79	8,49	7,56	12,48	11,67	10,39
B2	12,55	17,21	35,60	33,10	20,28	20,66	15,36
B3	10,83	14,73	44,78	40,25	60,90	37,10	54,85
B4	20,76	19,45	54,17	63,55	40,17	34,25	47,93
B5	7,94	19,62	47,85	28,71	49,72	71,35	76,76
B6	8,13	14,66	69,25	149,46	86,06	107,99	105,23
B7	12,24	12,09	12,29	13,36	20,68	11,39	12,95
B8	13,34	11,25	39,35	28,22	22,68	36,37	33,14
B9	11,89	22,60	31,20	42,60	19,54	38,20	33,80
B10	5,39	24,04	52,72	48,87	45,83	84,01	100,29

CLOROFILA a (µg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	12,80	23,02	59,42	57,03	31,96	46,86	47,29
B12	6,22	24,11	96,22	117,45	60,93	260,76	91,15
B13	7,62	8,82	9,34	17,21	14,53	9,10	7,74
B14	8,97	13,16	26,49	39,29	22,79	17,68	13,14
B15	8,55	20,60	40,98	45,70	17,36	20,35	20,28
B16	6,65	35,62	43,24	54,70	31,68	34,44	38,39
B17	6,63	32,77	48,14	41,40	52,41	76,40	53,99
B18	6,51	43,91	198,28	116,78	172,55	250,50	182,44
EXTERIOR	11,43	13,68	10,05	12,32	26,66	23,63	21,63

NIO (mg/l N-NO ₃ ⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	0,0012	0,0003	0,0010	0,0003	0,0003	0,0003	0,0016
A2	0,0011	0,0009	0,0008	0,0009	0,0020	0,0021	0,0017
A3	0,0007	0,0010	0,0015	0,0004	0,0021	0,0016	0,0021
A4	0,0011	0,0008	0,0011	0,0011	0,0017	0,0017	0,0017
A5	0,0010	0,0010	0,0013	0,0016	0,0008	0,0028	0,0033
A6	0,0015	0,4685	0,1253	0,0022	0,0030	0,0019	0,0028
A7	0,0024	0,0012	0,0007	0,0007	0,0012	0,0003	0,0014
A8	0,0025	0,0004	0,0008	0,0008	0,0013	0,0015	0,0018
A9	0,0012	0,0008	0,0010	0,0003	0,0022	0,0012	0,0014
A10	0,0010	0,0003	0,0012	0,0009	0,0018	0,0011	0,0016
A11	0,0014	0,0009	0,0010	0,0016	0,0024	0,0046	0,0029
A12	0,0016	0,4943	0,3428	0,0445	0,0009	0,0091	0,0034
A13	0,0027	0,0005	0,0011	0,0003	0,0004	0,0009	0,0015
A14	0,0024	0,0008	0,0013	0,0009	0,0005	0,0026	0,0020

NIO (mg/l N-NO ₃ ⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	0,0010	0,0010	0,0010	0,0003	0,0005	0,0016	0,0021
A16	0,0012	0,0008	0,0011	0,0012	0,0007	0,0017	0,0019
A17	0,0012	0,0010	0,0014	0,0014	0,0016	0,0033	0,0022
A18	0,0010	0,6060	0,0074	0,0018	0,0009	0,0031	0,0027
B1	0,0017	0,0008	0,0007	0,0006	0,0012	0,0003	0,0014
B2	0,0033	0,0007	0,0011	0,0008	0,0003	0,0014	0,0017
B3	0,0017	0,0009	0,0013	0,0003	0,0014	0,0018	0,0019
B4	0,0017	0,0016	0,0008	0,0010	0,0005	0,0017	0,0015
B5	0,0017	0,0007	0,0014	0,0012	0,0004	0,0047	0,0024
B6	0,0015	0,5106	0,0018	0,0016	0,0022	0,0032	0,0023
B7	0,0027	0,0004	0,0007	0,0003	0,0003	0,0010	0,0012
B8	0,0003	0,0008	0,0010	0,0009	0,0015	0,0029	0,0010
B9	0,0009	0,0018	0,0009	0,0005	0,0004	0,0016	0,0020
B10	0,0020	0,0008	0,0013	0,0010	0,0017	0,0020	0,0021

NIO (mg/l N-NO ₃ ⁻)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	0,0011	0,0008	0,0015	0,0014	0,0020	0,0019	0,0022
B12	0,0009	0,6723	0,0346	0,0016	0,0018	0,0109	0,0026
B13	0,0019	0,0011	0,0010	0,0005	0,0003	0,0010	0,0010
B14	0,0013	0,0008	0,0009	0,0007	0,0007	0,0008	0,0016
B15	0,0017	0,0009	0,0010	0,0004	0,0005	0,0021	0,0016
B16	0,0017	0,0008	0,0012	0,0008	0,0004	0,0017	0,0017
B17	0,0017	0,0008	0,0015	0,0014	0,0005	0,0041	0,0026
B18	0,0017	0,6360	0,0017	0,0015	0,0010	0,0041	0,0040
EXTERIOR	0,0018	0,0014	0,0009	0,0008	0,0019	0,0008	0,0012

NH ₄ ⁺ (mg/l N-NH ₄ ⁺)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	0,0384	0,0211	0,0224	0,0134	0,0208	0,0129	0,0368
A2	0,0289	0,0198	0,0220	0,0233	0,0368	0,0663	0,0228
A3	0,0236	0,0135	0,0237	0,0214	0,0536	0,0295	0,0377
A4	0,0308	0,0224	0,0296	0,0227	0,0411	0,0235	0,0429
A5	0,0325	0,0465	0,0260	0,0372	0,0475	0,0429	0,0204
A6	0,0251	0,0407	0,0348	0,0375	0,0455	0,0050	0,0290
A7	0,0338	0,0293	0,0218	0,0260	0,0301	0,0254	0,0419
A8	0,0196	0,0251	0,0172	0,0222	0,0324	0,0181	0,0316
A9	0,0270	0,0251	0,0329	0,0169	0,0180	0,0055	0,0111
A10	0,0305	0,0238	0,0262	0,0269	0,0294	0,0110	0,0249
A11	0,0298	0,0243	0,0169	0,0329	0,0177	0,0089	0,0329
A12	0,0350	0,0260	0,0589	0,0623	0,0383	0,0397	0,0403
A13	0,0403	0,0264	0,0164	0,0172	0,0224	0,0202	0,0475
A14	0,0207	0,0262	0,0246	0,0377	0,0303	0,0275	0,0326

NH ₄ ⁺ (mg/l N-NH ₄ ⁺)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	0,0364	0,0264	0,0272	0,0205	0,0363	0,0135	0,0212
A16	0,0233	0,0228	0,0255	0,0339	0,0308	0,0166	0,0366
A17	0,0302	0,0249	0,0244	0,0357	0,0303	0,0086	0,0170
A18	0,0355	0,0444	0,0416	0,0294	0,0075	0,0052	0,0043
B1	0,0328	0,0232	0,0205	0,0189	0,0270	0,0209	0,0295
B2	0,0329	0,0176	0,0237	0,0265	0,0206	0,0205	0,0352
B3	0,0123	0,0153	0,0248	0,0277	0,0239	0,0126	0,0372
B4	0,0193	0,0200	0,0237	0,0205	0,0318	0,0215	0,0538
B5	0,0367	0,0190	0,0264	0,0192	0,0035	0,0025	0,0055
B6	0,0213	0,0189	0,0304	0,0343	0,0255	0,0050	0,0318
B7	0,0333	0,0234	0,0227	0,0172	0,0158	0,0283	0,0336
B8	0,0123	0,0142	0,0270	0,0172	0,0289	0,0120	0,0306
B9	0,0314	0,0158	0,0231	0,0248	0,0169	0,0151	0,0295
B10	0,0407	0,0290	0,0321	0,0282	0,0214	0,0238	0,0674

NH ₄ ⁺ (mg/l N-NH ₄ ⁺)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	0,0219	0,0128	0,0203	0,0423	0,0311	0,0065	0,0358
B12	0,0215	0,0308	0,0315	0,0327	0,0293	0,0033	0,0148
B13	0,0211	0,0145	0,0256	0,0337	0,0228	0,0325	0,0309
B14	0,0229	0,0196	0,0298	0,0223	0,0262	0,0292	0,0391
B15	0,0216	0,0213	0,0197	0,0227	0,0117	0,0332	0,0432
B16	0,0218	0,0180	0,0439	0,0247	0,0285	0,0282	0,0307
B17	0,0320	0,0258	0,0200	0,0375	0,0296	0,0024	0,0099
B18	0,0139	0,0227	0,0224	0,0254	0,0293	0,0252	0,0161
EXTERIOR	0,0082	0,0060	0,0213	0,0516	0,0177	0,0020	0,0027

SILICATOS (mg/l Si-SiO ₂)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	0,3131	0,2820	0,1541	0,1955	0,1589	0,2374	0,3690
A2	0,1555	0,1679	0,0522	0,0699	0,0903	0,2754	0,4689
A3	0,5249	0,3813	0,1285	0,1648	0,1288	0,2243	0,3754
A4	0,2871	0,1484	0,1029	0,1568	0,1934	0,4670	1,0066
A5	0,2856	0,1796	0,1736	0,2236	0,4367	1,7249	3,8256
A6	0,2787	0,0803	0,0937	0,4128	0,9321	1,9696	3,1662
A7	0,4172	0,5402	0,4106	0,3110	0,1802	0,1428	0,1480
A8	0,1580	0,1537	0,0573	0,0752	0,1089	0,3131	0,3394
A9	0,1605	0,1764	0,0405	0,0848	0,0915	0,4670	0,6689
A10	0,1959	0,1030	0,0932	0,1309	0,1997	0,8579	1,8692
A11	0,1456	0,0745	0,1045	0,2416	0,9152	2,6249	5,1702
A12	0,2627	0,0866	0,1388	0,1881	0,6712	1,3860	1,6178
A13	0,1585	0,1785	0,0753	0,1282	0,0881	0,1968	0,3092
A14	0,1964	0,2054	0,1429	0,1886	0,1576	0,4383	0,7304

SILICATOS (mg/l Si-SiO ₂)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	0,1311	0,0708	0,0481	0,1065	0,1305	0,5969	1,5746
A16	0,3185	0,2118	0,1121	0,1574	0,0923	0,3549	1,3816
A17	0,2288	0,1838	0,1720	0,1961	0,1745	0,4167	0,6280
A18	0,1700	0,1009	0,0998	0,1754	0,2744	0,9745	0,9422
B1	0,2971	0,4811	0,3451	0,1319	0,1664	0,3384	0,5995
B2	0,2657	0,2128	0,0968	0,0933	0,1452	0,4675	1,0286
B3	0,2188	0,2123	0,1126	0,1097	0,2198	0,2870	0,4123
B4	0,3634	0,5038	0,0568	0,0970	0,0999	0,3320	1,2345
B5	0,2124	0,2588	0,0829	0,1743	0,2622	1,0535	2,6004
B6	0,2742	0,4484	0,1070	0,4287	1,5345	2,5101	4,1779
B7	0,2697	0,2788	0,1377	0,1304	0,1474	0,3880	0,6923
B8	1,0274	1,3910	1,4521	0,1182	0,1601	0,7091	1,0590
B9	0,2403	0,2630	0,0707	0,1023	0,2046	1,2564	3,1836
B10	0,4093	0,5196	0,0604	0,1192	0,1667	0,9910	2,6853

SILICATOS (mg/l Si-SiO ₂)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	0,2846	0,1880	0,1408	0,2008	0,2597	1,6658	2,6004
B12	0,2124	0,1183	0,0947	0,2369	0,2751	0,6127	1,6102
B13	0,2891	0,5165	0,1429	0,0790	0,1023	0,2975	0,2901
B14	0,3524	0,4146	0,1270	0,1224	0,1087	0,1708	0,1901
B15	0,3559	0,5424	0,1372	0,1346	0,0837	0,1778	0,4254
B16	0,4128	0,7018	0,0968	0,1537	0,1701	0,4471	0,8313
B17	0,2358	0,1627	0,1014	0,0880	0,1452	0,7519	2,0100
B18	0,6525	0,4072	0,1638	0,2687	0,6036	1,5879	3,1589
EXTERIOR	0,2363	0,3206	0,2012	0,3434	0,9343	2,0219	4,2082

TEMPERATURA (°C)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	27,9	27,8	29,4	29,4	30,3	28,2	31,8
A2	27,7	28	29,4	29,7	30,4	27,8	31,6
A3	27,9	27,8	29,4	28,9	30	28,2	31
A4	27,9	27,6	28,9	29,5	30	28	31,7
A5	27,9	27,7	28,8	29,8	29,4	28	31,5
A6	27,6	27,7	29,2	29,7	29,8	28	31,5
A7	28,1	27,8	27,8	29,3	28,3	27,7	30
A8	27,8	27,6	28,5	29,6	29,2	27,9	31,4
A9	27,8	27,9	29,4	29,6	30,3	28,5	31,6
A10	27,8	27,7	28,8	29,8	29,8	28	31,5
A11	27,7	27,4	30,2	30,1	30,2	28,1	32
A12	28	28	30	29,4	30,1	28,2	31,6
A13	28,1	27,8	28,5	29,6	29,2	27,7	30,9
A14	27,8	28	29,7	30,2	30,4	28,6	32,5

TEMPERATURA (°C)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	27,9	27,8	28,6	29,8	29,4	28,1	30,9
A16	27,6	27,1	29,8	29,8	30,2	28	31,9
A17	28	28	29,8	29,7	30,5	28,5	31,9
A18	28,1	27,7	28,7	30	29,4	28,1	30,8
B1	27,5	27,3	28,9	29	30,1	27,5	31,8
B2	27,7	27,8	29,3	29,6	30,3	27,8	32
B3	27,5	27,4	29	29,6	30	27,9	32
B4	27,2	25,9	29,4	30	29,9	27,9	31,6
B5	27,6	27,3	30,2	30,1	29,8	28	32
B6	27,5	27,3	30,3	30,7	30,3	28,2	31,9
B7	27,5	27,5	28,9	29,2	30,2	27,8	31,7
B8	27	27,4	28,8	28,8	29,3	27,1	31,3
B9	27,4	27,6	29,3	29,3	30,6	27,7	32,4
B10	26,9	25,9	29,2	30	29,7	28	32,2

TEMPERATURA (°C)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	27,7	27,5	28,7	29,3	29,7	27,8	31,8
B12	27,6	27	29,8	29,7	30,1	28,2	32,5
B13	27,3	26,1	28,9	29,4	29,6	28	32
B14	27,3	27,3	28,9	28,5	29,7	27,2	31,4
B15	27,2	27,3	28,8	28,6	29,8	27,3	31,5
B16	27,2	25,9	29	29,7	29,7	27,9	31,7
B17	27,4	26,9	29,5	30	30,1	28,2	32
B18	27,2	26,4	29,7	30,3	30,1	28,3	31,7
EXTERIOR	28,6	27,7	29,2	30,2	29,3	27,9	30,5

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	W0	W2	W3	W4	W6
	16/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	26/07/1999
A1	2,3	2,55	2,695	2,84	3,18
A2	2,28	2,44	2,61	2,78	3,02
A3	2,29	2,51	2,59	2,67	3,2
A4	2,21	2,36	2,52	2,68	3,18
A5	2,24	2,38	2,575	2,77	2,81
A6	2,23	2,37	2,525	2,68	2,29
A7	2,25	2,56	2,7	2,84	3,18
A8	2,22	2,41	2,585	2,76	2,69
A9	2,29	2,51	2,575	2,64	2,46
A10	2,21	2,37	2,56	2,75	2,68
A11	2,27	2,39	2,585	2,78	2,97
A12	2,28	2,41	2,59	2,77	3,28
A13	2,24	2,53	2,605	2,68	3,07
A14	2,28	2,42	2,55	2,68	3

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	W0	W2	W3	W4	W6
	16/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	26/07/1999
A15	2,24	2,41	2,545	2,68	2,61
A16	2,28	2,41	2,585	2,76	3,15
A17	2,29	2,44	2,605	2,77	3,21
A18	2,23	2,38	2,59	2,8	2,89
B1	2,22	2,46	2,645	2,83	3,34
B2	2,21	2,42	2,635	2,85	2,92
B3	2,22	2,4	2,62	2,84	2,91
B4	2,33	2,43	2,61	2,79	2,99
B5	2,28	2,38	2,585	2,79	2,91
B6	2,31	2,4	2,54	2,68	2,38
B7	2,22	2,5	2,66	2,82	3,2
B8	2,27	2,6	2,72	2,84	3,03
B9	2,23	2,43	2,625	2,82	2,88
B10	2,34	2,4	2,54	2,68	3,11

CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	W0	W2	W3	W4	W6
	16/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	26/07/1999
B11	2,21	2,34	2,505	2,67	3,11
B12	2,28	2,39	2,59	2,79	3,27
B13	2,31	2,55	2,66	2,77	2,95
B14	2,21	2,44	2,61	2,78	3,2
B15	2,23	2,47	2,675	2,88	3,38
B16	2,33	2,53	2,63	2,73	2,67
B17	2,3	2,42	2,615	2,81	3,17
B18	2,32	2,39	2,58	2,77	3,25
EXTERIOR	2,26	2,44	2,36	2,28	1,53

Oxígeno superficie(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	2,5	6,4	6,5	8,9	12,2	5	15,2
A2	6,5	9	9,4	11,7	13,2	4,1	14,3
A3	3	9	11,3	11,6	13	6	16,6
A4	9,3	11,2	13,8	12,1	16,8	3,48	24,3
A5	5,2	12,7	16,3	13,6	16,1	5,87	26,6
A6	6,5	14,8	15,6	15,8	11	2,21	26,2
A7	2,85	3,9	5,1	6,25	7,85	4,58	13,5
A8	7,5	7,7	10,5	10,36	10,3	3,24	17,2
A9	4,3	7,2	10,2	13,1	15	3,7	19,3
A10	8,36	12,5	12,5	14,2	17,2	8,65	23,7
A11	9,9	20,7	16,5	16,9	18	5,3	24,1
A12	4,4	18	17,6	13,4	15,9	6,4	21,8
A13	5,22	5,2	6,7	10,15	11,7	4,44	16,4
A14	8,2	11,7	12,4	15	19	8,3	23,6

Oxígeno superficie(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	6	8,8	13,3	17	14,4	5,62	12,7
A16	6	16,3	11,6	11,1	14,4	7,7	24,2
A17	4,2	10,9	15,5	14,1	18,3	7,8	23,2
A18	5,8	12,7	19,8	14,4	14,6	0,84	18
B1	7,17	5,2	6,9	9,4	11	2,71	19,8
B2	10	8,8	12,5	9,7	13,6	3,79	18,2
B3	7,6	7,8	11,6	12,1	9,1	0,13	20,7
B4	4,9	16,6	14,5	12,5	11,8	5,5	20,9
B5	9,2	14,2	18,2	14	13,2	0,6	16,3
B6	3,6	11,2	21	17,4	13,9	4	23,2
B7	7,4	5,2	8,1	8,8	11,3	4,35	20,5
B8	0,03	0,1	5,5	8,95	9,5	1,5	19,3
B9	6,42	7,1	11,2	9,05	12,2	1,7	21,2
B10	5,8	18,3	13	14,7	16,5	6	30,1

Oxígeno superficie(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	7,88	13,6	14,4	13,77	17,5	4,59	25,2
B12	6,2	20,7	18,5	17,9	20,2	6,6	27,4
B13	5,8	11,6	6,8	9,4	11,22	5,7	20
B14	5,93	7	9,4	9,48	12,6	3,52	20,9
B15	4,52	5,5	8,7	7,9	10,7	3,61	22,9
B16	3,8	15	11,6	11,2	10,1	5	24,3
B17	5,5	16,7	14,2	15,9	15	7,2	25,7
B18	2,7	20	19,8	17,8	9,3	7	30,6
EXTERIOR	7,4	7,1	5,9	5,8	1,28	0,09	6

Oxígeno fondo(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	3	6,7	8,6	10	11,2	4,7	15,2
A2	7,1	11	11,4	9,6	7,1	4,6	14,3
A3	5,2	8,6	14	12,5	12	4,7	16,6
A4	9,9	10,8	13,5	9,9	12,7	3,66	24,3
A5	7,2	15,6	17,8	14,7	13,7	4,24	26,6
A6	6,1	12,1	19,5	14,1	11	2,12	26,2
A7	2,23	3,8	5,5	5,9	7,1	4,35	13,5
A8	9,5	4,4	9,3	10,8	9,7	2,04	17,2
A9	6,9	8,8	12,4	10,8	13,5	2,5	19,3
A10	12,8	13,4	14,3	9,4	9,8	5,32	23,7
A11	11,1	20	10,1	8	11,5	4,7	24,1
A12	4,8	18,7	17,8	12,3	13,7	4	21,8
A13	6,78	5,5	5,5	6,7	11,5	4,04	16,4
A14	8,7	14	8,4	8,1	11,3	4,8	23,6

Oxígeno fondo(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	6	11,5	13,6	12	13,4	5,62	12,7
A16	6,5	16,5	13,3	11,4	14,97	7,4	24,2
A17	7,1	12,2	18	11,4	15,3	7,6	23,2
A18	8,9	15,1	15,4	6,1	5,8	0,23	18
B1	11,7	4,7	9,8	9,9	11,4	2,71	19,8
B2	8	8,7	11,6	10,2	12,9	3,79	18,2
B3	9,2	8,8	14,3	12,8	9,6	0,13	20,7
B4	5,2	17,2	16,1	13,2	11,3	4,8	20,9
B5	2,2	8	8,4	6,9	2,3	0,6	16,3
B6	2,5	10,2	13,6	11,5	13	2,4	23,2
B7	7,2	2,3	6,8	7,7	10,8	4,35	20,5
B8	0,01	0,2	8,5	9,44	10,7	1,24	19,3
B9	9,86	9	13,6	9,14	12,1	1,7	21,2
B10	4,9	14,8	14,9	11,2	12,5	4,9	30,1

Oxígeno fondo(mg/l)	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	9	15,9	17,5	12,5	15,7	3,9	25,2
B12	6,9	22,1	17,4	7,3	8	4,4	27,4
B13	6,4	12,8	9,6	10	12,9	5,4	20
B14	7,94	6	10,8	9,85	13,3	3,25	20,9
B15	5,5	6	10,4	8,5	11,6	3,61	22,9
B16	4,7	16,5	14,2	8,4	8,99	4,3	24,3
B17	4,3	19,1	17,8	15,2	16,5	4,9	25,7
B18	3,2	19,1	19,7	17,6	19,3	4,2	30,6
EXTERIOR	2,7	3	3,5	1,5	1,15	0,05	6

pH	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A1	8,2	7,9	7,92	8,16	8,22	7,98	8,62
A2	8,56	8,19	8,33	8,77	8,72	7,83	8,1
A3	8,13	8,08	8,43	8,73	8,94	8,87	9,2
A4	8,89	8,9	9,27	9,3	8,91	8,45	9,06
A5	8,41	8,6	9,27	9,55	9,16	8,88	9,23
A6	8,54	8,71	9,52	9,63	8,95	8,43	9,15
A7	8,01	7,85	7,82	7,9	7,98	8	8,53
A8	8,72	8,26	8,57	8,84	8,54	8,05	8,74
A9	8,34	7,95	8,18	8,59	8,57	8,16	8,76
A10	8,81	9	9,39	9,55	9,13	8,65	8,84
A11	8,88	9,17	9,46	9,61	9,29	8,79	9,24
A12	8,28	8,86	9,64	9,49	9,67	9,35	9,74
A13	8,46	7,94	8,13	8,29	8,59	8,31	8,79
A14	8,72	8,49	8,59	9,09	9,08	8,69	9,22

pH	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
A15	8,49	8,47	8,87	9,38	9	8,43	8,78
A16	8,55	8,55	8,83	9,01	9,04	8,86	9,55
A17	8,35	8,25	8,82	9,11	9	8,75	9,26
A18	8,56	8,53	9,42	9,42	8,83	8,05	8,69
B1	8,64	8,09	8,05	8,38	8,53	8,35	9,06
B2	8,82	8,52	8,53	8,74	8,59	7,93	8,66
B3	8,67	8,46	8,78	8,82	7,96	7,61	8,69
B4	8,32	8,19	8,76	8,9	8,6	8,21	8,44
B5	8,8	8,27	9,05	9,1	8,36	7,81	8,12
B6	8,32	7,97	9,13	9,39	8,65	8,19	9,5
B7	8,7	8,19	8,35	8,64	8,62	8,35	8,9
B8	7,54	7,56	7,72	7,91	8	7,67	8,17
B9	8,56	8,39	8,71	8,93	8,51	7,89	8,82
B10	8,14	8,35	8,65	8,95	8,97	8,9	9,56

pH	W0	W1	W2	W3	W4	W5	W6
	16/06/1999	21/06/1999	28/06/1999	05/07/1999	12/07/1999	19/07/1999	26/07/1999
B11	8,62	8,99	9,5	9,45	9,4	9,04	9,38
B12	8,59	8,78	9,48	9,67	9,3	8,88	9,23
B13	8,44	7,8	7,97	8,39	8,56	8,45	8,84
B14	8,46	8,05	8,38	8,39	8,63	8,29	8,92
B15	8,41	7,96	8,23	8,19	8,25	8,17	9,14
B16	8,19	8,07	8,47	8,69	8,36	8,05	8,74
B17	8,52	8,43	8,78	9,13	9,07	8,79	9,03
B18	7,9	8,32	9,07	9,38	9,13	8,82	9,48
EXTERIOR	8,66	8,42	8,35	8,12	7,5	7,46	7,69

LISTA DE PUBLICACIONES

- Moss, B., Stephen, D., Balayla, D., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, M., Fernández- Aláez, C., **Ferriol, C.**, García, P., Gomà, J., Gyllstrom, M., Hansson, L-A., Hietala, J., Kairesalo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J., Russell, V., Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van de Bund, W.J., Van Donk, E., Vicente, E. and Villena, M.J. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, **49**, 1633-1649.
- Nöges, P., Noges, T., Tuvikene, L., Smal, H., Ligeza, S., Kornijow, R., Peczula, W., Bécares, E., García-Criado, F., Álvarez-Carrera, C., Fernández-Álaez, C., **Ferriol, C.**, Miracle, M.R., Vicente, E., Romo, S., Van Donk, E., van de Bund, W., Jensen, J.P., Gross, E.M., Hansson, L.A., Gyllström, M., Nykanen, M., de Eyto E., Irvine, K., Stephen, D., Collings, S. & Moss, B. 2003. Factors controlling hydrochemical and trophic state variables in 86 shallow lakes in Europe. *Hydrobiologia* **506–509**: 51–58.
- Romo, S., Miracle, M.R., Villena, M.J., Rueda, J., **Ferriol, C.** & Vicente, E., 2004. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, **49**, 1593-1607.
- Stephen, D., Balayla, D., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, M., Fernández- Aláez, C., **Ferriol, C.**, García, P., Gomà, J., Gyllstrom, M., Hansson, L-A., Hietala, J., Kairesalo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J., Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van de Bund, W. J., Van Donk, E., Vicente, E., Villena, M.J. & Moss, B. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, **49**, 1517-1524.

-
- Van de Bund, W.J., Romo, S., Villena, M.J., Valentín, M., Van Donk, E., Vicente, E., Vakkilainen, K., Svensson, M., Stephen, D., Stahl-Delbanco, A., Rueda, J., Moss, B., Miracle, M.R., Kairesalo, T., Hansson, L.A., Hietala, J., Gyllstrom, M., Gomá, J., García, P., Fernández-Álaez, M., Fernández-Álaez, C., **Ferriol, C.**, Collings, S., Bécares, E., Balayla, D.M., & Alfonso, T. 2004. Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* **49**: 1608-1618.

