

# XIV CONGRESO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

## AIDIS-CHILE

Santiago, Octubre de 2001

### EVOLUCION DEL FITOPLANCTON EN EL LAGO RAPEL

#### MODELACION DE LAS INTERACCIONES ENTRE EL

#### SISTEMA FISICO Y BIOLOGICO

*Yarko Niño*<sup>1</sup>, *Alberto de la Fuente*<sup>1</sup>, *Ginger Martinez*<sup>2</sup>, *Manuel Contreras*<sup>2</sup>, *Irma Vila*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Depto. de Ingeniería Civil, <sup>2</sup> Depto. de Ciencias Ecológicas, Universidad de Chile.

<sup>1</sup> Av. Blanco Encalada 2002, Santiago, Chile. email: ynino@cec.uchile.cl

### RESUMEN

Se presentan resultados preliminares de una investigación que apunta a estudiar el efecto del incremento de la carga de nutrientes y contaminantes al embalse Rapel sobre la calidad de sus aguas y en particular sobre los niveles tróficos y características de los ensambles fitoplanctónicos asociados. Para ello se realiza la modelación del ecosistema definido por los sistemas físico, químico y un ensamble de algas constituido por diatomeas, algas verdes y verde-azules. Para las simulaciones se utilizaron datos de variables forzantes correspondientes al periodo 1989 – 1991. Se introdujeron variaciones a la condición base para estudiar el efecto de crecidas y del incremento de la carga de nutrientes en el sistema. Las simulaciones reprodujeron los típicos patrones de variación estacional de los principales grupos de algas observados en el embalse. Las concentraciones simuladas de biomasa algal reproducen adecuadamente valores registrados en terreno. Las crecidas que ocurren en los afluentes al embalse determinan de manera importante la concentración de nutrientes en el sistema. Las diatomeas son el grupo más sensible a la disponibilidad de nutrientes en el momento preciso en que las condiciones de luz y temperatura son óptimas para su crecimiento, exhibiendo un crecimiento explosivo en años en que los nutrientes alcanzan niveles altos al comienzo de la primavera. Las algas verdes son las que tienen una mayor respuesta al aumento generalizado de las cargas de nutrientes al embalse, dado que ellas son menos sensibles a temperaturas altas que las diatomeas y pueden utilizar las cargas de nutrientes afluentes durante el verano. Diatomeas y algas verde-azules no responden significativamente a este aumento. Se discute que la desaparición de diatomeas y algas verde-azules registrada recientemente en el embalse, no sería causada solo por el aumento de nutrientes al sistema, sino que se debería además al efecto de compuestos con características alguicidas para estos grupos, hipótesis que se intentará validar próximamente.

# XIV CONGRESO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

## AIDIS-CHILE

Santiago, Octubre de 2001

### EVOLUCION DEL FITOPLANCTON EN EL LAGO RAPEL

#### MODELACION DE LAS INTERACCIONES ENTRE EL

#### SISTEMA FISICO Y BIOLOGICO

*Yarko Niño*<sup>1</sup>, *Alberto de la Fuente*<sup>1</sup>, *Ginger Martinez*<sup>2</sup>, *Manuel Contreras*<sup>2</sup>, *Irma Vila*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Depto. de Ingeniería Civil, <sup>2</sup> Depto. de Ciencias Ecológicas, Universidad de Chile.

<sup>1</sup> Av. Blanco Encalada 2002, Santiago, Chile. email: ynino@cec.uchile.cl

## INTRODUCCION

Es ampliamente reconocido el aumento de biomasa y los cambios en composición que presentan los ensambles planctónicos durante su ontogenia (Hutchinson, 1967). A una escala anual, la marcada estacionalidad que presentan los sistemas templados genera patrones de asociación que varían en función de la cantidad de materia orgánica en el sistema (Reynolds, 1984). El proceso de evolución es aún más rápido en sistemas embalsados, ello como consecuencia de mayores tasas de importación y síntesis autóctona de nutrientes para la biota (Straskraba, 1998; Kennedy, 1999). Los patrones de sucesión de algas en lagos y embalses responden principalmente a restricciones de disponibilidad de nutrientes (Reynolds, 1999). En embalses con mezcla continua en profundidades entre 5 y 50 m, aparece la asociación algal tipo N, en la cual predominan los taxa de diatomeas *Fragilaria-Aulacoseira granulata-Closterium* (Reynolds, 1996). Esta asociación es indicadora de sistemas productivos localizados a baja altitud. Un ejemplo de esta situación lo constituye el embalse Rapel (34° S, 71° W; Fig. 1). Este embalse creado en 1968, está localizado en la región central del país y abastece de energía eléctrica al sistema interconectado central durante los periodos de otoño e invierno. El embalse Rapel representa un sistema monomóctico templado (Cabrera et al., 1977) con una configuración de tipo dendrítica y un alto desarrollo litoral (Contreras et al., 1994). Los principales tributarios son los ríos Cachapoal y Tinguiririca con régimen pluvio-nival, y el estero Alhué con un régimen pluvial.

Históricamente, el embalse Rapel ha presentado condiciones mesotróficas y eutróficas (Montecino y Cabrera, 1982, 1984), con concentraciones de clorofila *a* entre 0.6 y 35.7  $\mu\text{g/l}$ , de fósforo inorgánico ( $\text{PO}_4$ ) entre 0 y 177.8  $\mu\text{g/l}$  y de nitrógeno inorgánico ( $\text{NO}_3$ ) entre 20 y 3347  $\mu\text{g/l}$  (Antenucci, 1996). Esta condición ha propiciado un patrón temporal de sucesión alogénica, que se ajusta al clásico modelo descrito para los sistemas templados (Reynolds, 1984). El ensamble muestra un incremento de biomasa total en el periodo estival, desde noviembre a mayo, disminuyendo en el periodo de invierno (Vila et al., 1997). La sucesión estacional por grupos muestra un florecimiento masivo de diatomeas en primavera, el cual es sucedido por abundantes algas verdes durante el verano. Hacia fines de este periodo, se observa el predominio de algas verde-azules, aunque en baja concentración. El ensamble muestra una composición de 60 taxa en una proporción de 55 : 37 : 1 (% verdes : % diatomeas : % verde-azules) (Vila et al., 1987).

Como consecuencia de cambios en los patrones de uso de la cuenca, el embalse Rapel ha experimentado un aumento de la carga de nutrientes y contaminantes, generándose el incremento de biomasa de fitoplancton (clorofila *a*) y condiciones periódicas de anoxia en el hipolímnion (Vila et al., 2000). Estas condiciones han conducido a que en la actualidad se observe una condición de eutrofia en la mayor parte de la cubeta y una variación al proceso de sucesión de algas. Cambios en el patrón de asociación, un decrecimiento de riqueza de especies y un aumento de biomasa algal son los principales síntomas mostrados por el ensamble y causados por estas perturbaciones (Vila et al., 1997). El ensamble fitoplanctónico muestra una disminución significativa de diatomeas y prácticamente la desaparición de las algas verde-azules, predominando las algas verdes en alta abundancia. Un efecto adicional ha emergido en la actualidad, como consecuencia del predominio de taxa tolerantes a metales pesados en el embalse, lo que ha llevado a plantear un probable efecto de toxicidad por  $\text{CuSO}_4$ , cuya acción como alguicida natural estaría generando una respuesta diferencial de las algas y explicando el actual patrón de asociación fitoplanctónico (Vila et al., 1997).

El propósito de la investigación cuyos resultados preliminares se reportan en este trabajo, es estudiar el efecto del incremento de nutrientes y contaminantes al embalse Rapel sobre la calidad de sus aguas y en particular sobre los niveles tróficos y características de los ensambles fitoplanctónicos asociados. Esto se realiza a partir de la modelación del ecosistema definido por los sistemas físico, químico y un ensamble de algas constituido por diatomeas, algas verdes y verde-azules. En este trabajo se presentan algunos resultados de la modelación con datos de las variables meteorológicas e hidrológicas forzantes, correspondientes al periodo 1989 – 1991. Estos resultados son comparados con datos tomados en el embalse en 1991. Adicionalmente, se presentan resultados de un análisis realizado para estudiar variaciones a la condición base bajo diferentes escenarios tanto hidrodinámicos como de carga de nutrientes al sistema. No se ha abordado en el estudio aún, el análisis del efecto de la toxicidad de contaminantes presentes en el embalse Rapel sobre los ensambles fitoplanctónicos. Los resultados presentados en este trabajo corresponden a la simulación de la respuesta del ecosistema bajo los

escenarios que permiten estudiar: 1) efecto de crecidas y 2) efecto del incremento de la carga de nutrientes. En este trabajo no se presentan resultados respecto de la simulación de la termo-hidrodinámica del cuerpo de agua. Ellos se reportan separadamente en de la Fuente y Niño (2001).

## **MODELACION DEL ECOSISTEMA EN EL EMBALSE RAPEL**

La modelación del ecosistema se realizó utilizando el modelo DYRESM-CAEDYM del Centre for Water Research de la University of Western Australia (CWR, 2000). DYRESM realiza una modelación hidrodinámica unidimensional de lagos o embalses, que simula las distribuciones verticales y temporales de densidad, temperatura y salinidad, que resultan de la respuesta del sistema ante cambios diarios de parámetros meteorológicos (temperatura ambiente, radiación solar, precipitaciones, viento), características de los afluentes (caudales, temperaturas, salinidad) y caudales descargados, para condiciones morfológicas determinadas (curvas de embalse, posición de las descargas, etc.). Esta modelación incluye los procesos de transporte de calor, masa y cantidad de movimiento en la columna de agua, suponiendo propiedades homogéneas en planos horizontales. Los procesos físicos de transporte considerados incluyen la difusión turbulenta en la vertical determinada por los efectos del viento y caudales afluentes y efluentes, incorporando la resistencia a la mezcla debido a la estratificación térmica. Para el caso de los caudales afluentes se considera además la generación de corrientes de densidad. El balance de masa en el lago incluye el efecto de los caudales afluentes y descargas, precipitaciones y evaporación.

La modelación de los parámetros químico-biológicos del sistema se realizó con el módulo CAEDYM, que utiliza los resultados de DYRESM. Para el ecosistema aquí definido estos parámetros corresponden a la concentración de nutrientes, oxígeno disuelto (OD) y los principales grupos de algas fitoplanctónicas observados en el embalse Rapel: diatomeas (Bacillariophyceae), algas verdes (Chlorophyceae) y verde-azules (Cyanophyceae). Los nutrientes y el OD entran al embalse a través de los afluentes y mediante procesos de mezcla y difusión turbulenta se distribuyen en la columna de agua, experimentando simultáneamente variaciones debido a los procesos químico-biológicos internos.

Para la predicción de la variación temporal de las variables de estado se utilizan ecuaciones de balance de masa que consideran adicionalmente reacciones químico-biológicas. Las variables consideradas son:

a) Fitoplancton. Las variaciones temporales de biomasa algal son representadas por una cinética de primer orden, considerando los procesos de crecimiento, mortandad y migración. La formulación consiste en determinar una tasa de crecimiento máxima de biomasa algal, la que es limitada por disponibilidad de nitrógeno, fósforo, carbón, luminosidad, sílice (en el caso particular de las diatomeas) y temperatura. La mortandad es representada por una tasa estándar que varía con la salinidad y temperatura. Para la migración, se hace la

distinción entre los grupos con o sin movilidad propia. Para los primeros se determina una velocidad de desplazamiento en función de la luminosidad y disponibilidad de nutrientes y se considera una velocidad de decantación que es función de la temperatura. Para los no móviles se considera solamente este último efecto.

b) Oxígeno Disuelto. Se consideran variaciones por los siguientes efectos: intercambio aire-agua, demanda de OD en sedimentos, producción y respiración del fitoplancton, DBO y procesos de nitrificación. Cada uno es modelado mediante relaciones cinéticas de primer orden teniendo en consideración los efectos de la temperatura.

c) Nutrientes. Se consideran los siguientes:  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , Nitrógeno y Fósforo total. Al igual que en los casos anteriores se consideran cinéticas de primer orden y se distinguen los siguientes procesos: asimilación y excreción de nutrientes por parte del fitoplancton, nitrificación y desnitrificación, sedimentación, mineralización de la componente orgánica, resuspensión, adsorción/desorción de la componente inorgánica de los sedimentos suspendidos y difusión desde los sedimentos.

La modelación unidimensional realizada por DYRESM se basa en la hipótesis de que la termo-hidrodinámica del cuerpo de agua es tal, que los procesos de transporte en la horizontal ocurren en escalas de tiempo menores que en la vertical, particularmente cuando existe estratificación en el sistema, de modo que es posible considerar el cuerpo de agua formado por un conjunto de capas homogéneas entre las que se transfiere calor, masa y cantidad de movimiento. Esta hipótesis es válida en la medida en que no existan procesos bidimensionales de importancia en el sistema. Es posible argumentar que en el embalse Rapel la hipótesis de unidimensionalidad no es del todo válida, principalmente por la existencia de la cubeta Alhué (Fig. 1). Se supone que ésta, por su configuración geométrica, ortogonal al eje de las ramas Las Balsas y Muro, la diferencia en cuanto a magnitud de los caudales afluentes y la poca profundidad de sus aguas relativa al resto del embalse, tiene un comportamiento distinto al del resto del sistema. Esto se confirma más adelante a partir de una comparación de los resultados de las presentes simulaciones con datos medidos en las distintas cubetas del embalse. De acuerdo a los resultados obtenidos, la presente modelación representaría principalmente a las cubetas Las Balsas y Muro. Entre los objetivos generales de este estudio se contempla modificar el modelo hidrodinámico DYRESM, de modo de darle la capacidad de realizar un análisis multi-cubeta, aplicable a sistemas como el embalse Rapel.

La modelación del embalse Rapel se realizó a partir de una base de datos meteorológica e hidrológica correspondiente al periodo 1989-1991. Estos datos corresponden a estadísticas diarias de caudales afluentes, temperaturas ambientes, radiación solar directa, nubosidad y velocidad del viento. No se contó con información, sino parcial, respecto de las características de calidad de agua de los afluentes al embalse. Los principales datos requeridos son series diarias de temperatura y concentraciones de OD y nutrientes ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$  y  $\text{NH}_4$ , fundamentalmente). La temperatura afluente fue estimada a partir de correlaciones con la temperatura ambiente siguiendo a Antenucci (1996). Para el caso del OD se consideró que los afluentes tienen una concentración de

saturación la que depende de la temperatura de ellos (Antenucci, 1996). Dado que no se contó con información respecto de concentraciones de nitrato ( $\text{NO}_3$ ), fosfato ( $\text{PO}_4$ ) y amonio ( $\text{NH}_4$ ) afluentes al embalse, fue necesario realizar una estimación de ellos, de modo que las concentraciones de estos mismos nutrientes simuladas en el embalse como respuesta a los datos forzantes del sistema, reprodujeran concentraciones obtenidas de los mismos medidas por Vila et al. (1997) en el embalse en el periodo de simulación (1989 – 1991).

La validación del modelo consistió en simular para las concentraciones afluentes de nutrientes calibradas, los patrones de sucesión estacional de los grupos algales más abundantes en el embalse, diatomeas, algas verdes y verde-azules, y compararlos con aquellos observados típicamente en el embalse Rapel. Adicionalmente, y para una validación más formal de la simulación, se compara la biomasa total de fitoplancton simulada con valores equivalentes medidos por Vila et al. (1997) en el embalse durante 1991.

## RESULTADOS

### 1. Calibración

Los resultados del proceso de calibración se muestran en la Fig. 2, donde se grafica la evolución temporal de las concentraciones de  $\text{NO}_3$  (Fig. 2a) y  $\text{PO}_4$  (Fig. 2b) simuladas y medidas en el embalse en el periodo de simulación. El rango de valores de  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  simulados para el embalse presentaron una significativa asociación con los valores de campo. El análisis de correlación simple de Pearson, arrojó los siguientes resultados. Para los nitratos,  $\text{NO}_3$ : 2 – 879  $\mu\text{g/l}$ ;  $R^2 = 0.624$ ;  $N = 19$ ;  $P < 0.001$  y para los fosfatos,  $\text{PO}_4$ : 1 – 79  $\mu\text{g/l}$ ;  $R^2 = 0.615$ ,  $N = 18$ ;  $P < 0.001$ . El rango de concentración de amonio ( $\text{NH}_4$ ) (datos no mostrados), presentó una menor correlación con los datos de campo ( $\text{NH}_4$ : 9 – 189  $\mu\text{g/l}$ ;  $R^2 = 0.246$ ;  $N = 19$ ;  $P = 0.031$ ).

### 2. Validación

El modelo reprodujo adecuadamente el patrón estacional de biomasa fitoplanctónica observado en el embalse. El análisis de composición taxonómica mostró un patrón demográfico para los taxa diatomeas con niveles máximos recurrentes de biomasa en periodos de primavera (octubre – diciembre) a través de los tres años consecutivos de la simulación (Fig.3), tal como se observa en condiciones de campo. Entre los años 1989 y 1991, sin embargo, se obtienen concentraciones simuladas de diatomeas que son significativamente mayores que aquellas correspondientes al año 1990. Esto es indicativo de la ocurrencia de blooms, o crecimientos explosivos de la concentración de estas algas en 1989 y 1991. Los patrones simulados de algas verdes son similares a los de las diatomeas. Las algas verdes aumentan su concentración en primavera, simultáneamente con las diatomeas, pero tienen una tasa de crecimiento menor y se prolongan hacia el verano, cuando alcanzan sus máximas concentraciones (Fig. 4). Las concentraciones de algas verdes son similares a las de las diatomeas, sin embargo las primeras se mantienen con niveles altos durante periodos mucho más largos (del orden de 6

meses) que estas últimas (inferior a 3 meses). Las concentraciones máximas de algas verdes se mantuvieron aproximadamente similares durante los tres años de simulación, lo cual es indicativo que, a diferencia de las diatomeas, estas algas no presentaron blooms en los años 1989 y 1991. Las algas verde-azules comienzan su etapa de crecimiento anual al final del verano, en el periodo en que tanto las diatomeas como las algas verdes reducen su concentración al mínimo, alcanzando su concentración máxima en agosto – septiembre, justo antes de que los otros dos grupos de algas simulados comiencen su etapa de crecimiento anual (Fig. 5). Las concentraciones simuladas de algas verde-azules son significativamente inferiores a las de los otros grupos fitoplanctónicos simulados. Las concentraciones máximas anuales medias de los tres grupos de algas simulados son: diatomeas: 25.3  $\mu$ g/l, verdes: 28.3  $\mu$ g/l, verde-azules: 0.2  $\mu$ g/l, lo que representa un patrón de predominio 52 % : 47 % : 1 % similar al patrón 55 % : 37 % : 1 % (verdes : diatomeas : verde-azules) obtenido en el embalse en el periodo de estudio (Vila et al. 1987).

La concentración de biomasa total de fitoplancton simulada varió entre 0.02 y 36.9  $\mu$ g/l, valores que se encuentran dentro del rango que ha sido descrito para el embalse en el periodo 1987-1995 (0.6 – 35.7  $\mu$ g/l; Antenucci, 1996). La comparación presentada en la Fig. 6 muestra una buena coincidencia entre los valores simulados de biomasa total en el embalse para el año 1991 y aquellos medidos en igual periodo en las cubetas Las Balsas y Muro. Ello no ocurre en el caso de los datos medidos en la cubeta Alhué, lo cual es indicativo de la no uniformidad de las características de los sistemas físico, químico y biológico en la cubeta Alhué con respecto al resto del embalse. Este resultado lleva a concluir, por una parte, que es necesario incorporar en el modelo la simulación de sistemas multi-cubeta para poder analizar adecuadamente el embalse Rapel, pero por otra, que la presente simulación representa adecuadamente el comportamiento de las cubetas Las Balsas y Muro. En efecto, en la Fig. 6 se observa que los valores máximos de la biomasa total medidos en estos últimos sectores del embalse en 1991 alcanzan los 30  $\mu$ g/l y ocurren a fines de abril, en tanto los mínimos valores de esta variable, de 3  $\mu$ g/l, ocurren en julio-agosto. Un comportamiento similar de la concentración de biomasa total se obtiene de la simulación, de la cual se puede apreciar que las concentraciones invernales de biomasa son prácticamente nulas y que las concentraciones durante el resto del año son del orden de 20  $\mu$ g/l con un máximo de 35  $\mu$ g/l en primavera.

### **3. Efecto de las crecidas**

Es posible argumentar de acuerdo a los resultados de la simulación, que la respuesta del fitoplancton en términos de su crecimiento, depende de manera importante de las condiciones de luz y temperatura en el embalse, de modo que la tasa de crecimiento máxima se da estacionalmente, cuando dichas condiciones son óptimas para el crecimiento de los distintos grupos. Las tasas de crecimiento cuando las condiciones de luz y temperatura son óptimas, sin embargo, dependen de manera crucial de los nutrientes disponibles. Los blooms de diatomeas

obtenidos de la simulación en los años 1989 y 1991 parecen deberse a eventos de crecida relativamente importantes ocurridos esos años, los que aportaron concentraciones altas de nutrientes al embalse que permitieron mantener niveles no limitantes de ellos en el momento en que las diatomeas comenzaron su etapa de crecimiento anual (Fig. 7). En el año 1990 no ocurrieron crecidas relevantes en el periodo de invierno, lo que impidió contar con nutrientes suficientes como para permitir el crecimiento explosivo de las diatomeas en primavera. Este efecto se ilustra en las Figs. 7 y 8, donde se grafican conjuntamente la evolución temporal de las concentraciones medias de los tres grupos de algas simulados, de las concentraciones de nutrientes simuladas en el embalse y de los caudales afluentes totales, para dos situaciones: i) estadística de caudales medios diarios en el periodo 1989 – 1991 (Fig. 7); y ii) estadística de caudales medios mensuales repetidos en el periodo de 3 años considerado (Fig. 8). De estas figuras se deduce que en condiciones sin crecidas (caso ii, Fig. 8), concentraciones menores de nutrientes limitan el crecimiento de las diatomeas con respecto a lo que se obtiene en condiciones con crecidas como las de los años 1989 y 1991 (caso i, Fig. 7), obteniéndose en el caso ii) concentraciones máximas de diatomeas relativamente similares en los tres años de simulación, con valores no superiores a  $1 \mu\text{g/l}$ , los que resultan significativamente inferiores a aquellos obtenidos en el caso i), en los años 1989 y 1991, los que alcanzan valores de entre 45 y  $25 \mu\text{g/l}$ , respectivamente.

Las Figs. 9 y 10 muestran valores de los coeficientes que limitan el crecimiento de las diatomeas por efecto de concentraciones de  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  en el embalse en los casos i) y ii) definidos antes, respectivamente. De la Fig. 9 se concluye que en 1990, en el caso i), las diatomeas vieron limitado su crecimiento debido a una baja disponibilidad de fósforo en el momento en que ellas iniciaban su periodo de crecimiento anual, lo cual no ocurrió en los años 1989 y 1991 debido a los aportes de este nutriente realizados por las crecidas en esos años. En este caso el nitrógeno no parece ser un factor limitante para el crecimiento de las diatomeas. Por otro lado, las menores concentraciones de diatomeas que se obtienen de las simulaciones en el caso ii) sin crecidas, se deben a una limitación en la disponibilidad de nitrógeno en el embalse, no siendo el fósforo limitante en este caso (Fig. 10).

Es interesante notar que las concentraciones simuladas de algas verdes no se ven afectadas significativamente por las crecidas, alcanzando valores máximos anuales similares para los tres años de simulación en ambos casos: i) y ii) (Figs. 7 y 8, respectivamente), lo cual es indicativo de que el nivel de nutrientes en el embalse en cualquiera de ambos casos no es limitante para su crecimiento. Es también notable que durante el verano las algas verdes mantengan concentraciones altas a pesar de que los niveles de nutrientes en el embalse se mantienen prácticamente nulos (Fig. 7), lo cual se debe a que durante dicho periodo estas algas se alimentan principalmente de los nutrientes afluentes al embalse.

#### **4. Efecto del aumento de nutrientes**

Con el objeto de estudiar la respuesta de los ensambles fitoplanctónicos simulados a un aumento significativo de nutrientes afluentes al embalse, se aumentaron las concentraciones de estos nutrientes en un factor 5. Los resultados obtenidos se presentan en la Fig. 11. Las algas verdes son las únicas que responden de manera significativa al aumento generalizado de nutrientes, obteniéndose para 1990, el año con mayores crecidas del periodo simulado, un aumento en un factor de alrededor de 10 de la concentración anual máxima de ellas. El resto de los años simulados la concentración de algas verdes también aumentó, pero en una proporción menor, no alcanzándose a duplicar los valores de la concentración obtenida para las concentraciones afluentes calibradas. Los resultados de la simulación muestran que diatomeas y algas verde-azules prácticamente no cambian los niveles de concentración que tenían para valores de concentraciones de nutrientes afluentes calibrados, al aumentar estos valores en un factor 5 (Fig. 11). Estos resultados son indicativos de que, tal como se ha observado en el Rapel en años recientes (Vila et al., 2000), el aumento de nutrientes afluentes tiene aparejado un fuerte incremento en la concentración de algas verdes en el embalse. Asimismo, los resultados muestran que las concentraciones de diatomeas y algas verde-azules prácticamente no responden al aumento de nutrientes afluentes al lago, y en particular no se reducen, como se ha observado recientemente en el Rapel (Vila et al., 2000). Esta última conclusión implica que no solo el aumento de nutrientes sería causante de la variación registrada en los ensambles fitoplanctónicos del embalse Rapel, sino que la hipótesis de que contaminantes vertidos al embalse pudieran explicar la reducción observada de concentraciones de diatomeas y algas verde-azules parece ser bastante plausible. Para validar esta hipótesis se requiere implementar en el modelo, previamente, el efecto de la toxicidad de distintos compuestos, como por ejemplo metales pesados, sobre las concentraciones de los distintos grupos de fitoplancton en el embalse. Esto se realizará próximamente como parte del futuro desarrollo de este estudio.

#### **CONCLUSIONES**

La modelación de la evolución temporal de ensambles fitoplanctónicos en el embalse Rapel permitieron reproducir los típicos patrones de variación estacional de los principales grupos algales observados en el embalse. Las concentraciones simuladas de biomasa algal reproducen adecuadamente los valores registrados en terreno en las cubetas Las Balsas y Muro. Las crecidas que ocurren en los afluentes al embalse determinan de manera importante los niveles de concentración de nutrientes presentes en el sistema. Las diatomeas son el grupo que parece ser más sensible a este efecto, exhibiendo un crecimiento explosivo en años en que los nutrientes alcanzan niveles altos justo al comienzo del periodo de crecimiento anual de ellas. Desde este punto de vista, las diatomeas resultan ser sensibles a la disponibilidad de nutrientes en el momento preciso en que las condiciones de luz y temperatura son óptimas para su crecimiento. Por otra parte, las algas verdes son las que tienen una mayor respuesta al aumento generalizado de las cargas de nutrientes al embalse. Dado que ellas son

menos sensibles a temperaturas altas que las diatomeas, pueden utilizar las cargas altas de nutrientes durante periodos prolongados, incluyendo el verano, lo cual les permite responder mejor al aumento de nutrientes considerado. Diatomeas y algas verde-azules no responden significativamente a este aumento. Estos resultados sugieren que las variaciones de los ensamblajes fitoplanctónicos en el embalse Rapel reportados recientemente, las cuales muestran un aumento significativo de algas verdes y la desaparición de diatomeas y algas verde-azules, no serían causados simplemente por efecto del aumento de nutrientes al sistema, sino que se deberían además al efecto de contaminación por descargas de compuestos con características alguicidas para ciertos grupos de algas. Esta hipótesis se intentará validar próximamente.

## **AGRADECIMIENTOS**

Los autores agradecen el financiamiento aportado por el proyecto FONDECYT 1010483 y el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile.

## **REFERENCIAS**

- Antenucci J. 1996. Hidrobiological modelling of Rapel reservoir, Central Chile. Honours Thesis. Department of Environmental of Engineering. University of Western Australia. 115 pp. + App.
- Cabrera S, V Montecino, I Vila, N Bahamonde, I Bahamonde, I Barends, R Rodriguez, R Ruiz & D Soto. 1977. Características limnológicas del embalse Rapel, Chile Central. Publicación de O.E.A. Seminario de Medio Ambiente y Represas. Montevideo, Uruguay. Monografía. Departamento de asuntos científicos y tecnológicos. 1: 40-61.
- Contreras M, H Villagran & C Salazar. 1994. Características hidrodinámicas del embalse Rapel. Medio Ambiente 12 (1): 41-49.
- CWR (2000). Dynamic reservoir simulation model and Computational aquatic ecosystem dynamics model. DYRESM-CAEDYM Science Manual. Center for Water Research, The University of Western Australia.
- de la Fuente, A. y Niño, Y. (2001). Modelación de la estructura térmica del embalse Rapel. XV Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Concepción, Noviembre 2001.
- Kennedy RH. 1999. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. En: Tundisi JG & M Straskraba (eds). Theoretical reservoir ecology and its applications: 1-28. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Brazil.
- Montecino V & S Cabrera. 1982. Phytoplankton activity and standing crop in an impoundment of central Chile. Journal of Plankton Research 4(4): 943-950.
- Montecino V & S Cabrera. 1984. Limnological pilot project for the characterization of temperate lakes in Central Chile. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1332-1334.

- Reynolds CS. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp.
- Reynolds CS. 1996. Plant life of the pelagic. Verh. Intern. Verein. Limnol. 26: 97-113.
- Reynolds CS. 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. En: Tundisi JG & M Straskraba (eds). Theoretical reservoir ecology and its applications: 439-456. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Brazil.
- Straskraba M. 1998. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. Intern. Rev. Hydrobiol. 83 Special issue: 1-12.
- Straskraba M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. En: Tundisi JG & M Straskraba (eds). Theoretical reservoir ecology and its applications: 385-410. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Brazil.
- Valdovinos C, R Figueroa, H Cid, O Parra, E Araya, S Privitera & V Olmos. 1998. Transplante de organismos bentónicos entre sistemas lénticos: ¿Refleja la biodisponibilidad de metales traza en el ambiente? Bol. Soc. Chil. Quim. 43: 467-475.
- Vila I, I Barends & V Montecino. 1987. Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el embalse Rapel, Chile Central. Revista Chilena de Historia Natural 60: 37-55.
- Vila I, M Contreras, V Montecino, J Pizarro & DD Adams. 2000. Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination? Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55: 31-44.
- Vila I, M Contreras, V Montecino, J Pizarro. 1997. Eutrophication and phytoplankton selective response in a temperate reservoir. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 798-802.

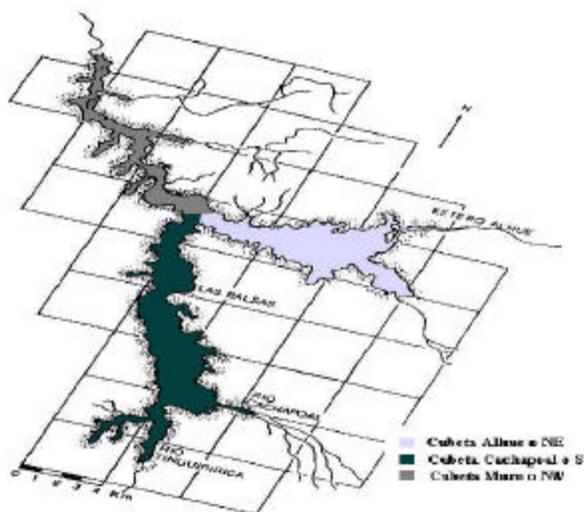


Fig. 1 Esquema del Lago Rapel.

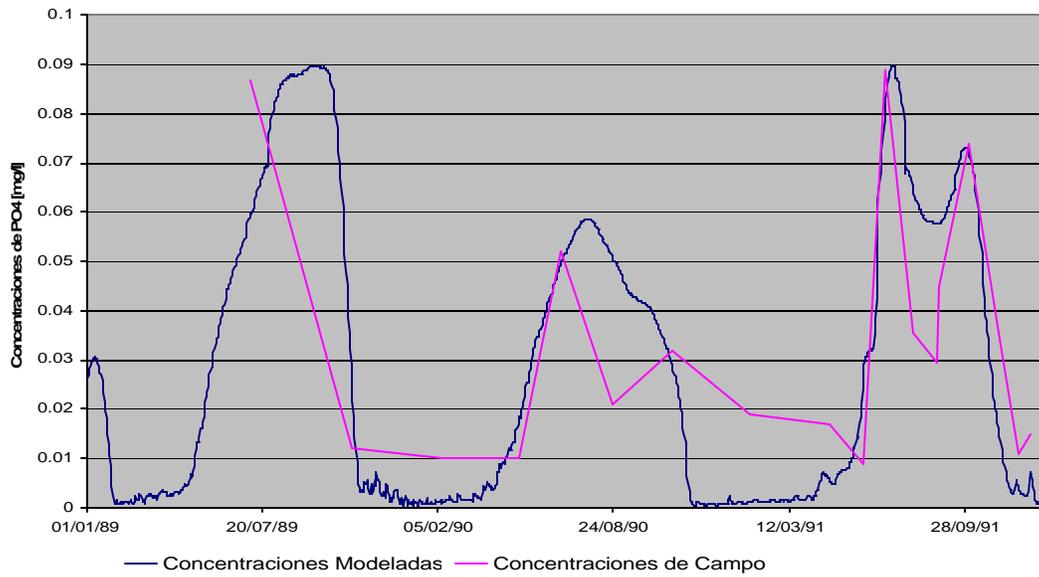


Fig. 2.a Calibración de concentraciones afluentes de NO<sub>3</sub>. Datos simulados y medidos para 1991.

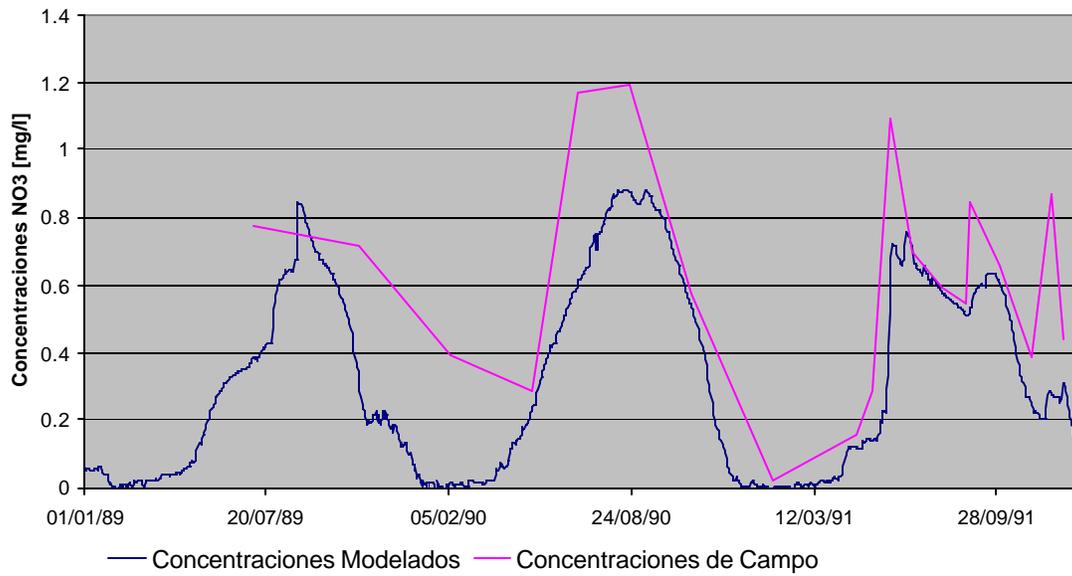


Figura 2.b Calibración de concentraciones afluentes de PO<sub>4</sub>. Datos simulados y medidos para 1991.

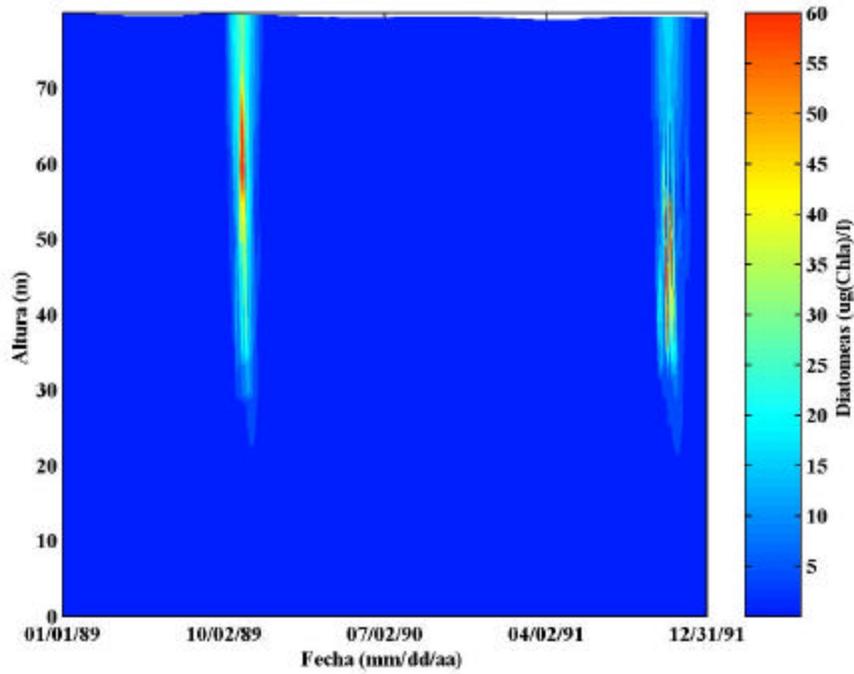


Fig. 3 Simulación de la evolución temporal de la estructura vertical de diatomeas.

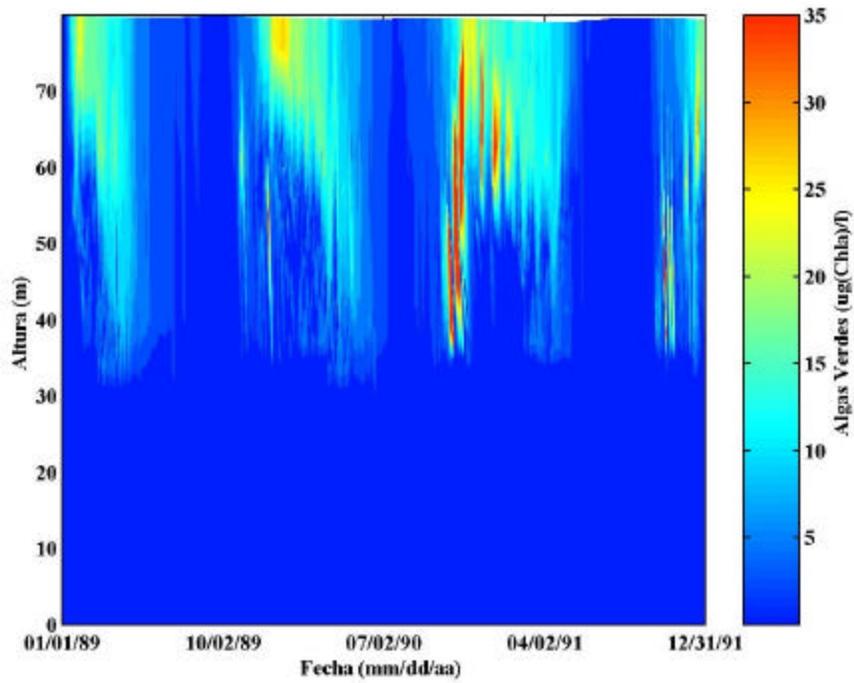


Fig. 4 Simulación de la evolución temporal de la estructura vertical de algas verdes.

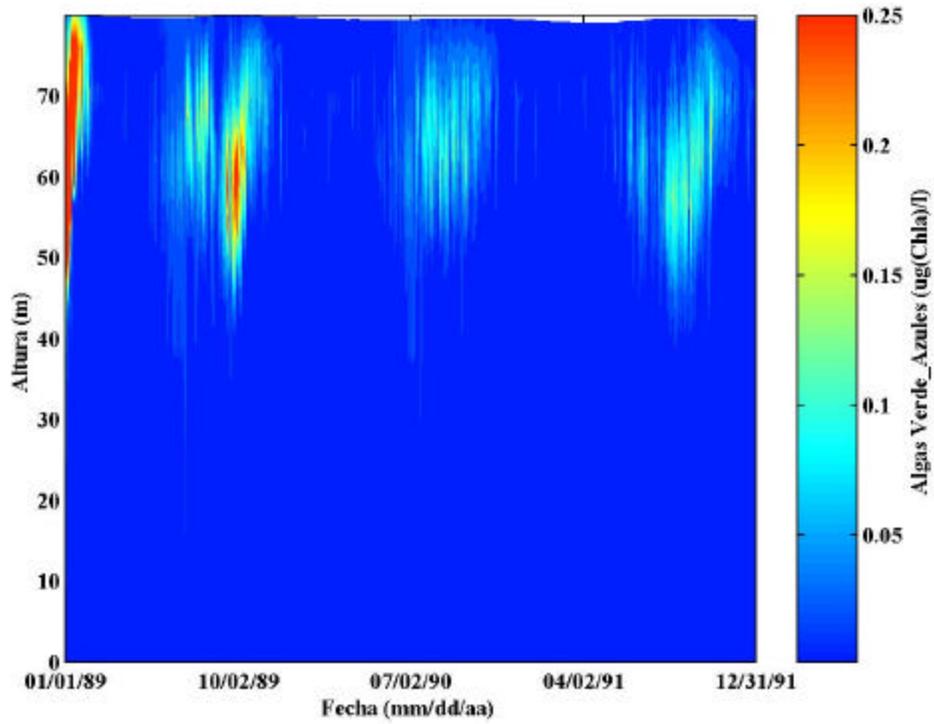


Fig. 5 Simulación de la evolución temporal de la estructura vertical de algas verde-azules.

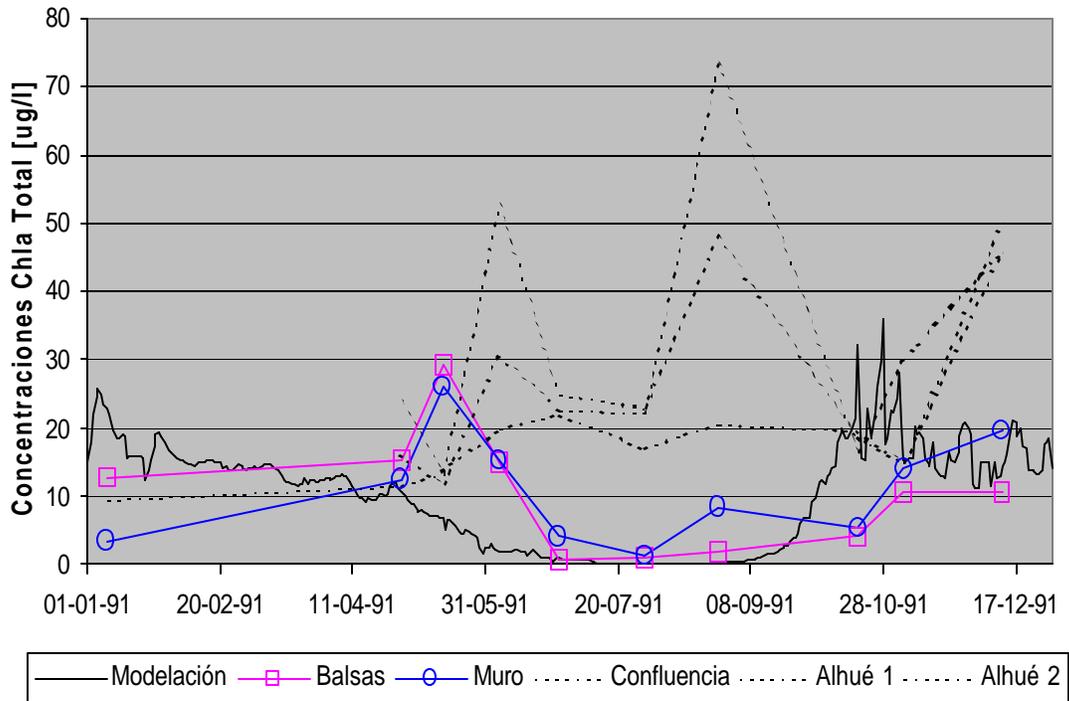


Fig. 6 Comparación entre valores de clorofila -a total modelada y mediciones de campo en 1991.

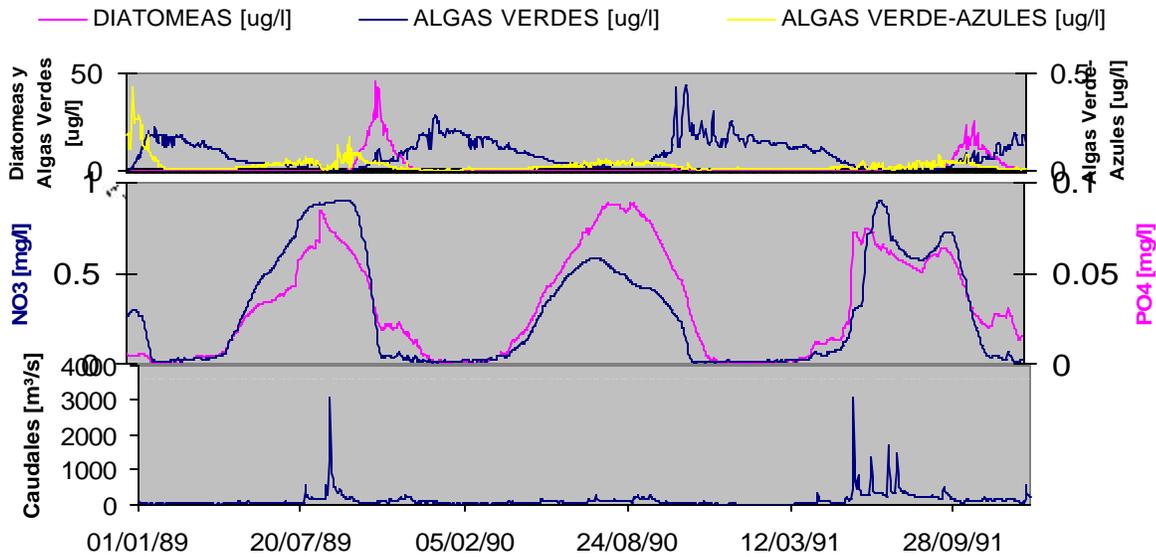


Fig. 7 Variación temporal del patrón de algas y nutrientes en embalse y caudales totales afluentes. Resultados para series de caudales medios diarios y concentraciones de nutrientes afluentes calibradas.

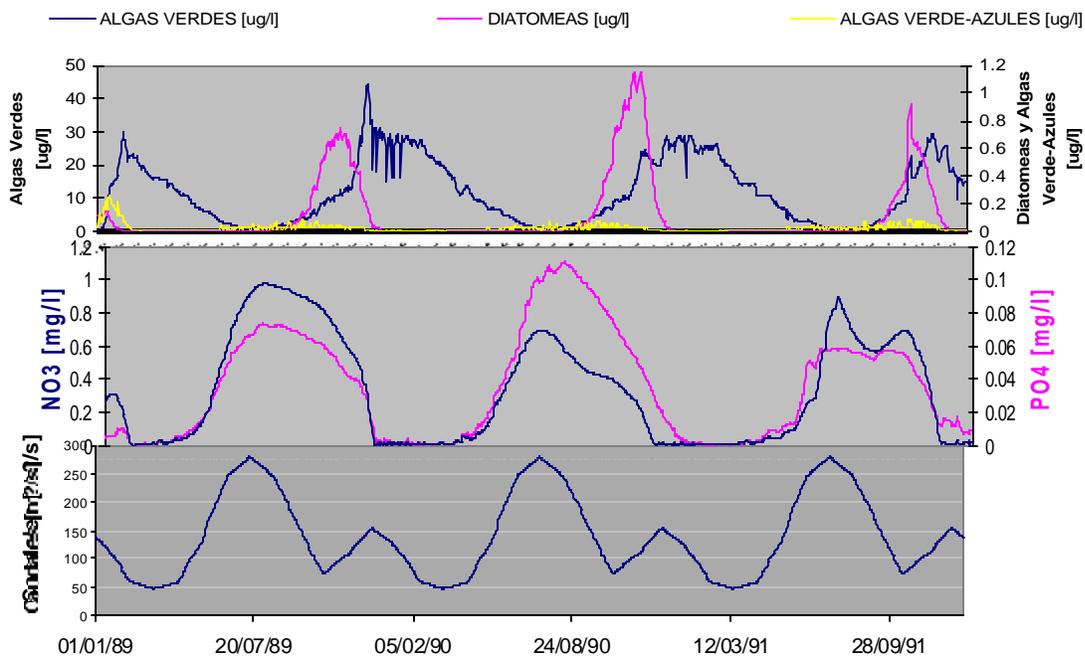


Fig. 8 Variación temporal del patrón de algas y nutrientes en embalse y caudales totales afluentes. Resultados para series de caudales medios mensuales y concentraciones de nutrientes afluentes calibradas.

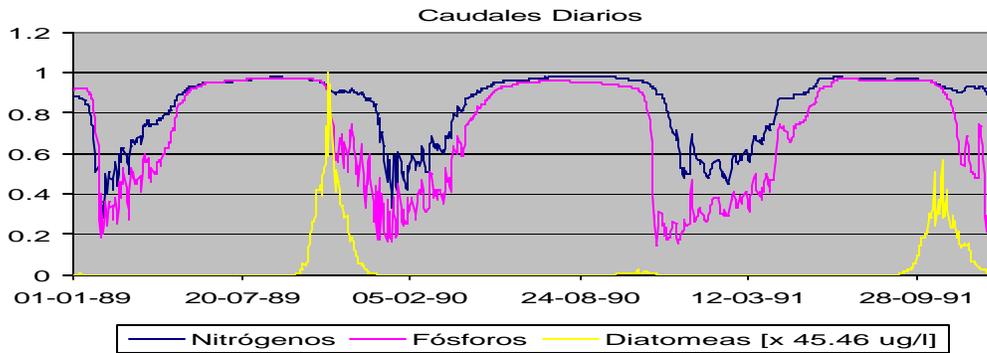


Fig. 9 Factores limitantes de  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  para las diatomeas correspondientes a la serie de caudales medios diarios afluentes.

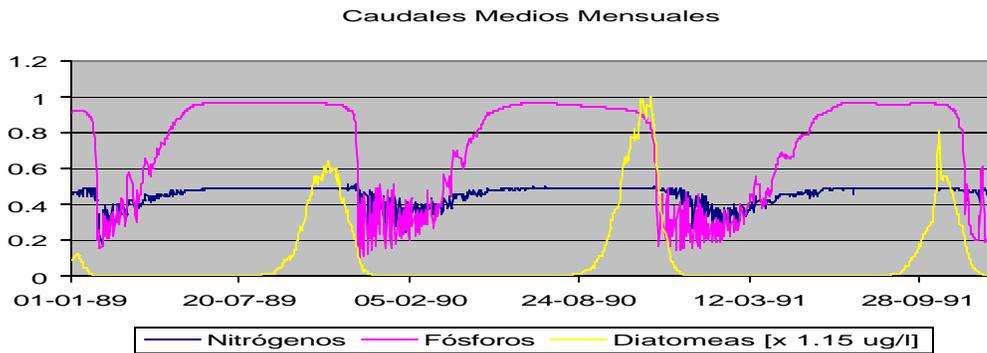


Fig. 10 Factores limitantes de  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  para las diatomeas correspondientes a la serie de caudales medios mensuales afluentes.

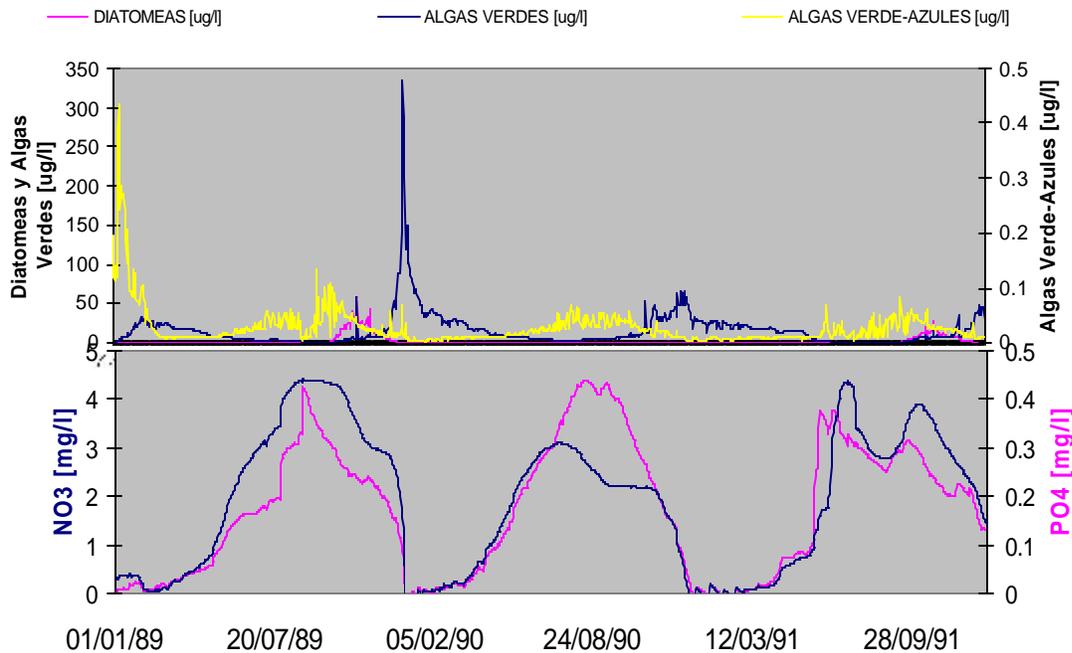


Fig. 11 Variación temporal del patrón de algas y nutrientes en embalse y caudales totales afluentes. Resultados para series de caudales medios diarios y concentraciones de nutrientes 5 veces mayor a los valores calibrados.