



Seminario Taller "Calidad de Agua en los Embalses de Córdoba"  
31 de octubre y 1 de noviembre de 2002, Córdoba.

## **ESTUDIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFICACION DEL EMBALSE SAN ROQUE MEDIANTE LA OBSERVACIÓN, MEDICION Y APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS NUMÉRICAS.**

Maria Alejandra Bustamante<sup>1</sup>, Sebastián Morillo<sup>1</sup>, María Inés Rodríguez<sup>1</sup>, Micaela Granero<sup>1 3</sup>,  
Marcia Ruiz<sup>1 3</sup>, Ingrid Zito Freyer<sup>1 2</sup>, Fanny Busso<sup>4</sup>, Enzo Bonfanti<sup>4</sup> y Alberto Girbal<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional del Agua (INA)-Centro de la Región Semiárida, Córdoba

<sup>2</sup>Universidad Nacional de Córdoba

<sup>3</sup>Universidad Católica de Córdoba

<sup>4</sup>Aguas Cordobesas S.A.

abustama@efn.uncor.edu; smorillo@efn.uncor.edu; minesrodrig@infovia.com.ar ; mickygranero@hotmail.com;  
marciarui74@yahoo.com; ingridzfv@hotmail.com

### **INTRODUCCION**

Desde los inicios de la limnología se utilizaron los términos eutrófico y oligotrófico para designar ambientes con abundancia o escasez de organismos, materia orgánica y nutrientes respectivamente. En este sentido son lagos eutróficos aquellos en que la disponibilidad alimentaria permite sustentar una abundante biomasa y por el contrario resultan oligotróficos los ambientes prístinos en los cuales la escasa disponibilidad limita el desarrollo de actividad biológica. Originariamente los términos eutrófico y oligotrófico tenían un significado cualitativo para describir dos tipos de ambientes distintos, pero luego se desarrolló una escala basada en la concentración de clorofila, que permite dar al tema un enfoque cuantitativo. Desde entonces ha sido aceptado por la comunidad científica que el grado de trofismo de un cuerpo de agua se cuantifica como la concentración media anual de clorofila de ese ambiente (OECD, 1982, Ryding y Rast, 1992). Vollenweider (1976) mostró que la eutrofización de un lago representa un incremento de la concentración de clorofila relacionado con el incremento en la concentración de nutrientes del mismo.

Si bien existen ambientes naturalmente eutróficos, la eutrofización se encuentra por lo general estrechamente relacionada con la actividad humana. Las principales fuentes antrópicas de nutrientes provenientes de áreas urbanas, la constituyen el aporte de aguas cloacales, la utilización de jabones y detergentes fosforados y, en zonas de intensa actividad agrícola, la utilización de fertilizantes. Además de la importancia que representa el uso de las tierras y la actividad del ecosistema como tal en el estado trófico de un lago, también revisten interés las características del recurso (Ej. morfometría de la cuenca) y las características climáticas del área de estudio.

La excesiva concentración de fósforo en agua es una de las mayores causas de la eutrofización de los lagos, embalses y ríos y la mejor forma de control es la medición y regulación de los aportes de este elemento a todo el sistema acuático. En muchas partes de Australia por ejemplo, los aportes de fósforo provenientes de fuentes no puntuales como el uso de las tierras por la agricultura, han determinado la eutrofización de las aguas superficiales. En otras regiones, la concentración de fósforo, responsable del estado eutrófico de un lago puede ser una fracción mínima del balance general de fósforo de una cuenca agrícola. También se ha demostrado la variabilidad del aporte dependiente del ecosistema predominante.

El manejo ambiental de la calidad de agua en embalses requiere herramientas de predicción precisas para integrar los atributos físicos, químicos y biológicos del ecosistema, así como los componentes atmosféricos. La compleja naturaleza de estos procesos y sus interacciones aseguran que el modo más efectivo de idear y probar estrategias de manejo es mediante el uso de modelos numéricos. El modelo debe capturar todos los procesos relevantes y sus interacciones, y necesariamente debe ser capaz de representar las escalas de tiempo, longitud y velocidad de los movimientos físicos, así como también las escalas de tiempo y longitud apropiadas para los aspectos biológicos y químicos. El rol más destacable de la aplicación de los modelos numéricos en embalses es el de asistir el entendimiento de los orígenes y mecanismos de los problemas de calidad del agua, lo que permite diseñar las mejores estrategias de manejo del recurso.

El Embalse San Roque se ubica en una zona semiárida donde el recurso hídrico es limitado. Su estudio resulta de suma importancia ya que el mismo provee de agua a la Ciudad de Córdoba tanto para consumo humano como para riego a la vez que es utilizado para la generación de energía hidroeléctrica para la región.

Desde el primer estudio realizado por Guarrera en 1948, el fitoplancton del Embalse San Roque ha mostrado cambios graduales, reduciéndose a la dominancia de escasas especies propias de lagos eutróficos. Durante 20 años, se observó periódicamente un crecimiento desmedido de algas azul-verdosas durante las primaveras – veranos y de Diatomeas y Dinofíceas (*Peridinium*) en los otoños – inviernos.

Las condiciones hidroquímicas del recurso permiten explicar y predecir la aparición de estas floraciones, sin embargo en los pasados períodos estivales de 1998-1999 y 1999-2000, el desarrollo desmedido del alga *Ceratium hirundinella*, especie no registrada hasta aquel momento, ocasionó problemas en el proceso de potabilización de las aguas (Ruibal *et al*, 1999 y Girbal *et al*, 2000). Nuevamente en el período estival 2000-2001 se hicieron visibles floraciones de algas azul-verdosas.

Debido a la importancia del embalse como fuente de agua, el estudio de la misma resulta imprescindible a fin de identificar los factores externos e internos vinculados con la calidad de agua del embalse, definir los niveles confiables de aporte de fósforo y establecer una base de información ambiental útil para el diseño de obras vinculadas al saneamiento de la cuenca, como por ejemplo diseño de sistemas de tratamiento de aguas servidas para las

poblaciones de la cuenca de aporte al lago, control de algunas fuentes puntuales, obras civiles para la búsqueda de alternativas de recursos de agua, etc.

Con la finalidad de lograr un mayor conocimiento de las características limnológicas del recurso hídrico en la cuenca, el CRSA viene desarrollando desde Junio de 1996 un programa de monitoreo de las principales variables físicas, químicas y biológicas en el embalse y sus tributarios. Con mayor detalle se enfocó el estudio en la cuenca del Río San Antonio y en la zona urbanizada de la cuenca del Río Cosquín, ambos siendo los principales tributarios del Embalse San Roque. Actualmente y desde 1999 en colaboración con la Empresa potabilizadora Aguas Cordobesas S.A. y la Universidad Católica de Córdoba, se continúa el programa de monitoreo sobre el embalse y su cuenca.

El presente trabajo muestra las principales características limnológicas del embalse y un análisis de la aplicación de un modelo ecológico para la factibilidad de utilizarlo en programas de gestión de la eutroficación.

## AREA DE ESTUDIO

El Embalse San Roque (con su baricentro superficial con coordenadas 31° 22' 56" S, 64° 27' 56" O) está situado aproximadamente a 600 msnm en el Valle de Punilla en la alta cuenca del Río Suquia (Provincia de Córdoba). Su área de drenaje comprende una superficie de 1750 km<sup>2</sup>, recibiendo el aporte de cuatro tributarios. Los ríos San Antonio y Cosquín junto con los arroyos Los Chorrillos y Las Mojarras sumados al pequeño aporte debido al perilago conforman las fuentes de agua por escorrentía superficial del referido embalse. A su vez cuenta con un único emisario, el Río Suquia. Las características principales de este cuerpo de agua se presentan en la *Tabla 1*.

Area de Drenaje:	1750 Km <sup>2</sup>
Tipo de presa:	Hormigón. Gravedad, Planta curva
Superficie cota labio vertedero:	15,01 Km <sup>2</sup>
Volumen cota labio vertedero:	201 Hm <sup>3</sup> (reducido a 190 en el año 1987)
Máxima profundidad cota labio vertedero:	35.30 m
Profundidad media:	13 m
Nivel del Agua:	Regulado
Fluctuación anual del nivel (aprox.)	6 m
Tiempo de residencia	0.1-0.7 años
Tributarios (caudal medio anual aprox.):	
Río San Antonio	2.7 m <sup>3</sup> /seg
Río Cosquín	4.4 m <sup>3</sup> /seg
Arroyo Las Mojarras	0.48 m <sup>3</sup> /seg
Arroyo Los Chorrillos	0.73 m <sup>3</sup> /seg
Emisario : Río Suquia	9.6 m <sup>3</sup> /seg

**Tabla 1: Características del Embalse San Roque. Fuente: Dirección Provincial de Hidráulica (1982).**

Un primer dique fue construido en el año 1888 el cual fue reemplazado por el actual paredón en 1944, habiéndose logrado un aumento del volumen de almacenamiento. El actual Embalse San Roque se caracteriza por una profundidad máxima de 35,3 m y un volumen de 201 hm<sup>3</sup> a nivel del vertedero (según datos de proyecto). El tiempo de residencia hidráulica es de aproximadamente 0,6 año. Gran parte del antiguo cierre todavía está en pie, sugiriendo un funcionamiento del mismo como vertedero sumergido (Granero *et al*, 2000). Entre ambos cierres, a 13,2 m sobre el lecho y en la zona del vertedero se encuentra la toma de agua para hidroelectricidad y agua potable.

Los ríos transportan al embalse material orgánico e inorgánico generado en las subcuencas, drenan áreas con baja permeabilidad del material rocoso, suelos discontinuos y superficiales que facilitan un drenaje excesivo con rápida concentración de las aguas (Barbeito y Ambrosino, 1997). Entre las actividades realizadas en la cuenca se citan el uso de las tierras en la agricultura de menor escala, pastoreo extensivo (el cual se transforma en intensivo en verano) trayendo consecuentemente problemas de deterioro del suelo y deforestación. Sumado a esto, las ciudades situadas en el perillago y en la cuenca en general no poseen ninguna infraestructura eficiente de captación y tratamiento de las aguas negras. Además de lo anterior la ocurrencia de eventos impredecibles como los incendios y las crecidas de los cursos de agua, apoyan la hipótesis de una variabilidad espacial y temporal en el aporte de fósforo y nitrógeno al embalse, de elevada importancia.

## **METODOLOGÍA DE ESTUDIO**

El programa de monitoreo del lago y de los ríos principales de la cuenca de aporte se realiza con una frecuencia quincenal a mensual, mediciones que son complementadas con datos hidrometeorológicos tales como radiación solar incidente, temperatura del aire, precipitaciones, dirección e intensidad del viento y humedad relativa ambiente provista por la Red Telemétrica del CRSA. Los niveles de agua del lago son provistos por las lecturas que realiza diariamente la Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (DIPAS).

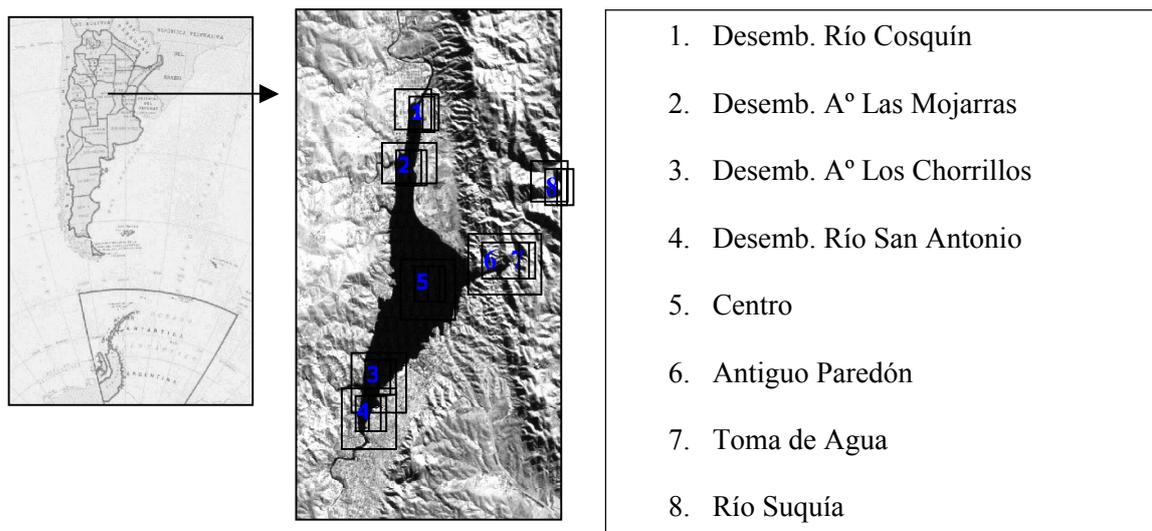
### *1. Programa de Monitoreo del recurso hídrico*

En la planificación del monitoreo (definición de sitios, parámetros y frecuencia) se tuvieron en cuenta tanto los factores relacionados con la cuenca como aquellos relacionados con el mismo cuerpo de agua: propiedades morfométricas e hidrodinámicas, aportes y salidas, gradientes verticales físicos y químicos, proceso de estratificación térmica, entre otros.

Los aforos de los ríos se realizarán por vadeo utilizando en campo el método de un punto, mientras que el cálculo de los caudales se realiza con posterioridad mediante el método de la sección media (Norma ISO 748 – 1979 E). Para algunos períodos se cuenta con las lecturas de los niveles hidrométricos registradas por la Red Telemétrica Hidroambiental del CRSA en las estaciones 1800 (Río Cajón) y 600 (Río San Antonio), registros que colaboran en

la determinación del caudal ingresado al embalse. Conjuntamente y al mismo tiempo que se realizan los aforos, se monitorean las características físicas, químicas y biológicas de las aguas. Se toman muestras de agua del tipo simple e integrado en profundidad, y se realizan mediciones in situ con Sondas Multiparamétricas Horiba U-10 (10 m) y U-23 (30 m) de oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura del agua (T°) y conductividad.

En el embalse mismo se monitorean el punto “centro”, el área previa al antiguo muro, la zona comprendida entre los dos cierres y las zonas de las desembocaduras de los cuatro tributarios (*Figura 1*). En estos puntos de muestreo y siguiendo el gradiente vertical se realizan mediciones in situ cada un metro de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura del agua (T°), potencial redox, sólidos disueltos totales, los iones calcio  $Ca^{++}$  y cloruro  $Cl^-$  y la conductividad del agua. Las muestras de aguas se toman con una botella de tipo Van Dorn de 2 litros de capacidad, a nivel superficial, en zona fótica, a un metro del fondo y en un punto relacionado a la termoclina local (variable en profundidad según el muestreo), para la determinación posterior de nutrientes, iones y fitoplancton. La transparencia se determina mediante la profundidad de visión del Disco de Secchi.



**Figura 1: Ubicación de los sitios de muestreo en el Embalse San Roque**

En las muestras de agua se determinan los sólidos suspendidos (SS), fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo soluble total (PST), nitrógeno de amonio ( $N-NH_4$ ), nitrógeno de nitrito ( $N-NO_2^-$ ) y nitrógeno de nitratos ( $N-NO_3^-$ ). Son también identificados los tipos de algas hasta la categoría de géneros según protocolos de la empresa Aguas Cordobesas S. A., biomasa algal mediante recuento del número total de organismos por filtración con membrana (0,45 de diámetro) y sedimentación y la medición de la clorofila *a* por técnica espectrofotométrica (APHA, 1992). Asimismo el Nitrógeno Inorgánico Total (NIT) se considera como  $N-NH_4^+ + N-NO_2^- + N-NO_3^-$ . También se analiza la composición físico

química de muestras de agua de lluvia, agua de crecientes de los ríos, sedimentos del fondo del lago y suelo recolectados en distintos puntos de la cuenca.

## 2. Aplicación de una herramienta numérica para la Modelación de la Calidad del Agua

Se ensayo y aplicó en el embalse San Roque el modelo DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) a partir del convenio celebrado entre el Centro de Investigaciones del Agua (CWR) de la Universidad del Oeste de Australia (UWA) y el CRSA. El modelo desarrollado por el CWR tiene la posibilidad de acoplar una componente ecológica (CAEDYM) a la herramienta de modelación hidrodinámica (DYRESM). La componente hidrodinámica es unidimensional. Incluye procesos basados en algoritmos de calor entregado al lago en la superficie, intercambio de masas y transferencia de momentum, dinámica de las mezclas en los diferentes estratos, mezcla en el hipolimnion e intercambio de agua a través de la entrada de agua por tributarios y evacuaciones por descargadores. Este proceso opera con una estructura Lagrangiana la cual resuelve la estratificación vertical de densidad con series de hasta 100 capas horizontales. Considera que las propiedades de temperatura, densidad y salinidad son homogéneas dentro de cada capa, pero las capas pueden expandirse o contraerse para simular la evolución de los ingresos y egresos de volumen de agua.

Para su aplicación se utilizaron los datos colectados en campo en el monitoreo de los ríos y lagos los cuales fueron procesados y en algunos casos corregidos con posterioridad. A partir de la información meteorológica sub-diaria se calcularon los valores medios diarios de cada variable necesaria para la modelación.

### Calibración de la componente física (DYSREM)

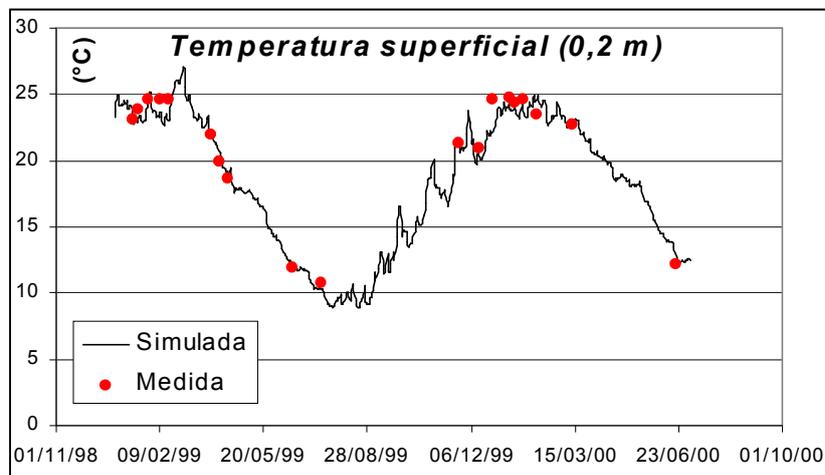
El parámetro que permite interpretar procesos de mezclas, etapas de estratificación, avance de intrusiones con diferentes densidades, etc., es la densidad del agua. La salinidad del embalse San Roque y sus tributarios es muy baja por lo que solamente existe una forma de alcanzar la estratificación de densidad, y esto es mediante gradientes de temperatura.

El análisis de los registros meteorológicos fue realizado con datos que se remontan al 01 de enero de 1997, algunas variables (por ejemplo la erogación de agua del embalse), sin embargo, fueron analizadas a partir del 01 de enero de 1996. Por otro lado el procesamiento de prácticamente toda la información se realizó hasta el 30 de junio de 2001, a excepción de algunas variables como la evaporación, la precipitación y la erogación de agua del embalse que concluyen con posterioridad al período invernal del mismo año. La variable evaporación fue estudiada con detenimiento (Morillo *et al*, 2002).

La hipótesis de unidimensionalidad del embalse fue validada mediante el empleo del número adimensional *Número de lago* (LN) por Helmbrecht y López (2000), de manera que se justificó la adopción de un solo punto de comparación para la calibración y verificación del modelo. En este caso se adoptó el “centro” del embalse suponiendo éste como representativo de las condiciones de todo el embalse. Este punto tiene sin embargo la desventaja de ser un

punto con escasa profundidad, llegando en algunas oportunidades a solo 15 m. La simulación, en cambio, incluye la totalidad de la columna de agua del reservorio en su parte más profunda (35,3 m) debido a que supone que el perfil de temperatura es el mismo en la totalidad del cuerpo de agua y debe contemplar, por ende, todas las posibilidades. Por ello, y considerando que la comparación se realizó con los registros del centro del embalse, se utilizaron los primeros 15 a 20 m de profundidad de la simulación para la calibración y validación, habiéndose descartado los valores más profundos.

La *Figura 2* presenta la correspondencia que se logró entre los valores relevados in-situ y los modelados para la variable temperatura superficial del cuerpo de agua.



**Figura 2: Temperatura del agua superficial del Embalse San Roque. Simulada vs Medida.**

## RESULTADOS

### Temperatura y OD

Las temperaturas superficiales registradas durante tres años en el centro del embalse oscilaron entre los 8 y 14 °C en invierno y los 20 y 24 °C en verano. Aproximadamente a partir del mes de Septiembre y hasta Noviembre usualmente comenzó a desarrollarse la estratificación térmica. La temperatura del agua presentó un gradiente térmico pronunciado alrededor de los 5 metros de profundidad, definiendo la zona metalimnética. A partir de esta zona la disminución de la temperatura fue considerable. Las condiciones en el epilímnion fueron altamente dependientes a las variaciones ambientales (radiación incidente, velocidad del viento, etc.) provocando una respuesta homogénea de los factores físico-químicos dentro de esta capa. La radiación solar incidente produce un calentamiento y expansión del fluido, fenómeno que resulta atenuado a medida que aumenta la profundidad, siendo afectado además por el flujo inducido por el viento y las turbulencias generadas por corrientes internas,

mientras que prácticamente ninguna dependencia a las inclemencias del tiempo se evidenció en el hipolimnion durante los períodos estivales monitoreados.

Asociado a la temperatura del agua se encuentra el oxígeno disuelto. En la estación del centro se observaron valores de OD superficiales entre 5 y 11 mg/l llegando en verano a medirse hasta 16 mg/l. Como consecuencia del gradiente de temperatura, se forma la oxiclina a partir de diciembre (desplazada de la primer aparición de la estratificación aproximadamente un mes). Esto coincide con el máximo gradiente de temperatura y la menor mezcla vertical inducida. El agotamiento del oxígeno disuelto en la capa hipolimnética se alcanza a partir de enero y de los 14 m de profundidad. Las concentraciones de OD alcanzaron máximos valores en el epilimnion a finales del otoño.

## **Sedimentos**

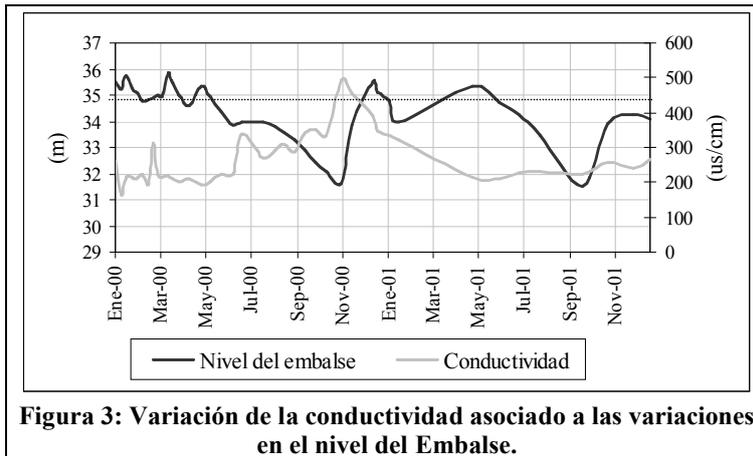
La radiación solar intensa promueve la estratificación de la columna de agua y en consecuencia, a la formación de una termoclina estable. Esta condición implica la resistencia al mezclado vertical de las capas superiores con las inferiores, ricas en concentración de nutrientes. El primer parámetro afectado en este proceso es el oxígeno disuelto (OD). Este disminuye a raíz del consumo realizado por macro y microorganismos. El descenso paulatino de OD genera una serie de situaciones que modifican la calidad del agua del hipolimnion, afectando adicionalmente las primeras capas del sedimento. Parámetros como el pH, el potencial redox y algunos iones como el manganeso, el hierro, el calcio y el magnesio, modifican su comportamiento poniendo se manifiesto su clara intervención en el metabolismo del nutriente que en el embalse limita el crecimiento del fitoplancton, el fósforo.

La estratificación térmica anual se inicia a mediados de la primavera, se extiende durante el período estival y culmina apenas empezado el otoño. Durante el resto del año, la columna de agua permanece mezclada. Cuando la temperatura del hipolimnion aumenta, el pH tiende a disminuir, creando el ambiente propicio para la liberación de elementos químicos desde el sedimento. A su vez, el OD también disminuye, llegando a valores nulos, originando volúmenes anóxicos que inducen el cambio de potencial redox condicionando la dinámica en la interfase agua-sedimento.

La variación de ORP (potencial redox) responde directamente a la falta de oxígeno, convirtiéndose en carácter reductor ante valores nulos de OD. Es por esta razón que los enlaces químicos de ciertos compuestos del sedimento se ven afectados, tornándose inestables y precediendo su liberación. Responden a este comportamiento iones como el  $Mn^{2+}$  y el  $Fe^{2+}$ . Los coeficientes de liberación P estimados alcanzan hasta 1,33 mg PRS/ m<sup>2</sup>/día, lo que demuestran un elevada actividad en el sapropelo durante el verano.

## Composición iónica

El tipo de agua del Embalse San Roque desde el punto de vista de su composición iónica es bicarbonatado cálcico sódico y está determinado por las características geoquímicas de la cuenca y el metabolismo del lago. Los gradientes en la concentración de los distintos iones observados espacialmente en el embalse responden también a las diferencias hidromorfométricas del sitio de ubicación de cada una de las estaciones sobre el embalse.



Las características particulares de la subcuenca del Río Cosquín y sus afluentes, tal como la presencia de abundante material sedimentario, son reflejadas en las condiciones del agua de la desembocadura con valores máximos de conductividad y concentración de todos los iones. Las diferencias entre las concentraciones superficiales y de fondo, en general para todos los iones, están controladas

verticalmente por el régimen de estratificación térmica y temporalmente por el régimen de lluvias. Este también afecta la variación temporal de la salinidad (*Figura 3*). El aumento del nivel del embalse provoca que en general las concentraciones en la época de lluvias disminuyan. Las concentraciones en la columna de agua durante el período de mezcla son uniformes y durante la estratificación, son menores en el fondo, con variantes que responden a las particularidades de cada ión. La variación de nivel de calcio en superficie no sólo está afectada por la dilución en época estival sino que también está sujeta a procesos químicos de precipitación y disolución. Las concentraciones del ión sulfato durante el verano y otoño disminuyen significativamente en el fondo como resultado de su reducción a ácido sulfhídrico reflejando las características de estratificación y anoxia (Rodríguez et al, 2002).

## Nutrientes y fitoplancton

En lo que respecta a los nutrientes durante el período en el cual el embalse está mezclado se registra una concentración uniforme en toda la vertical no superando los 100 µgP/l. La mayor variabilidad en la concentración se observa cuando el embalse está estratificado con mayores concentraciones en el fondo del embalse coincidiendo con las características anóxicas circundantes. Los niveles en el fondo promedian los 400 µgP/l con picos de hasta 500 µgP/l.

*Microcystis*, *Anabaena*, *Aulacoseira*, *Melosira*, *Closterium* y *Ceratium hirundinella* representaron los componentes dominantes de la comunidad de fitoplancton del Embalse San Roque.

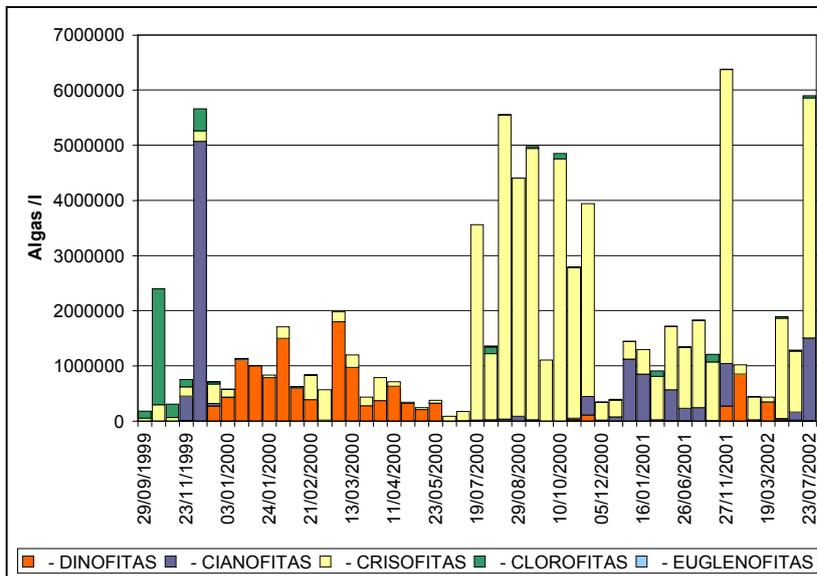


Figura 4: Variación temporal de las principales divisiones de fitoplancton en el centro del Embalse San Roque a nivel sub-superficial

La disminución de las concentraciones de nitrógeno junto con las disminuciones ocasionales de la relación N:P sugieren la ocurrencia de períodos intermitentes donde el N sería limitante del crecimiento del fitoplancton, estimulando la dominancia de las algas fijadoras de N como *Anabaena sp.* Los resultados obtenidos hasta el momento coinciden con lo expresado por Van Der Molen et al (1998), de que una disminución de las cargas de N aportadas a un ambiente eutrófico a

menudo resulta en un cambio de la composición de fitoplancton hacia la dominancia de los grupos de algas verde azuladas. La distribución de la clorofila en la columna de agua se debe a los diferentes tipos de algas que habitan en el embalse alcanzando su máxima concentración en verano.

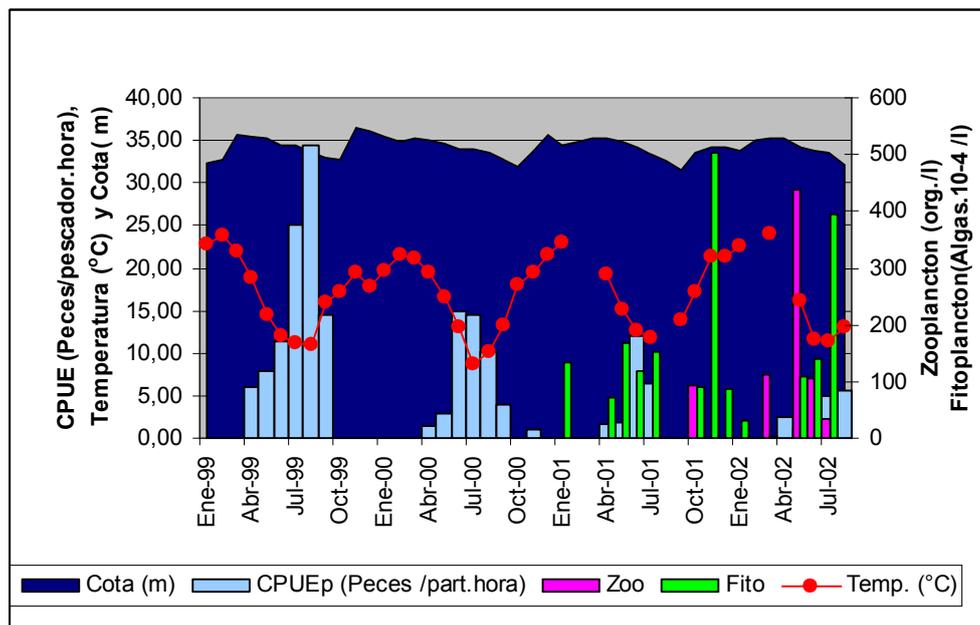
El rol de los peces en los ecosistemas de los lagos puede considerarse importante en tres aspectos: la predación sobre el zooplancton; la contribución a la dinámica de los nutrientes, y la resuspensión de los sedimentos del fondo (Gulati, 1997).

El pejerrey es la especie blanco preferida por los pescadores deportivos en este cuerpo de agua y sufre una extracción por pesca cuya biomasa extraída en el período junio 1996 – junio 1997 superó a los mil kilos mensuales en los meses de invierno y hasta 80 veces menor en primavera y otoño, siendo nula en verano (Zito Freyer, 2002). Esta especie es planctófaga, pero en situaciones adversas (invierno) se comporta como oportunista aceptando de buen grado la carnada ofrecida por el pescador.

La manipulación de la red alimentaria es una herramienta de gestión viable para reducir la severidad de la floración algal en verano. La mayoría de las manipulaciones de la red trófica incluyen los peces como un componente manipulado ya que modificaciones sucesivas en la estructura de esta red a partir de niveles tróficos superiores (peces) hacia los componentes de los niveles tróficos inferiores (zooplancton y fitoplancton) apuntan a un mejoramiento de la calidad de agua (regulación *top-down*). La disminución de peces zooplanctívoros permite un aumento de zooplancton de mayor tamaño, los cuales poseen mayor capacidad de pastoreo sobre las algas (Gophen, 1997).

A tal fin se está analizando la disponibilidad de plancton en este embalse para ser comparado con el contenido de ítems alimentarios en estómagos de pejerreyes capturados en las diferentes épocas del año.

Inicialmente se compararon las abundancias de los diferentes grupos de organismos utilizando los datos de capturas de peces por pesca deportiva y muestras de agua del embalse para determinar la abundancia y diversidad de los organismos del plancton, observando que la abundancia de zooplancton se relaciona inversamente con la de algas y peces (*Figura 5*).



**Figura 5: Abundancia relativa de distintos componentes de la red trófica en relación a variaciones ambientales**

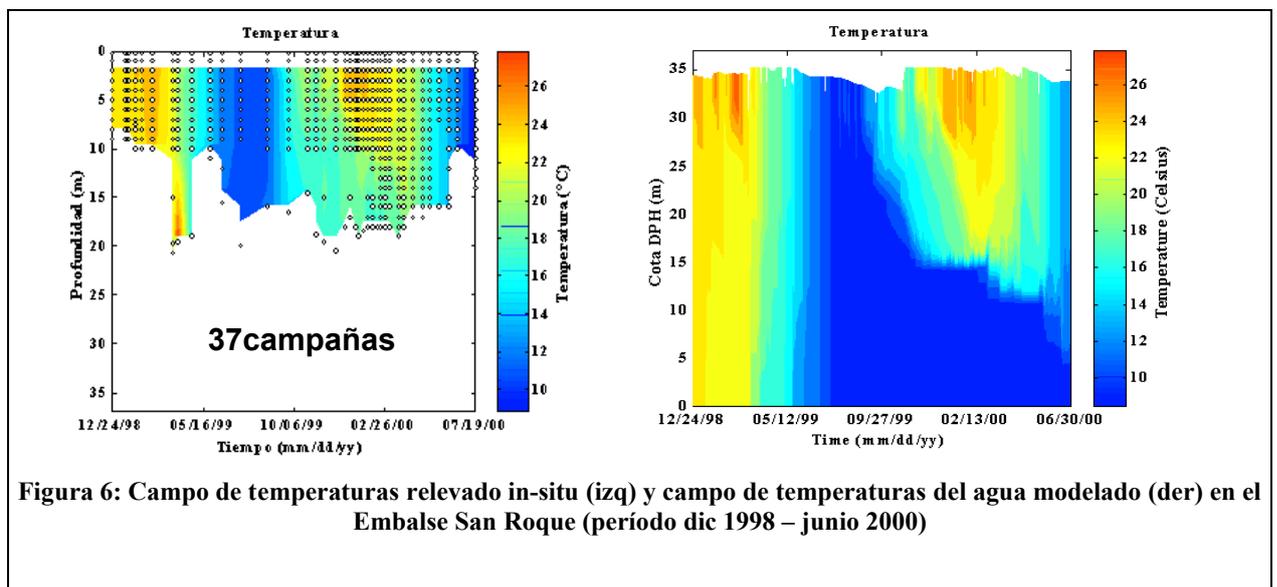
Estos resultados indican que el zooplancton es consumido por pejerrey, siendo el pique moderado (otoño) y que al llegar a valores inferiores a 50 organismos por litro (invierno), utiliza la oferta del pescador, aumentando el pique hasta la época de bajante máxima.

Por otro lado, la relación inversa con las algas se explicaría teniendo en cuenta la predación del zooplancton sobre las algas y la competencia por recursos (por ejemplo el oxígeno disuelto).

## Modelado

La *Figura 6* presenta el grado de ajuste logrado en la variable temperatura del agua durante las simulaciones, en tanto que las *Figuras 7, 8, 9 y 10* que se muestran a continuación presentan los campos de oxígeno disuelto, pH y nutrientes modelados para el lago San Roque. Las corridas del modelo obtenidas para estas variables indicaron un ajuste aceptable entre lo simulado y lo observado. Asumiendo esta condición, se puede observar que a partir del mes de septiembre la concentración de *OD* en la zona profunda alcanzó el umbral de anoxia. Esta tendencia al déficit de oxígeno provocó un aumento de la cantidad de capas de agua con estas características a medida que se ingresó al período estival. La consideración simultánea de las *Figuras 6 a 10* permitió detectar que la anoxia, que involucró unos 10 m desde el fondo, coincidió con un aumento de las concentraciones de  $PO_4$ , situación comprobada en campo.

Los resultados obtenidos para la variable “nitrato” muestran la diferencia de concentración que existió entre los períodos de estiaje y estival. A partir del mes de junio y hasta octubre las concentraciones de este nutriente fueron homogéneas en el gradiente vertical, coincidiendo con la dinámica de este nutriente, típica de un embalse eutrófico. Coincidente con el período de estratificación las concentraciones en la superficie fueron simuladas con bastante exactitud.



**Figura 6: Campo de temperaturas relevado in-situ (izq) y campo de temperaturas del agua modelado (der) en el Embalse San Roque (período dic 1998 – junio 2000)**

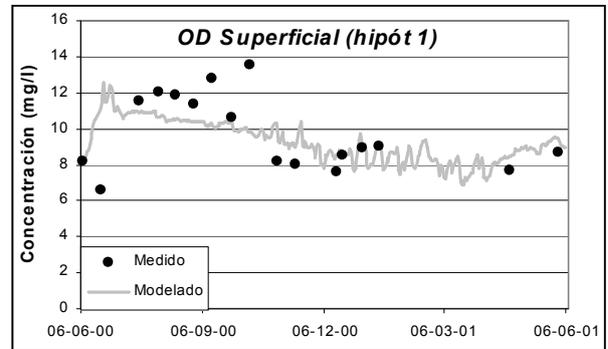
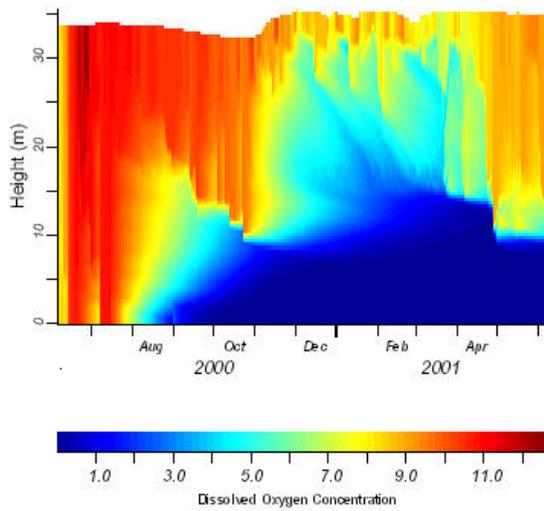


Figura 7: Campo de Oxígeno Disuelto Simulado. Comparación de OD superficial modelado vs medido.

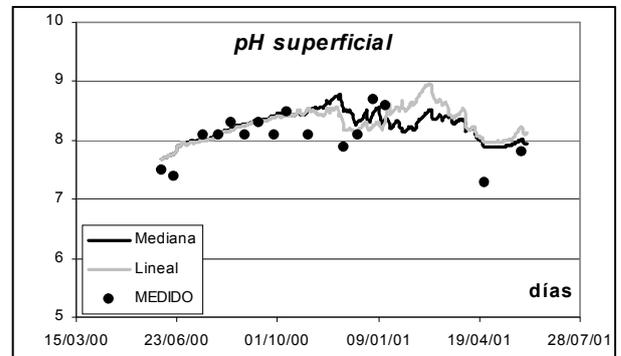
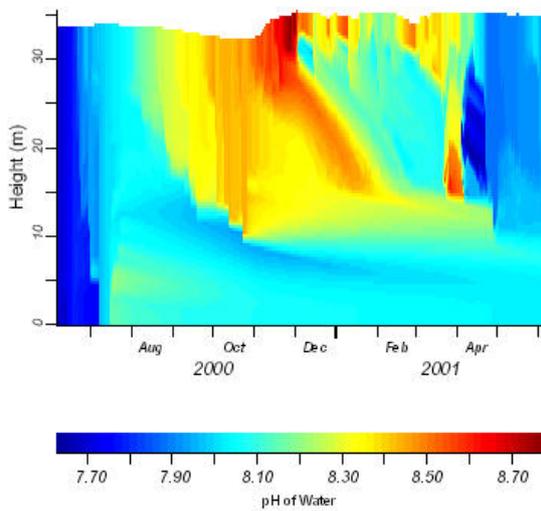
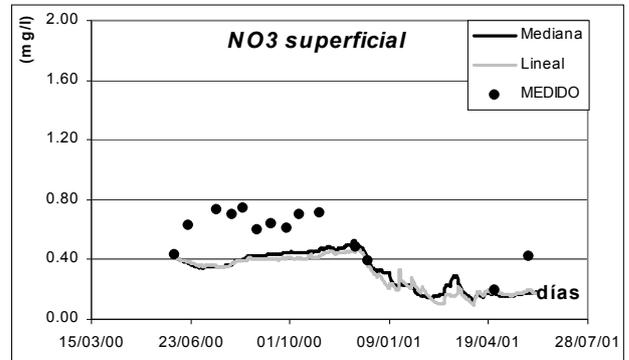
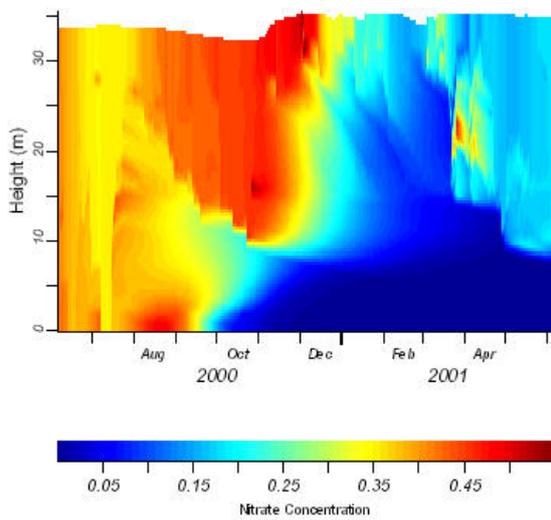
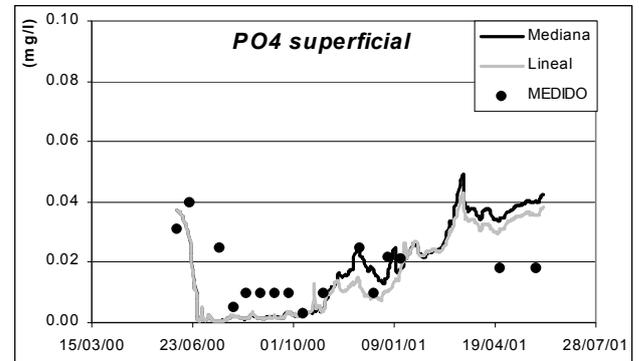
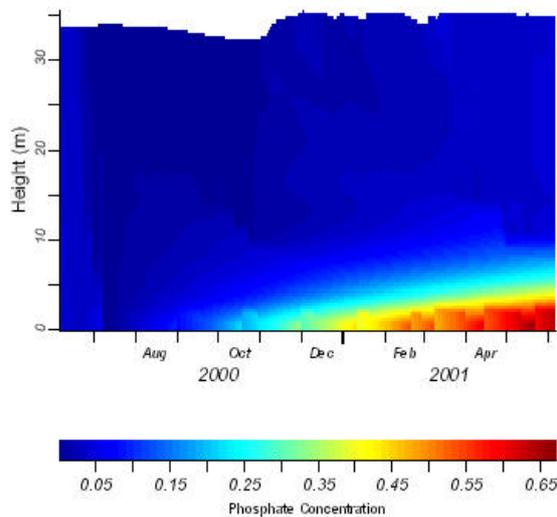


Figura 8: Campo de pH Simulado. Comparación de pH superficial modelado vs medido.



**Figura 9: Campo de NO3 Simulado. Comparación de NO3 superficial modelado vs medido.**



**Figura 10: Campo de PO4 Simulado. Comparación de PO4 superficial modelado vs medido.**

## CONCLUSIONES

El embalse muestra actualmente características eutróficas, recibiendo el aporte de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje. Como consecuencia de este proceso es común observar frecuentes floraciones algales, fuerte olor en agua potable, anaerobiosis en fondo, baja transparencia en las aguas y mortandad de peces.

Los resultados alcanzados con la aplicación del modelo ecológico DYRESM-CAEDYM en el Embalse San Roque lograron representar satisfactoriamente tanto la evolución temporal de la temperatura del cuerpo de agua como las variables químicas estudiadas: oxígeno disuelto, pH, nitrato y fosfato.

Durante la etapa de calibración física se determinaron con éxito los coeficientes que ajustan las variables necesarias para representar las características hidrodinámicas del lago, como la radiación solar y la intensidad del viento. El análisis de la variable evaporación (necesaria para realizar las modelaciones) permitió a su vez extraer algunas conclusiones secundarias entre las que se encuentran las siguientes: la energía entregada por el viento no debe ser despreciada y las expresiones que se utilicen para estimar la evaporación en el embalse deben incluir un término dependiente de la intensidad del viento. Aquellas expresiones basadas únicamente en los balances de energía térmica no ajustan satisfactoriamente. En general se puede concluir que el lago se comporta como un “lago chico”.

Otros aspectos meteorológicos analizados fueron los intercambios de energía en la superficie del embalse. La variación de la radiación de onda corta provoca cambios en la estructura térmica del cuerpo de agua. Los resultados más satisfactorios se obtuvieron para una radiación de onda corta factorizada por un coeficiente de 1,1 de la registrada en la estación de la costa del CRSA. Por otra parte, la radiación de onda larga no afecta de igual manera al embalse y su determinación en función del porcentaje de cobertura nubosa es recomendable. Las estimaciones de la temperatura del agua dependen del coeficiente de extinción de la luz ( $k$ ). Cuando el punto de vista de estudio es únicamente hidrodinámico,  $k$  permanece constante. Al valorar la componente químico – biológica se comprueba que es una variable función de la clorofila  $a$ .

La modelación de las variables químicas correspondientes a los nutrientes reflejaron con exactitud los datos observados en campo y las diferencias en concentración se encuentran dentro de los rangos esperados. Principalmente se observa que la calidad del agua refleja el comportamiento típico de cuerpos de agua monomícticos de zonas templadas, con diferencias entre el período invernal de características homogéneas en la totalidad del perfil y el período estival.

El caso de estudio presentado muestra una alta complejidad. La evaluación del sistema requiere la integración simultánea de los factores meteorológicos, hidrológicos, químicos y biológicos. Es necesario conocer el comportamiento del embalse partiendo de la recopilación de

datos descriptivos históricos, de la observación y medición continua y de la aplicación de modelos integrados, lo cual señala la importancia de continuar con los estudios actuales con el fin de aportar lineamientos útiles para su gestión.

## AGRADECIMIENTOS

Los estudios se han realizado gracias al apoyo recibido por ILEC (International Lake Environmental Committee) y a la colaboración brindada entre otros por la Cooperativa de Servicios Público y Vivienda de la Ciudad de Villa Carlos Paz, por la Dirección Provincial de Agua y Saneamiento de Córdoba, por la Universidad del Oeste de Australia, por la Federación Cordobesa de Caza y Pesca, por investigadores del Instituto Limnológico "Dr Ringuelet" de La Plata y especialmente por la Empresa Aguas Cordobesas S.A. y por la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Católica de Córdoba.

## REFERENCIAS

*APHA, (1992).* Métodos Normalizados. American Public Health Association, Ed Diaz de Santos, S.A., España.

*Barbeito, O. Y S. Ambrosino (1997).* Estudio: Aspectos hidrogeomorfológicos de base para la evaluación de la amenaza por inundaciones repentinas en Cuenca Alta del Río Suquía. Informe de Avance de Proyecto CONICOR: Prevención de daños por crecientes en Áreas Serranas.

*Girbal A., E. Lammel y F. Busso (2000).* Utilización de permanganato de potasio para mitigar un bloom de *Ceratium*, Actas del Seminario Internacional: Identificación y control de algas en la producción de agua potable, Santa Fe.

*Gophen, M. 1997.* Alteraciones en la red alimentaria por cambios físicos: eutroficación y pesca selectiva EN: De Bernardi, R. y G. Giussani. 1997. Directrices para la Gestión de Lagos. Vol 7. La Biomanipulación en la Gestión de Lagos y Embalses. ILEC-PNUMA, Cap 3: 28-45.

*Granero, M.; Bustamante, M. A.; López F. y Ruibal Conti, A. L (2000)* "Impacto del antiguo muro del Embalse San Roque (Córdoba, Argentina) en la calidad del agua en la toma" Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Tomo I, 181-190.

*Guarrera, S.A. (1948).* El fitoplancton del Embalse San Roque. Rev. Mus. Arg. Cs. Nat. Bernarino Rivadavia 1(2):27-57.

*Gulati, R.D. 1997.* Manipulación de la población de peces para la recuperación de lagos eutroficados en regiones templadas. EN: De Bernardi, R. y G. Giussani. 1997. Directrices para

la gestión de lagos. Vol 7. La Biomanipulación en la Gestión de Lagos y Embalses. ILEC-PNUMA, Cap 4: 46 - 69.

*Helmbrecht, J. y López, F. (2000)* Predictores físicos de la calidad del recurso en el lago San Roque (Córdoba, Argentina), XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Córdoba, Argentina, Tomo I, pp. 75 – 84.

*Morillo, S.; Dasso, C.; Bustamante, A.; Granero, M. y López, F. (2002)* Modelación unidimensional de la limnología física del Embalse San Roque, Córdoba, Argentina, XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba.

*Morillo, S (2002)* Evaluación de parámetros de calidad en el Embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional, DYRESM – CAEDYM. Informe final de beca 2001 – 2002. Centro de la Región Semiárida, Instituto Nacional del Agua.

*OECD (1982)*. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report. 154 pág.

*Rodríguez, M.I.; Granero, M.; Bustamante, M.A.; Avena, M.; Bonfanti, E.; Busso, F. y Girbal, A..* Análisis de la composición iónica de las Aguas del Embalse San Roque, Córdoba, , XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba.

*Ruibal Conti A.L., A. Bustamante, M. Granero, F. López, A. Girbal, E. Lammel , M.E. Simonin y F. Busso (1999)* Estudio de la evolución de la calidad de agua del Embalse del Dique San Roque (Córdoba) asociado al desarrollo de floraciones de *Ceratium*, Actas del Congreso Argentino de Gran Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos 493-495.

*Granero, M.; Bustamante, M.A.; Rodríguez, M.I.; Morillo, S.; Ruiz, M. López, F.; Busso, F. Bonfanti E. (2002)* Evaluación de la carga interna de fósforo en el Embalse San Roque (Córdoba) relacionado a su problemática de eutroficación, XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba.

*Ryding S. y Rast W. (1992)*. El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos, Ediciones Pirámide S.A. pp. 375 .

*Vollenweider, R. A. (1976)* Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33: 53-83.

*Van Der Molen D.T., R. Portielje, W.T. Denobel & P.C.M. Boers (1998)*. Nitrogen in Dutch freshwater lakes: trends and targets, Environ. Pollut. S1: 553-557.

*Zito Freyer, I. (2002)*. La extracción por pesca deportiva en embalses de Córdoba. En preparación.