

XVIII CONGRESO NACIONAL DEL AGUA, SANTIAGO DEL ESTERO, ARGENTINA, 2000

**ESTUDIOS PRELIMINARES DE LA CALIDAD DE AGUA Y SEDIMENTOS
DEL EMBALSE SAN ROQUE
RELACIONADOS AL PROCESO DE EUTROFICACIÓN**

María I. Rodríguez¹, Ana Cossavella^{2,3}, Claudia Oroná², Nancy Larrossa², Marcelo Avena², Andrés Rodríguez²,
Susana Del Olmo², César Bertucci³, Adrián Muñoz², Edgar Castelló², Raquel Bazán² y Marcela Martínez²

¹Centro de Investigaciones de la Región Semiárida, INA, Ambrosio Olmos 1142, CP 5000, Córdoba, Argentina
Te.: (0351) 4682781²Laboratorio de Hidráulica, FCEFYN, UNC: Av. Vélez Sarsfield 1601, Cdad. Univ., CP 5000, Córdoba, Argentina
Email: arodrig@com.uncor.edu

³Dirección Provincial de Agua y Saneamiento, Humberto 1° 607, CP 5000, Córdoba, Argentina
Te.: (0351) 4237018

RESUMEN

El Embalse San Roque representa la principal fuente de agua potable para la ciudad de Córdoba. Su condición eutrófica se evidencia a través de su escasa transparencia, presencia de anoxia hipolimnética y frecuentes eventos de floraciones algales debido al alto aporte de nutrientes provenientes de la cuenca y márgenes del lago. El presente trabajo se enmarca en un proyecto interinstitucional e interdisciplinario uno de cuyos principales objetivos es el de lograr un estudio integral y sistemático de la calidad de agua y los sedimentos del embalse San Roque y generar una base de datos suficiente para la aplicación futura de modelos de eutroficación.

Con este fin se llevan a cabo una serie de campañas de la cual se presentan algunos resultados preliminares correspondientes a la de primavera. El estudio abarca parámetros de calidad de agua, nutrientes, algas, bacteriología y sedimentos. Asimismo se presentan resultados de revisión de datos del embalse en estudio.

INTRODUCCION

El enriquecimiento en nutrientes inorgánicos, particularmente el fósforo, tiene como consecuencia un aumento en la producción primaria. Es lo que se conoce como eutroficación cultural, que consiste en una aceleración, provocada por el hombre, del proceso natural de eutrofización que se observa en todos los lagos impuesto por la sobrealimentación derivada del entorno (González de Infante, 1988).

Entre las causas del progresivo aumento de la contaminación por nutrientes, se incluyen la intensificación de eliminaciones provenientes de actividades agrícolas e industriales, la descarga de aguas cloacales como también distintas actividades que conducen hacia la eutroficación. El predominio de ingreso de contaminantes por erosión del suelo demuestra la necesidad de tomar medidas de control de las prácticas agrícolas en las zonas de captación de lagos y reservorios (Klapper, 1991).

El Embalse San Roque y sus tributarios son fuente de agua potable para 1,5 millones de habitantes de la región y una de las principales zona turística en Argentina. Actualmente, se

halla en un proceso de eutroficación que si bien ha sido señalado reiteradamente, hasta ahora no se han instrumentado medidas que conduzcan a minimizar o revertir dicho proceso. Los efluentes domésticos urbanos drenan en la tierra y contaminan las napas de agua, los arroyos, los ríos y finalmente el lago. Una de las principales consecuencias es que se dificulta el tratamiento del agua del Lago para uso potable debido a la mayor frecuencia de floraciones algales.

Las fuentes de contaminación incluyen la descarga directa de líquidos cloacales en la superficie del agua; la filtración y derrame -dentro de arroyos y napas- de los sistemas sépticos individuales; los desagües urbanos del agua de lluvia; los contaminantes derivados de las actividades recreativas tales como basura, cenizas e hidrocarburos derivados del petróleo y los desagües rurales.

La sucesión estacional del fitoplancton, la composición cuantitativa, la diversidad de especies, la concentración de clorofila *a*, complementado con parámetros físico-químicos, nutrientes y profundidad del disco de Secchi, permiten caracterizar el estado trófico del cuerpo de agua.

El examen bacteriológico del agua refleja el estado actual de ella, el cual puede variar con mucha rapidez. Si se quiere profundizar en lo que respecta al proceso de eutroficación del embalse, es preciso incluir también el análisis de los sedimentos en la presente investigación. Esto permite averiguar el alcance de las contaminaciones precedentes para determinar mejor la verdadera calidad del agua y analizar su evolución (Rheinheimer, 1987). La caracterización de los sedimentos y el conocimiento del modo en que interactúan con la capa de agua que se halla en contacto con ellos, son de vital importancia para indicar posibles medidas de control al problema de eutroficación.

Por otro lado resulta bastante difícil manejar al lago como un sistema, independientemente de la cuenca y su entorno. Esto subraya la necesidad de poder contar con modelos y aproximaciones sistémicas ya que se debe analizar un ecosistema complejo y, más aún, una cuenca en su totalidad. Por ello una estrategia correcta de gestión no implica que un problema sea analizado como una cuestión aislada sino que requiere que los problemas ambientales sean relacionados con todo el lago y su ambiente.

Los modelos pueden ser utilizados para seleccionar la tecnología ambiental que mejor se adapte a la solución de los problemas específicos o la legislación más adecuada para reducir o eliminar las emisiones producidas.

En el caso de la eutroficación hay sólo unos pocos métodos capaces de reducir el ingreso de nutrientes, el que puede variar fácilmente de acuerdo a la eficiencia conocida de tales métodos o combinaciones de métodos. El problema de la gestión es en este caso qué método seleccionar de entre las pocas posibilidades, cuestión que puede ser contestada de manera simple comparando los correspondientes escenarios resultantes.

Nunca debe considerarse a los modelos como decisores, sino más bien como una herramienta del proceso de decisión. Durante los últimos 10 a 15 años se ha modelado una gama sumamente amplia de problemas ambientales, lo que ha conformado una importante ayuda para los gestores o tomadores de decisión. En el caso de la gestión de lagos, estos modelos han sido particularmente bien desarrollados. Si bien no es posible transferir un modelo de un estudio de caso a otro, a menudo resulta muy útil recoger la experiencia ganada por otros al modelar una situación similar en algún otro lugar del mundo (Jorgensen, 1989).

El presente trabajo se halla enmarcado en un proyecto interinstitucional e interdisciplinario uno de cuyos objetivos es el de lograr un estudio integral y sistemático de la calidad de agua,

los sedimentos y cuenca del embalse San Roque generando una base de datos suficiente para la aplicación de modelos predictivos del proceso de eutroficación aportando bases sólidas para su mejor gestión.

Para ello ya se ha diseñado y puesto en marcha un plan de muestreo completo en el Embalse San Roque y sus tributarios acorde a los recursos disponibles, antecedentes evaluados y en función de los parámetros requeridos por los modelos de eutroficación disponibles. Las muestras de agua y sedimentos del embalse son analizadas física, química y biológicamente. Se miden adicionalmente en forma simultánea los caudales y se toman muestras de agua de los cuatro tributarios principales San Antonio, Cosquín y Arroyos Las Mojarras y Los Chorrillos, para su análisis físico químicos y cuantificación de aportes de agua y nutrientes. La primera de la serie de campañas de este proyecto se llevó a cabo en Primavera (23/11/99) y el grupo participante incluyó áreas de la ingeniería, hidrología, química y biología.

MATERIALES Y METODOS

Datos históricos ,características físicas e hidrológicas y situación del recurso

El viejo Dique San Roque, proyectado por los Ingenieros Dumesnil y Cassaffousth en 1884 tuvo como objetivo controlar y aprovechar las aguas de las avenidas para la irrigación de los altos de la Ciudad de Córdoba. En 1930 los ingenieros Ballester y Volpi proponen construir un nuevo dique de mayor capacidad y seguridad, a 130 metros aguas abajo del muro anterior. Este es el actual Dique San Roque, que tiene como objetivos múltiples la provisión de agua a la Ciudad de Córdoba, atenuación de crecientes, agua para riego, aprovechamiento hidroeléctrico y recreación.

La presa alcanza una altura de 51.3 m y una longitud de coronamiento de 145 m. las obras de toma son de alimentación a la central hidroeléctrica de San Roque y para descarga aguas abajo del muro mediante una válvula a chorro. Su vertedero consiste en un pozo con entrada acampanada y túnel con una descarga máxima de 280 m³/s. La altura a labio de vertedero es de 35.30 m, con una superficie de embalse de 1501 Has y un almacenamiento de 201 Hm³. El módulo de los aportes al embalse es de 10 m³/s y el módulo erogado aproximado de 9.6 m³/s. Los valores del embalse a cota 29 m (637 m.s.n.m.) citados son de 29.5 m para la máxima profundidad, profundidad media 6.43 m , perímetro 30.72 km, longitud 8.40 km, ancho medio 1.47 km y tiempo de permanencia máximo 247 y mínimo de 28 días).

La cuenca alta del Río Suquía tiene una superficie de 1750 Km² y es de forma aproximadamente rectangular, de 70 km en el sentido N-S a lo largo del Valle de Punilla, con un ancho medio de 25 Km.

Por su ubicación geográfica 31° de latitud S y 64 ° longitud O, le corresponde clima templado de carácter eminentemente continental, con grandes variaciones de temperatura, que oscila entre varios grados bajo 0° C en invierno hasta 42° C en verano. La evapotranspiración alcanza un máximo en los meses de verano del orden de 7 mm/diario, reduciéndose en el período invernal a 2.5 mm/diarios.

El período lluvioso se extiende desde Octubre a Marzo, con valores medios de 620 mm, mientras que el período de mínima entre Abril y Septiembre sólo alcanza a 80 mm. Esta marcada diferencia influye en la variabilidad de los niveles del embalse; su fluctuación anual es aproximadamente de 8 m, lo que restringe su manejo.

La red hidrográfica está conformada por los Ríos Cosquín y San Antonio con módulos de aproximadamente $5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ y $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente y los Arroyos Las Mojarras y Los Chorrillos con cerca de $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$ cada uno.

El caudal requerido para el consumo de la Ciudad de Córdoba es de aproximadamente $5.2 \text{ m}^3/\text{s}$ para una población abastecida de 940.000 habitantes, de los cuales $4.7 \text{ m}^3/\text{s}$ son provistos por el embalse, y el resto de aproximadamente $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ es abastecido desde el Dique Los Molinos.

El caudal remanente es destinado a riego del cinturón verde de la Ciudad por medio de canales maestros. La generación de energía hidroeléctrica se realiza por las centrales San Roque con una potencia instalada de 26.000 KW y La Calera de 4.000 KW, ubicadas en forma escalonada aguas abajo del Dique San Roque (Direc. Prov. de Hidráulica; Drago y Depetris, 1974 ; Gavilán 1981).

Diseño de muestreo

En Embalse

Se fijaron diez estaciones de monitoreo distribuidas en cuatro áreas del embalse¹: zona de la desembocadura del Río San Antonio y Arroyo Los Chorrillos (1A y 1B), centro (2A, 2B y 2C); desembocadura del Río Cosquín y Arroyo Las Mojarras (3A y 3B) y garganta (4A, 4B y 4C). La ubicación de las estaciones puede observarse en la Figura 1.

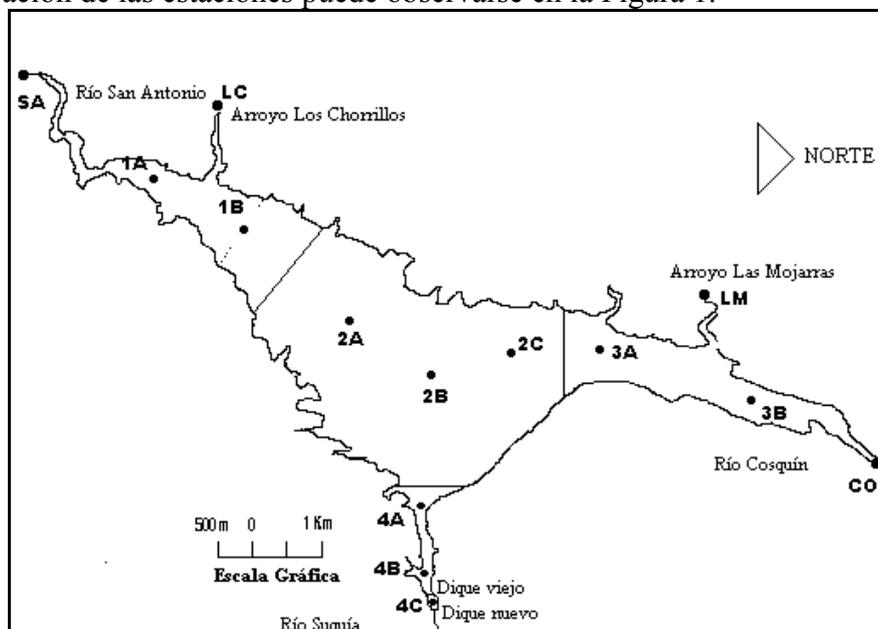


Figura 1: Ubicación de las estaciones de muestreo en embalse y tributarios.

¹ La campaña se sumó a las que regularmente lleva a cabo el CIRSA (INA)

La zonificación o segmentación del embalse se fundamenta en que los factores que controlan la condición trófica pueden ser variables a lo largo del embalse. Usualmente, los embalses presentan gradientes espaciales físicos, químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos naturales (Ryding y Rast, 1992). La práctica común de obtener muestras y perfiles de sólo una estación en la zona más profunda del lago es inadecuada para caracterizar la dinámica espacial y temporal de estos sistemas (Lind et al, 1993). En las desembocaduras de los ríos las cuencas son más estrechas, canalizadas y de menor profundidad, con más cantidad de sólidos en suspensión y suministro de materia alóctona (segmentos 1 y 3). El centro del embalse presenta una cuenca más ancha, menor flujo y mayor profundidad (segmento 2). Por último, la garganta presenta particularidades como por ejemplo la presencia de los restos de un viejo paredón, mayores profundidades, mayor suministro de material autóctono y poco flujo o variable en función de la descargas (segmento 4C).

Los parámetros determinados in situ para todas las estaciones fueron: coordenadas de ubicación geográfica de las estaciones utilizando un GPS; temperatura ambiente y características de campo; profundidad del disco Secchi, pH, temperatura, OD, turbiedad y conductividad en el perfil cada 1 metro hasta los 10 m y posteriormente cada 5 m hasta el fondo, para lo cual se utilizó una sonda Horiba.

Para la obtención de muestras de agua se utilizaron dos muestreadores de profundidad y una draga tipo Ekman para los sedimentos, para posteriormente realizar las siguientes determinaciones analíticas (APHA, 1992).

En agua: alcalinidad y cloruros, fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitrógeno total, nitrógeno inorgánico (nitratos y nitritos), clorofila a, fitoplancton (recuento e identificación), bacteriología (coliformes totales, fecales y bacterias heterótrofas), sílice, hierro, aluminio, calcio y manganeso.

Se tomaron muestras superficiales y de fondo en las estaciones 1A, 2B, 3B, 4B y 4C, en caso de que el embalse se halle en período de mezcla (Figura 2). En condiciones de estratificación se incorporó una muestra intermedia en la zona eufótica (1.7 x profundidad del disco de Secchi). Durante el período de estratificación, un cambio de temperatura de 1° C o más por metro de profundidad puede utilizarse como regla empírica en lagos y embalses templados para determinar la presencia de estratificación. En caso de tratarse de reservorios con temperaturas de superficie por encima de 20 °C, variaciones de 0.5° C por metro, significan que la masa de agua se halla estratificada (Ryding y Rast, 1991).

En sedimentos: carbono orgánico total, fósforo total, fracción de fósforo unida al aluminio, hierro, manganeso y calcio, nitrógeno total, nitrógeno inorgánico (nitritos y nitratos), amonio, calcio, hierro, manganeso y aluminio totales, bacteriología (coliformes totales y fecales) en las estaciones 1A, 3B, 2B, 4A, 4B y 4C.

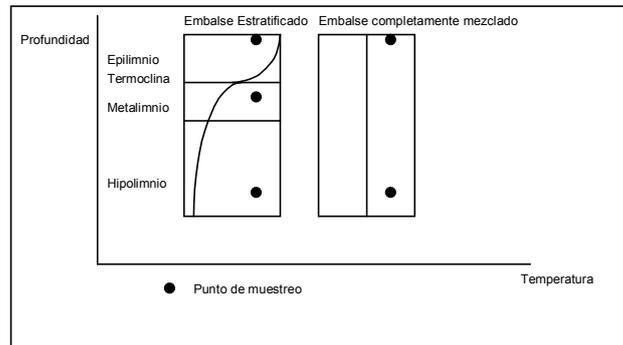


Figura 2.- Diseño de muestreo vertical en el embalse bajo condiciones de mezcla y estratificación.

En tributarios

Se midió in situ pH, temperatura, turbiedad, OD y conductividad, también se determinó la temperatura ambiente y características de campo. Se realizaron aforos para la posterior determinación de caudales.

En agua: se obtuvieron muestras instantáneas de agua de cada tributario para análisis y cuantificación de alcalinidad y cloruros, fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitrógeno total y nitrógeno inorgánico (nitratos y nitritos) y amonio.

RESULTADOS

Analisis de antecedentes

En base a la recopilación bibliográfica realizada se generó una base de datos que abarca campañas de muestreo desde el año 1946 a 1997 (Guarrera, 1948; Cachi, 1975; Ormeño y Busso, 1986; García de Emiliani, 1977; Gavilán, 1981; Potel Junot et al, 1990, Ruibal et al, 1999, entre otros).

Las variables registradas incluyen aspectos físicos, químicos y biológicos. La mayoría de los trabajos y principalmente los iniciales tienen un enfoque de carácter biológico (estudios sucesionales de algas). No existe información de las décadas 50 y 60 y a partir la década del 70 se comienza a citar la problemática de eutroficación del embalse, sin embargo no se lleva a cabo un registro sistemático e integral de ésta.

Como ya se mencionó, el análisis de los sedimentos del embalse, de vital importancia para evaluar las condiciones tróficas del lago, en general no ha sido tenido en cuenta, salvo en el trabajo de Gavilán (1977) pero en él no se hace referencia a la interacción de la interfase agua-sedimento y sus influencias en el fenómeno de eutroficación.

Tampoco abundan los trabajos en los que se halla muestreado el perfil del embalse a diferentes profundidades, aspecto esencial para la predicción de la evolución de las condiciones de calidad de agua del lago. En este aspecto se destaca el trabajo realizado por Ormeño y Busso (1986).

Con respecto a la aplicación de modelos se halla el trabajo de Gavilán (1981) que aplica el modelo de eutroficación empírico de Vollenweider que considera el tiempo de permanencia,

la profundidad media y aportes anuales de P calificando al embalse como eutrófico y observando que para épocas de fuertes crecidas y altas erogaciones el grado de eutrofización disminuye. En el trabajo de Potel Junot et al (1990) se mide la variación de P en el embalse a través del modelo de la OCDE indicando que no se ajusta al embalse San Roque. En el mismo estudio se evaluó a través de la formulación probabilística de Vollenweider el grado de eutrofización del embalse donde se concluye que para los años '84 y '85 en función de los datos de clorofila a, existe una probabilidad del 48 % de que las aguas sean hipereutróficas. En el informe de CCLSR., (1992) se aplica un modelo de balance de masa para estimar concentraciones de P en diferentes escenarios de reducción de carga de P y de no acción, concluyendo que una reducción del 75% en el aporte mejoraría la calidad de agua del embalse, sin tener en cuenta la interacción con los sedimentos.

Según los antecedentes analizados y considerando su discontinuidad y variabilidad, pueden inferirse los siguientes resultados :

- El embalse puede presentar una estratificación lávil en el verano, sujeta a la acción de los vientos. La presencia de estratificación en cuerpos de agua eutróficos como el embalse San Roque su tamaño en relación a la cuenca de aporte y profundidad media, es contraproducente para los diversos usos que se le da al recurso. El metalimnio, definido por la presencia de la termoclina, se ubica entre los 5 y 10 metros.
- La profundidad del disco de Secchi es baja y puede variar entre los 0.9 y los 2 m.
- A lo largo de las décadas, el embalse a manifestado una disminución en la diversidad de especies de algas .Se registran frecuentes eventos de proliferación de algas verdezules (*Anabaena* y *Microcystis*) y su cantidad relativa es alta, más recientemente se han manifestado floraciones intensas del dinoflagelado *Ceratium*.
- Principalmente durante el período de verano, presenta anoxia. Las mayores concentraciones de Cl a se citan siempre en los primeros 5 m y en verano y primavera.
- Valores de conductividad altos.
- Una evaluación general de los valores medios de la calidad de agua del embalse en comparación con criterios tróficos indican la situación eutrófica del embalse. Valores medios de transparencia de Secchi menores a 2 m, de clorofila a en verano por encima de 15 ug/l, de fosfatos en superficie mayores 0.05 mg/l (Straskraba y Tundisi, 1999, Ryding y Rast, 1992).

En la Tabla 1 se presentan valores medios, mínimos y máximos de parámetros relacionados con la calidad de agua, obtenidos por revisión de los antecedentes.

ESTACION	T° ° C	pH	Secchi (m)	Conduc. (us/cm)	Fosfatos (mg/l)	OD (mg/l)	Cl a (ug/l)
Máx Invierno	20.50	7.80	2.00	140.00	0.12	11.59	34.18
Mín Invierno	9.30	7.40	1.10	139.00	0.01	6.00	0.40
Promedio Invierno	13.01	7.58	1.67	139.67	0.05	9.76	11.32
Máx Otoño	23.00	9.00	1.90	125.00	0.15	9.00	50.00
Mín Otoño	12.00	7.40	0.80	122.00	0.01	0.00	0.00

Promedio Otoño	17.67	7.88	1.20	124.00	0.09	6.35	10.09
Máx Primavera	24.00	8.00	2.00	158.00	0.40	11.48	264.86
Mín Primavera	13.20	7.50	0.75	156.00	0.01	0.06	0.00
Promedio Primavera	20.03	7.71	1.20	157.00	0.18	7.06	7.67
Máx Verano	26.00	10.17	1.80	305.00	0.30	19.50	242.06
Mín Verano	18.50	7.00	1.00	82.00	0.00	0.02	0.00
Promedio Verano	22.78	8.82	1.41	189.04	0.11	5.98	15.46
Máximo general	26.00	10.17	2.00	305.00	0.40	19.50	264.86
Mínimo general	9.30	7.00	0.75	82.00	0.00	0.00	0.00
Promedio general	19.29	8.35	1.29	180.90	0.11	6.87	10.79

Tabla 1.- Valores medios, mínimos y máximos por estación para el embalse San Roque obtenidos por revisión bibliográfica.

Resultados preliminares relacionados a la campaña de primavera:

El aspecto general del embalse es turbio de color verde amarronado, con presencia de algas y abundante material en suspensión proveniente de las crecientes, en toda su superficie, detectándose floraciones algales principalmente en el centro del embalse.

La variación de la cota del embalse en el mes de muestreo se presenta en la Figura 3.

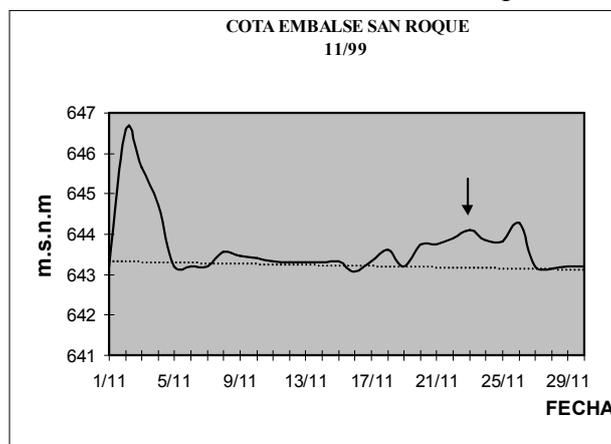


Figura 3.- Variación de la cota del embalse San Roque en el mes de muestreo.

Perfiles de temperatura y oxígeno disuelto

El régimen de estratificación térmica es el factor hidroclimatológico más importante que dirige los procesos biológicos en los ecosistemas lacustres. Normalmente la producción es más elevada en los períodos de estratificación baja o justo después de un período de mezcla importante cuando se restablece la estratificación (Richerson, 1991).

La profundidad media tanto del total del embalse como del hipolimnio puede afectar sustancialmente los impactos de un aumento en la carga de nutrientes. El contenido de oxígeno en el hipolimnio durante el período de estratificación y los procesos relacionados con el deterioro de la calidad de agua y la regeneración de nutrientes en esta capa de agua, dependen en alto grado de la profundidad media del hipolimnio. Para una misma cantidad de biomasa producida en la zona eufótica, el consumo de oxígeno por unidad de volumen en la

columna de agua del hipolimnio será mayor en masas de agua con menor profundidad de hipolimnio (Ryding y Rast, 1991). Por esto la altura del hipolimnio se considera como una magnitud que define cuando una determinada carga de nutrientes convierte a un lago o embalse en eutrófico (Margalef, 1983).

En la Figura 4 se presentan los perfiles de temperatura y concentraciones de oxígeno disuelto para todas las estaciones en la primer campaña de primavera. En el centro del embalse, se observó un descenso regular de la temperatura conforme aumenta la profundidad, el gradiente se modifica alrededor de los 10 m donde se registró un aumento de temperatura, para luego continuar descendiendo con un gradiente menor, este comportamiento se observó de modo más marcado en las estaciones del centro más próximo a las desembocaduras. La estación 2B presentó una temperatura superficial menor a la de las otras dos estaciones del centro (2A y 2C).

La concentración de oxígeno disuelto desciende con la profundidad, llegando a niveles de 2 mg/l en la máxima profundidad de la estación 2B y de aproximadamente 4 mg/l en 2A y 2C.

En las tres estaciones del centro se observó un leve aumento del oxígeno disuelto alrededor de los 10 m para luego continuar decreciendo hacia la profundidad. Cambios bruscos a profundidades intermedias, se relacionan con procesos de descomposición o bien ingreso de corrientes de agua con diferentes concentraciones (Strakraba y Tundisi, 1999).

En el sector de la garganta se ubicaron tres estaciones de muestreo. Una al inicio (4A), una estación previa al antiguo paredón (del que han quedado restos, 4B) y otra próxima al nuevo paredón (4C). En la estación 4A hubo un patrón con tendencias similares al del centro, sólo que el gradiente positivo de temperatura a partir de los 10 m es mayor y la concentración de oxígeno disuelto lo acompaña llegando a 2 mg/l en la zona más profunda. El punto 4B presentó fluctuaciones menos marcadas en la concentración de oxígeno disuelto y temperatura, manteniendo la misma tendencia con valores a profundidad de 5 mg/l de oxígeno disuelto. El punto 4C el perfil es similar al anterior sólo que el oxígeno disuelto presenta a profundidad máxima valores próximos a 0.

Por los gradientes de temperatura que presentan el centro y la garganta se puede inferir que el embalse estaría en el inicio de la estratificación.

En el sector de desembocadura del Río San Antonio, el perfil de temperatura presenta un gradiente negativo en profundidad, registrándose un aumento de temperatura en la zona de mayor profundidad de la estación 1B. El nivel de oxígeno desciende hasta alrededor de los 5 m en ambas estaciones para luego fluctuar alrededor de 10 mg/l hasta alcanzar el fondo.

En la zona de la desembocadura del Río Cosquín se observa un descenso brusco de temperatura y concentración de oxígeno disuelto en los pocos metros de la superficie, siempre con valores por encima de 10 mg/l. Debido a las menores profundidades de las estaciones 1A, 3ª y 3B, no hay indicios del inicio de estratificación.

La presencia de capas turbias e inversiones térmicas es común en los embalses como también las diferencias importantes a lo largo del eje del embalse (Margalef, 1983).

La influencia de los afluentes en la circulación del embalse puede seguir hasta gran distancia de su entrada, conservando las características propias de sus aguas.

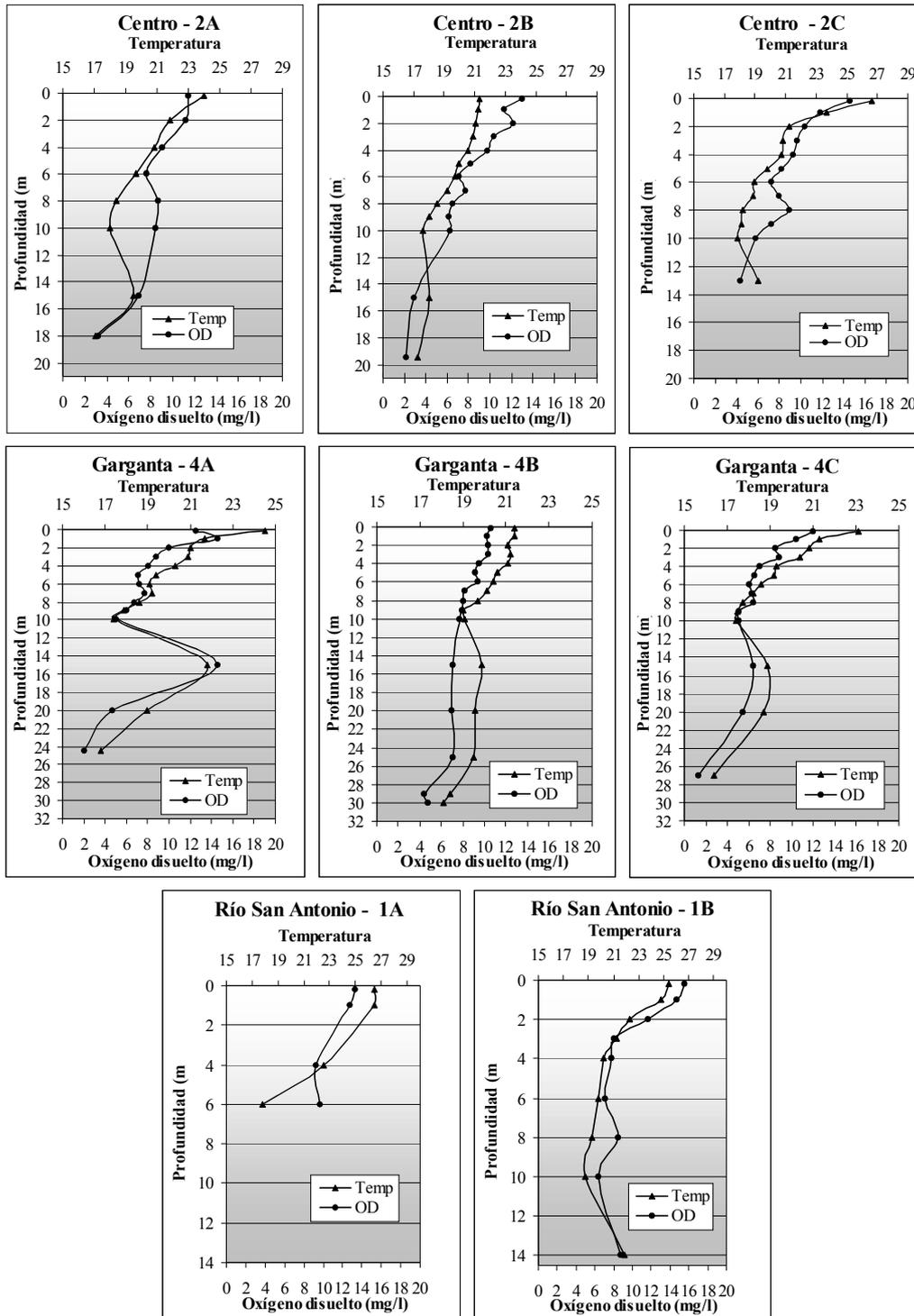


Figura 4.- Perfiles de concentración oxígeno disuelto y temperatura para cada estación de muestreo en el embalse San Roque (23/11/99)

Modelado

Actualmente se continúa con el análisis de la base de datos generada a partir de los antecedentes y se ha iniciado la aplicación de los siguientes modelos: LAKE (ILEC, 1992);

LACAT (CEPIS, 1990) y la serie FLUX, PROFILE y BATHTUB (Walker, 1996). Los datos de la recientes campaña de primavera y verano realizadas el 23/11/1999 y el 03/01/2000, se encuentran en proceso.

La serie FLUX, PROFILE y BATHTUB está orientada al monitoreo de calidad de agua (aplicación diagnóstica) y a la predicción de efectos por cambios en los aportes externos de nutrientes (aplicación predictiva) para un embalse existente o bien pueden ser usados para predecir las condiciones en la calidad de agua de un embalse proyectado.

Consta de tres módulos:

- a- Análisis y reducción de los datos de calidad de tributarios al embalse (FLUX)
- b- Análisis y reducción de los datos de calidad de agua del embalse (PROFILE)
- c- Implementación del modelo (BATHTUB)

Este último está diseñado para ser aplicado a embalses simples - que pueden o no estar espacialmente segmentados -, a una red de embalses conectados hidrológicamente o a una colección de embalses, hidrológicamente independientes.

Aplicación diagnóstica:

Permite el análisis e interpretación de los datos de monitoreo de un embalse dado relacionados con el proceso de eutroficación y las condiciones de calidad de agua y sus factores de control.

La evaluación puede ser expresada en términos absolutos (en función de standars, criterios o de calidad de agua) o bien en términos relativos (por ejemplo en comparaciones con otros embalses). El uso de las herramientas estadísticas incluídas en el programa BATHTUB, puede realizar una categorización del embalse en función de las características utilizadas en el modelo propuesto.

Aplicación predictiva:

Los datos de monitoreo pueden ser utilizados en combinación con el modelo y análisis diagnóstico como fase inicial para ser extrapoladas a futuras condiciones. De esta manera se brindan las respuestas producidas por cambios en las variables de control representadas en la Figura 5. Tales proyecciones pueden ser utilizadas en evaluaciones de impacto en evaluaciones de estrategias de control de calidad de agua.

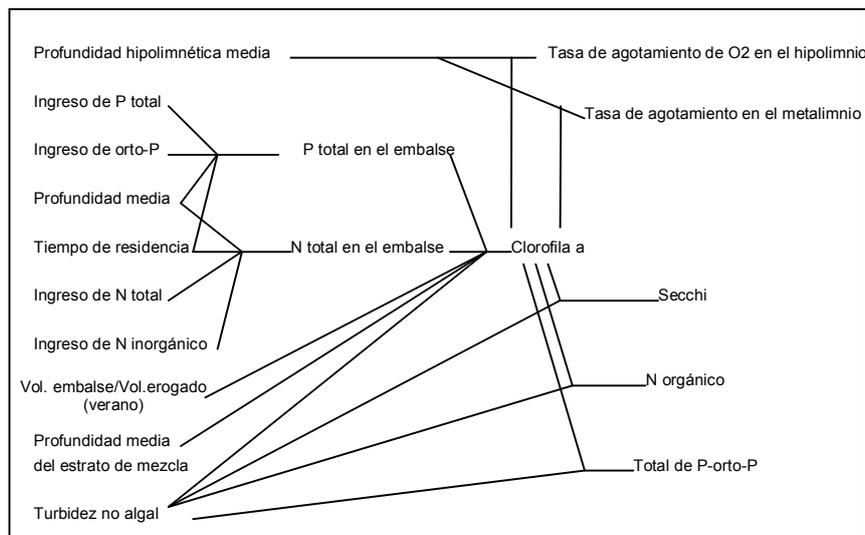


Figura 5.- Relaciones asumidas y variables que controlan el módulo BATHTUB del modelo empírico de eutroficación (Walker, 1996)

Datos requeridos:

- Morfometría del embalse
- Localización de las estaciones de monitoreo
- Base de datos de calidad de agua por estación, fecha y profundidad

Procedimientos

- Análisis de datos que permite la caracterización del estado trófico del embalse útil para
 - especificar esquemas de segmentación adecuados para modelar
 - diseñar futuros muestreos
- Los análisis consisten en:
 - gráficas de concentraciones vs profundidades, estaciones y/o fechas.
 - análisis estadístico por estratos uniformes.
 - cálculo de la tasa de agotamiento de oxígeno meta e hipolimnético a partir los perfiles de temperatura y oxígeno.

Operación del programa

- Se obtienen los siguientes parámetros: media, mediana, CV y CV (medio), por estación, segmento y total del embalse (condiciones medias) y fecha en perfil, ponderados en función de su distribución horizontal. La estimación de las condiciones medias del embalse, son en general requeridas por los modelos empíricos.
 - El CV es una medida de la variación temporal de las condiciones para una estación dada (desviación estándar como fracción de la media)
 - El CV (medio) es una medida del error potencial en la estimación de la media (CV dividido por la raíz cuadrada del número de fechas).
 - A través de una revisión de la tabla de doble entrada generada y de los box plot, el programa de monitoreo puede ser ajustado reduciendo diferencias excesivas entre estaciones, mejorando la caracterización del gradiente espacial y modificando las frecuencias de muestreo para lograr la precisión deseada.
 - En los box plot se resumen las variaciones espaciales para un estrato en mezcla para una condición. Los datos pueden ser agrupados por estación, segmento, mes, muestreo, año o profundidad. La gráfica se acompaña de una tabla con los percentiles, media, mediana y CV para cada grupo.
- En las Tablas 2 y 3 y Figuras 6 y 7 se presentan resultados parciales de la aplicación del módulo PROFILE en los datos de la campaña de primavera, para ejemplificar la utilidades potenciales que éste suministra en el manejo de base de datos.

Embalse San Roque - Data					
PH	SUMMARY VALUES:				
SEGMENT	1	2	3	4	RESERV
MEANS	8.3	7.8	8.9	8.2	8.2
CV(MEAN)	.015	.016	.014	.049	.008
CONDUCTIVIDAD	SUMMARY VALUES:				
SEGMENT	1	2	3	4	RESERV
MEANS	238.3	232.0	271.0	244.0	242.9
CV(MEAN)	.102	.065	.068	.090	.077
OD	SUMMARY VALUES:				
SEGMENT	1	2	3	4	RESERV

MEANS	8.7	9.3	14.0	9.8	10.2
CV(MEAN)	.072	.103	.043	.255	.055
TEMPERATURA SUMMARY VALUES:					
SEGMENT	1	2	3	4	RESERV
MEANS	22.8	21.6	23.1	21.6	22.2
CV(MEAN)	.041	.087	.069	.104	.076
SECCHI SUMMARY VALUES:					
SEGMENT	1	2	3	4	RESERV
MEANS	.7	1.0	.8	1.2	.9
CV(MEAN)	.085	.158	.016	.020	.067

Tabla 2.- Resumen estadístico generado por el módulo PROFILE por segmentos de algunas de las variables muestreadas en el embalse San Roque.

ONE-WAY DATA SUMMARY FOR: OD GROUPED BY: SEGMENT										
DATE RANGE: 991123 SEASON RANGE: 0 0 DEPTH RANGE: .2 5.0										
SEGMENT	N	MIN	10%	25%	50%	75%	90%	MAX	MEAN	CV
1	8	7.8	7.8	8.4	12.2	14.4	15.6	15.6	11.7	.255
2	15	8.2	8.3	9.3	10.4	11.9	13.6	14.6	10.7	.165
3	10	9.4	9.4	10.3	14.6	16.1	17.3	17.4	13.6	.225
4	18	6.5	6.9	8.4	9.8	10.4	12.8	14.6	9.7	.210
ONE-WAY DATA SUMMARY FOR: OD GROUPED BY: SEGMENT										
DATE RANGE: 991123 SEASON RANGE: 0 0 DEPTH RANGE: 6.0 10.0										
SEGMENT	N	MIN	10%	25%	50%	75%	90%	MAX	MEAN	CV
1	4	6.4	6.4	6.6	7.8	9.3	9.6	9.6	7.9	.181
2	13	5.8	5.9	6.4	7.3	8.2	8.9	9.0	7.4	.137
4	15	5.1	5.1	6.0	6.7	7.9	8.7	9.4	6.9	.188
ONE-WAY DATA SUMMARY FOR: OD GROUPED BY: SEGMENT										
DATE RANGE: 991123 SEASON RANGE: 0 0 DEPTH RANGE: 11.0 30.0										
SEGMENT	N	MIN	10%	25%	50%	75%	90%	MAX	MEAN	CV
1	1	8.8	8.8	8.8	8.8	8.8	8.8	8.8	8.8	.000
2	5	2.2	2.2	2.5	3.2	5.6	6.9	6.9	3.9	.478
4	12	1.3	1.5	4.5	5.7	7.1	12.4	14.6	5.9	.565
ONE-WAY DATA SUMMARY FOR: OD GROUPED BY: SEGMENT										
DATE RANGE: 991123 SEASON RANGE: 0 0 DEPTH RANGE: .2 30.0										
SEGMENT	N	MIN	10%	25%	50%	75%	90%	MAX	MEAN	CV
1	3	6.4	6.7	8.0	9.3	13.0	15.2	15.6	10.3	.292
2	33	2.2	3.6	6.7	8.3	10.4	12.0	14.6	8.4	.345
3	10	9.4	9.4	10.3	14.6	16.1	17.3	17.4	13.6	.225
4	45	1.3	4.7	6.1	7.3	9.4	11.2	14.6	7.7	.358

Tabla 3.- Resúmenes por segmentos en tres profundidades (1:0-5 m, 2: 6-10 m y 3: 11-30 m) y en profundidad promedio para la variable oxígeno disuelto (OD) generados por el módulo PROFILE.

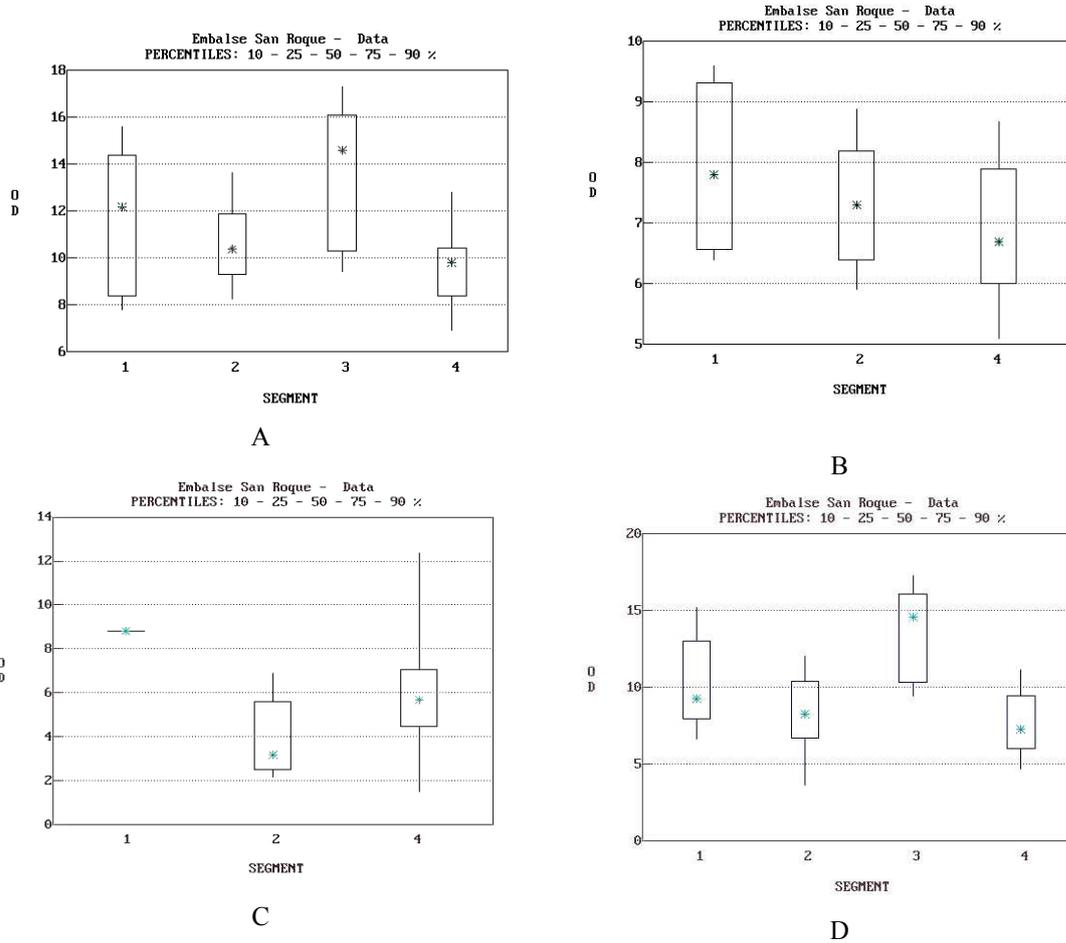


Figura 6.- Gráficos de Box Plot para la variable concentración de oxígeno disuelto por segmento y profundidad generados por el módulo PROFILE. (A) profundidad de 0-5 m, (B) profundidad de 6-10 m, (C) profundidad 11-30 y (D) profundidad media.

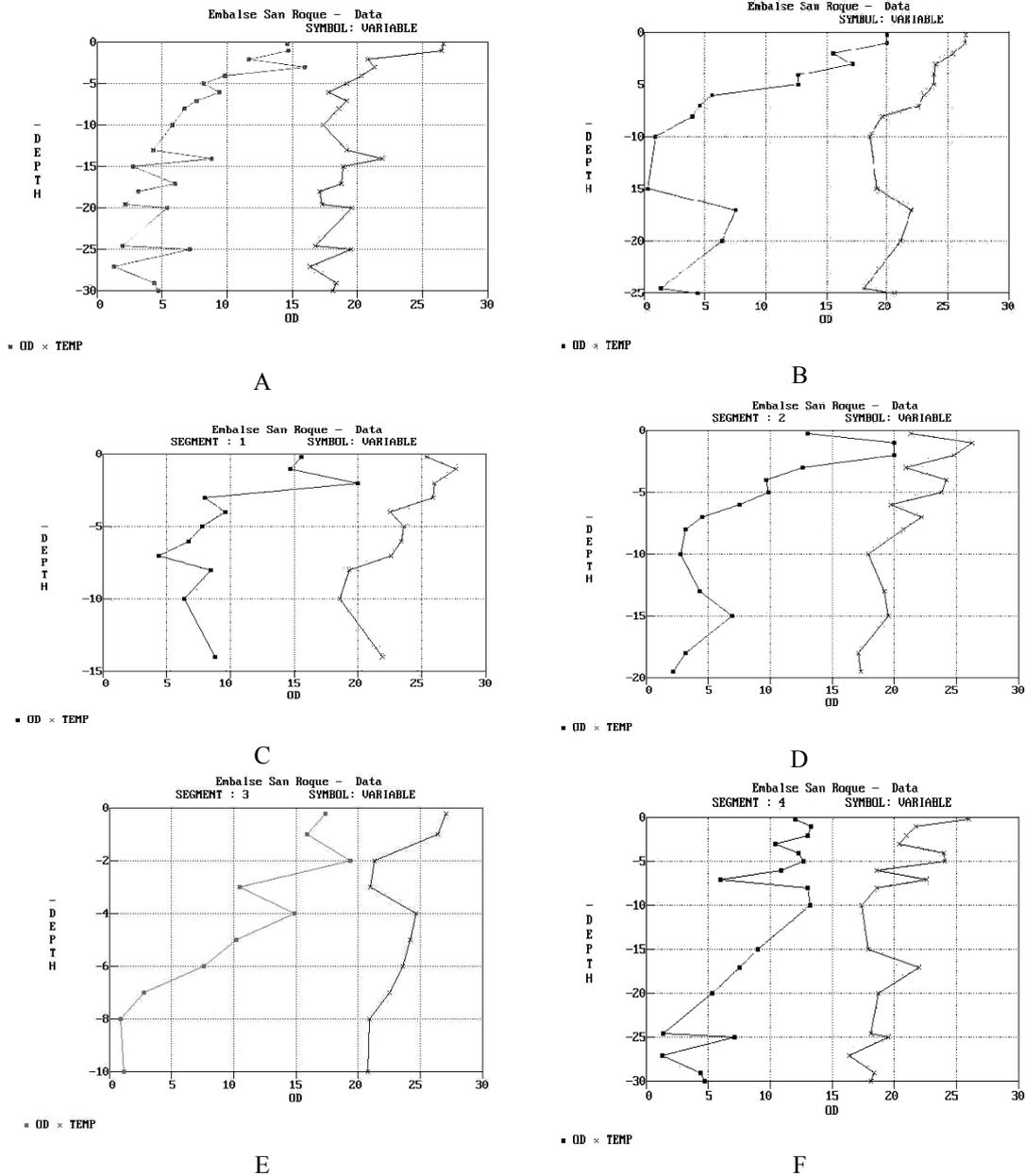


Figura 7.-Perfiles de concentración de oxígeno disuelto y temperatura en dos fecha de muestreo 23/11/99 (A), 3/01/00 (B) y por segmento el 23/11/99 (C,D,E) de embalse generado por el módulo PROFILE

Sedimentos

Normalmente los sedimentos actúan como sumideros de nutrientes, sin embargo en lagos con sobrecarga, en los que los sedimentos del fondo se han enriquecido en gran manera con fósforo a lo largo del tiempo, su liberación desde los sedimentos puede superar el flujo hacia

los mismos durante ciertos períodos de verano, especialmente si el hipolimnio se vuelve anóxico en masas de agua estratificadas.

La dinámica y magnitud de la liberación del fósforo de los sedimentos es afectada principalmente por factores físicos (temperatura, renovación del agua, vientos), condiciones redox, pH altos. Estos factores inducen a su vez los procesos químicos y microbiológicos que regulan el intercambio de sustancias entre los sedimentos y la columna de agua.

Las implicancias que tiene el análisis de sedimentos son muy importantes. Cuando los sedimentos están saturados en fosfatos, su liberación puede ser significativa y el retraso de la respuesta a una medida de control basada en la reducción de cargas externas de fósforo (debido a la adsorción y la unión química del fosfatos a los sedimentos) puede abarcar un período de varios años, indicando que se deben sumar otras medidas de control (Ryding y Rast, 1991).

El Embalse San Roque presenta una zona preferente de sedimentación entre las cotas 624 y 631.5 m.s.n.m., en las que se aloja el 76,33% del sedimento (Santa y Herrero, 1979)

El sedimento extraído en la primer campaña del Embalse San Roque fue de color oscuro (de marrón a negro) en el area del centro y garganta, fino y de olor desagradable, indicando en algunos casos, claros síntomas de anoxia hipolimnética.

Actualmente se realizan los análisis ya mencionados de los sedimentos correspondientes a las campañas de primavera y verano.

Bacteriología

Las características microbiológicas de los sedimentos difieren, por regla general, según se trate de las zonas poco profundas próximas a la orilla de los embalses o de las situadas interiormente a niveles profundos. Se han encontrado en algunos lagos ingleses cifras más altas de bacterias y mayor actividad microbiana en el sedimento superficial de las zonas profundas que en las proximidades de la orilla. Atribuyendo esto, a la concentración más alta de carbohidratos, proteínas y aminoácidos en el agua intersticial de los mismos (Jones 1980).

A pocos centímetros de la superficie del sedimento, disminuye el contenido bacteriano, lo mismo que su riqueza en sustancias orgánicas, y con mayor rapidez el número de gérmenes saprófitos.

Los microorganismos desempeñan un papel importante en la degradación de los compuestos orgánicos, en general, y en especial los compuestos del fósforo y nitrógeno. Numerosas especies de bacterias y hongos pueden liberar fosfatos en ese proceso incorporándolos de este modo al ciclo material.

Como en las aguas y principalmente en los sedimentos hay cantidades considerables de fósforo fijado en diferentes formas, para el ciclo de este elemento es de gran importancia la capacidad que tienen muchas bacterias para disolver el fosfato. En la descomposición del fosfato tricálcico, por ejemplo, participan preferentemente bacterias de los géneros *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Escherichia*, *Bacillus* y *Micrococcus*, según se ha comprobado a través de investigaciones realizadas en diversos lagos, estanques y reservorios.

Como consecuencia de esta actividad bacteriana desarrollada en los sedimentos la cantidad total de sustancia orgánica va experimentando una degradación paulatina con la consiguiente alteración de su composición. Estas transformaciones químicas van acompañadas a menudo de grandes modificaciones del potencial redox. Por lo tanto, los microorganismos provocan las mayores alteraciones en el quimismo y en la estructura de los sedimentos, produciendo,

muchas veces, un intercambio de los principios nutritivos entre el agua de los poros y la masa acuosa situada sobre la superficie de los mismos

Es importante destacar que en el embalse San Roque, no hay hasta la fecha, estudios sistemáticos de la bacteriología de los sedimentos y menos aún relacionados con la bacteriología de las aguas en los mismos puntos de muestreo.

Actualmente se intenta correlacionar las poblaciones bacterianas heterótrofas (que obtienen su energía de la oxidación de compuestos orgánicos) y las bacterias coliformes totales y fecales, con las variables físico – químicas que indican la calidad el agua y con el contenido de nutrientes de los sedimentos analizados.

Los primeros resultados se presentan de recuentos en agua y sedimentos se presentan en las Tablas 4 y 5.

Puntos de muestreo	Coliformes totales N.M.P./100 ml	Coliformes fecales N.M.P. /100 ml	Bact. Heterótrofas u.f.c. / mililitro
1 A	750	240	400.000
1 B	1.200	430	1.700.000
2 B	23	23	800.000
3 A	39	23	80.000
3 B	23	Ausencia	40.000
4 B	240	240	200.000
4 C	150	150	200.000

- u.f.c. = unidades formadoras de colonia
- N.M.P.= número más probable

Tabla 4.- Resultados bacteriológicos de agua superficial del embalse San Roque correspondientes a la primer campaña de primavera

Puntos de muestreo	Coliformes totales N.M.P. /g	Coliformes fecales N.M.P. /g	Bact. Heterótrofas u.f.c. / g
1B	2.400	2.400	8.000.000
2 B	110.000	110.000	25.000.000
3 A	24.000	24.000	60.000.000
4 A	12.000	2.300	20.000.000
4 B	2.400	2.400	10.000.000
4 C	2.400	240	8.000.000

- u.f.c. = unidades formadoras de colonia
- N.M.P.= número más probable

Tabla 5.- Resultados bacteriológicos de sedimentos del embalse San Roque correspondientes a la primer campaña de primavera.

Se observó una marcada diferencia en el contenido de bacterias entre las muestras de agua y las de sedimentos, encontrándose en estos últimos números elevados en todas las determinaciones efectuadas .

En solo tres de las siete muestras de agua analizadas los valores de coliformes fecales estan por debajo de los valores recomendados por la Comunidad Europea para agua de baño, siendo el valor sugerido < 100.

En las muestras de sedimentos no se han encontrado valores guías o recomendados pero si se consideran los valores sugeridos por la CE para el agua de baño todas las muestras presentan valores muy por encima de los recomendados en coliformes totales y coliformes fecales (< 500 y < 100 respectivamente)

Los resultados preliminares de la primer campaña llevada a cabo reafirman la gravedad de las condiciones eutróficas del embalse y la necesidad de continuar con estas actividades de monitoreo.

Fitoplancton

El aumento de ingreso de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, estimula el crecimiento desmedido de algas lo que puede interferir con los usos y la calidad estética de una masa de agua. Los fosfatos y nitratos se consumen con rapidez en la parte superior de los lagos durante los períodos de intensa proliferación del fitoplancton. En las aguas más profundas hay por lo general mayor concentración debido a la descomposición de la materia orgánica y a la regeneración desde los sedimentos, sobre todo cuando reinan condiciones de anoxia (Gonzalez Infante, 1988).

Los lagos presentan gradientes físicos y químicos muy marcados, en especial en su eje vertical y están sometidos a cambios temporales anuales, estacionales o diarios. Si además se consideran factores bióticos como la movilidad de los individuos, la velocidad de multiplicación de las distintas especies, la depredación del zooplancton no cabe esperar una distribución homogénea de las poblaciones acuáticas. En efecto el plancton tiende a agruparse en nubes o manchas, hecho que debe considerarse en los muestreos para conocer abundancia y distribución: horizontal y vertical. La entrada de afluentes a los lagos suele tener una importante influencia en la distribución del plancton, porque en la desembocadura se modifica la turbiedad del agua, su contenido de nutrientes y la turbulencia de la misma, en ciertos casos se advierte dilución, pero en otros casos puede haber una importante concentración de ciertas especies que encuentran allí mejores condiciones para alimentarse. La distribución vertical depende en alto grado de los períodos de mezcla y estratificación. Durante la circulación profunda hay una mayor homogeneidad ambiental, que conlleva también una distribución vertical más uniforme. La disponibilidad de luz, la concentración de nutrientes y gases y la formación de termoclinas ejercen un efecto claro sobre la disposición vertical del plancton. Por debajo de la superficie, el plancton es, en general escaso, por que las células que sedimentan no son repuestas desde los estratos superiores y por que una permanencia muy prolongada, allí donde la intensidad de luz es tan alta, provoca una disminución de la tasa de fotosíntesis por destrucción fotooxidativa de algunas enzimas. A nivel de la termoclina se retrasa el movimiento descendente de los organismos, lo cual provoca su acumulación, de modo que en el verano los lagos de la zona templada suelen exhibir un máximo metalimnético del plancton, lo que a su vez suele generar un máximo metalimnético de oxígeno. En las capas más profundas predominan las formas heterotróficas, aunque por lo general el zooplancton no alcanza allí densidades poblacionales altas (Gonzalez Infante, 1988).

Como antecedentes de trabajos sobre el Embalse San Roque se citan los de Guarrera (1948), Yacubson (1960), Drago y Depetris (1974), Bonetto et al (1976), García de Emiliani (1977).

Ya Maglianesi (1972) citado por Bonetto et al (1976) describe al fitoplancton del Embalse San Roque caracterizado por una asociación, durante la mayor parte del año de *Peridinium sp.*, *Coscinodiscus lacustris* y *Melosira agassizi*, con variada e importante contribución de elementos del nanoplancton como diversas especies de Criptomonas, *Monoraphidium minutum*; *Crucigenia tetrapedia*, *Chorella ellipsoidea*, *Oocystis spp.* que alcanzaron su mayor expresión a fines de invierno y durante el período primaveral. En verano se registraron concentraciones de Cianófitas de cierta importancia en las aguas superficiales, fundamentalmente de *Microcystis aeruginosa*, acompañada, aunque en baja proporción, por *Aphanocapsa delicatissima* y *Anabaena cf. spiroides*.

En las últimas décadas se ha producido una marcada disminución en la diversidad de especies generándose episodios de floraciones de Cianófitas con la consiguiente disminución de la calidad del embalse.

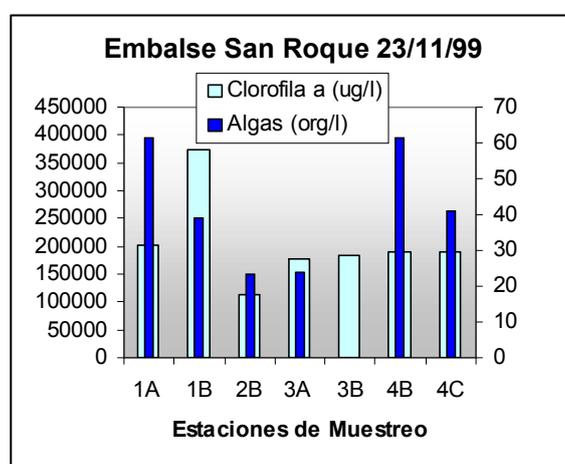


Figura 7.- Variación de número de algas y clorofila a por estación a 0.2 m.

En la Figura 7 y en la Tabla 6 se presentan los valores de clorofila a y algas determinados en el embalse. En la primavera la comunidad fitoplanctónica, involucra a Cianófitas, Crisófitas y Dinófitas, siendo el dinoflagelado *Ceratium sp.* dominante, acompañado en menor número por *Melosira granulata*, Crisófitas y siendo baja la presencia *Microcystis aeruginosa*, Cianófitas. La concentración de clorofila a se encuentra en un rango de 17-58 $\mu\text{g/l}$, mostrando en las estaciones próximas de ingreso al embalse de los ríos San Antonio y los Chorrillos un pico de clorofila a de 58 $\mu\text{g/l}$.

Estación de Muestreo	Profundidad (m)	Algas (org/l)	Clorofila a (ug/l)
1 A	0.2	394800	31.4
1 B	0.2	251873	58.2
2 B	0.2	148746	17.5
2 B	1	172622	33.1
2 B	2	339996	21.5
3 A	0.2	151871	27.8
3 B	0.2	Sin Datos	28.8
4 B	0.2	394800	29.6

4 C	0.2	262498	29.4
4 C	1	263748	28.4
4 C	2	241248	24.31

Tabla 6.- Valores de algas y concentración de clorofila a por estación a distintas profundidades (0.2 subsuperficial; 1 disco de Secchi y 2 fondo de zona fótica)

CONCLUSIONES

En función de los análisis de antecedentes y de los resultados preliminares de la primer campaña se reafirma la gravedad de las condiciones eutróficas del embalse.

El análisis de datos de perfiles de temperatura indican un inicio de la estratificación del embalse en primavera en las áreas de mayor profundidad.

El análisis de datos de perfiles de oxígeno disuelto señalan una disminución de éste conforme aumenta la profundidad llegándose a valores de anoxia en el sector del centro y de la garganta, lo cual es coincidente con el aspecto de los sedimentos, que en estos sectores son negros y con altas cantidades de bacterias.

Los valores de coliformes totales y fecal en agua de la mayoría de las estaciones de muestreo, estuvo por encima de los recomendados para agua de baño.

El análisis de fitoplancton indicó una clara dominancia del dinoflagelado *Ceratium*, con una distribución homogénea en el embalse y la concentración de clorofila a son elevados.

Los modelos de eutroficación disponibles, presentan diferentes grados de requerimientos y complejidad y las posibilidades de ser aplicados serán factibles complementando la información requerida con las campañas de muestreo.

Se destaca la utilidad del módulo PROFILE para el manejo de base de datos.

Agradecimientos

Al Laboratorio de Hidráulica de la UNC, CIRSA (INA), DAS, Dpto. de Físico Química de la Facultad de Cs Químicas, el Dpto. de Química Industrial y Aplicada de la FCEFYN, CEPROCOR, UTN y Lab. de Edafología de FCA de la UNC.

REFERENCIAS

APHA (1992). *Standard Methods*, 17 Ed., New York.

Bonetto, A.A. et al (1976). *Caracteres Limnológicos de Algunos Lagos Eutróficos de Embalse de la Región Central de Argentina*, ECOSUR, 3(5):47-120.

Cachi, J. (1975) *Variaciones Planctónicas del Embalse San Roque y su relación con los procesos de potabilización*, O.S.N., 26 pp.

CCLSR (1992) *Estudio de Factibilidad /Diseño Conceptual Para el Manejo de Descargas de Aguas Cloacales en la Cuenca del Lago San Roque*, Inf. Int. N° 6, Inf. Prel. de est. de fact., Bechtel; Greeley & Hansen; Benito Roggio e Hijos S.A. Argentina.

Drago y Depetris (1974). *Sedimentación en el Embalse San Roque (Córdoba, Arg.)*, Re. Asoc. Arg. Miner. Petr. y Sed., Tomo V(3-4):59-62.

García de Emiliani, M.O. (1977). *Ciclo Anual del Fitoplancton en el Embalse San Roque (Córdoba, Argentina)*, Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit., 8:1-12.

Gavilán, J.G. (1977). *Estudio de la Calidad de Agua en el Embalse San Roque*, INCyTH.

Gavilán, J.G. (1981). *Study of Water Quality in the San Roque Reservoir*, Water Quality Bulletin, Environment Canada, 6(4):136-158.

González de Infante, A. (1988) *El Plancton en las Aguas Continentales* – Sec. Gen. de la O.E.A., USA, 128 pp.

- Guarrera, S.** (1948) *El Fitoplancton del Embalse San Roque: Estudio Preliminar*, Rev. Inst. Nac. Cs Nat. Y Museo Arg. Cs Nat. Bernardino Rivadavia, 1 (2):29-55.
- ILEC** (1992) International Lake Environment Committee, *Lake Model for IBM PC, User Manual*, Japan 10 pp
- Jones, J.G.** (1980). *Some differences in the microbiology of profundal and littoral lake sediments*, J. General Microbiol. 117, 285 – 292.
- Jorgensen, S.E.** (1989) *Utilización de Modelos*, Directrices para la Gestión de Lagos, vol I : Principios Generales para la Gestión de Lagos, Edit. S.E. Jorgensen y R.A. Vollenweider, I.L.E.C., P.N.U.M.A., 59:83, Japón.
- Klapper, H.** (1991) *Control of Eutrophication in Inland Waters*, Ellis Horwood, England, 336 pp.
- Lind, O.T. et al.** (1993) *Problems in Reservoirs Trophic-state classification and implications for Reservoirs Management*, Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, 57-67, Kluwer Academic Publishers, Netherlands
- Maine et al.** (1998) Factores que afectan la liberación del fósforo de sedimentos de ríos. Información Tecnológica. Vol. 9, N°6:17 - 22 .
- Margalef, R.** (1974). *Ecología*, Ed. Omega, 900 pp.
- O.M.S.** (1995) Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1. Recomendaciones. Organización Mundial de la salud. Ginebra.
- Ormeño, N. y Busso, F.** (1986) Caracterización a través de Algunos Parámetros Físico-Químicos del Lago Embalse San Roque, FCEFyN, UNC, 40 pp.
- Potel Junot, A.; Abdel Masih, J.M. y, H.R. Araujo.** (1990). *Aplicación de Modelos Propios y de la O.C.D.E. al Embalse San Roque*. Anales XIV Congreso del Agua, Tomo II, pp 364-383.
- Rheinheimer, G.** (1987). *Microbiología de las Aguas*, Ed. Acribia.
- Richerson, P.J.** (1991) *El Lago Titicaca*, Síntesis del Conocimiento Limnológico Actual. ORSTOM. HISBOL
- Ruibal Conti, A. L.** (1997) *Estimación del Nivel de Contaminación Bacteriana en el Embalse San Roque y Análisis de su variación Temporal en Relación con Volumen, Turistas y Oxígeno Consumido*, 7ª Conferencia Internacional Sobre Conservación y Gestión de Lagos, LACAR '97, Octubre, San Martín de los Andes, Arg.
- Ruibal, A.L. et al** (1999) *Estudio de la Evolución de la Calidad del Embalse del Dique San Roque (Córdoba) asociado al desarrollo de Floraciones de Ceratium*, CIRSA, AA.CC, Córdoba, Argentina.
- Ryding y Rast**, (1991). *El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos*, Ed. Pirámide S.A. España, 375 pp.
- Salas, H. y P. Martino** (1990) *Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutrofización en Lagos Cálidos Tropicales* –Prog. Reg. CEPIS/HPE/OPS, O.M.S., O.P.S, 51 pp.
- Santa., J. y M. Herrero** (1979), *Estudio Sedimentológico Lago San Roque*, CIHRSA, Cba.
- Straskraba M. and J.G. Tundisi** (1999). *Reservoir Water Quality Management*, Guidelines of Lake Management, Vol. 9, ILEC, Japan.
- Yacubson, S.** (1960). *Desmidiáceas del Lago San Roque y Tributarios*, Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 8(2):60-89.
- Walker, W.W.** (1996) *Simplified procedures for eutrophication assesment and prediction: User Manual*, Instruction Report W-96-2, U.S. Army Engineer Water ways Experiment Station, Vicksburg, M.S.
- Wetzel, R. G.** (1981). *Limnología*, Ed. Omega S.A., España, 679 pp