

**CICLO ANUAL Y HETEROGENEIDAD ESPACIAL DE PROCESOS  
AUTOTROFICOS Y HETEROTROFICOS, Y CARACTERES  
FISICOQUIMICOS DEL EMBALSE RIO TERCERO,  
CORDOBA, ARGENTINA**

*Aldo A. Mariazzi, María C. Romero y Víctor H. Conzonno*

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"  
Facultad de Ciencias Naturales y Museo  
Paseo del Bosque s/n  
(1900) La Plata (B. Aires)  
Argentina

RESUMEN

**Mariazzi, A.A., M.C. Romero y V.H. Conzonno. 1988. Ciclo anual y heterogeneidad espacial de procesos autotróficos y heterotróficos, y caracteres fisicoquímicos del Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 19 (2): 167 - 181**

Se observaron dos períodos marcados de estratificación estival y circulación invernal, en la concentración de oxígeno, temperatura, amonio, nitratos, ortofosfatos, bacterias y actividad bacteriana heterotrófica. La actividad y biomasa fitoplanctónica tuvieron distribuciones estacionales bimodales, con dos máximos, uno en primavera-verano y otro en invierno. El porcentaje de feopigmentos al total de pigmentos fotosintéticos fue muy importante (85-90 %) en enero, atribuible a descomposición fotoquímica y térmica de la clorofila. Condiciones de anoxia a los 15 metros y cerca del fondo ( $0,50 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) durante el verano, y sobresaturación en el estrato eufótico en invierno, caracterizaron al oxígeno. También en los nutrientes se manifestó una variación estacional conspicua, teniendo los nitratos y ortofosfatos máximos ( $44 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1} \cdot 10^{-2}$  y  $36 \text{ ug PO}_4^{3-}\text{-P l}^{-1}$ ) a profundidades y meses en los que la fotosíntesis y biomasa algal disminuyeron; por el contrario, las concentraciones fueron detectables en primavera-verano. Las fluctuaciones de la actividad bacteriana heterotrófica concuerdan con las de la autotrófica algal y su biomasa, con coeficientes de correlación significativos en ambos casos ( $P < 0,01$ ). Las dos tasas se incrementaron en febrero-marzo. El aumento en la fotosíntesis y clorofila invernal no fue acompañado por la actividad bacteriana, sí por la densidad de bacterias heterotróficas. La relación entre el potencial heterotrófico y la numerosidad de bacterias no fue significativa, teniendo estos, máximos diferentes.

ABSTRACT

**Mariazzi, A.A.; M.C. Romero & V.H. Conzonno. 1988. Annual cycle and spatial heterogeneity of autotrophic and heterotrophic processes, and physicochemical features of Río Tercero Reservoir, Córdoba, Argentina. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 19 (2): 167 - 181**

Two marked periods of summer stratification and winter circulation of oxygen concentration, temperature, ammonia, nitrates, orthophosphates and bacterial heterotrophic activity were recorded at the Embalse Río Tercero Reservoir. Primary production and biomass of phytoplankton showed a bimodal distribution, with two peaks, one in spring-summer, the remainder in winter. The high proportion of pheopigments in relation to total photosynthetic pigments that was observed in January is attributed to photochemical and thermal decomposition of chlorophyll. Oxygen depletion

below 15 m depth ( $0.50 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) was observed during summer as well as oversaturation in the euphotic zone during winter. Nutrients also showed a conspicuous seasonal variation. Nitrates and orthophosphates exhibited the highest values ( $44 \text{ mg NO}_3^- \text{ -N l}^{-1} \times 10^{-2}$  and  $36 \text{ ug PO}_4^{3-} \text{ -P l}^{-1}$ ) at depths and months in which algal biomass and primary production decreased, while very low values were found during spring–summer. Heterotrophic bacterial activity was highly correlated to algal biomass and primary production as well. Both rates increased in February–March. It was not observed a significant correlation between heterotrophic potential and the number of bacteria.

## INTRODUCCION

Las bacterias y las algas son los organismos numéricamente dominantes en el plancton de los lagos y océanos, por lo cual su metabolismo controla en gran escala el flujo de energía y ciclo de nutrientes. En sentido amplio, el crecimiento autotrófico sería imposible en ausencia de actividad heterotrófica, ya que este mecanismo provee los nutrientes autóctonos en un ecosistema acuático.

El propósito de este estudio fue el de cuantificar los procesos autotróficos y heterotróficos planctónicos, sus interrelaciones y dependencias, como así también evaluar las características físicas y químicas del ecosistema, que directa o indirectamente determinan o son determinadas por los procesos biológicos mencionados.

## MATERIAL Y METODOS

El Embalse Río III (Fig. 1) se encuentra en el valle de Calamuchita, en la región de las Sierras Chicas, provincia de Córdoba a  $64^\circ 23'$  Oeste y  $32^\circ 10'$  Sur. Su altura sobre el nivel del mar es de 529,4 m (IGM), tiene  $45,3 \text{ km}^2$  de superficie y posee tres afluentes: ríos Quillínz, Santa Rosa y Grande, con una cuenca tributaria de  $3250 \text{ km}^2$ . Fue construido por represamiento del río Tercero en 1936, siendo sus aguas utilizadas por una usina hidroeléctrica, como refrigerante de la Central Nuclear Embalse y con fines recreativos.

Tiene características propias de un ambiente eutrófico y ocurren en el mismo floraciones periódicas de dinoflagelados en verano, predominando en primavera cianofitas y clorofitas (Gómez, 1984). Trabajos anteriores brindan información detallada sobre las características biológicas, físicas y químicas (Mariuzzi *et al.*, 1981; Nakanishi *et al.*, 1985 y Romero *et al.*, 1988), resumidas en el cuadro 1.

Las muestras se obtuvieron en una estación central situada entre los dos lóbulos que conforman el embalse, a las profundidades de 0; 1; 2,5; 5; 7,5 y 10 m para las mediciones de producción primaria, muestreando además a 15 y 1 m del fondo para las determinaciones de pigmentos fotosintéticos, pH, nutrientes, oxígeno disuelto, temperatura, seston y bacterias heterotróficas. Los horarios de muestreo fueron 7,13 y 19 horas, aproximadamente.

La temperatura se midió con un termistor en toda la columna de agua, la transparencia mediante el disco de Secchi y la intensidad de luz en superficie y cada 50 cm con un sensor subacuático LiCor 192 SB. Los datos de radiación solar y precipitaciones fueron suministrados por la Comisión Nacional de Energía Atómica.

El pH se determinó por el método electrométrico, el oxígeno disuelto por la técnica de Winkler (modificación de Alsterberg), el porcentaje de saturación fue calculado en base a la temperatura de la muestra y corregido por la altitud de la zona, los ortofosfatos por la técnica del molibdato de amonio y cloruro estañoso, el fósforo total por digestión con persulfato de potasio en medio ácido y posterior valoración como ortofosfato, el nitrato por reducción por cadmio y valoración como nitrato, el amonio por nesslerización directa, sodio y potasio por absorción atómica, calcio y magnesio por titulación volumétrica (APHA, 1971). El seston fue determinado por gravimetría del residuo obtenido por filtración de volúmenes adecuados a través de Filtros Whatman GF/C, previamente molido. Seguidamente el filtro se utilizó para la medición del carbono orgánico particulado, realizado

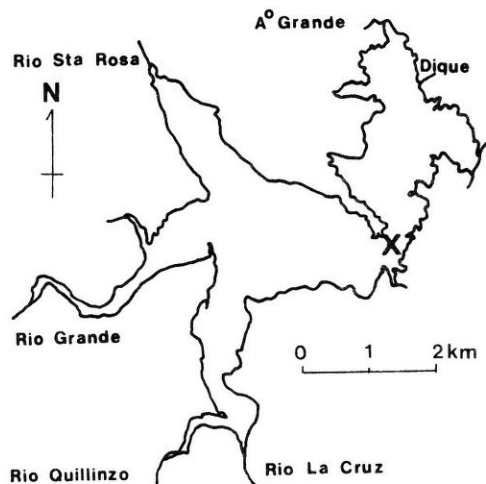


Fig. 1: Embalse del río Tercero (Córdoba, Argentina). X estación de muestreo.

por oxidación con dicromato de potasio contra patrones de glucosa. La clorofila y feopigmentos se estimaron por la técnica de Lorenzen (1967 a).

La producción primaria se midió *in situ* por el método de oxígeno disuelto, aplicando la técnica de Winkler. Se realizaron dos incubaciones diarias, cubriendo todo el período de luz, una desde el amanecer hasta el mediodía y otra desde el mediodía hasta el atardecer.

La población de bacterias heterotróficas viables, se estimó por recuento en placa. Se practicaron diluciones decimales e inocularon tres placas por dilución. La incubación fue de 10 días a 20°C.

La actividad bacteriana heterotrófica se obtuvo aplicando la técnica de Wright & Hobbie (1966), hallándose los siguientes parámetros:  $T_t$  tiempo de recambio del sustrato utilizado,  $V_{max}$  velocidad máxima teórica de asimilación y  $(K_t + S_n)$  constante de afinidad de la población bacteriana por el sustrato y concentración natural del mismo. El sustrato utilizado fue D- (U- $^{14}C$ -glucosa) de actividad específica 279 m Ci/m mol (Radiochemical Center, Amersham, England). Estas determinaciones se realizaron sólo a 2,5; 7,5 y a 1 m del fondo.

## RESULTADOS Y DISCUSION

La radiación solar mensual promedio y la del día de muestreo disminuyeron durante los meses de invierno, coincidiendo con el período de escasas a nulas precipitaciones. La radiación solar: mayor promedio mensual de noviembre fue de 498 g cal $^{-1}$  cm $^{-2}$  y la menor en mayo, con 215 g cal $^{-1}$  cm $^{-2}$  (Fig. 2b y c).

La profundidad del estrato eufótico, considerada como aquella a la cual llega el 1 % de la luz en superficie, fue mayor en agosto y enero (Fig. 2a). La mayor penetración de los rayos solares durante el invierno coincide con valores de seston moderados; en verano se ve coadyuvado por la mayor perpendicularidad de los rayos solares. Como se deduce de la comparación entre el estrato eufótico y la profundidad de lectura del disco de Secchi, éste no siempre guarda una relación constante, pero fluctúa alrededor

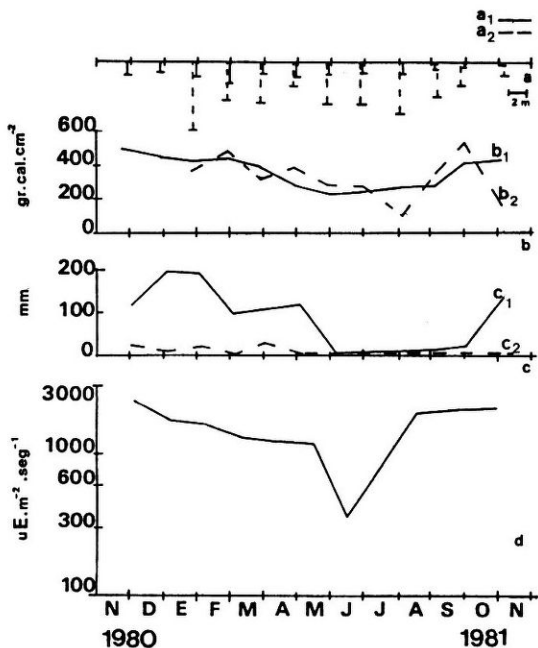


Fig. 2: a: a<sub>1</sub> profundidad de lectura del disco de Secchi y a<sub>2</sub> profundidad del estrato eufótico; b: b<sub>1</sub> radiación solar mensual promedio y b<sub>2</sub> del día de muestreo, c: c<sub>1</sub> precipitaciones mensuales y c<sub>2</sub> correspondiente al día de muestreo y d: intensidad de luz incidente en superficie.

de 2,71, constante hallada por Romero *et al.* (*op. cit*) entre ambas variables, para este embalse. Comparando la radiación incidente en superficie (Fig. 2d) con la profundidad a la cual llega el 1 % de la misma, es destacable, que siendo julio el mes de menor intensidad de luz superficial, es sin embargo, el que permite porcentualmente mayor penetración; por el contrario la intensidad superficial de enero, elevada, determina un estrato eufótico levemente mayor que el de julio.

La menor transparencia durante octubre y noviembre coincide con las mayores concentraciones de clorofila y valores de seston. Según Rai & Hill (1982) para el Lago Janauari (Brasil) la lectura del Secchi es función del nivel de agua y de las precipitaciones; por el contrario, Avila *et al.* (1984) en el Lago Grande de Estanya (Huesca, España), al igual que nosotros, hallaron que varió con las densidades fitoplanctónicas.

La distribución de la temperatura (Fig. 3a), a lo largo del ciclo anual, fue similar a la del oxígeno disuelto, amonio, nitratos, ortofosfatos, bacterias y actividad bacteriana heterotrófica, con un periodo de estratificación que comprende de octubre a abril y otro de mezcla de mayo a setiembre. Con respecto al oxígeno disuelto (Fig. 3b), condiciones de anoxia se observaron a los 15 m en el mes de diciembre (0,5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>) y

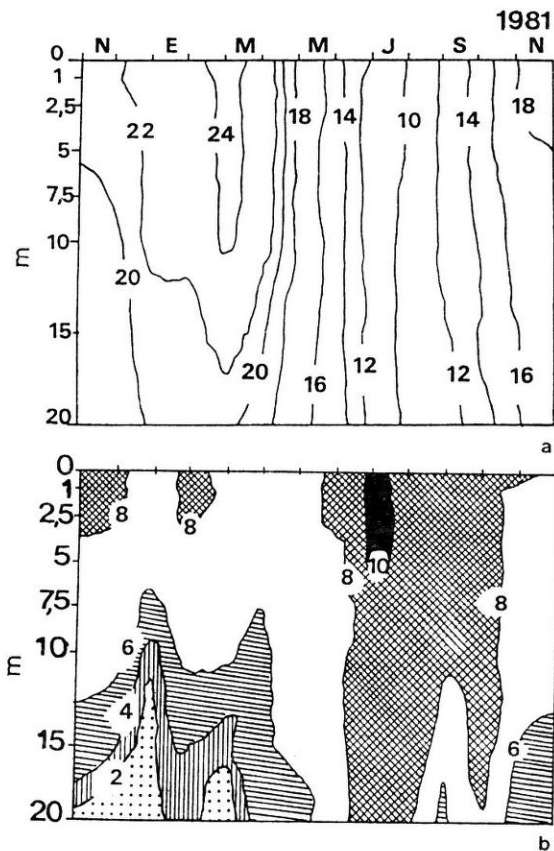


Fig. 3: a: isotermas (°C) y b: isopletas de la concentración de oxígeno (mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>).

cerca del fondo durante enero ( $0,47 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ), pero con concentraciones que superan el 100 % de saturación en el estrato eufótico ( $9-8,3 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ), atribuibles estas cifras al consumo de oxígeno por los organismos heterotróficos en el estrato más profundo y la sobresaturación al proceso de fotosíntesis fitoplanctónica en superficie. Comin (1984) en la laguna Encañizada (Delta del Ebro) observó como nosotros, máximos de oxígeno en coincidencia con los de producción fitoplanctónica y sobresaturación durante las proliferaciones algales. Esta marcada estratificación contrasta con los valores uniformes y elevados hallados durante el invierno con concentraciones de  $10,5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$

en superficie y  $9,46 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  aún en el fondo, coincidiendo con Talling (1963) y Rai & Hill (*op. cit.*) en la uniformidad vertical del oxígeno cuando se destruye la discontinuidad térmica del cuerpo de agua. Cabe destacar que la declinación de la fotosíntesis observada en períodos anteriores (Nakanishi, *op. cit.*) no se verificó durante 1981, explicando la concentración de oxígeno invernal en superficie.

El pH invernal fue de 7,8 en toda la columna de agua. Durante el verano por encima de los 7,5 m superó el valor 8,0 y fluctuó entre 7,7-7,6 a mayores profundidades. Esta variación se debió al fuerte consumo de  $\text{CO}_2$  por los productores primarios, influyendo sobre la alcalinidad y consecuentemente sobre el pH (Ernst & Reinhardt, 1980).

Los cationes principales, sodio, magnesio, calcio y potasio, poseen poca variación con la profundidad en primavera-verano e invierno. Los rangos de variación de cada uno de ellos son: sodio  $7,5-17,5 \text{ mg l}^{-1}$ , calcio  $14,7-26,8 \text{ mg l}^{-1}$ , potasio  $1,9-3,8 \text{ mg l}^{-1}$  y magnesio  $2,4-8,0 \text{ mg l}^{-1}$ . La ordenación decreciente de los mismos es Ca, Na, Mg, K.

Los ortofosfatos (Fig. 4a) presentaron concentraciones no detectables en superficie y en toda la columna de agua en los meses en que la tasa de fotosíntesis fue elevada (octubre-noviembre 1980). Por el contrario se observaron concentraciones mayores a mayores profundidades, a 7,5 y 10 m fueron de  $10 \text{ ug PO}_4^{3-}\text{-P l}^{-1}$  en enero y de  $36 \text{ ug PO}_4^{3-}\text{-P l}^{-1}$  a comienzos de primavera de 1981. Esta distribución guarda una relación claramente inversa con la producción primaria. La incorporación de nutrientes por el fitoplancton en los estratos superiores y la falta de aporte de fósforo por los sedimentos en el período estudiado, explicaría las variaciones observadas, ya que no se hallaron condiciones reductoras en la muestra cercana al fondo.

Las variaciones estacionales de los nitratos fueron muy significativas (Fig. 4b), pero con variaciones verticales menores, en general con ligeros incrementos con la profundidad. Valores por debajo del límite de detección se registraron en febrero-marzo y mayores a 30 y  $40 \text{ mg NO}_3^-\text{-N l}^{-1} \times 10^{-2}$  por debajo de los 10 m de profundidad en invierno y primavera, respectivamente; variaciones similares a las halladas por Comin (*op. cit.*) para las formas oxidadas de nitrógeno en la Encañizada, donde el máximo invernal disminuye conforme avanza la primavera y las poblaciones algales se desarrollan. Las variaciones estacionales concuerdan con las concentraciones bajas o altas de clorofila-a, siendo esta relación claramente inversa, agotándose este nutriente cuando la biomasa algal se incrementa notoriamente en febrero-marzo y fines de invierno indicando su asimilación.

La variación estacional de amonio (Fig. 4c) fue similar a la de los nitratos, o sea con mínimos a fines de verano e invierno. No así las variaciones verticales, con incrementos de hasta tres veces en el fondo en coincidencia con los períodos de anoxia ( $36 \text{ mg NH}_4^-\text{-N l}^{-1} \times 10^{-2}$ ), máximos de seston y bacterias heterotróficas.

La oxidación del amonio según Less & Quastel (1946), ocurre en asociación con la superficie de las partículas del fondo y generado por las bacterias heterotróficas por des-

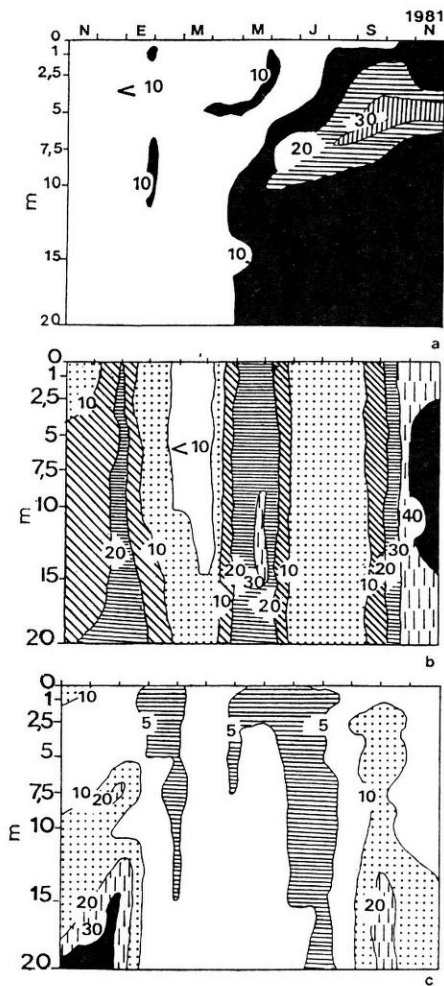


Fig. 4: a: Isopletas de la concentración de ortofosfatos ( $\mu\text{g PO}_4^{3-} - \text{P l}^{-1}$ ), b: isopletas de la concentración de nitratos ( $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1} \times 10^{-2}$ ) y c: isopletas de la concentración de amonio ( $\text{mg NH}_4\text{-N l}^{-1} \times 10^{-2}$ ).

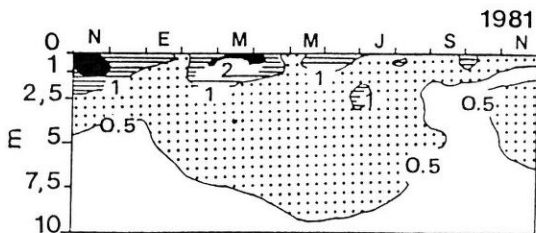


Fig. 5: Isoplethas de la tasa de producción primaria ( $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ).

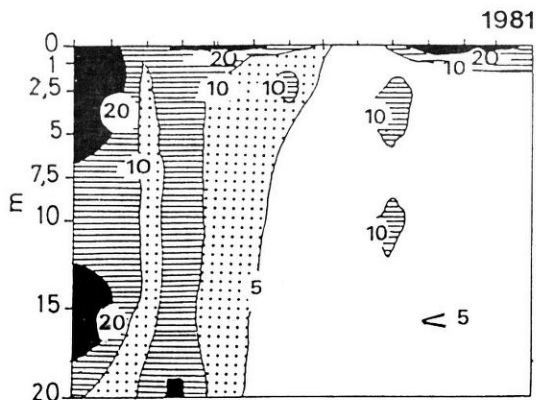


Fig. 6: Isoplethas de la numerosidad de bacterias heterotróficas ( $\text{bact.} \times 10^{-3} \text{ ml}^{-1}$ ).

composición de los productos fotosintéticos (Rai & Hill, 1981a). Mientras la reducción de nitratos es el resultado de la asimilación por los productores primarios, el amonio es indicador de la actividad de las poblaciones bacterianas.

Las tasas de producción primaria más elevadas se hallaron entre los 0,5– 1 m de profundidad en noviembre de 1980 y fines de febrero–marzo de 1981, siendo de 2,18 – 2,75  $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ , los valores de la primavera del ciclo siguiente no fueron tan elevados (1,2  $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ ). No se observó el descenso invernal de otros años, registrándose tasas de 1,34  $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$  a los 2,5 m a fines de junio (Fig. 5).

El análisis de correlación simple entre la tasa de producción primaria y densidad bacteriana, entre los 0 y 2,5 m de profundidad dió un coeficiente de 0,84 ( $P < 0,01$ ); esta relación a mayores profundidades dentro de la zona eufótica, fue menos significati-



va (coeficiente de 0,56;  $P < 0,05$ ). Los incrementos de la densidad bacteriana acompañan a los de las tasas de fotosíntesis hasta el punto de compensación (Fig. 5 y 6). Correlaciones también positivas fueron halladas entre ambas variables por Overbeck (1975 y 1979) o entre la producción primaria y la actividad bacteriana heterotrófica por Romero (*op. cit.*) para este embalse, observaron que el 11 % del carbono producido fotosintéticamente fue consumido como C-glucosa. Mariazzi *et al.* (1981 b), durante el período 1977–1978 obtuvieron una contribución del 45–50 % de los recuentos bacterianos a la variabilidad de la fotosíntesis; Cole *et al.* (1982) sostienen que entre el 12–15 % del carbono fotosintetizado es metabolizado por las bacterias, siendo las algas senescentes la mayor fuente de carbono.

La distribución de la clorofila-a y feopigmentos contrastó con la obtenida durante otros años en este embalse, según Mariazzi *et al.* (1981b y 1983), en los que los máximos ocurrieron en primavera y fines del verano. En el ciclo en estudio (Fig. 7), el valor invernal de clorofila fue comparable al de marzo: 23,5 y 20,6 mg m<sup>-3</sup>, respectivamente. En todos los casos los máximos, aún invernales, se observaron a profundidades intermedias: 2,5 y 7,5 m de profundidad. El máximo de clorofila invernal no puede considerarse como acumulación de pigmentos en descomposición, excepto aquellos por debajo de los 10 m, ya que las tasas de producción primaria también fueron elevadas. El aumento gradual con la profundidad en capas inferiores, explicable como acumulación de pigmentos procedentes de células en trance de descomposición, fue también hallada por Avila (*op. cit.*); Rai (1975) en Plubsee obtuvo máximos de clorofila próximos o ligeramente por debajo de los de fotosíntesis, explicados por la tasa de sedimentación de las algas según el modelo de Riley *et al.* (1949), justificando los máximos cercanos al punto de compensación. Esto se ajusta a nuestros resultados.

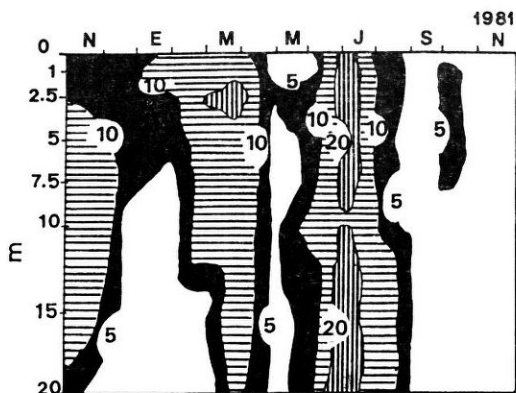


Fig. 7: Isoplethas de la concentración de clorofila-a (mg m<sup>-3</sup>).

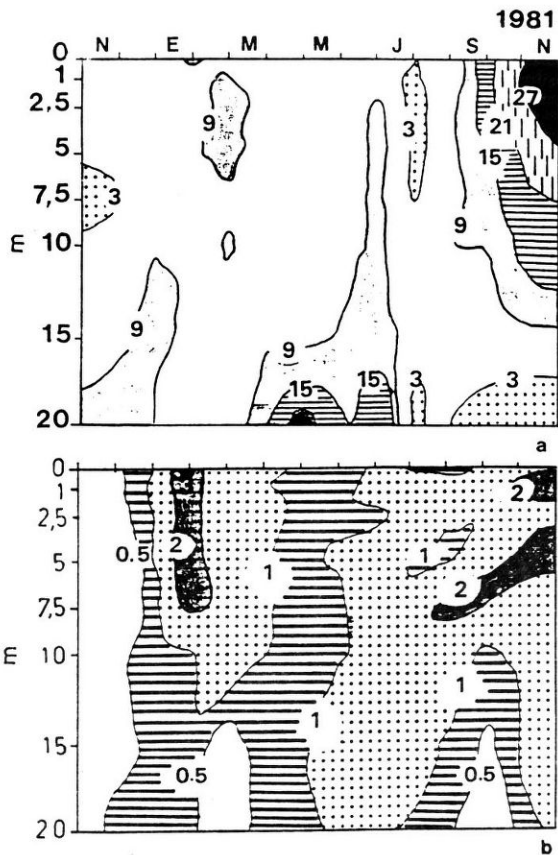


Fig. 8: a: Isopletas de seston ( $\text{mg l}^{-1}$ ) y b: isopletas del carbono orgánico particulado ( $\text{mg C l}^{-1}$ ).

Los feopigmentos poseen un aporte muy significativo a la totalidad de los pigmentos fotosintéticos. Sus variaciones estacionales se ven determinadas en algunos meses por el incremento de clorofila-*a* en el estrato eufótico (junio y octubre de 1981), por la temperatura y sus efectos en la degradación de los pigmentos no activos (enero) o por decantación y consecuente descomposición de las células senescentes en las muestras cercanas al fondo, siendo durante verano y otoño estas concentraciones mayores que las correspondientes a la clorofila presumiblemente activa.

Cuadro 1

Caracteres físicos, químicos y biológicos del Embalse del Río Tercero  
(Córdoba, Argentina).

	Valor promedio anual	Valores extremos	
Temperatura (°C)	16,7	7,7	25,5
Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	140,0	86,0	193,0
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	7,8	0,4	10,7
C-CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,1	0,0	1,1
C-CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	15,8	10,1	22,9
CO <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0,2	0,0	1,2
P-PO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ug l <sup>-1</sup> )	7,7	0,0	93,0
N-NO <sub>3</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0,08	0,00	0,48
N-NH <sub>4</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0,24	0,00	0,47
Si-SiO <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	6,2	0,3	14,7
Clorofila (mg m <sup>-3</sup> )	11,7	0,0	96,0
Feopigmentos (mg m <sup>-3</sup> )	7,7	0,0	121,0
COP (mg m <sup>-3</sup> )	965,0	350,0	2717,0

La mayoría de los autores dan distribuciones de feopigmentos similares a las de clorofila-a. Por el contrario Lorenzen (1967b) sostiene que la razón de bajas concentraciones de feopigmentos en la zona enfótica se debe a que son concentraciones de feopigmentos en zona eufótica bajos se debe a que son fotolábiles, descomponiéndose en superficie y si se forman cerca de ellas, no permanecen mucho tiempo por la rápida sedimentación del fitoplancton senescente. Vallentyne (1955) y Ohle (1962) sostienen que los clorofílicos son descompuestos en mayor proporción en la columna de agua que en los edimentos. La descomposición se inicia por la predación u otro mecanismo en el cual las células son destruidas mecánicamente, seguida por descomposición fotoquímica, debido a su elevada tasa de fotooxidación. En este embalse los porcentajes de feopigmentos fueron de 85-90 o/o en verano y de 20 o/o en invierno, respecto del total de pigmentos.

Las variaciones del seston (Fig. 8a), en el estrato eufótico coinciden con los pigmentos y tasas de fotosíntesis. En el estrato afótico o por debajo de los 15 m se incrementa notablemente, a veces a valores que superan hasta dos veces a la concentración superficial. Estos aumentos ocurren en verano, a fines de noviembre y marzo de 1981, por decantación de la materia orgánica producida en el estrato eufótico. Durante el invierno es la única variable que no ofrece una distribución uniforme en la columna de agua, ya que la circulación resuspende los sedimentos del fondo incrementando el material particulado.

La distribución del carbono orgánico particulado es claramente bimodal, con dos máximos, a fines de primavera-verano en el estrato eufótico y el segundo en junio-julio, ambos en concordancia con el incremento de feopigmentos, clorofila y tasas de fotosíntesis. Las cifras del invierno son significativamente menores y uniformes en toda la columna (Fig. 8b).

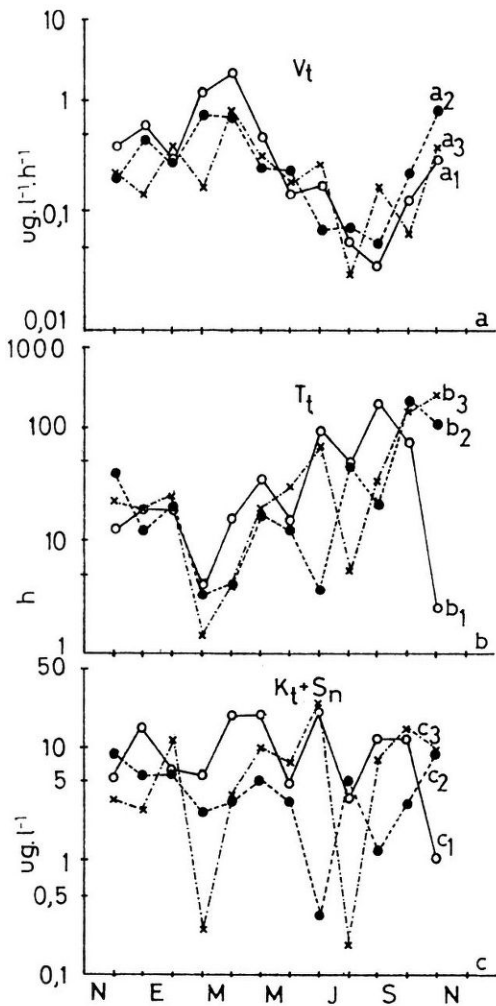


Fig. 9: a: actividad bacteriana heterotrófica ( $V_t$ ), b: tiempo de recambio ( $T_t$ ) y c: constante de afinidad y concentración natural de sustrato ( $K_t + S_n$ ). a1, b1 y c1: 2,5 m, a2, b2 y c2: 7,5 m y a3, b3 y c3: fondo.

La actividad bacteriana heterotrófica se evaluó mediante los parámetros cinéticos obtenidos sobre el consumo de glucosa. El tiempo de recambio del sustrato tuvo una variación estacional similar en las tres profundidades determinadas, aunque siempre algo menor para la muestra de fondo y mayor para los 2,5 m (Fig. 9b); con declinación de los valores o sea tiempos más cortos en febrero y marzo e incrementos considerables de los tiempos de mineralización en el invierno. Por lo tanto, la degradación de la materia orgánica y consecuente liberación de nutrientes, se produce más rápidamente en aquellas épocas del año en los que son requeridos por los organismos autótrofos, primavera-verano; durante el invierno las tasas menores de mineralización se atribuyen al efecto de la temperatura. Allen (1969) y Gocke (1977) hallaron valores de  $T_t$  que diferían por un factor 20 en Lake Lotsjon y Kiel Fiord, Rai & Hill (*op. cit.*) para el Lago Tupé un factor de 100, en el Embalse del Río Tercero se encontraron valores extremos de 327–3 horas, o sea un factor 100, atribuibles a cambios en la velocidad de consumo por variaciones en las poblaciones bacterianas y fluctuaciones de las concentraciones de glucosa.

Variaciones claramente inversas estacionalmente, se obtuvieron para la velocidad de consumo, con mayores tasas de incorporación de sustratos orgánicos en febrero y marzo, de 1334 y 2083  $\mu\text{g glu} \times 10^{-3} \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente, para los 2,5 m de profundidad (Fig. 9a).

Estas actividades heterotróficas coincidieron con valores elevados de concentración de clorofila y tasas de producción primaria. Según Hill & Rai (1983) en el lago Janauari varió en consecuencia con el nivel de agua; para Rai & Hill (1981b) el 79–75 % de la fluctuación de  $V_{\text{max}}$  se debió a la razón  $\text{NO}_3^-/\text{N}/\text{PO}_4^{3-}/\text{P}$ , o sea altas concentraciones de biomasa algal y bajas de fosfatos. Las variaciones del potencial heterotrófico concordaron en nuestro caso, con las tasas de producción primaria y clorofila-a, obteniendo los coeficientes de correlación simple  $r = 0,75$  entre  $V_{\text{max}}$  y biomasa algal y  $r = 0,70$  para la relación  $V_{\text{max}}$  y producción primaria ( $P < 0,01$ , en ambos casos). Esta correlación significativa se debió al incremento de las dos tasas durante febrero y marzo, que coincidieron con floraciones de algas; el aumento en la fotosíntesis y biomasa invernal no fue acompañada por la actividad bacteriana. Constituyendo el carbono de los productores primarios el disponible para los organismos heterotróficos, son comprensibles estas correlaciones.

La constante de afinidad y concentración natural del sustrato no tuvieron variaciones estacionales claras, fluctuando a lo largo del año sobre el promedio 10,4  $\mu\text{g glu l}^{-1}$  (24,5–1,1  $\mu\text{g glu l}^{-1}$ ) (Fig. 9c).

## CONCLUSIONES

Los aspectos relevantes del Embalse Río III, durante el ciclo anual estudiado, son la presencia de estratos profundos anóxicos durante los meses de verano y sobresaturación de oxígeno superficial en invierno.

También en los nutrientes nitrato y fosfato, se manifiesta una variación estacional conspicua, observándose que los nitratos guardan una relación inversa significativa con la clorofila-a y los ortofosfatos con la actividad fitoplanctónica, debido al consumo algal.

La actividad autotrófica algal y su biomasa tuvieron dos máximos, uno en verano y otro en invierno. La actividad bacteriana heterotrófica concordó con los máximos estivales, siendo la correlación entre  $V_{\text{max}}$  y la tasa de fotosíntesis y clorofila-a significativa.

## AGRADECIMIENTOS

A la Farm. Elsa Claverie y Téc. S. Ilhero por su participación en la realización de los análisis químicos. Al Lic. Miguel A. Di Siervi por su valiosa colaboración en el trabajo de campaña y laboratorio.

## REFERENCIAS

- Allen, H.L. 1969. Chemoorganotrophic utilization of dissolved organic compounds by planktonic algae and bacteria in a pond. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 54: 1–33.
- Avila, A., J.L. Burrel, A. Domingo, E. Fernández, J. Godall y J.M. Llopard. 1984. Limnología del Lago Grande de Estanya (Huesca). *Oecologia Ag.* 7: 3–25.
- Comín, F.A. 1984. Características físicas y químicas y fitoplancton de las lagunas costeras, Buda, Encañizada y Tancada (Delta del Ebro). *Oecologia Ag.* 7: 79–162.
- Cole, J.J., G.E. Likens & D.L. Strayer. 1982. Photosynthetically produced dissolved organic carbon: an important carbon source for planktonic bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 27 (6): 1080–1090.
- Ernst, D. & D. Reinhardt. 1980. Primary productivity measurements and carbon metabolism in Steinhuder Meer and Lake Dümmer. *Dev. Hydrobiol.* 3: 11–18.
- Gocke, K. 1977. Heterotrophic activity. (111–198). In: G. Rheinheimer (Ed.) *Microbial Ecology of Brackish Water Environment*. Springer Verlag, Berlin.
- Gómez, N. 1984. Variaciones espacio-temporales de *Closterium aciculare* var. *subprunum* (Desmidiaceae) en el Embalse del Río Tercero, Córdoba, Argentina. *Limnobiós* 2 (8): 556–561.
- Hill, G. & H. Rai. 1983. The ecological model of Lago Januari. Part II: Microbiological studies. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 9: 133–168.
- Less, H. & J.H. Quastel. 1946. Biochemistry of nitrification in soil. The site of soil nitrification. *Biochem. J.* 40: 815–823.
- Lorenzen, C.J. 1967a. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343–346.
- Lorenzen, C.J. 1967b. Vertical distribution of chlorophyll and phaeopigments: Baja California. *Deep-Sea Res.* 14: 735–745.
- Mariazzi, A.A., M.C. Romero, E.R. Villalobos, M.A. Di Siervi y A. Mariñelarena. 1981a. Estudio bacteriológico en el Embalse del Río Tercero (Prov. de Córdoba, Argentina). Factores ecológicos y predicciones sobre efectos térmicos. *Limnobiós* 2 (2): 89–110.
- Mariazzi, A.A., M.C. Romero y V.H. Conzonno. 1981b. Producción primaria, bacterias nutrientes y otros factores ecológicos en el Embalse del Río Tercero (Córdoba). *Limnobiós* 2 (3): 153–177.
- Mariazzi, A.A., M.A. Di Siervi, M.C. Romero y M. Nakanishi. 1983. Distribución espacial y estacional de pigmentos fotosintéticos en la zona eufótica del Embalse del Río Tercero. *Limnobiós* 2 (7): 464–470.
- Nakanishi, M., A.A. Mariazzi, V.H. Conzonno, E. Claverie, M.A. Di Siervi & M.C. Romero. 1985. Primary production studies on a Reservoir, Embalse del Río Tercero, Argentina. *Mem. Fac. Sci. Kyoto Univ. Ser. Biol.* 10 (1): 49–62.

Ohle, W. 1962. Der stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfeldynamik der Gewässer. *Kiel. Meeresforsch.* 18: 107–120.

Overbeck, J. 1975. Distribution pattern of uptake kinetics response in a stratified lake. (PluBsee ecosystem, study IV). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 2600–2615.

Overbeck, J. 1979. Studies on heterotrophic functions and glucose metabolism of microplankton in PluBsee. *Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebn. Limnol.* 13: 56–76.

Rai, H. 1975. Pigment cycle in a north german lake. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 1220–1228.

Rai, H. & G. Hill. 1981a. Bacterial biodynamics in Lago Tupé, a Central Amazonian black water "Ria Lake". *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 58 (4): 420–468.

Rai, H. & G. Hill. 1981b. Observation on heterotrophic activity in Lago Janauari, a Ria/Varzæ Lake of Central Amazon. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 715–720.

Rai, H. & G. Hill. 1982. On the nature of the ecological cycle of Lake Janauari: a Central Amazonian Ria/Varzæ Lake. *Trop. Ecol.* 23 (1): 1–50.

Riley, G.A., H. Stommel & D.F. Bumpus. 1949. Quantitative ecology of the plankton of the western North Atlantic. *Bull. Bingham. Oceanogr. Collect. Yale Univ.* 12: 1–169.

Romero, M.C., A.A. Mariazzi y P. Arenas. 1988. Condiciones de luz subacuática como factores determinantes de la eficiencia fotosintética fitoplanctónica. I. Embalse del Río III (Córdoba, Argentina). *Oecología Ag.* 9: 1–7.

APHA. 1971. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *Amer. Publ. Health Assoc.*, New York, 874 p.

Talling, J.F. 1963. Origin of stratification in an African Rift Lake. *Limnol. Oceanogr.* 8: 68–78.

Vallentyne, J.R. 1955. Sedimentary chlorophyll determination as paleobotanical method. *Can. J. Bot.* 33: 304–313.

Wright, R.T. & J.E. Hobbie. 1966. The use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology* 47: 447–464.

Recibido / Received / : 18 abril 1988

Aceptado / Accepted / : 9 octubre 1989