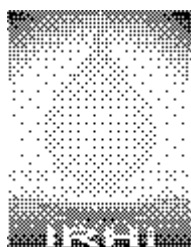


PROGRAMA DE MONITOREO DEL EMBALSE RÍO HONDO

INFORME FINAL

Diciembre 2007





UNIVERSIDAD NACIONAL DE
CÓRDOBA



UNIVERSIDAD NACIONAL DE
SANTIAGO DEL ESTERO

Equipo de Trabajo

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SANTIAGO DEL ESTERO

Dr. Ing. Cesar Luis Bonelli (Director)

Ms. Sc. Ing. Maria Teresita Pilan

Ing. Alfredo Fabian Reuter

Ms. Sc. Francisco José Pecce Azar

Lic. Angel del R Storniolo

David Betancourt (alumno)

Juan Dominguez Ruben (alumno)

Enrique Lascano (Alumno)

Hugo Villalba (Aux. Tecnico)

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA

Ms. Sc. Ing. Raquel Bazán

Ms. Sc. Ing. Nancy Larrosa

Ms. Ing. Ambiental, Biól. Susana del Olmo

Dra. Biól. Maria de los Ángeles Bistoni

Biól. Matías Bonansea

Ing. Patricia O' Mill (UNC-DiPAS)

Ing. Héctor Muratore

Ing. Fernando Cerminato

Ing. Pablo Bellittieri

Sr. Daniel Glatstein

Sr. Fernando Monarde (UNC-DiPAS)

DIRECCION PROVINCIAL DE AGUAS Y SANEAMIENTO, (DIPAS, CORDOBA)

Biól. Alejandro Orueta



CAPITULO II

EMBALSE RÍO HONDO

2.1. INTRODUCCIÓN

Para el monitoreo de un cuerpo de agua es preciso establecer el objetivo que se quiere alcanzar con el estudio. La selección de los lugares y la frecuencia de muestreo dependen en gran medida de las propiedades morfométricas e hidrodinámicas de la masa de agua (OECD, 1982). En general, dicha selección debe tener en cuenta la posibilidad de una distribución heterogénea de la calidad del agua. En el caso de un embalse, para realizar un monitoreo con objetivos múltiples lo razonable es distribuir estaciones en todas las áreas representativas sugiriéndose un mínimo de tres: una en la parte superior, otra en el medio y una tercera cerca de la presa, es decir en la cola, cuerpo y cabeza del embalse (Walker, 1996, 2003; Wetzel, 1999).

Para la evaluación del estado trófico de un lago o embalse pequeño es suficiente una muestra, para lagos de mayor tamaño también podrá ser suficiente cuando la muestra sea obtenida de un sector homogéneo del cuerpo de agua.

Para establecer los aportes de arroyos o ríos afluentes al embalse es necesario tomar muestras en cada uno de los afluentes y en su desembocadura en el embalse. También deben tenerse en cuenta los puntos de descargas de efluentes fabriles o municipales (Ryding y Rast, 1992; Walker, 1996, 2003).

Teniendo en cuenta los objetivos propuestos, lo anteriormente expuesto y las normas internacionales ISO 5667/1 (Guía para el diseño de programas de monitoreo), se realizó el diseño de monitoreo para el embalse de Río Hondo y sus tributarios. Este diseño se optimizó durante la ejecución del proyecto por tratarse de un embalse somero (poco profundo) y por el aporte de tributarios menores no considerados.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1. Monitoreo del embalse

El monitoreo del embalse de Río Hondo está compuesto por tres actividades básicas: muestreo del cuerpo de agua y de peces, aforo y muestreo de los ríos afluentes. Para



UNIVERSIDAD NACIONAL DE
CÓRDOBA



UNIVERSIDAD NACIONAL DE
SANTIAGO DEL ESTERO

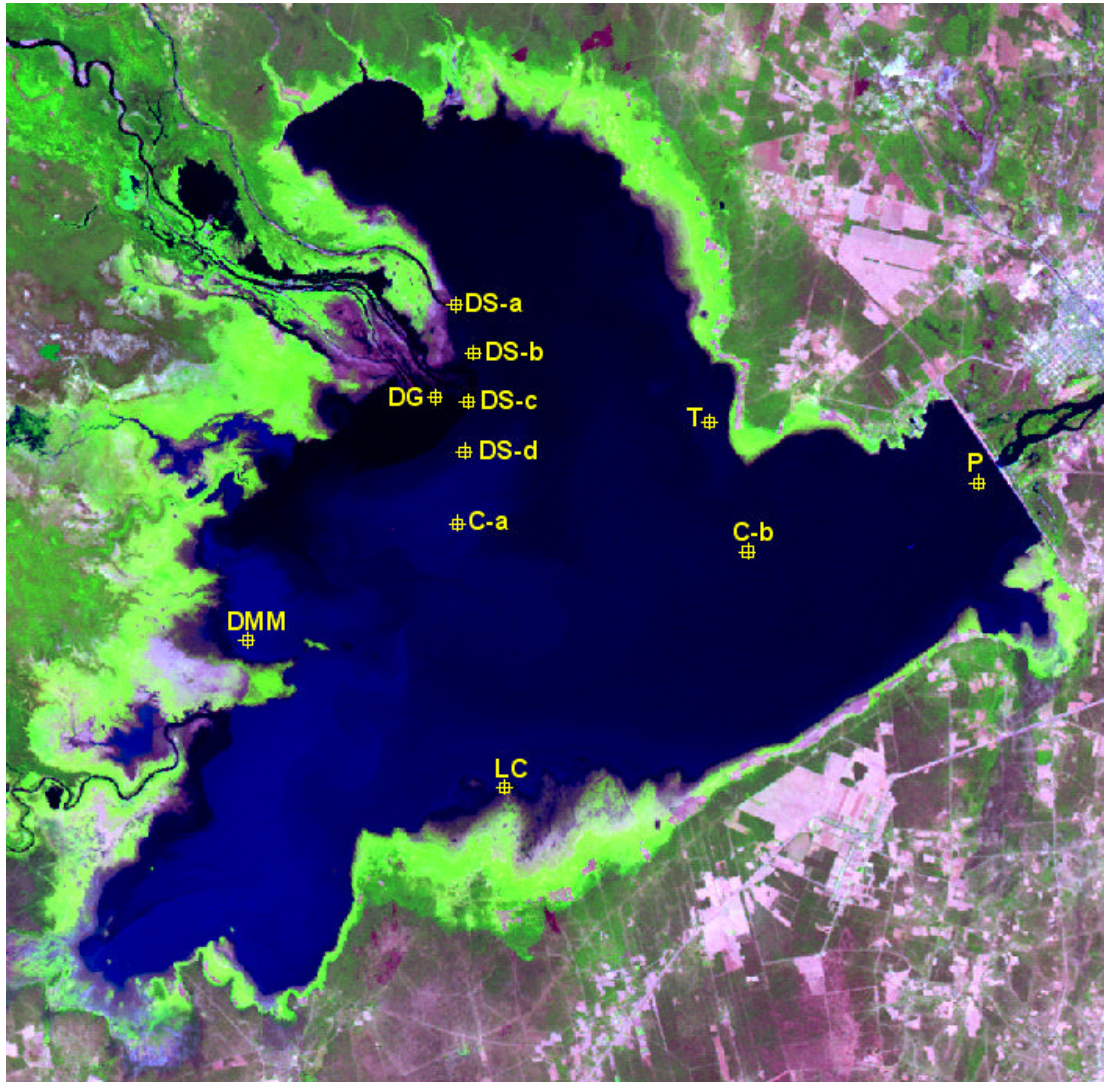
la realización de las mismas se requiere de la conformación de tres equipos y de una jornada y media de trabajo de campo.

Para que las campañas se realicen con la mayor eficiencia, cada una de ellas es precedida de una o dos campañas de inspección (según la necesidad); de dos jornadas laborales de preparación y de media jornada posterior a la campaña para la distribución de las muestras a los diferentes laboratorios.

Las fechas de monitoreo se definen en función del paso del satélite LandSat 5 con una frecuencia estacional en las siguientes fechas:

- ?? 11 y 12 de octubre de 2006 (primavera).
- ?? 6 y 7 de marzo de 2007 (verano).
- ?? 11 y 12 de junio de 2007 (otoño).
- ?? 17 y 18 de septiembre de 2007 (invierno).

Las estaciones de muestreo se seleccionan de acuerdo a los objetivos propuestos, antecedentes y normas internacionales ISO 5667/1. El diseño de monitoreo adoptado incluye 8 (ocho) sitios de muestreo: las desembocaduras de los ríos Salí, Gastona, confluencia de los ríos Medina o Chico y Marapa o Granero, en el centro y presa del embalse. Además, se consideran otros sitios de interés tales como la bahía de Toro Mocho (donde estaba prevista una toma de agua) y en Los Cercos (por su cercanía a un asentamiento poblacional). La Figura 4 muestra la ubicación y nomenclatura de los sitios de monitoreo mencionados y parámetros de calidad asociados a los mismos.



	Punto	Referenci	Coordenada S	Coordenada W	PARÁMETROS
1	TOMA	T	27°30'50,7"	64°56'51,8"	Peces - Agua
2	DESEMBOCADURA SALÍ-A	DS-a	27°29'33,1"	65°00'06,5"	Sedimentos - Peces - Agua
3	DESEMBOCADURA SALÍ-B	DS-b	27°30'04,7"	64°59'53,0"	Agua
4	DESEMBOCADURA SALÍ-C	DS-c	27°30'38,0"	64°59'57,2"	Agua
5	DESEMBOCADURA SALÍ-D	DS-d	27°31'12"	64°59'59,3"	Agua
6	DESEMBOCADURA GASTONA	DG	27°30'35,1"	65°00'21,9"	Sedimentos - Peces - Agua
7	CONFLUENCIA MARAPA-MEDINA	DMM	27°33'21,5"	65°02'44,3"	Sedimentos - Peces - Agua
8	PRESA	P	27° 31' 30,6"	64° 53' 25,6"	Sedimentos - Agua
9	CENTRO-A	C-a	27°32'01,2"	65°00'03,9"	Sedimentos - Agua
10	CENTRO-B	C-b	27°32'18,8"	64°56'21,6"	Agua
11	LOS CERCOS	LC	27°35'00,8"	64°59'26,3"	Agua

Figura 4: Ubicación de los puntos de muestreo, sus coordenadas y parámetros de calidad asociados.

En cada una de las estaciones de monitoreo se realizan mediciones *in situ*: coordenadas de ubicación geográfica tomadas con GPS, temperatura atmosférica empleando termómetro manual y transparencia del agua medida mediante la profundidad un disco de Secchi. Las mediciones de temperatura, pH, oxígeno disuelto



(OD), conductividad y turbiedad del agua en el perfil vertical se realizan mediante la utilización de sondas Horiba U-10, U-23 y W-22XD.

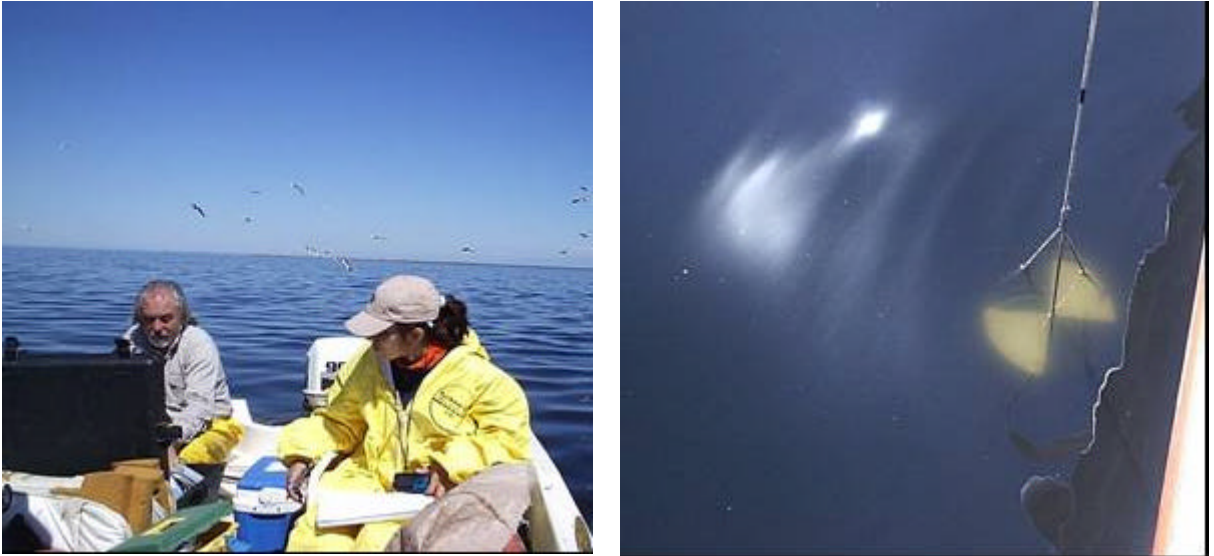


Figura 5: Medición in situ con sonda Horiba W-22XD y profundidad de disco de Secchi en la desembocadura del Salí, septiembre de 2007.

2.2.1.1. Calidad de agua

Para la determinación del estado de calidad de agua y nivel trófico en todas las estaciones de muestreo se tomaron muestras a distintas profundidades según el periodo de circulación o estratificación del embalse. La Figura 6 muestra que en el periodo de circulación se tomaron tres muestras en el perfil vertical, según el siguiente detalle:

1. Subsuperficial: a 0,20 m del pelo de agua.
2. Límite de zona fótica: profundidad de disco de Secchi x 2,5.
3. Fondo: a 1 m del fondo.

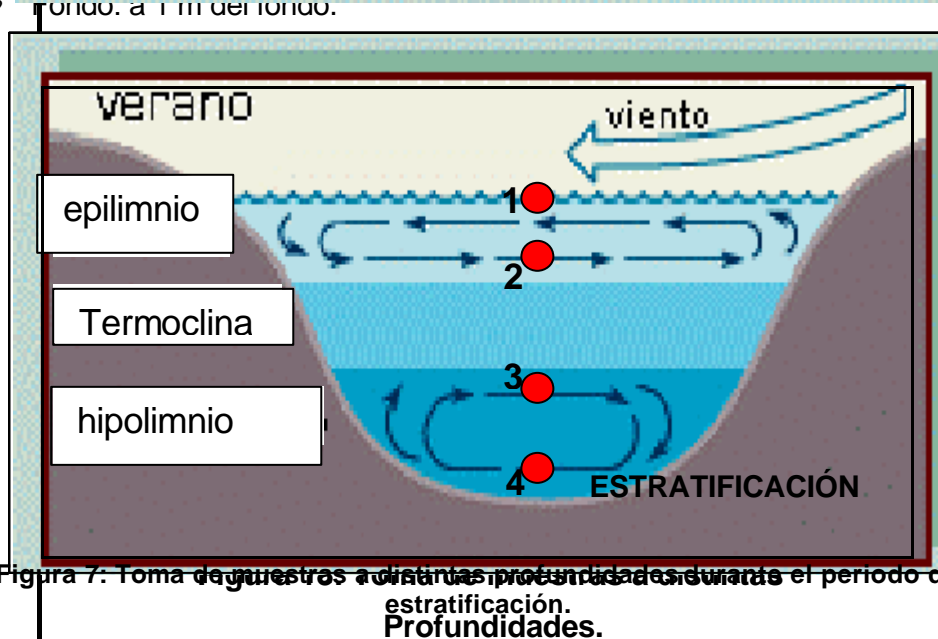
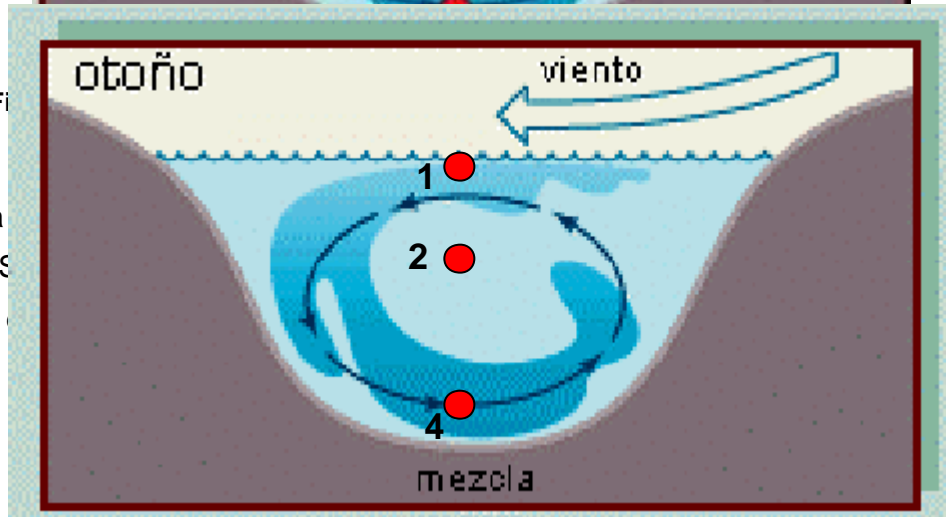
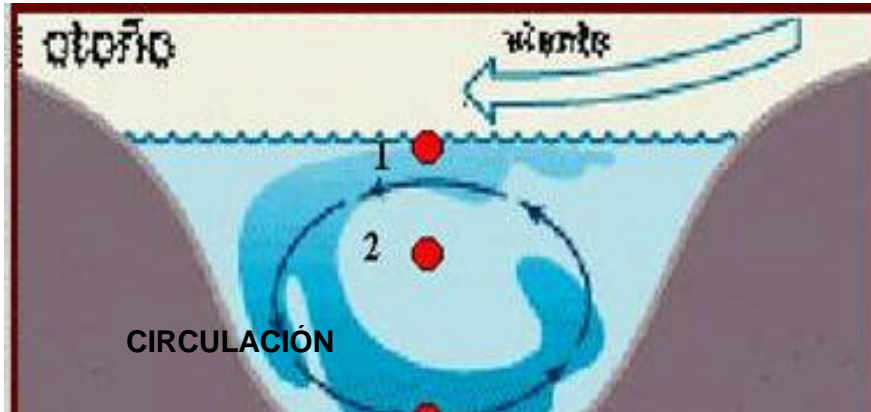


Figura 7: Toma de muestras a distintas profundidades durante el periodo de estratificación. Profundidades.

Durante el periodo de estratificación se reconocen tres capas de agua claramente diferenciadas según sus características físicas, químicas y biológicas. La capa de arriba o epilimnio es una capa más aireada y con mayor temperatura que la capa



inferior el hipolimnio. Ambas capas se encuentran separadas por una capa intermedia la termoclina, la cual impide la homogeneización de estas dos capas. En el presente estudio se toma el criterio de la OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development) la cual sugiere que para embalses de la zona templada un descenso de 0,5 °C o más por metro de profundidad significa que el cuerpo de agua está estratificado.

Este esquema de monitoreo se mantuvo en las campañas 1 (octubre 2006) y 2 (marzo 2007) para todos los sitios de monitoreo. A partir de la campaña 3 (junio 2007) el diseño se optimiza por tratarse de un cuerpo de agua somero con una profundidad media menor a 3 m de acuerdo a Xie y Xie (2002) y Bécares *et al.* (2004). En los sitios de muestreo más bajos cada muestra se compone de varias submuestras que se recolectan desde la superficie hasta el fondo a intervalos de 50 cm. Para ello se establece el siguiente criterio de toma según la profundidad (z) del sitio de muestreo:

?? $z < 2$ m ? submuestras subsuperficial y de fondo.

?? $2 < z < 4$? submuestras subsuperficial, límite de zona fótica y de fondo para el periodo de circulación. Para el periodo de estratificación submuestras superficial, arriba de termoclina, debajo de termoclina y de fondo.

?? $z > 5$ m ? se mantiene el diseño mostrado en las Figuras 6 y 7.

Para la extracción de muestras de agua en profundidad se utilizaron botellas muestreadoras tipo Van Dorn como se observa en la Figura 8.

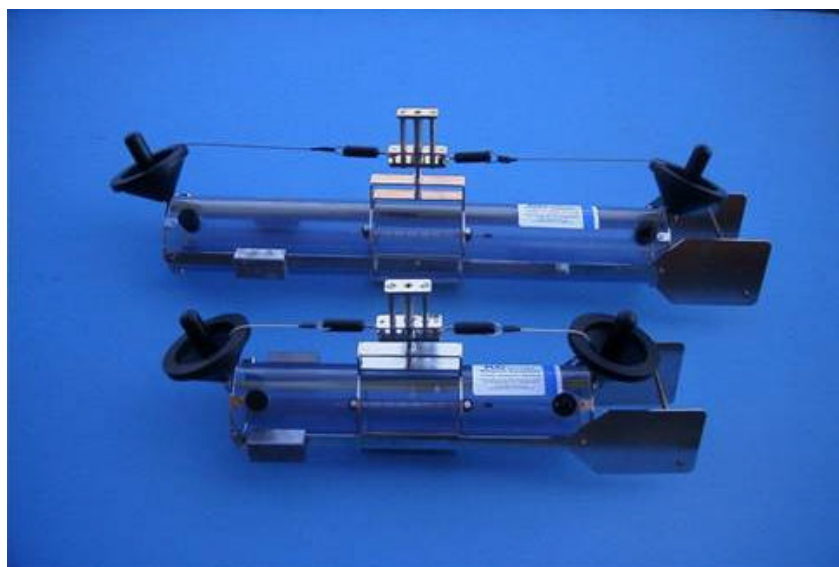


Figura 8: Botellas muestreadoras tipo Van Dorn.



Los parámetros determinados son seleccionados del total de parámetros recomendados por la GEMS/Water (Global Environmental Monitoring System), O.M.S. (1993) O.M.S. (1995) y Chapman (1996), con el objetivo de evaluar los distintos nutrientes (fuentes de nitrógeno, carbono y fósforo) e indicadores de calidad general del agua.

En el embalse se analizaron los siguientes parámetros físico-químicos y biológicos: Material en suspensión, sólidos disueltos totales, conductividad, turbiedad, alcalinidad, dureza total, iones mayoritarios, fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitrógeno de nitrito, nitrógeno de nitrato, nitrógeno de amonio, fitoplancton, microcistinas (MC-LR, MC-RR y MC-YR), clorofila-a, zooplancton e ictiofauna.

Para la determinación del zooplancton se toma una muestra de 5L integrada en el perfil en la estación del centro. En laboratorio se filtra con red de plancton de 45 micrones de abertura de malla. Al concentrado se le realiza el análisis cualicuantitativo con microscopio invertido en cámara de recuento Sedwick-Rafter de 1 mL de capacidad.

Para el cálculo de org/L (organismos de células) se aplica la siguiente fórmula:

$$\text{Org / L} : \frac{N? \times \text{Volumen concentrado (mL)}}{N? \text{cámara leída} \times \text{volumen}}$$

Los lineamientos para la metodología de toma de muestra, almacenamiento, conservación y técnicas analíticas se toman de APHA, AWWA y WEF (2000): "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" y de las normas internacionales ISO 5667/2 e ISO 5667/3.

2.2.1.2. Sedimentos

Los 5 puntos muestreados corresponden a las desembocaduras de los ríos Salí, Gastona, confluencia de los ríos Medina o Chico y Marapa o Granero, en el centro y presa del embalse. Se destaca que en el presente estudio se define como confluencia de las aguas de los ríos Medina y Marapa al punto intermedio entre las desembocaduras de ambos de coordenadas S 27° 33' 21,5" y W 65° 02' 44,3". Para la extracción de las muestras de sedimentos se utiliza una draga tipo Ekman (Figura 9). Los sedimentos se recolectan en frascos y bolsas de plástico, manteniéndolos refrigerados durante su traslado al laboratorio.



Las determinaciones realizadas en sedimentos incluyen metales pesados tóxicos como (mercurio, plomo y cadmio), semimetales o metaloides (arsénico y boro) y metales (cromo total, zinc y cobre), materia orgánica, fósforo total (P total), fósforo orgánico (P orgánico) e inorgánico (P inorgánico).



Figura 9: Toma de muestra de sedimentos en el centro del embalse, marzo de 2007.

2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.3.1. Temperatura

La Figura 10 muestra que la temperatura del agua del embalse varió entre 13 y 27 °C. Las menores temperaturas se registraron en la campaña de invierno y las mayores en la de verano.

Las isotermas del embalse se generaron mediante la aplicación del software Surfer 6.04, el mismo genera gráficos Profundidad vs. Tiempo. Dichos gráficos son útiles en limnología como técnica de visualización de las dinámicas estacionales que se producen en las variables fisicoquímicas y biológicas del agua de un embalse. Los métodos de interpolación son una herramienta útil cuando las mediciones de las distintas variables se determinan con una frecuencia mensual o estacional (distribución no continua) durante los cuales no se cuenta con información. Los métodos de interpolación resuelven ese problema dado que optimizan la estimación de una magnitud, que se encuentra distribuida en el espacio y el tiempo medida en una red de



estaciones. Debido a lo anterior en el presente informe se consideró oportuno aplicar los métodos mencionados.

Se observaron gradientes verticales de temperatura en las campañas de primavera, verano y finales de invierno con una diferencia de 4 °C aproximadamente entre el agua subsuperficial y la de fondo. En el primer día de muestreo de la campaña 1 (octubre de 2006) se registró una termoclina entre los 3 y 4 m de profundidad en el centro del embalse. La misma fue débil produciéndose su ruptura como consecuencia de los procesos eólicos que se presentaron durante la noche. Por lo que en el segundo día de muestreo se observó mezcla completa.

En la campaña 2 (marzo de 2007) se observó que la termoclina se ubicó más próxima a la superficie, entre los 2 y 3 m de profundidad. Este comportamiento térmico sólo se repitió en el sitio de muestreo correspondiente a la presa, con un gradiente de temperatura entre los 4 y 5 m. En la campaña 3 (junio de 2007) se registró un perfil de temperatura más homogéneo. Sólo se observó un calentamiento superficial en la desembocadura del río Salí. Durante la última campaña (septiembre de 2007) se registró en el centro del embalse una termoclina entre los 9 y 10 m de profundidad con una diferencia de temperatura de 0,9 °C.

El fenómeno de mezcla de la columna de agua durante el invierno, la estratificación estival y el hecho de que la temperatura superficial del agua nunca se encontró por debajo de los 4° C clasifican al embalse de Río Hondo como un cuerpo de agua monomítico tropical.

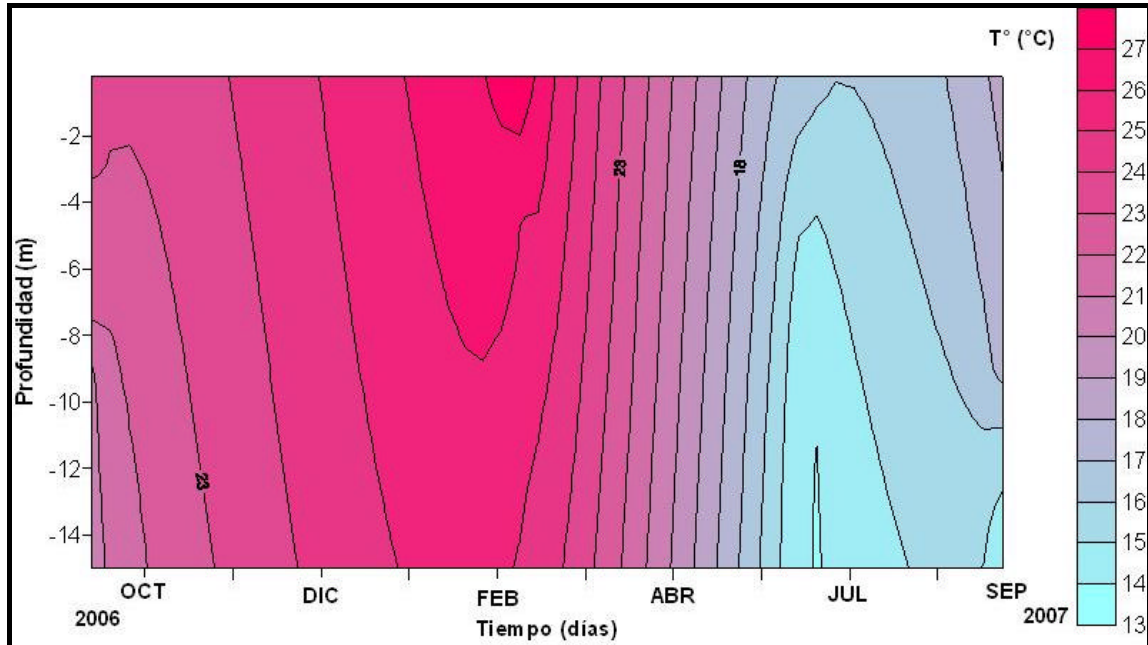


Figura 10: Diagrama profundidad-tiempo de las isotermas en el centro del embalse en el periodo en estudio.

2.3.2. Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno es el parámetro más importante de los embalses y lagos, dado que es esencial para el metabolismo de todos los organismos acuáticos que presentan respiración aeróbica. Por lo tanto, las propiedades de solubilidad y, sobre todo, la distribución del mismo son primordiales para comprender la distribución, el comportamiento y el crecimiento fisiológico de los organismos acuáticos (Wetzel, 1981).

En el periodo analizado la concentración de oxígeno disuelto en el centro del embalse varió de 0 a 11 mg/L. El primer valor se registró en el hipolimnio del embalse durante la campaña de septiembre de 2007 y el segundo a nivel subsuperficial en junio del mismo año (Figura 11).

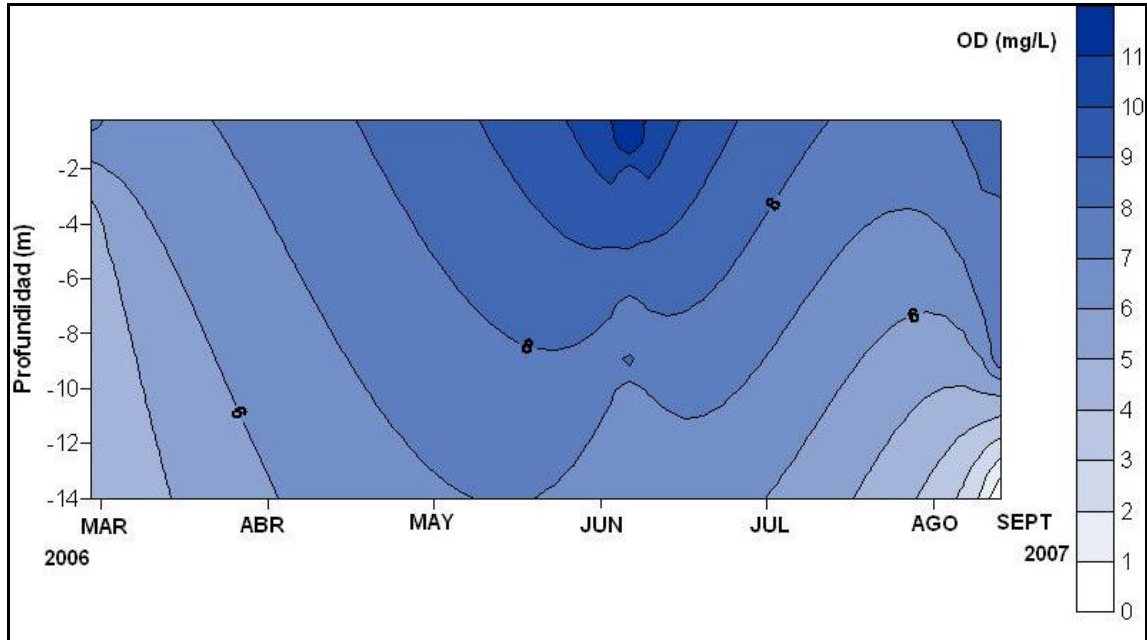


Figura 11: Diagrama profundidad-tiempo de las isopletas de OD en el centro del embalse, periodo marzo-junio 2007.

Por inconvenientes técnicos del equipo de medición no se cuenta con datos de OD de la primera campaña en este punto de muestreo.

La distribución de OD en el perfil vertical de la columna de agua para los puntos de monitoreo más profundos muestra una disminución en su concentración conforme aumenta la profundidad hasta alcanzar una curva clinógrada de oxígeno (Figura 12). Esta curva es típica de los embalses y lagos muy productivos o eutróficos (con gran cantidad de nutrientes y producción orgánica) donde el oxígeno en profundidad se agota rápidamente debido a los procesos oxidativos para biodegradar la materia orgánica.

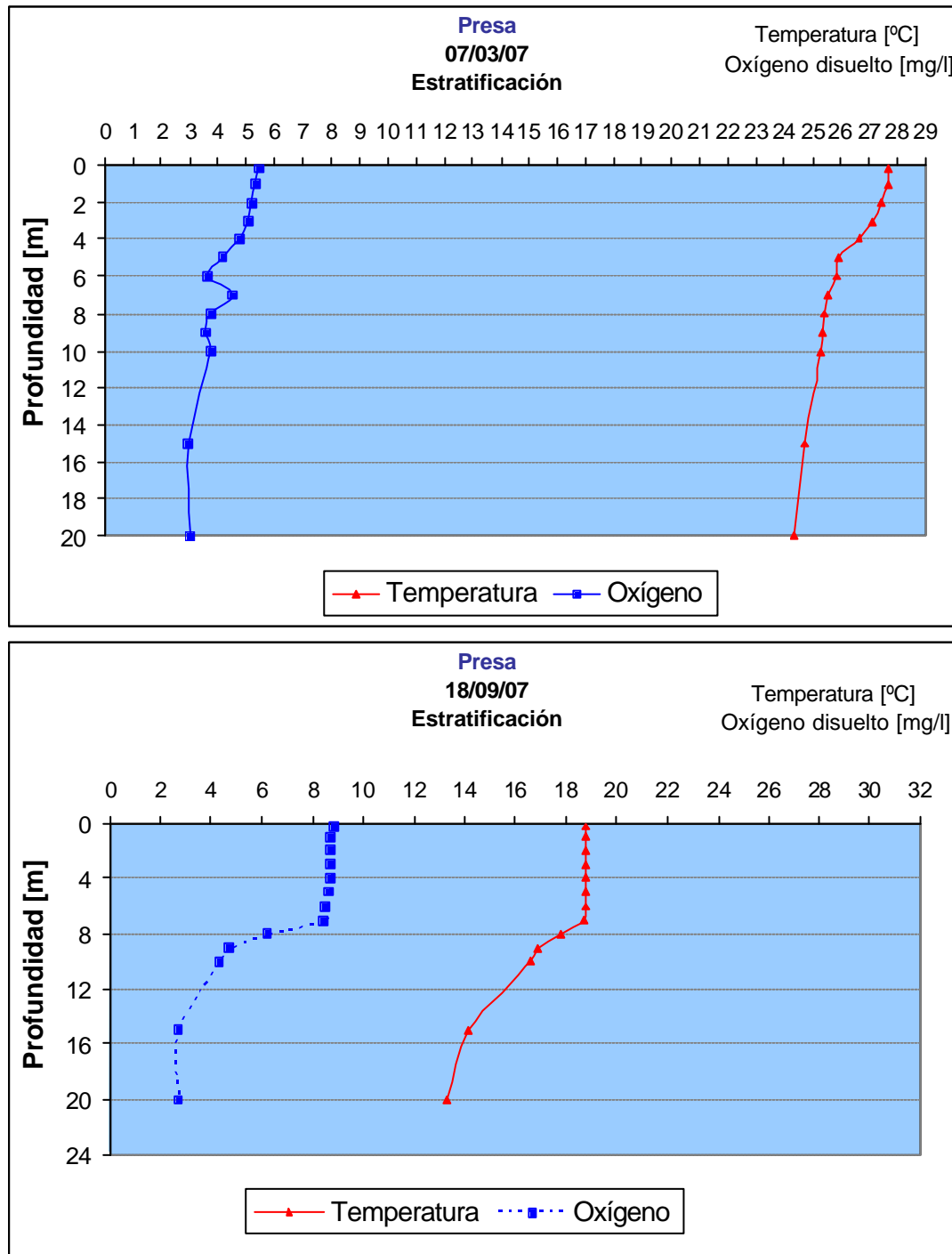


Figura 12: Perfil vertical de temperatura y oxígeno disuelto en la zona de la presa del embalse, durante campañas de marzo y septiembre de 2007.

En las campañas 1 (octubre de 2006) y 4 (septiembre de 2007) se registró anoxia en toda la columna de agua en la desembocadura del Salí y valores menores a 4 mg/L en la confluencia de los ríos Medina o Chico y Marapa o Granero. Se destaca que en la campaña 1 no se pudo llegar a la desembocadura del Gastona por inconvenientes



durante el monitoreo y la condición de bajante del embalse. La ausencia de oxígeno se repitió en la mayoría de los sitios de muestreo de baja profundidad como los mencionados.

Al analizar la distribución superficial del oxígeno disuelto (OD) en las distintas campañas de muestreo (Figura 13), se observó que en todos los casos, las menores concentraciones de OD se registraron en las desembocaduras de los ríos Salí y Gastona, con valores cercanos a la anoxia en las campañas de junio y septiembre. En estas fechas además se generó un gradiente desde las desembocaduras de los ríos hacia el centro del embalse.

En marzo del 2007, los valores máximos se encontraron en la toma y descendieron hacia Los Cercos y las desembocaduras de los ríos Salí y Gastona.

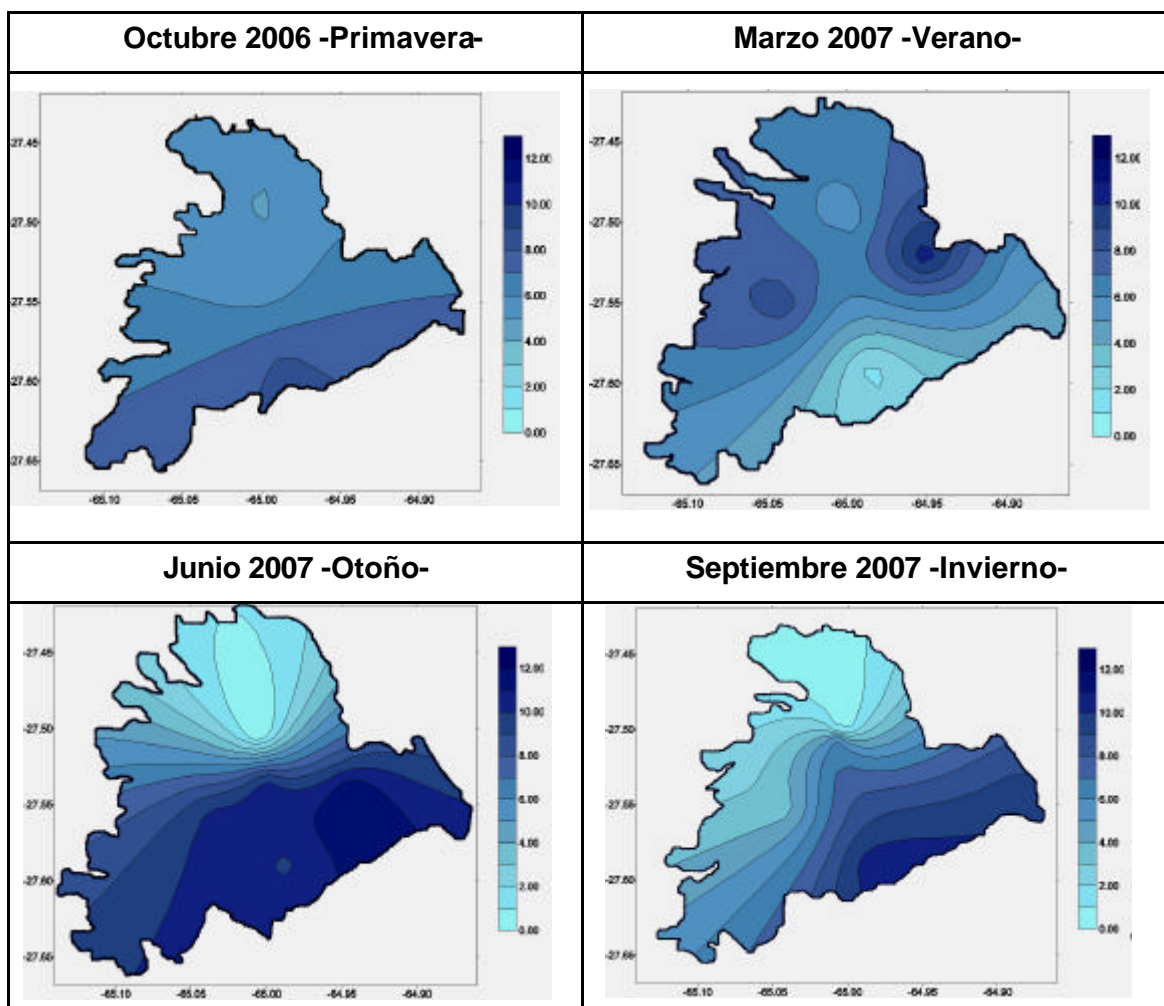


Figura 13: Distribución de la concentración de OD a nivel superficial del embalse, periodo octubre 2006-septiembre 2007.



Durante el periodo en estudio se observó que las zonas más comprometidas en relación al contenido de OD fueron los puntos de muestreo correspondientes a las desembocaduras de los ríos Salí, Medina (o Chico) y Marapa (o Granero) y el hipolimnio del centro y presa del embalse. El primero de ellos mantuvo anoxia en toda la columna de agua, el segundo una concentración menor a los 4 mg/L y los dos últimos alcanzaron esa concentración a partir de los 10 m de profundidad.

Diversos autores consideran que la concentración límite de OD para la protección de la vida acuática es de 4 a 5 mg/L, aunque algunas especies como carpas pueden soportar concentraciones menores a 2 mg/L por lapsos de tiempo no prolongados.

La detección de valores de OD por debajo de 4 mg/L somete a la ictiofauna del embalse de Río Hondo a condiciones que comprometen su desarrollo normal. Lo anterior se comprobó durante las observaciones de campo donde se encontró una gran cantidad de alevines y peces mayores “boqueando” cerca de la superficie en la zona de la desembocadura del Salí.

2.3.3. Transparencia

Se ha demostrado que la reducción en la transmisión de la luz en relación con las medidas de la transparencia medida con disco de Secchi está relacionada con un incremento de la dispersión debido a la materia particulada en suspensión (Wetzel, 1981). Los cambios en la transparencia del agua de un embalse pueden ser causados por un aumento del material en suspensión (de origen inorgánico u orgánico) y de la biomasa de algas. El primero de ellos puede deberse a la entrada de agua turbia desde los tributarios con una elevada tasa de erosión de la cuenca, a la resuspensión de sedimentos del fondo por acción de las olas en las zonas menos profundas del litoral y al aporte de contaminantes provenientes de vertidos industriales y cloacales (Chapman, 1996; Bazán 2006). El segundo se debe a la floración de algas, que otorgan una coloración intensa al agua.

Durante el periodo en estudio la transparencia del embalse de Río Hondo osciló entre 0,05 y 0,85 m. Los menores valores se registraron en las zonas cercanas a las desembocaduras de los ríos y los mayores en las zonas del centro y presa (Figura 14).

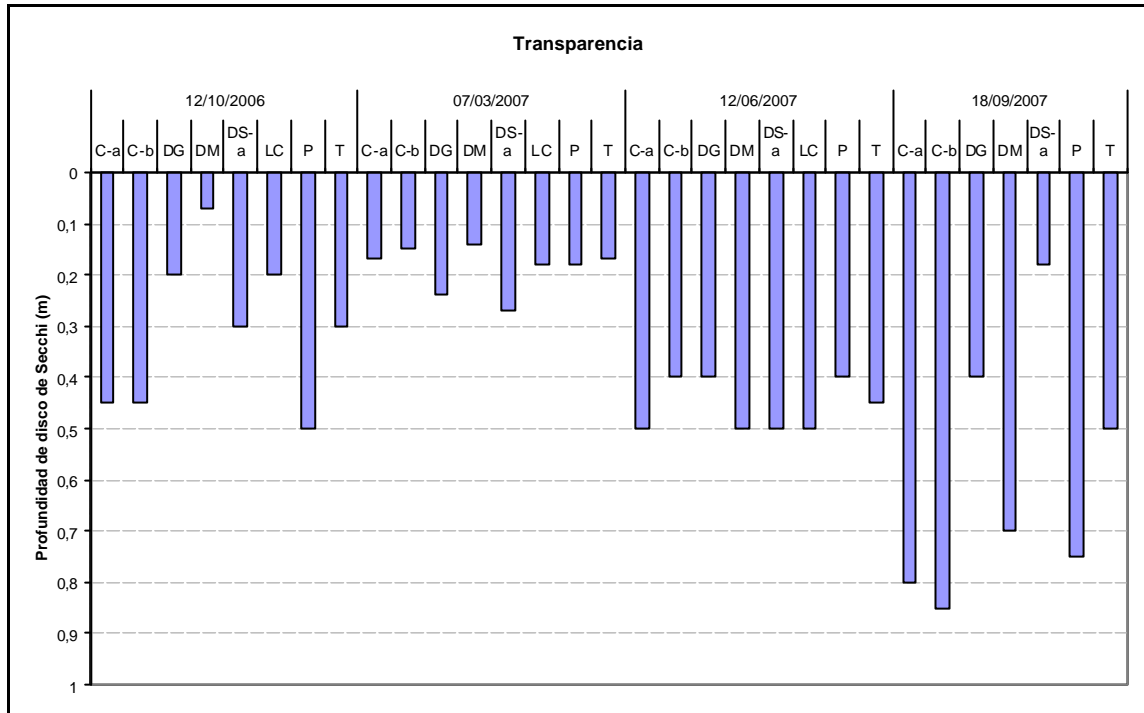


Figura 14: Distribución temporal de la transparencia del embalse de Río Hondo.

Debido a la escasa transparencia gran parte del embalse presentó una capa fótica limitada a los primeros 0,50 m de profundidad con elevada productividad primaria y la luz como posible factor limitante del crecimiento de algas.

En las zonas del embalse de mayor profundidad (centro y presa) con disco de Secchi mayores, donde el transporte advectivo es reducido, la capa fótica alcanzó 1,80 m, representando aproximadamente sólo el 8% de la profundidad total de esos puntos de muestreo.

Este comportamiento observado es el explicado en IETC (2001) como zonificación longitudinal de embalses donde se destacan 3 zonas claramente definidas (Figura 15):

- ?? una cuenca angosta y canalizada, flujo relativamente alto, alta concentración de sólidos en suspensión que se traduce en una escasa disponibilidad de luz en profundidad por lo que la productividad primaria generalmente se encuentra limitada por la luz. Se destaca una pérdida de células algales por sedimentación y transporte advectivo de nutrientes con elevadas concentraciones de nutrientes, elevado aporte de materia orgánica especialmente alóctona.
- ?? Una cuenca más ancha y profunda con flujo reducido, concentración de sólidos en suspensión disminuida por lo que se observa una alta disponibilidad de luz



en profundidad lo que se ve reflejado en una alta productividad primaria. La pérdida de células se produce como resultado de la sedimentación y predación por parte del zooplancton. El transporte de nutrientes por advección se encuentra reducido y el aporte de materia orgánica alóctona es intermedio.

?? Cuenca ancha y profunda con escaso flujo. El agua es relativamente clara lo que se traduce en una mayor disponibilidad de luz en profundidad. La pérdida de células se produce principalmente por predación. La productividad primaria generalmente se encuentra limitada por la concentración de nutrientes. El aporte de nutrientes por reciclaje se produce a intervalos y el aporte de materia orgánica es principalmente autóctona.

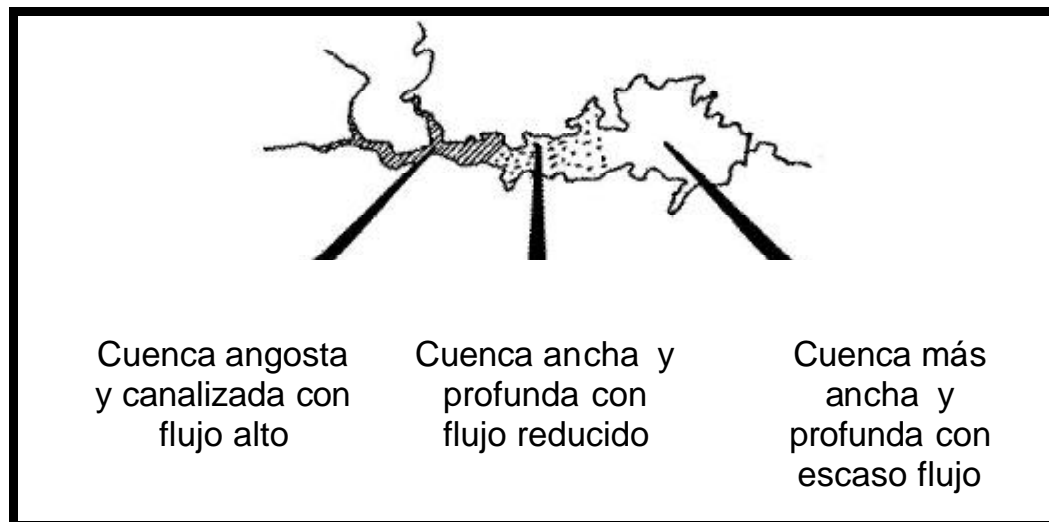


Figura 15: Zonificación longitudinal de embalses. Fuente: IETC, 2001.

Si se compara la transparencia media determinada por la profundidad de disco de Secchi en el período de estudio (40 cm.) con la observada en cuerpos de agua eutróficos de zonas templadas (e.g. embalse Los Molinos e Ing. Medina Allende conocido como La Viña) la misma es 4 veces menor (Bazán, 2006). Aún más, si se compara con un embalse mesotrófico-eutrófico como el embalse Piedras Moras (del Olmo *et al.*, 2006) la transparencia registrada en el embalse de Río Hondo es 8 veces inferior.

2.3.4. Nutrientes

La eutroficación es un proceso de enriquecimiento de las aguas superficiales en compuestos nutritivos primarios, especialmente de nitrógeno y fósforo, que si es



excesivo conduce a cambios sintomáticos en los ecosistemas acuáticos tales como aumento de la producción primaria y una simplificación de las comunidades biológicas del sistema (IETC, 2001; Ongley 1991).

En el embalse de Río Hondo se observaron valores elevados de fósforo total, los cuales oscilaron entre 200 y 1800 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones mayores se registraron en los sitios DS-a correspondiente a la desembocadura del río Salí en el límite de la zona fótica con 1.189 $\mu\text{g/L}$ y DMM confluencia de Medina y Marapa a nivel subsuperficial con 1.396 $\mu\text{g/L}$ durante la campaña 1. El contenido máximo de PT se registró en el centro del embalse.

A excepción de la campaña 1 (octubre de 2006), el resto de las concentraciones registradas en el perfil vertical no mostraron una diferencia notable; los valores de PT oscilaron entre los 200 y 400 $\mu\text{g/L}$.

La Figura 16 muestra la distribución espacial por campañas de la concentración de PT a nivel subsuperficial. En la campaña 1 se apreció un gradiente de concentración decreciente desde el sitio DMM hacia el centro y presa del embalse.

En la campaña 4 (septiembre de 2007) se observó la situación inversa, con un gradiente longitudinal de PT desde el centro hacia los extremos del embalse. En este muestreo el valor máximo registrado fue de 1.800 $\mu\text{g/L}$ en el centro y el mínimo de 227 $\mu\text{g/L}$ en la presa.

En marzo de 2007, al igual que en la primera campaña, la concentración más elevada se encontró en la desembocadura de los ríos Marapa y Medina, no así en la desembocadura de los ríos Salí y Gastona, donde la concentración de PT fue más baja.

En junio 2007 los valores detectados de PT fueron menores a la media (572 $\mu\text{g/L}$) y homogéneos para todo el embalse.

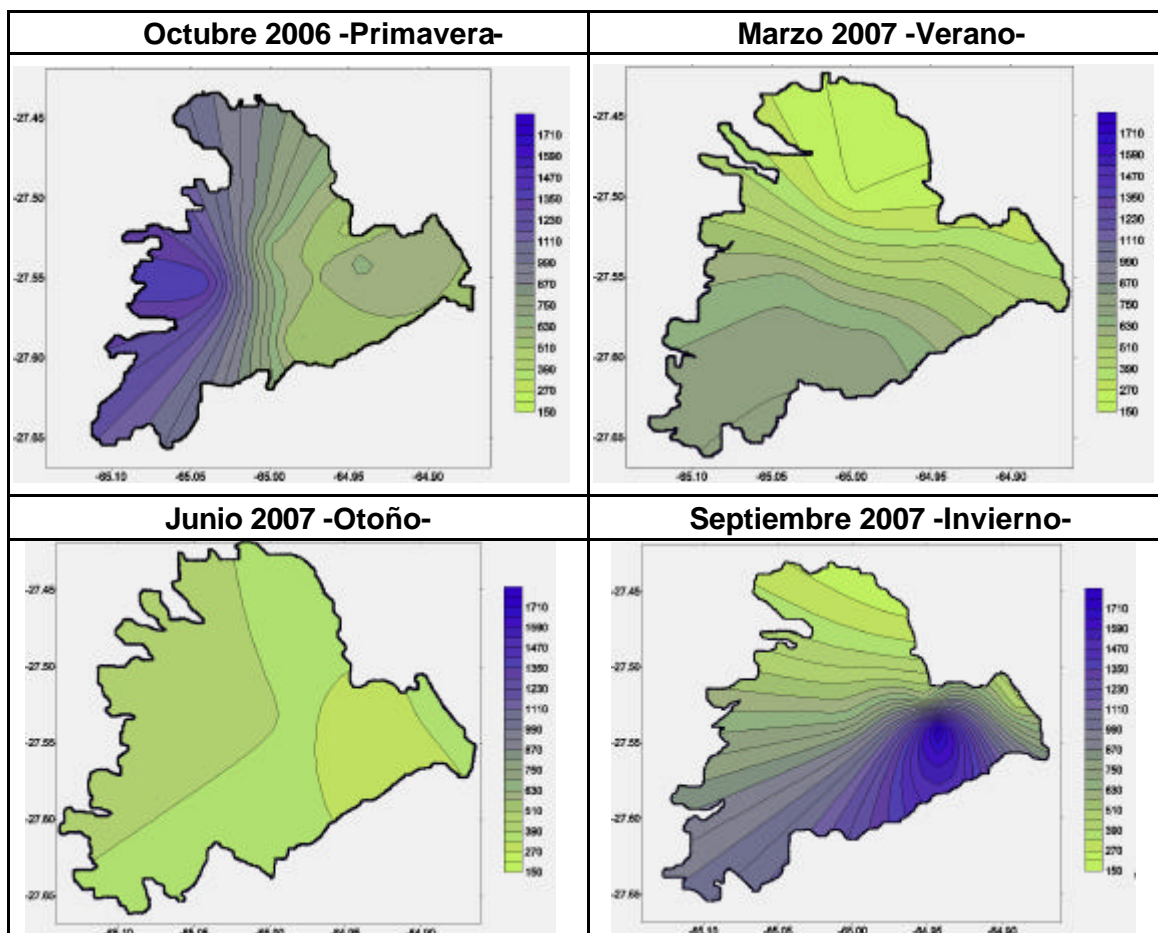


Figura 16: Distribución de la concentración de fósforo total (PT) en la superficie del embalse, periodo octubre 2006-septiembre 2007.

La concentración media de PT del embalse de Río Hondo es 16 veces más alta que aquella encontrada en embalses mesotróficos y eutróficos con concentraciones de PT de 30 µg/L; como es el caso de los embalses Piedras Moras y Los Molinos de la provincia de Córdoba.

En relación al fósforo reactivo soluble (PRS) se observó que en el tiempo en estudio en todos los sitios muestreados la concentración osciló entre 157 y 798 µg/L. El primer valor se registró a nivel subsuperficial en la desembocadura del río Gastona durante la campaña 2. El segundo registro en la confluencia del Medina y Marapa durante la campaña 1 al mismo nivel de profundidad. Una concentración similar se registró en la desembocadura del Salí con un valor de 580 µg/L.

Las otras estaciones de monitoreo en todas las profundidades presentaron valores de PRS entre 250 y 400 µg/L.



Al analizar la distribución espacial del PRS (Figura 17), se observó que en la campaña 1 se evidenció la misma situación que en el caso de la concentración de PT para dicha fecha. En este caso el gradiente de concentración longitudinal se presentó hacia la presa, donde alcanzó un valor de 340 $\mu\text{g/L}$. En septiembre de 2007 se observó el mismo gradiente aunque no tan marcado como en el caso anterior. En esta oportunidad los máximos valores de PRS se hallaron desde la desembocadura de los ríos Salí y Gastona hacia el centro del embalse. Mientras que en la presa el valor fue menor con 220 $\mu\text{g/L}$ de PRS.

En marzo de 2007 se observó la situación inversa, con las concentraciones más altas de PRS en la presa y Los Cercos y mínimas en la desembocadura de los ríos Salí y Gastona. No se encontraron diferencias significativas en el muestreo de junio de 2007.

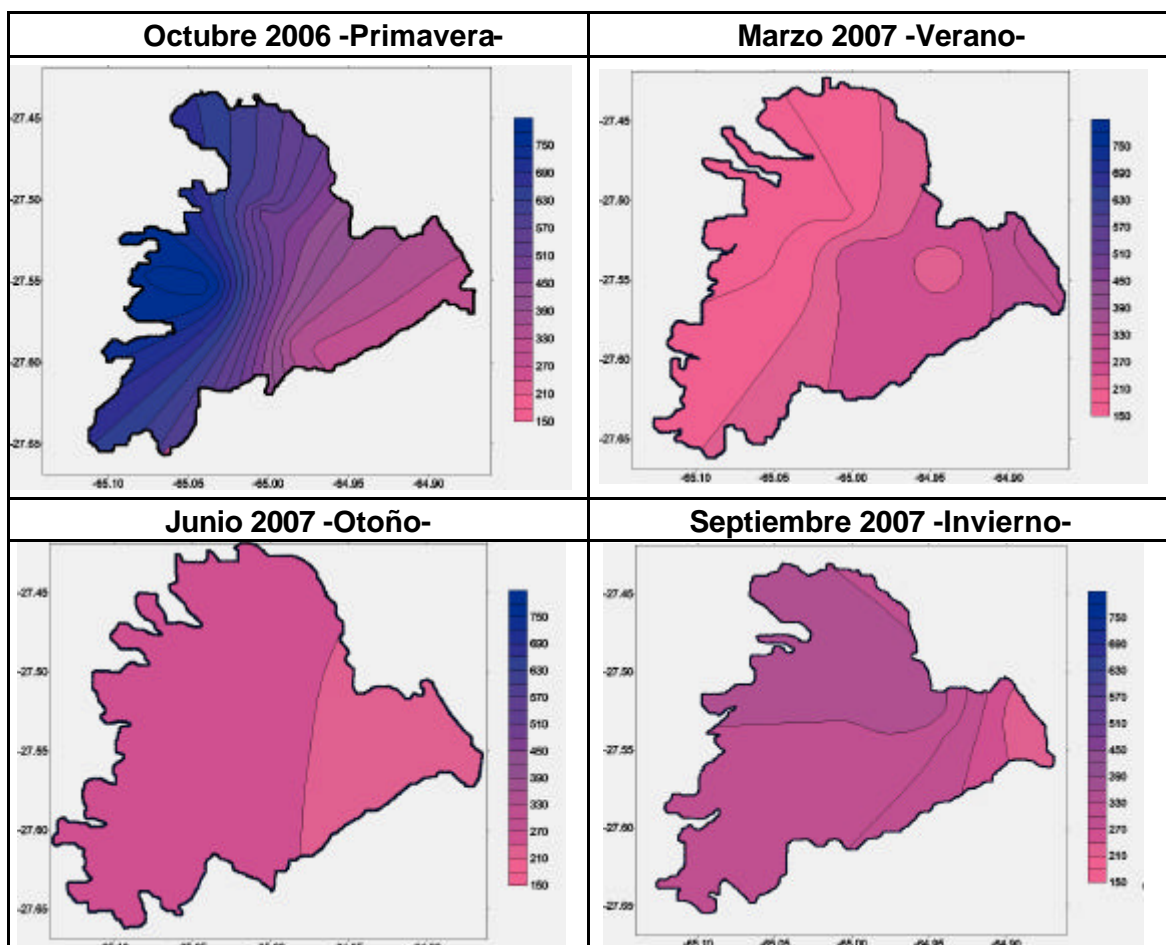


Figura 17: Distribución de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en la superficie del embalse, periodo octubre 2006-septiembre 2007.



De lo anterior se deduce que toda la columna de agua presentó una elevada concentración de PRS con valores 50 veces superiores a los registrados en cuerpos de agua eutróficos.

El nitrógeno inorgánico total (NIT) definido como la suma de N-amonio, N-nitrito y N-nitrato en todas las campañas de muestreo se compuso mayoritariamente por N-nitrato. Durante la campaña 2 la concentración de nitrato representó el 89% del NIT con un gradiente longitudinal desde las desembocaduras de los ríos Gastona y Salí hasta Los Cercos (Figura 18). Esta misma distribución espacial, aunque con concentraciones menos elevadas, se observó en las campañas 1 y 4. En este caso el NIT estuvo compuesto por un 54% y un 63% de nitrato, respectivamente.

Por último, en la campaña 3 las mayores concentraciones de NIT se presentaron en la presa, disminuyendo hacia la entrada de los ríos. En esta oportunidad el nitrato representó el 84% del nitrógeno inorgánico total.

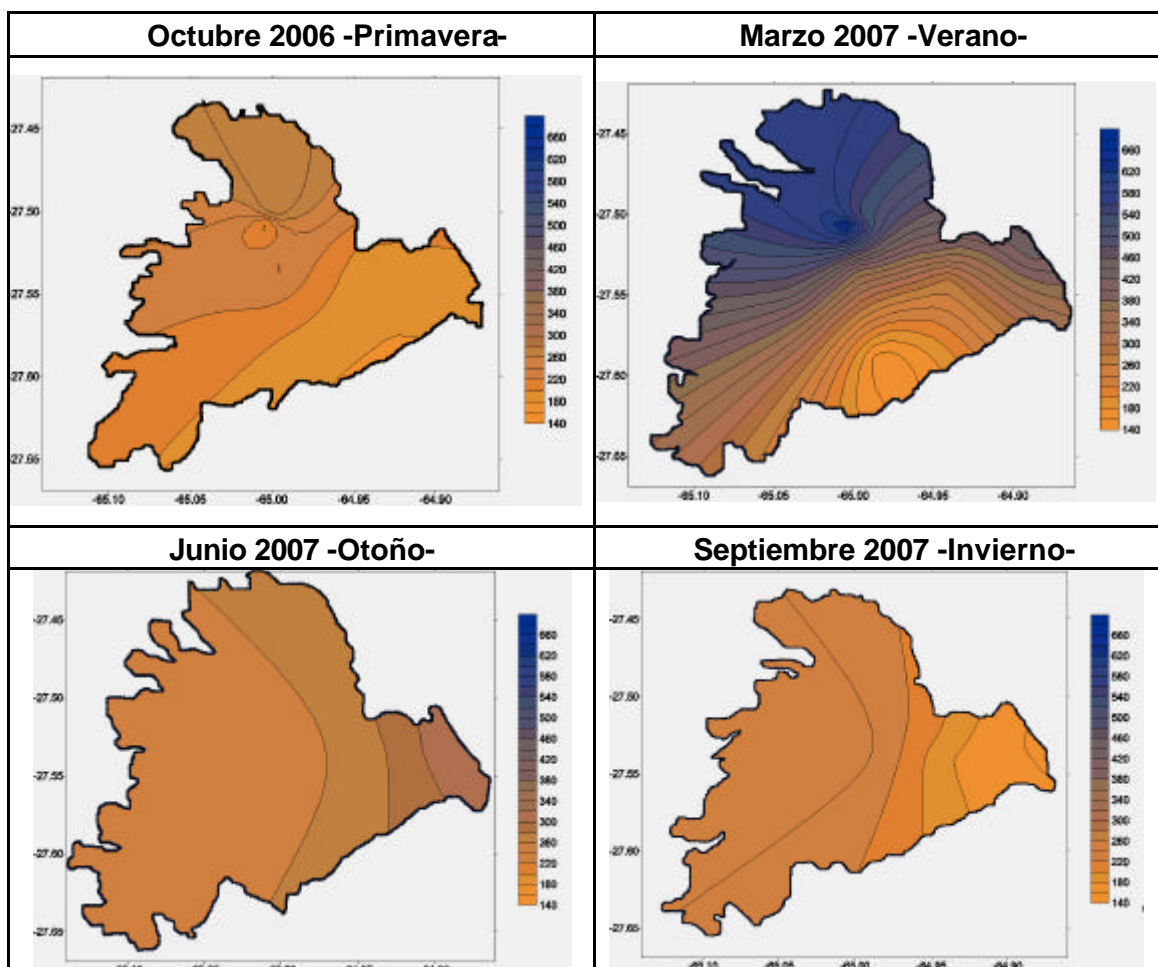


Figura 18: Distribución de la concentración de nitrógeno inorgánico total (NIT) en la superficie del embalse, periodo octubre 2006-septiembre 2007.



El nitrógeno de amonio se mantuvo bajo en casi todas las campañas y los sitios muestreados a excepción de la desembocadura del río Salí (219 $\mu\text{g/L}$) y en el hipolimnio del centro y presa del embalse con 390 y 120 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

El perfil vertical de la concentración de nitrógeno de nitrato muestra un aumento de la misma conforme aumenta la profundidad, siendo además el mayor contribuyente al NIT lo cual evidenciaría la mineralización de la materia orgánica y su nueva disponibilidad luego del periodo de estratificación.

Estos dos últimos nutrientes PRS y NIT son los que se encuentran biodisponibles para el desarrollo y crecimiento del fitoplancton, el cual se analizará en el punto 2.3.6.

2.3.5. Estado Trófico

Los lagos y embalses pueden clasificarse, en general, en ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos o hipereutróficos según la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua y/o según las manifestaciones ecológicas de la carga de nutrientes. En términos generales, los lagos y embalses oligotróficos se caracterizan por bajos aportes de nutrientes y productividad primaria, alta transparencia, calidad de agua superior y biota diversa. En contraste, las aguas eutróficas tienen altos aportes de nutrientes y alta productividad primaria, baja transparencia, calidad de agua pobre y gran biomasa de pocas especies con una mayor proporción de cianófitas que las aguas oligotróficas. Un cuerpo de agua mesotrófico denota un estado intermedio en el contenido de nutrientes entre la oligotrofia y la eutrofia (IETC, 2001).

Aunque estas descripciones tróficas no tienen un significado absoluto, actualmente se utilizan de forma general para denotar la situación de la cantidad de nutrientes de una masa de agua, o para describir los efectos de los nutrientes en la calidad general del agua y/o de las condiciones tróficas de un cuerpo de agua.

Por consiguiente se ha intentado relacionar estos términos tróficos descriptivos con valores "límites" específicos de ciertos parámetros de calidad de agua. El Programa Internacional Cooperativo de la OECD para la supervisión de Aguas Interiores (1982), proporciona valores límites específicos de fósforo total, clorofila-a (Clo-a) y



profundidad de disco de Secchi, para las distintas condiciones tróficas, en el ámbito de lagos de zonas templadas (Tabla 3).

Tabla 3: Valores límites de la OECD para un sistema concreto de clasificación trófica

Categoría Trófica	PT ? g/L	Clo-a media ? g/L	Clo-a máxima ? g/L	Secchi medio m	Secchi mínimo m
Ultraoligotrófico	< 4	< 1	< 25	<12	> 6
Oligotrófico	<10	< 25	< 8	< 6	> 3
Mesotrófico	10 – 35	2,5 – 8	8 -25	6 - 3	3 – 1,5
Eutrófico	35 – 100	8	25	25 -75	15 – 0,7
Hipereutrófico	> 100	> 25	> 75	> 1,5	< 0.7

Donde :

PT: media anual de la concentración de fósforo total en el lago (?g/L), Clo-a media: media anual de la concentración de clorofila-a en aguas superficiales (?g/L), Clo-a máxima: pico anual de la concentración de clorofila-a en aguas superficiales (?g/L), Media de Secchi: media anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m), Mínimo de Secchi: mínimo anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m).

De acuerdo a los resultados promedios obtenidos en los dos sitios considerados como representativos, centro-b y presa mostrados en la Tabla 4, el embalse de Río Hondo se clasifica como un cuerpo de agua hipereutrófico en relación a todos los parámetros indicadores de eutrofización.

Tabla 4: Valores medios de los parámetros de eutrofización del embalse de Río Hondo

	PT ? g/L	Clo-a media ? g/L	Clo-a máxima ? g/L	Secchi medio m	Secchi mínimo m
Embalse de Río Hondo	500	28	77	0.40	0.15

Este resultado ya fue señalado por Acosta *et al.* (1995) que clasificó al embalse de Río Hondo según bs límites abiertos de la OECD como 90 % hipereutrófico y 10 % eutrófico para el fósforo total. Comparando los resultados del presente informe con el antecedente mencionado, surge una diferencia importante en relación al parámetro indicador de clorofila-a, ya que en este último los bajos valores registrados del pigmento fotosintético clasificaron al embalse de Río Hondo como oligotrófico. Lo cual



señala que el constante ingreso de PT al embalse favoreció el desarrollo de fitoplancton y consecuentemente aumentó notablemente los valores de clorofila, tal cual lo señalado en el punto 2.3.7 del presente informe.

En este caso no es aplicable el Índice de Carlson debido a que no se cumplen los supuestos teóricos asociados a la transparencia y nutriente limitante. Esto es debido a que la transparencia del agua del embalse de Río Hondo se encuentra influenciada no sólo por la biomasa fitoplanctónica sino por el material en suspensión inorgánico y orgánico. Además, el nutriente limitante durante el periodo en estudio fue el nitrógeno.

Los lagos y embalses hipereutróficos representan la última etapa del proceso de eutroficación. A diferencia de otros sistemas eutróficos, donde las reducciones en la carga de nutrientes pueden revertir el proceso, esas medidas pocas veces son factibles en los cuerpos de agua hipereutróficos.

2.3.6. Fitoplancton

El fitoplancton, junto a las algas bentónicas y algas macrófitas, son los productores primarios en los ecosistemas acuáticos y como tal forman parte de la base de la cadena alimenticia en términos de materia y energía.

Para entender cómo funcionan biológicamente ríos, lagos y embalses y detectar cambios en ellos, es esencial investigar las poblaciones fitoplanctónicas.

Los objetivos de un muestreo de algas en particular varían ampliamente y pueden ser algunos de los siguientes:

- ?? Monitorear la concentración y composición del fitoplancton como parámetros indicadores de calidad de agua, en particular de nutrientes y metales pesados.
- ?? Evaluar la calidad ambiental del sistema.
- ?? Monitorear la abundancia y composición de los principales grupos de fitoplancton para evaluar a largo plazo los efectos del uso del suelo de la cuenca de un río o embalse y el problema de eutroficación.
- ?? Monitorear los efectos de medidas de remediación de calidad de agua.
- ?? Monitorear los efectos de intervenciones en el sistema como la regulación del río o embalse.
- ?? Detectar la presencia y analizar la tendencia en plazos cortos del crecimiento de especies problemáticas para determinar el uso para el cual el recurso es apto.



- ?? Realizar estudios ecológicos y limnológicos.
- ?? Monitorear especies de fitoplancton asociadas a riesgos de salud en abastecimientos de agua para potabilizar.

Con el objeto de conocer la composición y abundancia del fitoplancton del embalse de Río Hondo se tomaron muestras a 2 o 3 profundidades según el comportamiento del embalse, tal cual lo detallado en el punto 2.2.1.1 del presente informe. Para este parámetro no se tomaron muestras de fondo por el escaso crecimiento y desarrollo algal por la escasa disponibilidad de luz a esa profundidad.

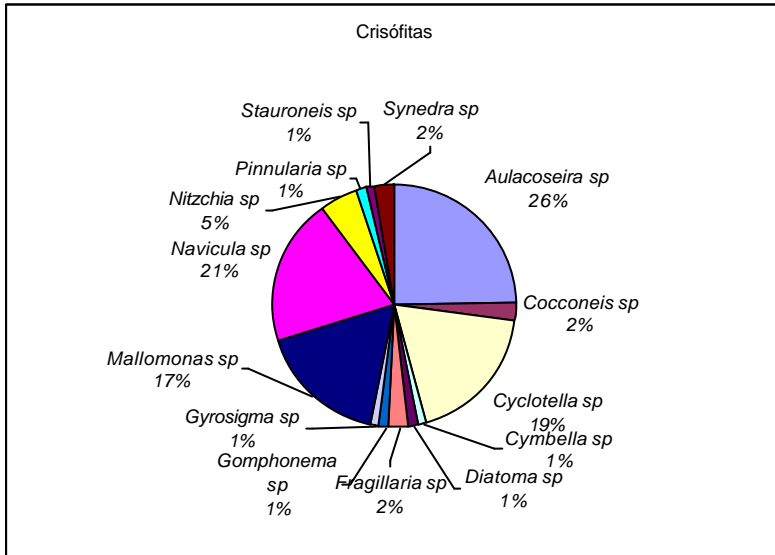
Del análisis de las muestras se obtuvo que la diversidad genérica fue escasa, habiéndose detectado un total de 37 géneros (Tabla 5).

Tabla 5: Géneros hallados en cada división y frecuencia de aparición (%) en el total de las muestras.

DIVISION	GENERO
Clorófitas	
<p style="text-align: center;">Clorófitas</p>	<i>Ankitrodesmus sp</i> <i>Carteria sp</i> <i>Chlamydomonas sp</i> <i>Chlorella sp</i> <i>Closterium sp</i> <i>Oocystis sp</i> <i>Scenedesmus sp</i>
Criptófitas	<i>Cryptomonas sp</i>

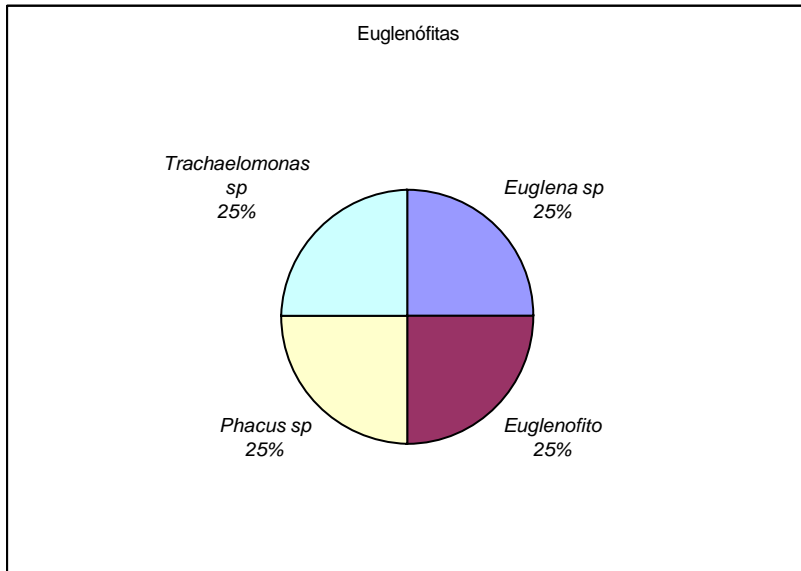


Crisófitas



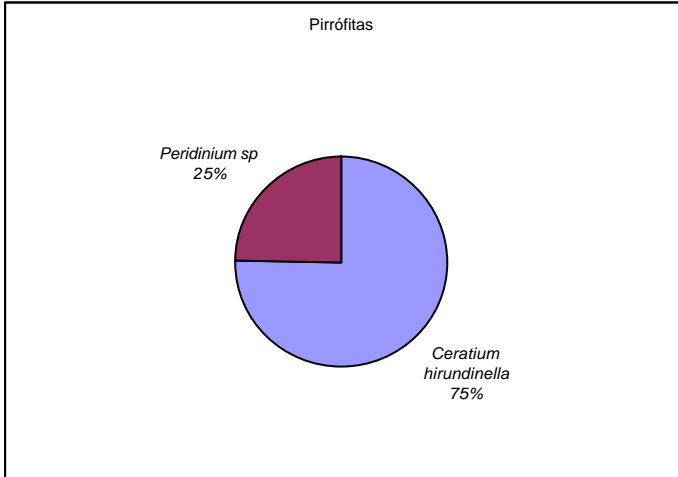
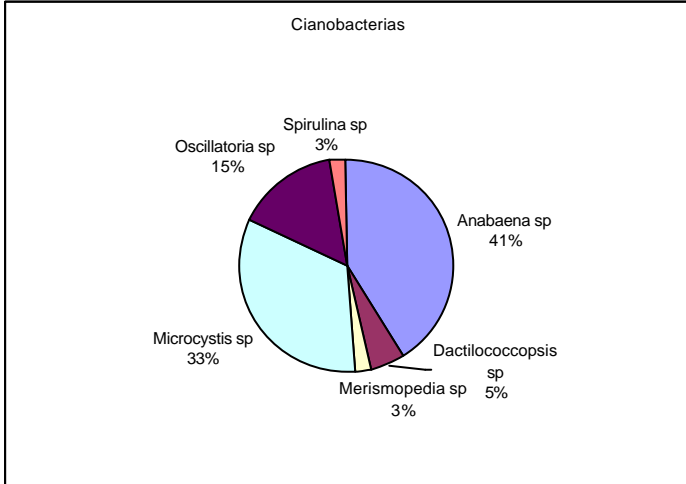
- Aulacoseira sp*
- Cocconeis sp*
- Cyclotella sp*
- Cymbella sp*
- Diatoma sp*
- Fragillaria sp*
- Gomphonema sp*
- Gyrosigma sp*
- Mallomonas sp*
- Navicula sp*
- Nitzschia sp*
- Pinnularia sp*
- Stauroneis sp*
- Synedra sp*

Euglenófitas



- Euglena sp*
- Phacus sp*
- Trachaelomonas sp*



<p style="text-align: center;">Pirrófitas</p> 	<p style="text-align: center;"><i>Ceratium hirundinella</i> <i>Peridinium sp</i></p>
<p style="text-align: center;">Cianobacterias</p> 	<p><i>Anabaena sp</i> <i>Dactilococcopsis sp</i> <i>Merismopedia sp</i> <i>Microcystis sp</i> <i>Oscillatoria sp</i> <i>Spirulina sp</i></p>

Algunos de estos géneros se manifestaron en mayor abundancia y con mayor frecuencia en aguas naturales que poseen un alto contenido de materia orgánica y nutrientes de N y P, es decir que pueden ser tomados como indicadores de contaminación. Tal es el caso de las cianófitas *Microcystis sp.* y *Anabaena sp.*, flagelados como *Chlamydomonas sp.*, *Cryptomonas sp.*, *Carteria sp.*, *Euglena sp.* y *Ceratium sp.*

Por otra parte dentro de los géneros de cianófitas presentes, se reconocieron algunos que son potencialmente generadores de toxinas como *Anabaena sp.*, *Microcystis sp.* y *Oscillatoria sp.*

En resumen, los puntos que registraron una mayor abundancia de algas, en particular



de cianófitas fueron Los Cercos y los puntos centrales subsuperficiales del embalse (Figura 19).

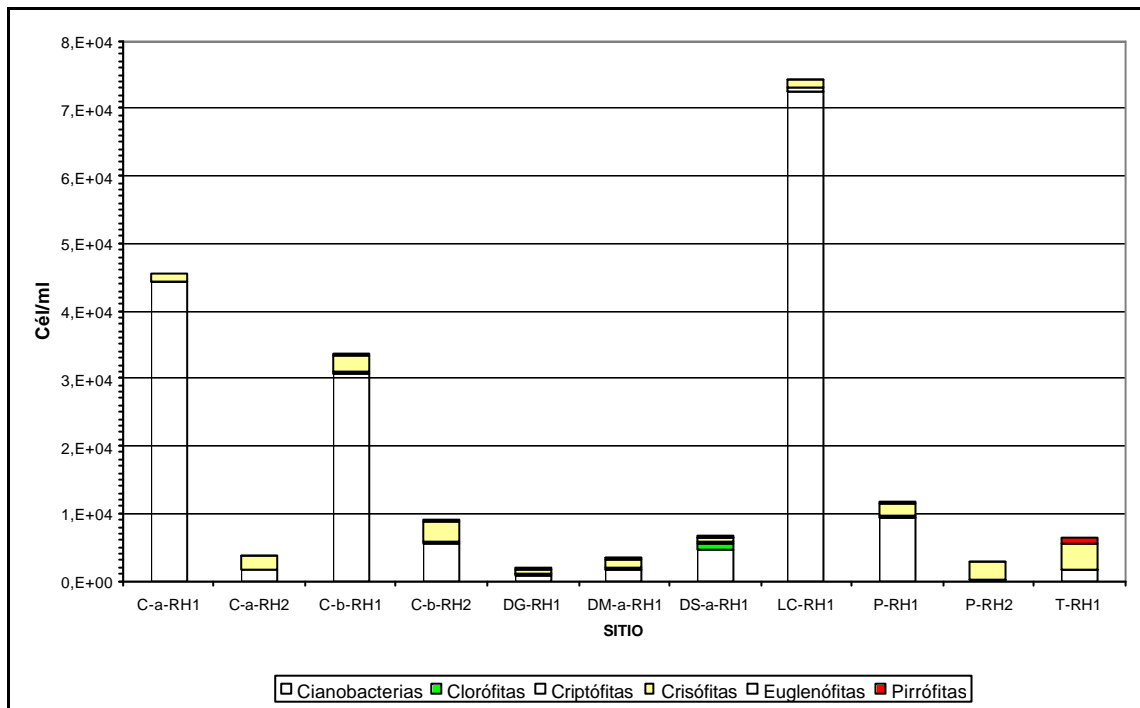


Figura 19: Valores de abundancia promedio en los distintos puntos.

Las cianófitas tuvieron un mayor desarrollo en los meses de octubre de 2006 y junio de 2007, mes en que se observó en el embalse la presencia de pirrófitas. Las crisófitas se desarrollaron mayormente en el mes de octubre de 2006 y septiembre de 2007 (Figura 20).

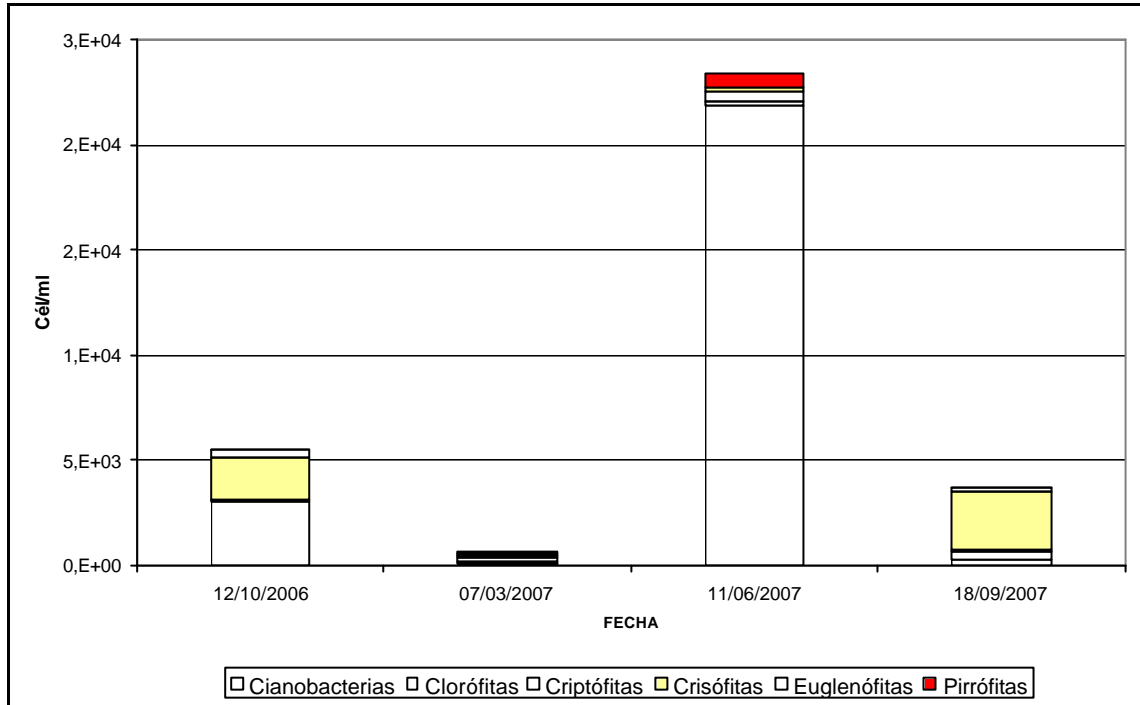


Figura 20: Valor promedio para las distintas fechas de muestreo en el embalse.

En la campaña 1 (octubre 2006), las cianófitas desarrollaron en la desembocadura del Salí (13.775.000 cél/L), centro (7.637.500 cél/L), desembocadura del Marapa y Medina (4.375.000 cél/L), y en Los Cercos (1.500.000 cél/L), con una abundancia de floración, siendo *Microcystis sp.* y *Anabaena sp.* los géneros dominantes (Figura 21).

En el centro del embalse el grupo de crisófitas se desarrolló en menor porcentaje. *Aulacoseira sp.* fue el género dominante con 6.225.000 cél/L y 8.050.000 cél/L a nivel subsuperficial y límite de zona fótica, respectivamente. Su abundancia marcó su codominancia junto a las cianófitas.

En la Desembocadura del Marapa y Medina aparece la Euglenófito *Phacus sp.*, con una alta abundancia (525.000 cél/L) este organismo es indicador de degradación del ambiente.

En los otros sitios monitoreados: Presa y Toma dominan crisófitas. Los otros grupos estuvieron presentes pero con escasa abundancia.

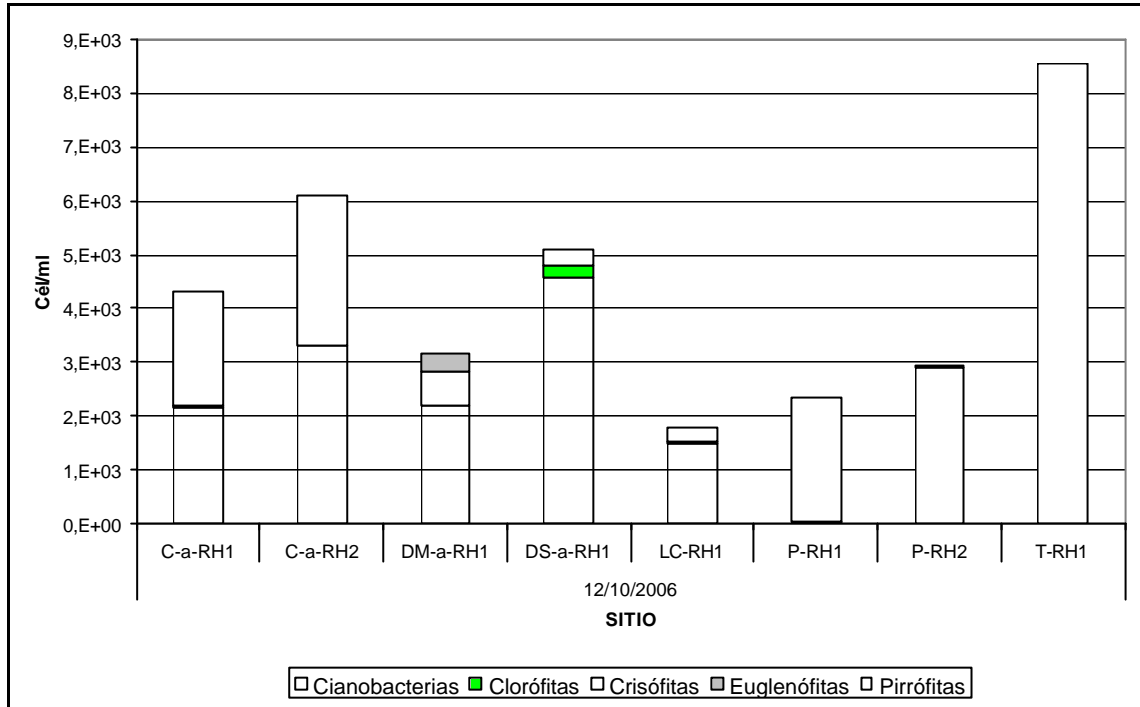


Figura 21: Valor espacial en la campaña 1 (12/10/06).

La Figura 22 muestra que en la campaña 2 (marzo de 2007) en la estación del centro a nivel superficial criptófita fue dominante representada por *Cryptomonas sp.* con 475.000 cél/L. En tanto que, la mayor diversidad se observó en desembocadura del Marapa y Medina, con clorófitas; criptófitas, crisófitas y pirrofitas con porcentajes de desarrollo similar y en la desembocadura del Salí donde además apareció euglenófitas con 90.000 cél/L.

En la estación Toma se registró un pulso de desarrollo de pirrofitas, siendo *Peridinium sp.* el género dominante con 55.313 cél/L.

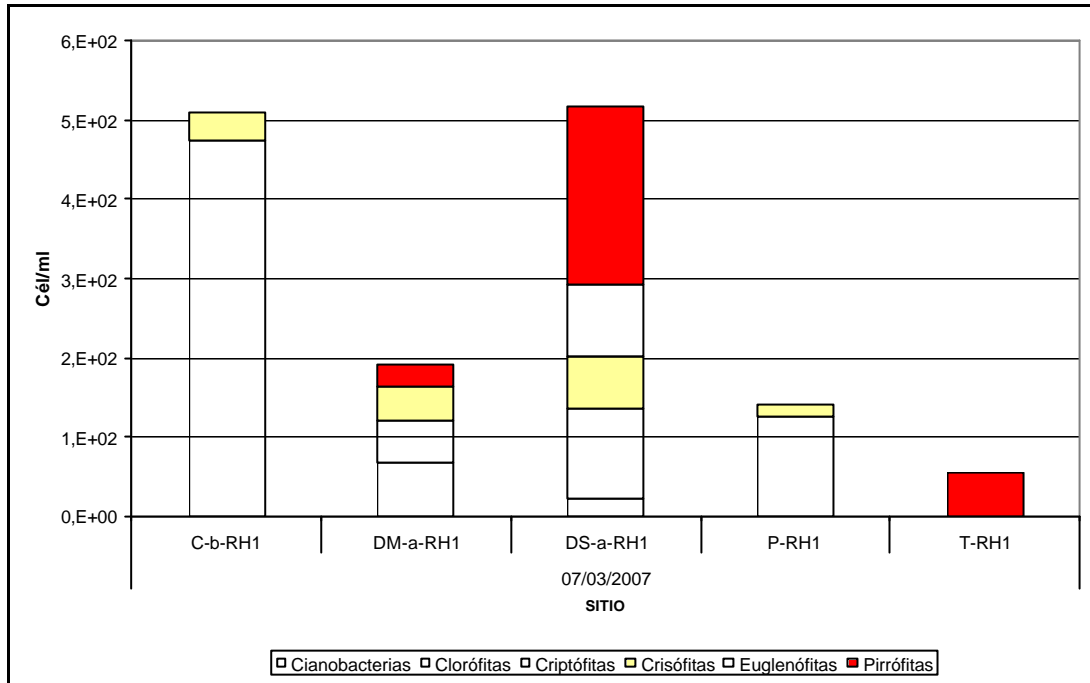


Figura 22: Valor espacial en la campaña 2 (07/03/07).

Se observó un predominio de cianófitas en la presa con 125.000 cél/L siendo *Anabaena* sp. el género dominante. La Figura 23 describe tal florecimiento y la escasa transparencia registrada. En esta campaña se destaca la baja abundancia registrada en todos los sitios monitoreados en comparación a la primera campaña con 3 órdenes de magnitud menor.



Figura 23: Florecimiento de *Anabaena* sp. en la zona cercana a la presa del embalse.



Se destaca que en otras zonas del embalse se observaron florecimientos de cianófitas en forma de “parches” (Figura 24).



Figura 24: Florecimiento de cianófitas en forma de “parches”, marzo de 2007.

En la campaña 3 (junio de 2007) se observó una floración importante de cianófitas en todo el cuerpo de agua con una abundancia en el orden de 10^6 cél/L, registrándose una concentración máxima de 156.843.750 cél/L en el centro del embalse. *Microcystis sp.* fue el género dominante. Además se identificaron *Anabaena sp.* y *Oscillatoria sp.* (Figura 25).

Wetzel (1981) afirma que cuando la densidad del fitoplancton aumenta considerablemente, puede reducirse la profundidad de penetración de luz (por efecto de autosombreado). En ciertos casos, poblaciones de algas de las capas de agua más profundas (tales como *Oscillatoria sp.*) adaptadas a intensidades de luz más bajas, se pueden desarrollar en abundancia cerca de la superficie.

En la estación Toma *Microcystis sp.* fue codominante con *C. hirundinella* con 2.635.000 cél/L.

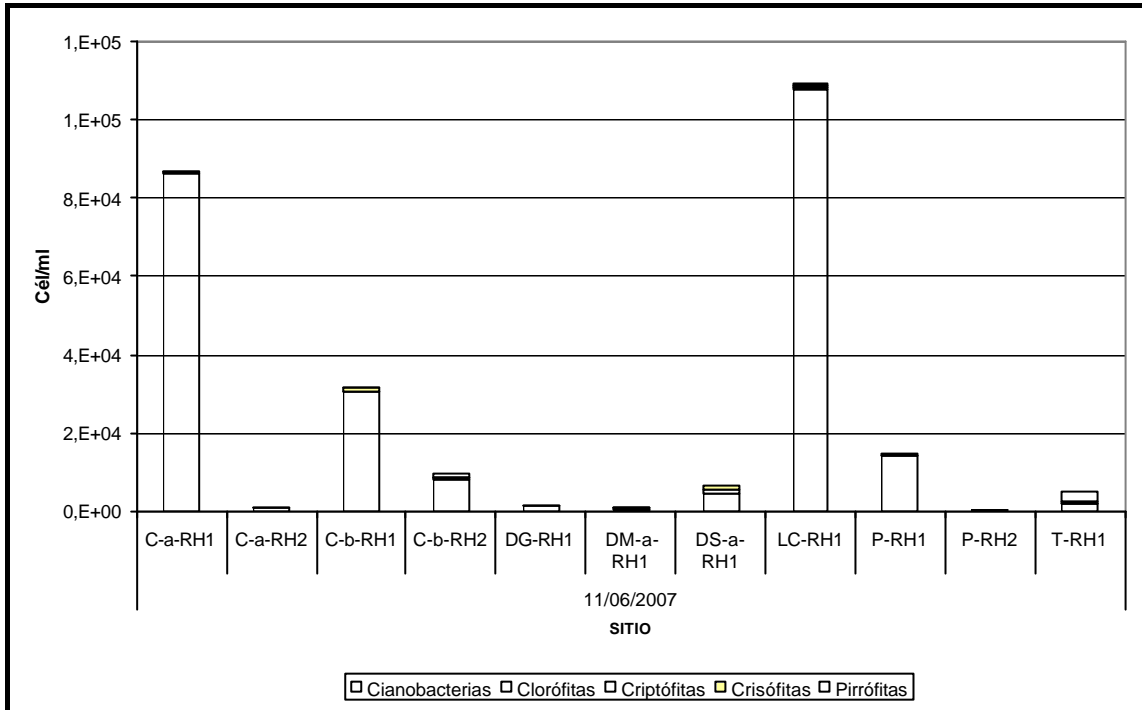


Figura 25: Valor espacial en la campaña 3 (11/06/07).

En la campaña 4 (septiembre de 2007) el grupo crisófitas se presentó en mayor porcentaje, siendo los valores observados en el centro-b, 19.125.000 cél/L, desembocadura del Marapa y Medina, 10.440.000 cél/L, Los Cercos 14.340.000 cél/L y Presa de 13.375.000 cél/L, el género dominante fue *Aulacoseira sp.* En la desembocadura del Salí, donde hay una mayor presencia de la clórofito flagelada *Clamydomonas sp.* (Figura 26).

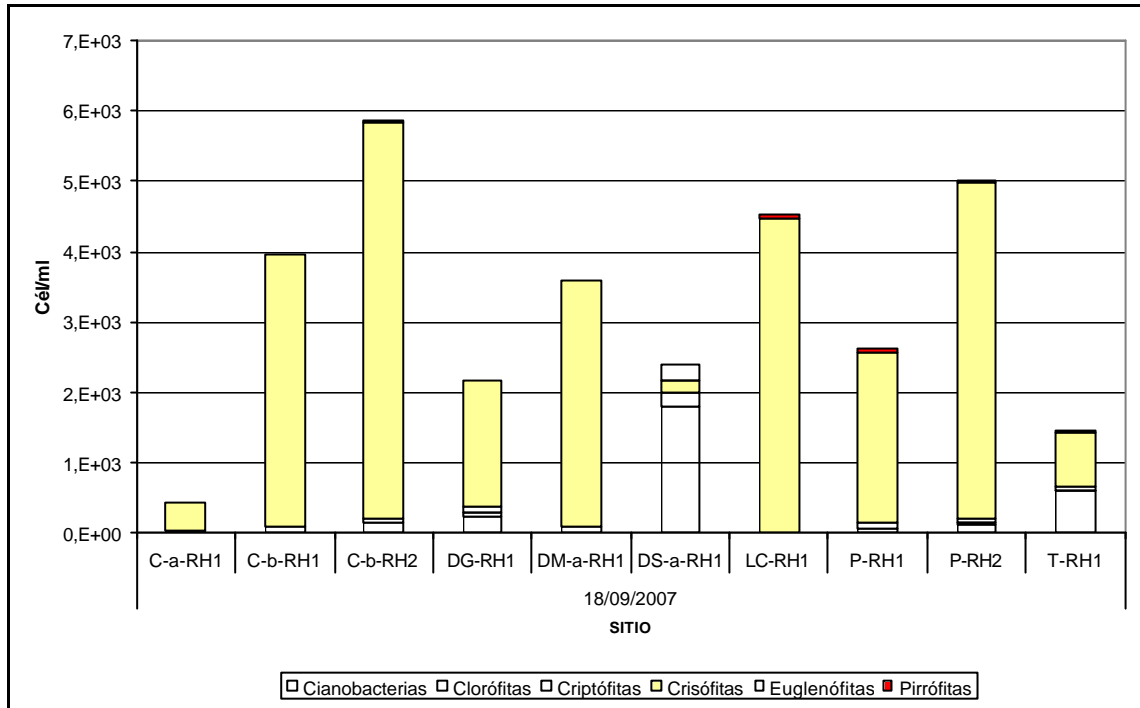


Figura 26: Valor espacial en la campaña 4 (18/09/07).

Las asociaciones fitoplanctónicas de cianófitas (*Microcystis sp.*, *Anabaena sp.*), diatomeas (*Aulacoseira sp.*, *Synedra sp.*, *Fragillaria sp.*) presentes como dominantes y euglenófitas, como algas acompañantes caracterizan lagos eutróficos, ricos en nutrientes, común en períodos cálidos de lagos templados. Por lo que en el período estudiado en el embalse de Río Hondo se cumple la descripción hecha por Wetzel (1981).

Las variaciones de abundancia y composición de fitoplancton en los embalses se asocian a los cambios naturales estacionales. Localmente la dinámica hidrológica del sistema y el uso de la cuenca y márgenes del cuerpo de agua con significativos aportes de nutrientes, afectan incrementando la abundancia de determinadas especies y provocando una disminución de la diversidad fitoplanctónica. Los monitoreos realizados hasta el momento de fitoplancton, permiten señalar que el embalse presenta un estado trófico avanzado, con riesgos de floraciones de algas nocivas. Si bien el comportamiento espacial no ha sido homogéneo, los puntos centro-a, desembocadura del Salí y Presa, son aptos para el seguimiento de estudios de monitoreo de calidad de agua.



2.3.7. Clorofila-a

El pigmento verde de clorofila presenta tres variedades: Clorofila a, b y c y se encuentra en la mayoría de los organismos fotosintéticos, provee una medida indirecta de la biomasa algal y representa un indicativo del estado trófico del cuerpo de agua. Generalmente es incluida en los programas de evaluación de lagos y embalses y es particularmente importante cuando los embalses son utilizados como fuentes de agua para abastecimiento, ya que un crecimiento excesivo de algas puede provocar olores y sabores desagradables en el agua tratada o dificultar el proceso de potabilización. El crecimiento de algas está relacionado con la presencia de nutrientes, luz y temperatura. Por lo que la concentración de clorofila puede variar durante el día, entre estaciones del año o a diferentes profundidades de la columna de agua, dependiendo de las condiciones ambientales. Los cuerpos de agua con bajos niveles de nutrientes (oligotróficos) tienen concentraciones de clorofila menores a 2,5 µg/L mientras que aguas con elevados contenidos de nutrientes (eutróficos) poseen concentraciones de clorofila entre 5 a 140 µg/L. Sin embargo, pueden presentarse concentraciones de clorofila mayores a 300 µg/L (Chapman, 1996).

En la Figura 27 se presenta la concentración de clorofila-a a nivel subsuperficial en los sitios muestreados del embalse de Río Hondo para el periodo octubre 2006–marzo 2007. El rango de clorofila-a fue de 3,5 a 203,03 µg/L. El valor mínimo se registró en Los Cercos durante la campaña de octubre de 2006 y el máximo de 203,03 µg/L en marzo de 2007 en la desembocadura del río Gastona.

En la campaña 1 (octubre de 2006) se observaron los valores más altos en las desembocaduras de los ríos Salí (49,4 µg/L), Gastona (83,73 µg/L) y Medina (125,22 µg/L).

Mientras que en la segunda (marzo de 2007) se registraron en el centro del embalse (64,7 µg/L), Los Cercos (143,74 µg/L) y en la desembocadura del río Gastona (203,03 µg/L).

En la campaña 3 (junio de 2007) el género dominante en el embalse de Río Hondo fue *Microcystis* sp registrando en la estación Toma la mayor concentración (138 µg/L). Durante la campaña 4 (septiembre de 2007) la concentración del pigmento estuvo en relación a la comunidad de algas, en su mayoría crisófitas, con una variación entre 11 y 33 µg/L).

La temperatura del agua en el rango de 21 a 30 °C, baja transparencia y elevada concentración de fósforo en las desembocaduras del Salí, Gastona y Medina fueron



condiciones que favorecieron el desarrollo de cianobacterias en la campaña 1. El florecimiento de cianobacterias se repitió en la campaña 2 sólo en la presa del embalse con temperaturas aún más elevadas (26 - 37°C). En la campaña 3 las cianobacterias dominaron en todo el embalse y se registraron temperaturas atípicas para la época. Mientras que en la cuarta campaña (septiembre de 2007) aparecen en bajo número en los sitios de la toma y la desembocadura del río Gastona.

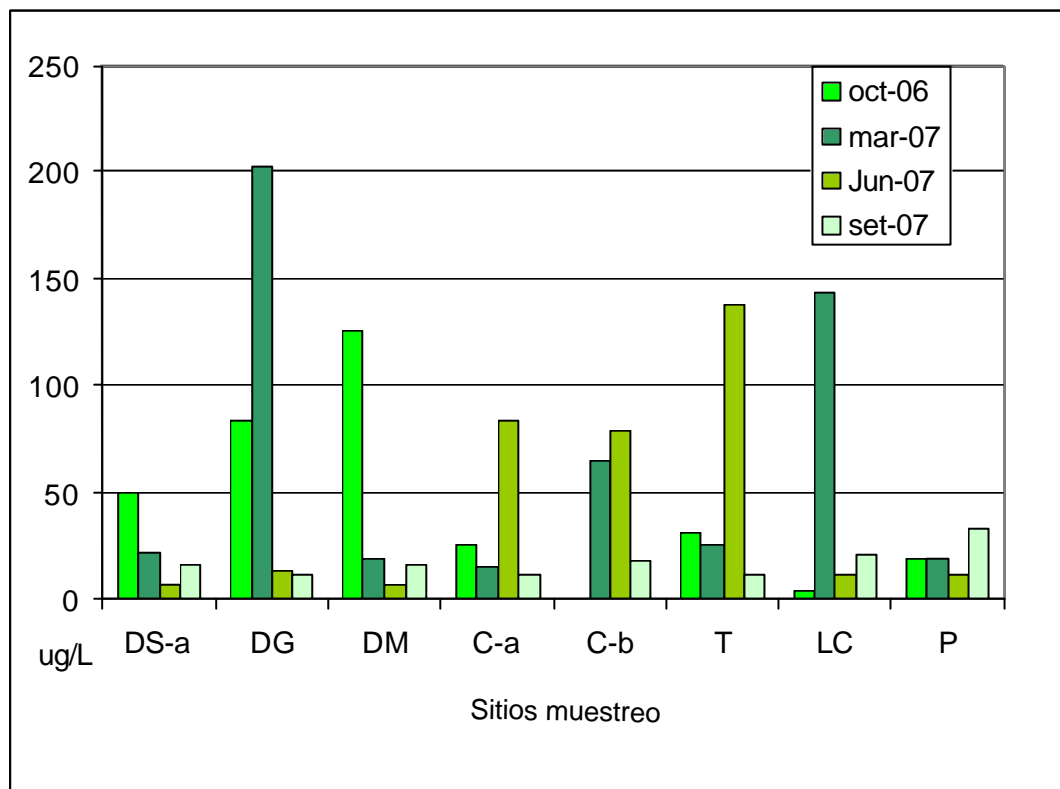


Figura 27: Distribución espacial de clorofila-a en el embalse durante el periodo en estudio.

La distribución espacial de la concentración de clorofila-a puede observarse en la Figura 28. En la misma se observa que en la campaña 1 (octubre de 2006), los mayores valores de clorofila-a se encontraron en la desembocadura de los ríos, disminuyendo hacia el centro y presa del embalse. En la campaña 2 se encontró la máxima concentración, durante todo el período estudiado, en la desembocadura del río Gastona con un valor de 203 $\mu\text{g/L}$. En esta campaña, también se presentó una elevada concentración en la región sur del embalse (sitio de muestreo Los Cercos). Durante la campaña 3 (junio 2007), al igual que en la 1 se observó un gradiente de concentración desde la desembocadura de los ríos hacia la presa. Mientras que en la



campaña 4 (septiembre de 2007), se observaron las más bajas concentraciones de clorofila-a y la mayor homogeneidad entre los datos, coincidente con un florecimiento de crisófitas. En las otras tres campañas se observó predominio de cianófitas según lo detallado en el punto 2.3.6 del presente informe.

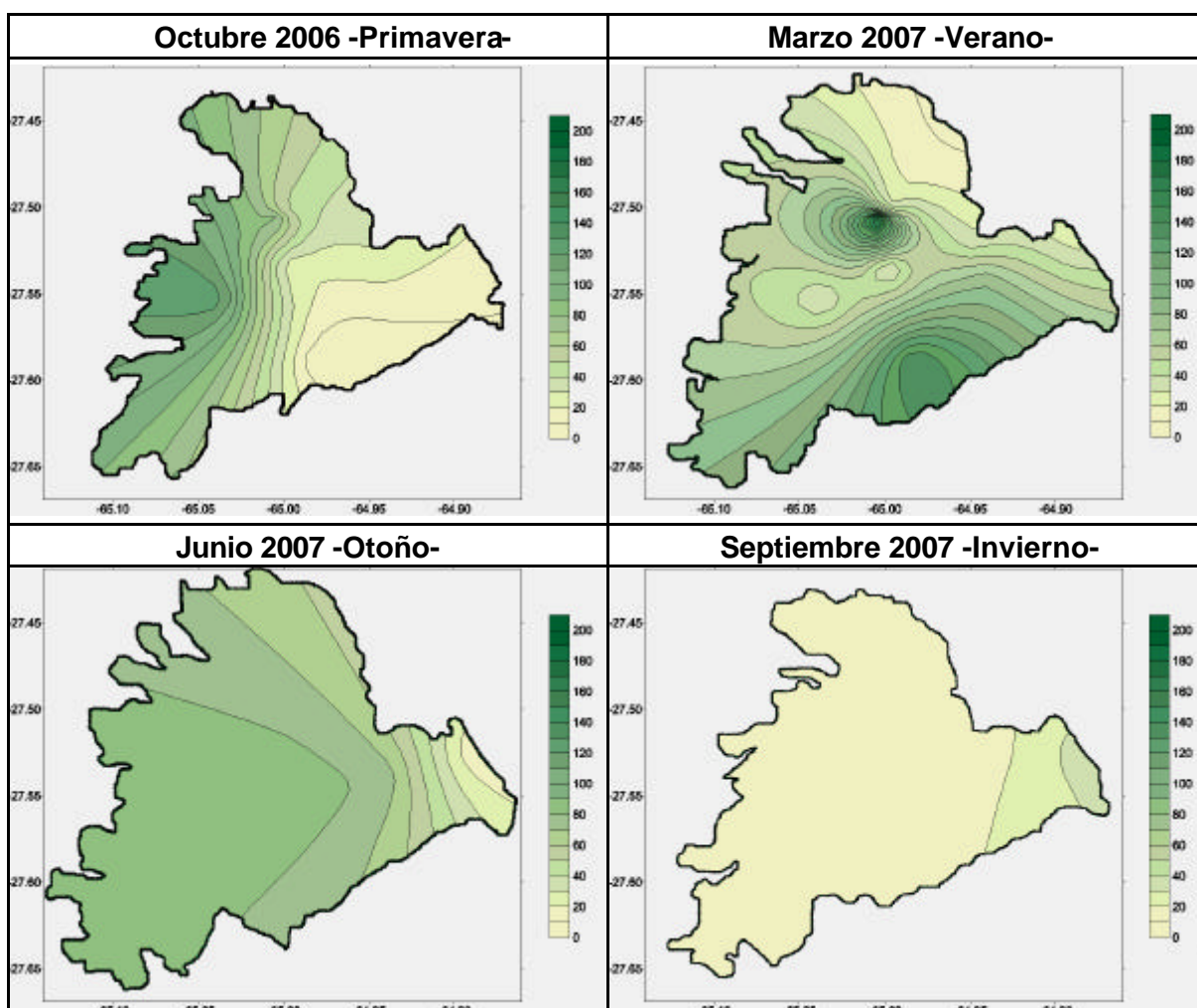


Figura 28: Distribución de la concentración de clorofila-a en la superficie del embalse, periodo octubre 2006-septiembre 2007.

2.3.8. Microcistinas

Tal como se señaló en el punto 2.3.6 del presente informe la comunidad fitoplanctónica del embalse de Río Hondo estuvo representada por 3 géneros potencialmente tóxicos: *Anabaena*, *Mycrocistis* y *Oscillatoria*.

La aparición de especies de cianófitas potencialmente tóxicas en nuestros ambientes acuáticos, precisa de estudios de control y seguimiento ante el peligro de que pequeñas dosis de toxinas en exposiciones prolongadas puedan aumentar la



incidencia de enfermedades: dermatitis, problemas gastrointestinales e intoxicaciones agudas o crónicas con producción de tumores hepáticos en las poblaciones expuestas.

Las cianotoxinas son venenos producidos naturalmente y almacenados en algunas células de cianófitas. Estas cianotoxinas pueden clasificarse en tres grupos principales.

- ?? Péptidos hepatotóxicos (microcistina y nodularina) potencialmente producidos por cepas del género *Microcystis*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaena* y *Nostoc* (OMS, 1998).
- ?? Alcaloides neurotóxicos (anatoxina y saxitoxina) producidas principalmente por cepas del género *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Cylindrospermopsis* (OMS, 1998).
- ?? Alcaloides hepatotóxicos (cilindrospermopsina) producida potencialmente por *Cylindrospermopsis* y *Aphanizomenon*, principalmente por cepas de ambientes tropicales (OMS, 1998).

Estas toxinas son generalmente liberadas al agua cuando se produce la ruptura celular (UNESCO, 2005; Pietsch, *et al.* 2001).

Las hepatotoxinas son toxinas que atacan al hígado, se denominaron microcistinas (MC) porque se aislaron por primera vez de *Microcystis aeruginosa*. Las MC son las cianotoxinas más comunes y más generalizadas. Son heptapéptidos cíclicos con una cadena lateral de aminoácidos específica (Adda), que hasta el momento sólo ha sido encontrada en MC y en nodularina, una toxina pentapéptida cíclica de cianófitas (Figura 29).

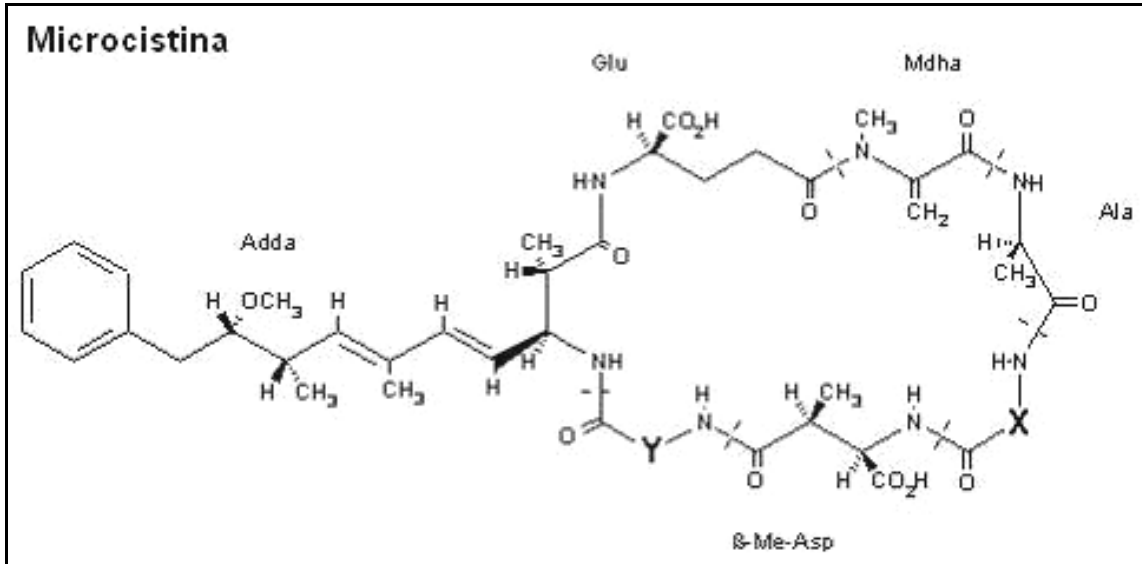


Figura 29: Estructura química general de la microcistina. Referencias: Adda: 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6-ácido dienoico. Mda: N-metil-dehidroalanina. Glu: γ -ácido glutámico. Ala: alanina. β -Me-Asp: β -ácido metilaspártico.

Debido a su estructura química las MC son estables en el agua, por lo que se encuentran en aguas frías y cálidas y pueden soportar fuertes cambios de temperatura y pH. La destrucción térmica sólo ocurre a los 160 °C. Actualmente son conocidas más de 70 variedades, las cuales se distinguen en su estructura terciaria lo que resulta en diferencias pronunciadas en la toxicidad y en las propiedades hidrofóbicas/hidrofílicas. Las MC son hepatotoxinas que bloquean la fosfatasa 1 y 2A con un enlace covalente irreversible (Mackintosh *et al.*, 1990), actúan sobre el hígado provocando hemorragias intrahepáticas con destrucción de la arquitectura de los tejidos del hígado (Malbrouk, 2004).

Las MC se encuentran en la mayoría de las poblaciones de *Microcystis sp.* que frecuentemente forman espumas en la superficie y en las cepas de algunas especies de *Anabaena sp.* Se han observado también un alto contenido de microcistinas en *Planktothrix (Oscillatoria) agardhii* y *P. rubescens* (Fastner *et al.*, 1999). Sin embargo, *P. agardhii* nunca forma espuma y *P. rubescens* no forma espuma durante la temporada de verano. Las cianófitas pueden producir varias toxinas en forma simultánea. En general, a partir de una misma cepa siempre se caracterizan más de una variante de MC. De todas maneras, si las cepas producen varias MC en forma simultánea una o dos de ellas van a dominar en cada cepa. Variaciones cualitativas en las MC son más frecuentes en las cepas de *Anabaena* que de *Microcystis*. En muestras naturales que usualmente contienen muchas cepas o más de una especie



productora, se pueden encontrar diferentes combinaciones de MC. La MC-LR es la más frecuentemente encontrada en florecimientos de cianobacterias en todo el mundo, y en general aparecen en forma conjunta MC-RR y MC-YR (Watanabe *et al.*, 1988; 1989).

Durante el periodo en estudio se detectó que la concentración de microcistina total varió entre 0,1 y 26,4 µg/L en las muestras extraídas a nivel subsuperficial en los sitios de muestreos seleccionados (Figura 30). La concentración mínima se registró en el centro del embalse durante la campaña 1 y en todos los sitios de muestreo durante la campaña 4. La máxima concentración se observó en Los Cercos en la campaña 2. Se destaca que el contenido de MC-LR y MC-RR total fueron similares con valores de 28,8 µg/L y 30,1 µg/L, respectivamente. La variedad de MC-YR fue la que presentó menor concentración total (0,21 µg/L). Esta variedad sólo se investigó en la campaña 1, en las posteriores no fue posible por la falta del patrón respectivo.

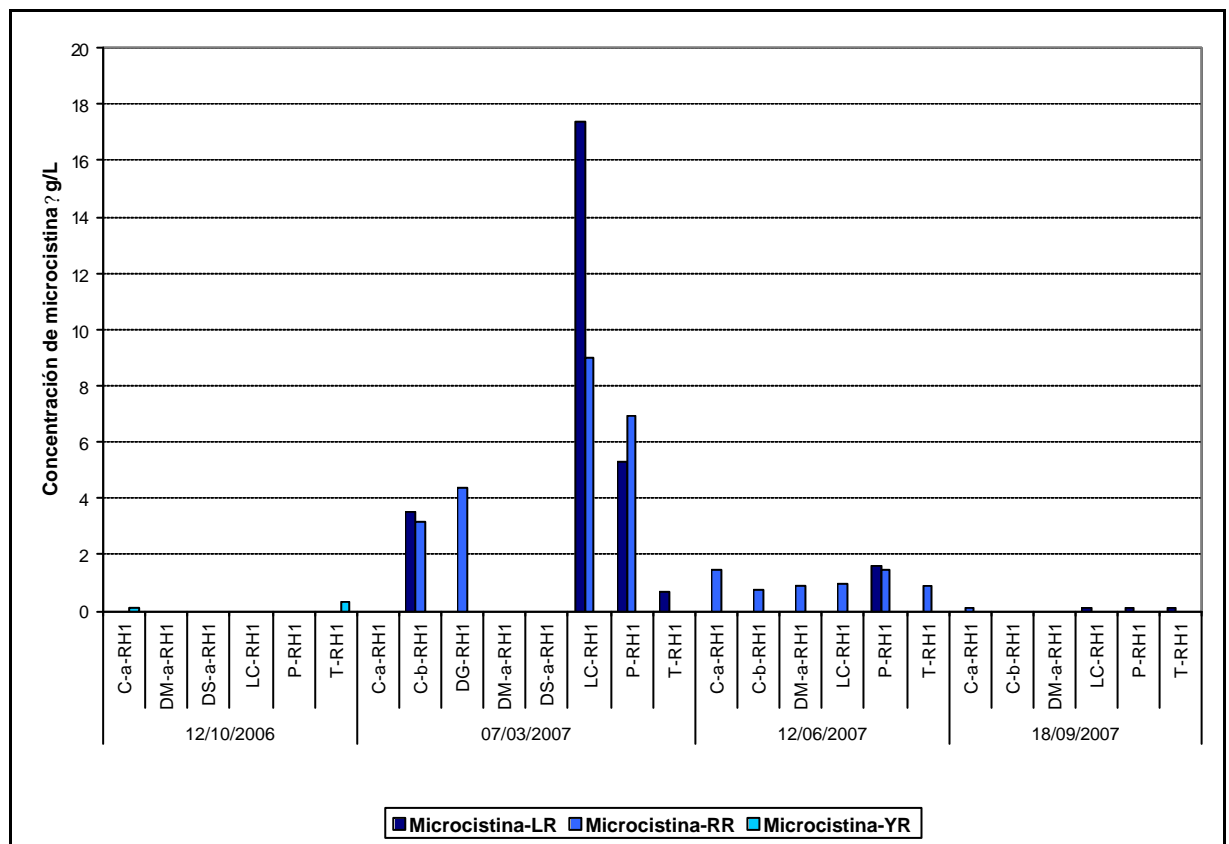


Figura 30: Distribución espacial y temporal de microcistina en el embalse de Río Hondo, octubre 2006 a marzo 2007.

Las Guías Internacionales de agua recreacionales de agua dulce y costeras de la



Organización Mundial de la Salud (WHO, 2003) en su volumen 1, establece un valor guía de 20.000 cél/mL (equivalente a 10 µg de clorofila/L bajo condiciones de predominio de cianófitas) para la protección de la salud debido a efectos irritantes o alérgicos. Un nivel de 100.000 cél/mL (equivalente a 50 µg de clorofila/L bajo condiciones de predominio de cianófitas), representa un valor guía de alarma moderada. La presencia de espumas en áreas de natación implica el riesgo más alto debido a los potenciales efectos adversos de salud para los bañistas y/o pescadores.

A veces una adecuada vigilancia y control resulta difícil y debido a la escasez de determinaciones inmediatas por parte de las instituciones que tienen el poder de policía para inhabilitar zonas para actividades recreacionales, es común como medida a corto plazo, la disposición de la información pública. Las medidas a largo plazo incluyen la identificación de las fuentes de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y reducción significativa del aporte de los mismos para reducir eficientemente el florecimiento de cianófitas potencialmente tóxicas.

En el periodo en estudio se superaron los valores guías mencionados en la campaña 3 en los sitios de muestreo correspondientes a Los Cercos, centro y presa del embalse.

En relación a la toxicidad las normas internacionales para aguas recreacionales fijan como límite el valor guía para agua potable de 1 µg de toxina/L. En nuestro país por el momento, la legislación en materia de calidad de aguas no contempla la obligatoriedad de detectar y medir cianófitas ni tampoco establece un valor límite. No obstante, recientemente la provincia de Buenos Aires está reformulando la Ley 11820 (Marco regulatorio de Prestación de los Servicios Públicos de Provisión de Agua Potable y Desagües Cloacales) considerando la presencia de cianófitas y cianotoxinas en fuentes de abastecimiento y en agua de red. Sin embargo, en las provincias que conforman la cuenca, las normativas existentes no contemplan este punto. En la mayoría de los países europeos los organismos y empresas responsables del abastecimiento de agua potable y las agencias de medio ambiente, han incluido planes de vigilancia y control de cianófitas y sus toxinas para asegurar la calidad del suministro del agua potable y evitar procesos toxicológicos.

En el presente estudio el límite de toxicidad de 1 µg de toxina/L se superó en el 66 %



de las muestras analizadas bajo predominio de cianófitas.

2.3.9. Zooplancton

En el presente informe se analizó la composición taxonómica, abundancia y variación temporal de la comunidad zooplanctónica del embalse de Río Hondo.

El zooplancton constituye un grupo heterogéneo de organismos microscópicos que viven a lo largo de la columna de agua. El mismo está integrado principalmente por rotíferos y crustáceos, y dentro de éstas clases, las subclases cladóceros y copépodos. El zooplancton de agua dulce está compuesto por animales con altas tasas de crecimiento, un rasgo que le permite responder rápidamente a los cambios ambientales del cuerpo de agua.

En la Figura 31 se muestra la abundancia de los géneros identificados. Se contaron 392 org/L en la campaña 1 (octubre de 2006), 1.444 org/L, 506 org/L y 639 org/L en las campañas 2 (marzo de 2007), 3 (junio de 2007) y 4 (septiembre), respectivamente.

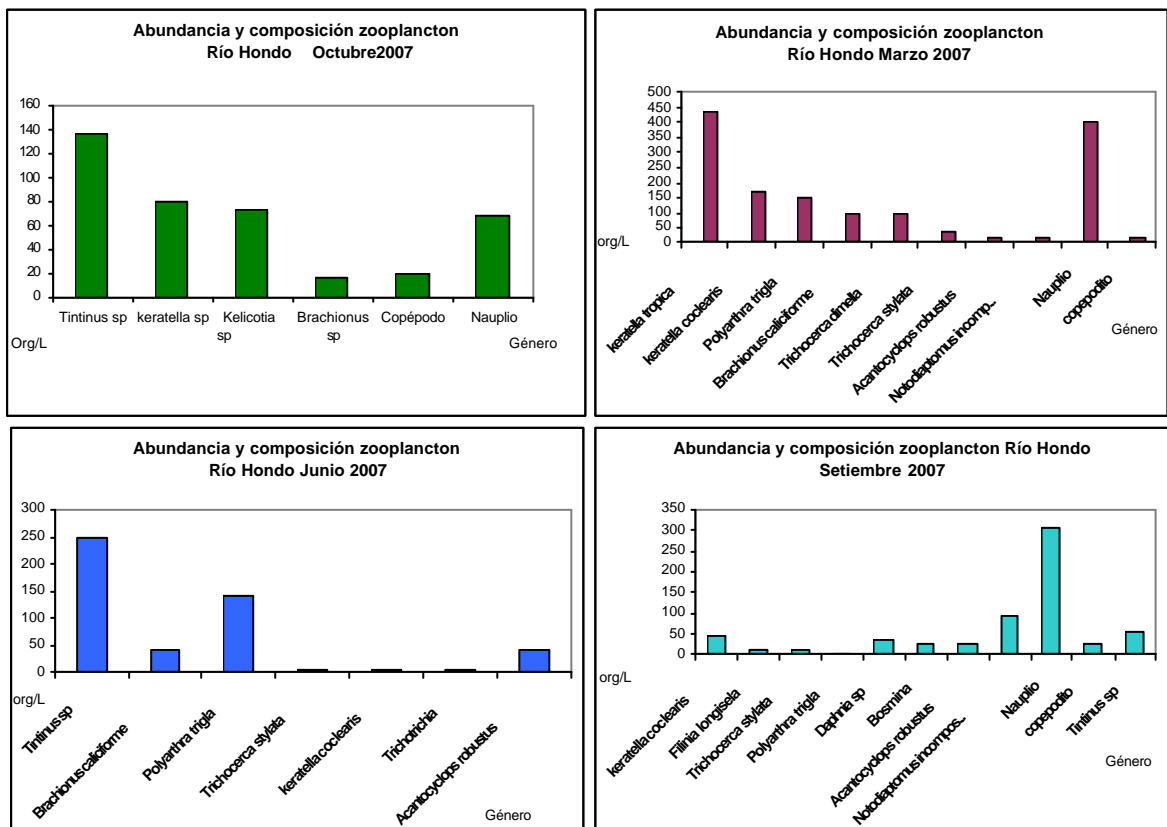


Figura 31: Composición y abundancia del zooplancton por campañas, periodo octubre 2006-septiembre 2007.



La comunidad zooplanctónica del embalse Río Hondo estuvo representada por rotíferos, crustáceos y protozoarios, con una composición específica de 12 taxones: 8 especies de rotíferos, 2 de copépodos y 2 de cladóceros, correspondientes 1 especie de crustáceos y 1 de protozoo.

Dentro de rotíferos la dominancia numérica la marcaron *Keratella tropica* y *K. coclearis*. En el grupo de crustáceos *Acanthocyclops robustus* y *Notodiaptomus incompositus*, en copépodos y *Daphnia sp.* y *Bosmina sp.* en el grupo de cladóceros. La mayor diversidad de especies se observó en la campaña 2 (marzo 2007) correspondiente al final del verano. La estructura comunitaria observó predominancia de rotíferos sobre protozoarios y sobre crustáceos y dentro de éstos a los copépodos con predominio de formas inmaduras sobre los adultos.

La dominancia numérica y mayor constancia estuvo dada por *Tintinus sp.*, del grupo protozoario (Figura 32).

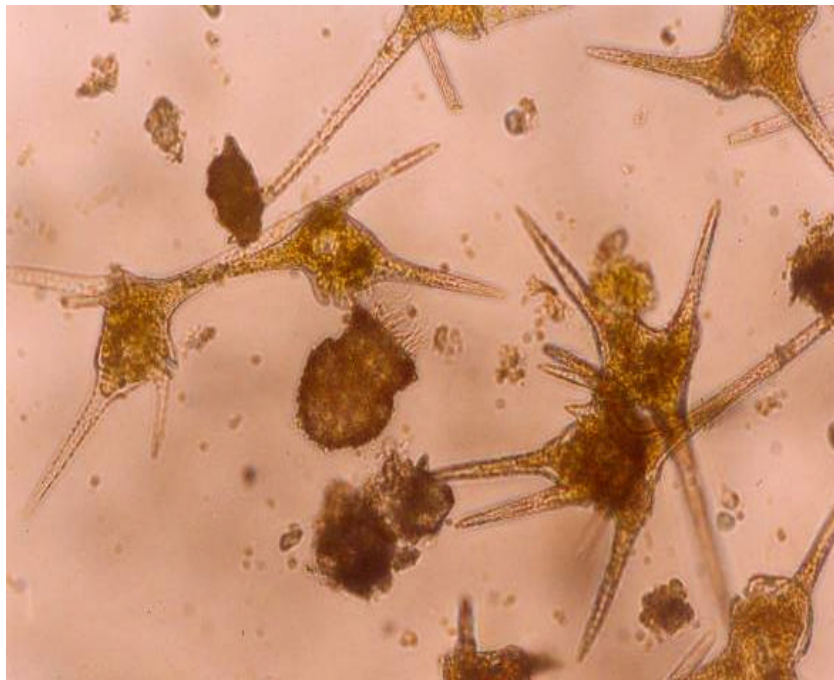


Figura 32: *Tintinus sp.* y *Ceratomyxa hirundinella*. Fuente Aguas Cordobesas S.A. (AACC S.A.)

En la Figura 33 se presenta la distribución de los grupos identificados. Se destaca que el grupo de rotíferos estuvo presente en el periodo analizado, con porcentajes que variaron entre el 68% en marzo de 2007 y el 11 % en septiembre de 2007, en relación a los otros grupos.

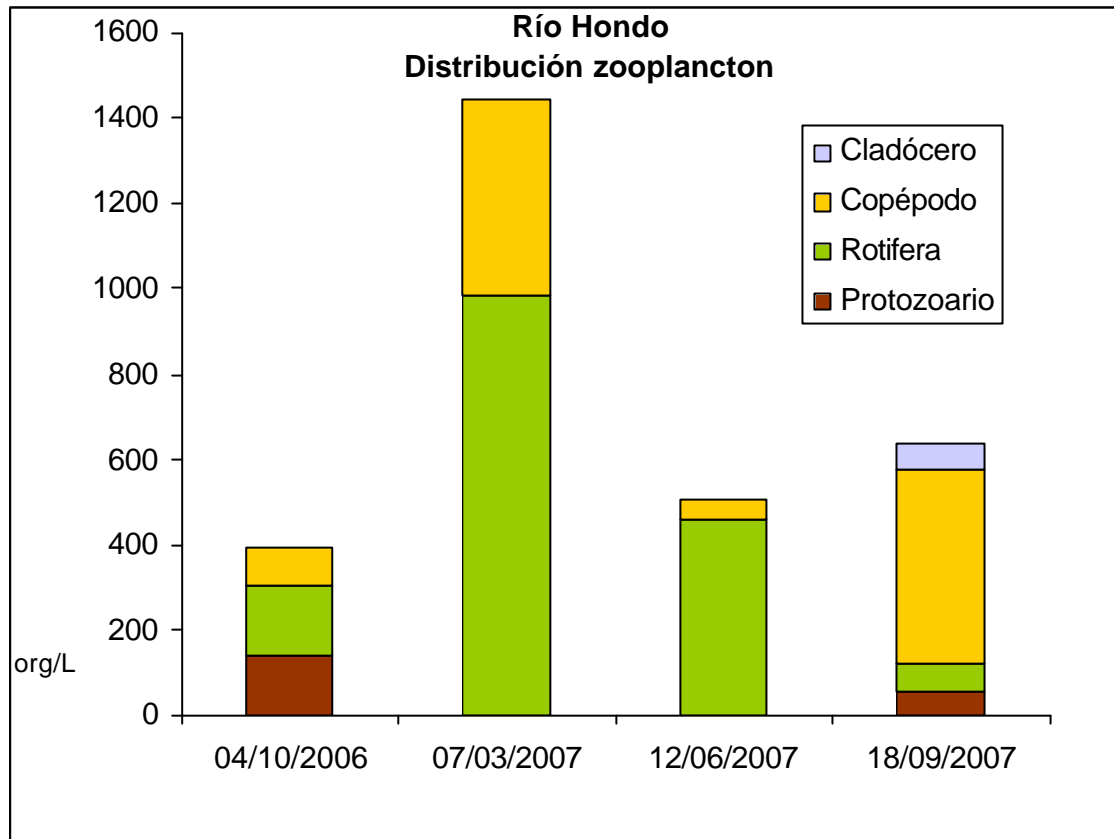


Figura 33: Distribución de cada grupo de zooplancton del embalse Río Hondo, 2006-2007.

Los rotíferos juegan un papel fundamental en las cadenas tróficas porque son un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios. Además, su importancia se acrecienta debido a que pueden transferir materia y energía desde bacterias y partículas detríticas de pequeño tamaño, las cuales son recursos no utilizables por otros organismos planctónicos. Unas pocas especies pueden ser depredadoras de otras especies de rotíferos. En la campaña 2 (marzo 2007) se observó al rotífero *Keratella tropica* con un importante número de individuos. En la misma es marcada la abundancia de nauplios, la forma inmadura de copépodos. La Figura 34 se presenta al género *Keratella* sp.

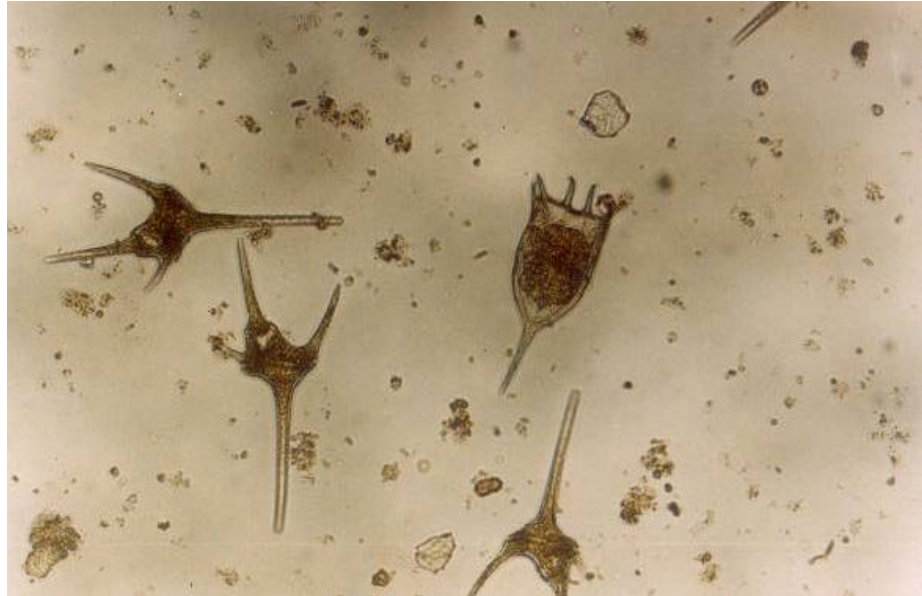


Figura 34: *Keratella* sp. y el alga pirrófita *Ceratium hirundinella*. Fuente AACC S.A.

Pace & Orcutt (1981) y Arndt (1993) consideran a los protozoos como un eslabón trófico intermedio entre los productores primarios, fitoplancton y los rotíferos, pero realmente son más bien competidores de estos últimos por los mismos alimentos. Aunque los protozoarios representan una pequeña parte del zooplancton a veces pueden constituir un componente importante de la productividad zooplanctónica (Wetzel, 1981).

Dentro del grupo protozoario en las campañas 1 y 3 el género dominante fue *Tintinus* sp., con un porcentaje entre 35 y 49 % en relación a los otros grupos presentes. En las campañas 2 y 4 estuvieron presentes con muy pocos individuos.

Los crustáceos, copépodos y cladóceros, con un porcentaje entre el 10 y 80% en relación a los otros grupos identificados presentaron formas inmaduras: nauplios, larvas de vida libre y copepoditos, lo que permite suponer un pulso de desarrollo, posterior a la fecha de monitoreo de la campaña 4. En la Figura 35 se observan crustáceos (copépodo y nauplio).



Figura 35: Crustaceos: copépodo y nauplio

En la Figura 36 se observan los géneros *Bosmina sp.*, con huevo y *Daphnia sp.* que fueron identificados en la campaña 4.

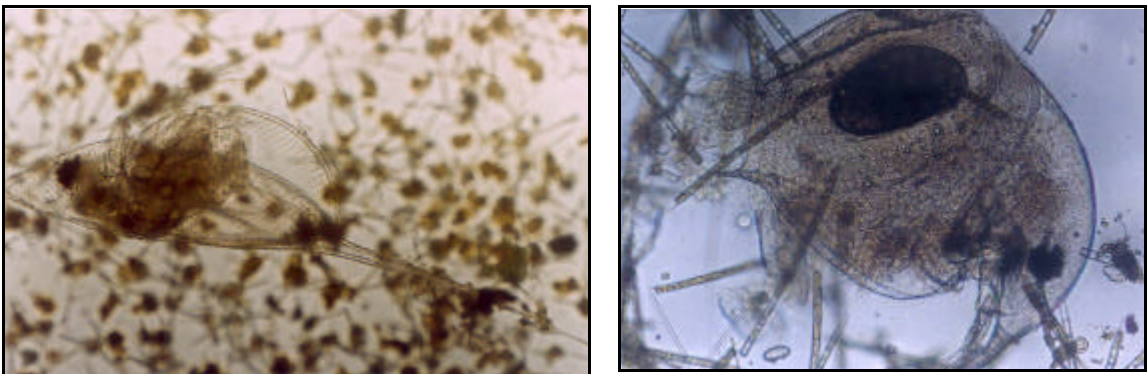


Figura 36: Crustaceos: copépodo y nauplio

Al analizar la interacción entre el zooplancton y el fitoplancton en la estación centro del embalse de Río Hondo se observó que en la campaña 1 fueron codominantes en la columna de agua, crisófitas y cianófitas y predominó el protozooario *Tintinus sp.* Mientras que en la campaña 2 con predominio de criptófitas se registró una mayor abundancia de rotíferos, *K. colearis* y *K. tropica* y formas inmaduras de crustáceos. En la campaña 1 y 3 las cianófitas fueron dominantes en el perfil de la columna de agua con florecimiento de *Mycrocystis sp.* coincidiendo en ambas campañas con la



mayor dominancia del protozoario *Tintinus sp.* Esto indicaría que las cianófitas no son palatables para la mayoría de los rotíferos y crustáceos.

En la campaña 4 con predominio de la división de algas crisófitas, fue dominante el grupo de los crustáceos, estos últimos son organismos capaces de un rápido desarrollo.

En relación a lo anterior se tiene que el desarrollo de las poblaciones de zooplancton no sólo depende de la cantidad de alimento disponible sino también de su calidad. La diferente calidad nutricional de los diversos taxones de algas, sugiere que el zooplancton estará limitado por la calidad nutricional de las comunidades fitoplanctónicas (Conde y Porcuna *et al.*, 2003).

Muchas especies de cianófitas son resistentes al pastoreo, ya que los metabolitos excretados y los productos de fragmentación liberados durante la descomposición son a menudo tóxicos y confieren olor y gusto al agua (Odum, 1972).

En relación con la competencia del zooplancton Fussmann (1996) señala que la especie de rotífero *Keratella cochlearis*, no incrementa su población cuando los crustáceos cladóceros están presentes, debido a mecanismos competitivos en relación al fitoplancton como recurso para su alimentación. Esta situación se registró en el embalse Río Hondo durante la campaña 4.

El zooplancton depende del fitoplancton, demostrando pulsos de desarrollo al mismo tiempo o inmediatamente después de él, por lo que a partir de estos primeros resultados se considera importante incorporar los puntos de monitoreo en la desembocadura del río Salí, en la confluencia de los ríos Medina y Marapa y en la presa del embalse.

El mejor conocimiento de la evolución del estado trófico del embalse y la forma en que se afecta a los componentes de la cadena trófica permitirá contar con elementos para una gestión eficiente en la recuperación de la calidad del agua del embalse de Río Hondo.

Sedimentos

Los resultados de sedimentos se entregarán en el futuro como anexo del presente informe por inconvenientes con el laboratorio.



2.4. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta R.; Valdez, A.; Abó M. y Gutierrez J. (1995) "Diagnóstico general de la contaminación de la cuenca del río Salí-Dulce, en la provincia de Tucumán". ACTA DE COOPERACIÓN Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente del Gobierno de Cuba-Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano de la Presidencia de la Nación Argentina.
- APHA, AWWA, WEF. 2000. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th edition, Washington, D.C.
- Bazán R. 2006. "Evaluación de la calidad del agua, nivel de eutrofización y sus consecuencias en el Embalse Los Molinos, Córdoba" Tesis de Maestría en Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba.
- Bécares, E., Conty, A., Rodríguez-Villafañe, C. y Blanco, S. 2004. "Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. Ecosistemas
- Chapman, D. 1996. Water Quality Assessment. Segunda edición, Chapman and Hall. Publicado en nombre de UNESCO/WHO/UNEP. Gran Bretaña, 585 pp.
- Conde Porcuna, J. M.; Ramos Rodríguez, E. y Morales Baquero, R. 2003. "El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos" En Rev. Ecosistema: revista de ecología y medio ambiente. Asociación española de ecología terrestre año XV N° 1/20 Enero-Abril.
- Del Olmo, S; Bazán, R; Larrosa, N; Corral, M; Cossavella, A; Rodriguez, M; Oroná, C; O'Mill, P; Monarde, F; Roqué, M; Oviedo Zabala, S; Rodriguez, A; Busso, F; Bonfanti, E. 2006 "Caracterización trófica y evaluación de la calidad de agua de tres embalses de la provincia de Córdoba, Argentina".
- Fussmann, G.1996. "The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities an enclosure study". Journal of Plankton Research 18:1897-1915.
- GEMS. 1992: Guía Operativa GEMS/Agua, 3º Edición, GEMS/W.94.1.



IETC (International Environmental Technology Centre). 2001. Planificación y Manejo de Lagos y embalses: Una visión general de la eutroficación. Serie de Publicaciones técnicas [11s], PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, ISBN 92-807-1819-3, Osaka/Siga.

ISO 2537.1988. Liquid flow measurement in open channels, 5 pp.

ISO 5667/1.1980. Water quality - Sampling - part 1: Guidance on the design of sampling programmes, 13 pp.

ISO 5667/2. 1991. Water quality - Sampling - Part 2: Guidance on sampling techniques.

ISO 5667/3. 2003. Water quality - Sampling - Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples, 31 pp.

Ley 11820 (Marco regulatorio de Prestación de los Servicios Públicos de Provisión de Agua Potable y Desagües Cloacales)

Lopez, H.L., Miquelarena, A.M., Menni R.C., 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica N°5. Ed. Probiota. pp: 85. La Plata, Argentina.

Mackintosh, C.; Beattie, K.; Klump, S.; Cohen, P. y Codd G. 1990. "Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants". FEBS

Malbrouck, C; Trausch, G.; Devos, P. y Kestemont, P. Effect of microcystin-LR on protein phosphatase activity and glycogen content in isolated hepatocytes of fed and fasted juvenile goldfish *Carassius auratus* L. *Toxicol* 44 (2004) 927–932.

Mariot, V. 2000. Estudio de Sedimentación del embalse de Río Hondo, valoración cualitativa y cuantitativa de los problemas erosivos que afectan la alta cuenca del Río Salí Dulce, Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.

Odum, E. Ecología. 1972. Editorial Interamericana. 3ra Ed. Mexico.1972.



- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. 156 pp.
- OMS, Organización Mundial para la Salud. 1998. Guías para ambientes seguros en aguas recreativas: Vol. 1: Aguas costeras y aguas dulces. Capítulo 7: Algas y cianobacterias en agua dulce.
- OMS, Organización Mundial para la Salud. 2004. Guías de calidad del agua potable, Génova.
- Ongley E. 1997. "Lucha contra la contaminación agrícola de los Recursos Hídricos" (Estudio FAO Riego y Drenaje – 55).
- Pace & Orcutt, 1981. "*Las comunidades de zooplancton de los embalses españoles*". En Rev. Ecosistemas: revista de ecología y medio ambiente Año X, N° 2/2001 Mayo-Agosto.
- Ryding, S. y Rast, W. 1992. "El control de la eutrofización en lagos y pantanos" Ediciones Pirámide. Madrid, España. 375 pp.
- Walker, W.W. 1996. "Simplified Procedures for Eutrophication Assesment and Prediction: User Manual, USA."
- Walker, W.W. 2003. "Simplified Procedures for Eutrophication Assesment and Prediction: User Manual, USA."
- Watanabe, M.; Oishi, S.; Harada, K.; Matsuura, K.; Kawai, H. and Suzuki, M. "Toxins contained in Microcystis species of cyanobacteria (blue-green algae)". Toxicon (1988) 26:1017-1025.
- Wetzel, R. 1981. Limnología, Ediciones Omega S. A., Barcelona, 679 pp.
- Xie L. y Xie P. 2002. 'Long term (1956-1999) dynamics of phosphorous in a shallow, subtropical Chinese lake with the possible effects of cyanobacterial blooms'.
- WHO, 2003. Guidelines for safe recreational water environments.