

## Fitoplancton de ríos y arroyos de la Alta Cuenca del Río Bermejo, Argentina.

**Liliana B. Moraña**

Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta  
Avda. Bolivia 5150 (CP 4400) Salta  
lilymorana@gmail.com  
lmorana@unsa.edu.ar

### RESUMEN

En el presente trabajo se estudiaron las variaciones espaciales y temporales del fitoplancton y su relación con los datos fisicoquímicos, en ríos y arroyos de la Alta Cuenca del Río Bermejo. Se observaron diferencias en las variables fisicoquímicas medidas y la abundancia del fitoplancton espacialmente y a lo largo del ciclo hidrológico. Los promedios de oxígeno disuelto, velocidad de la corriente de agua, nitratos, turbidez y sólidos suspendidos disminuyeron desde febrero a octubre. *Bacillariophyceae* y *Cyanobacteria* aumentaron en octubre, en tanto que *Chlorophyta*, *Cryptophyta*, *Chrysophyceae* y *Euglenophyta* fueron superiores durante la transición lluvia – estiaje. Se registraron relaciones significativas entre las características fisicoquímicas de las aguas y la abundancia de cada uno de los grupos algales.

### Palabras claves

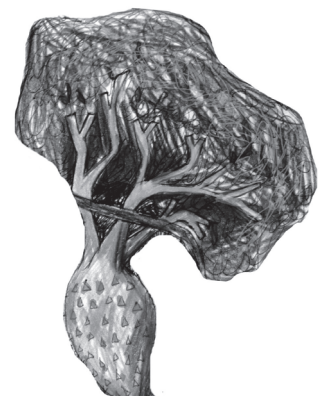
Fitoplancton, variables fisicoquímicas, ciclo hidrológico

### ABSTRACT

In this work we studied the spatial and temporal variations of phytoplankton and its relationship with physicochemical data, in rivers and streams of the Upper Bermejo River Basin. There were differences in the physico-chemical measured variables and phytoplankton abundances, spatially and along the hydrologic cycle. Mean dissolved oxygen, water flow rate, nitrates, turbidity and suspended solids decrease from February to October. *Bacillariophyta* and *Cyanophyta* increased in October, while *Chlorophyta*, *Cryptophyta*, *Euglenophyta*, *Chrysophyta* and *Euglenophyta* were higher in May. Significant relationships were recorded between the physicochemical characteristics of the waters and the abundance of each algal group.

### Key words

Phytoplankton, physicochemical variables, hydrologic cycle



**INTRODUCCIÓN**

Las provincias de Salta y Jujuy poseen una densa red hidrográfica, representada principalmente por las cuencas de los ríos Bermejo, Pilcomayo y Juramento. Esta extensa red hídrica soporta casi la totalidad de la actividad socioeconómica de estas provincias, ya que sus aguas se utilizan para consumo, riego, actividades pecuarias, diversos usos industriales y son además receptoras de los efluentes que generan las actividades antrópicas.

La Alta Cuenca del Río Bermejo (ACRB) se encuentra situada en la región neotropical y subtropical de Sudamérica y por la complejidad de ecosistemas que atraviesa desde su cuenca de captación en la región andina del sur de Bolivia y noroeste de Argentina, pasando por las yungas hasta su entrada en la llanura chaqueña, representa un caso único de heterogeneidad ambiental. Son incipientes aún los estudios limnológicos integrados sobre la dinámica de esta cuenca (Moraña, 2005).

La degradación de los recursos acuáticos ha sido motivo de preocupación del hombre desde antaño y, particularmente, en las últimas décadas. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, desarrollando criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas (Norris y Hawkins, 2000).

En muchos países se utilizan parámetros físico-químicos para evaluar la calidad del agua; éstos poseen una gran precisión pero solo reflejan la situación instantánea de las aguas, es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho de la evolución de una carga contaminante y la capacidad resiliente y amortiguadora de los ecosistemas acuáticos (Toro, *et al.*, 2003). Mientras que los estudios biológicos nos proveen información del presente y pasado de lo que está sucediendo en las aguas

(Alba-Tercedor, 1988). La literatura revela que de los organismos acuáticos, los macroinvertebrados y las microalgas son los dos grupos que a menudo se recomienda usar en evaluaciones de la calidad del agua (Hellowell, 1986; Christie y Smol, 1993; Kelly y Whiton, 1995).

Este trabajo aborda, por primera vez, el estudio del fitoplancton en ríos y arroyos pertenecientes a la (ACRB) a lo largo de un gradiente temporal y espacial, analizando además su relación con algunas variables físico-químicas. Los resultados obtenidos contribuirán al conocimiento de la ecología de estos ambientes lóticos, sirviendo como base para la planificación del uso de estos recursos hídricos, con múltiples aprovechamientos desde una perspectiva sustentable.

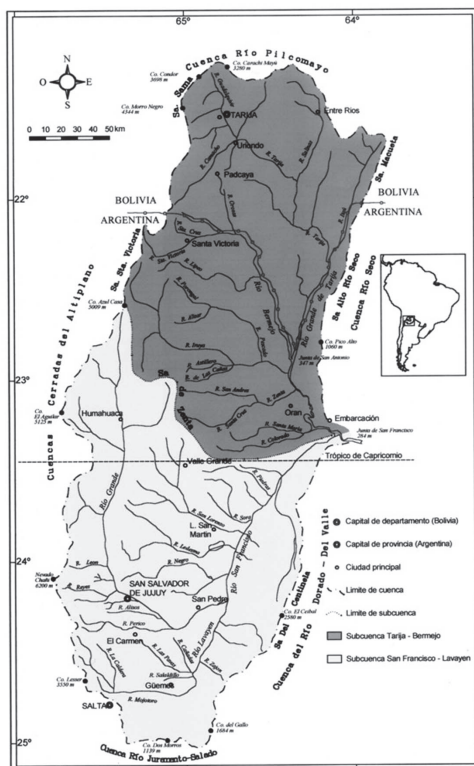
**ÁREA DE ESTUDIO**

La Alta Cuenca del Río Bermejo o Cuenca Activa se halla situada en el extremo NO de la Argentina y extremo SSE de Bolivia (mapa 1) y abarca una superficie total de 50.550 km<sup>2</sup>. El caudal anual medio es de 490 m<sup>3</sup>/s (OEA, 1973).

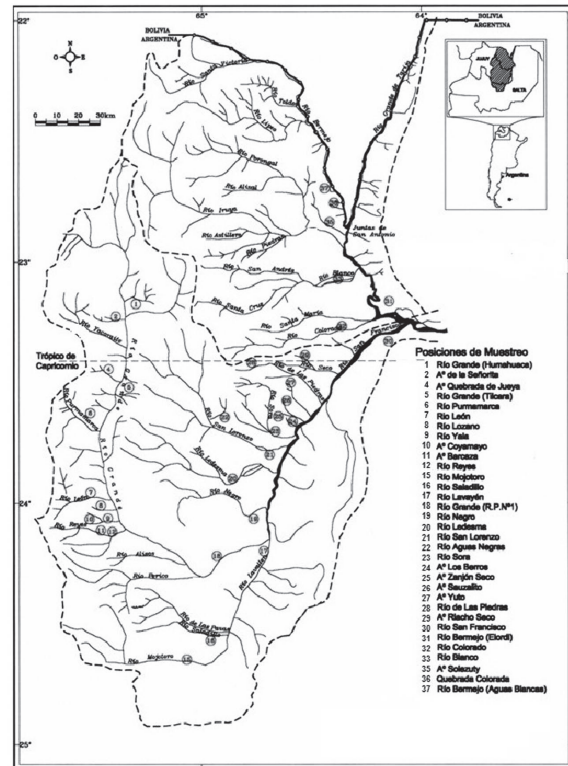
La geomorfología de la Cuenca Activa del Bermejo es variada, presenta cumbres de hasta 6200 msnm, valles profundos y amplios y extendidas planicies en las confluencias de los ríos principales, consecuentemente se encuentra en una zona de rápida transición climática en la que, en cortas distancias, las características varían considerablemente, desde las propias del clima subtropical húmedo a las del desértico (OEA, 1973).

El régimen pluvial tiene dos períodos bien diferenciados. El período lluvioso, entre los meses de noviembre a abril, concentra el 85 % del total de la precipitación anual mientras que la época de estiaje (mayo a octubre) posee una precipitación inferior al 15 % del total anual, siendo este comportamiento típico de los ríos de regiones tropicales.

La ACRB sufre un proceso de intensa erosión hídrica, trans-



**Mapa 1**  
Red Hidrográfica de la Alta Cuenca del Río Bermejo



**Mapa 2**  
Sitios de muestreo de la Alta Cuenca del Río Bermejo

Parámetro	Periodo	Media	Contra stes	Estadístico	Nivel de significación
Temperatura	Febrero	23,33	*	F = 16,07	0,000
	Mayo	17,81	*		
	Octubre	23,03	*		
Velocidad	Febrero	1,47	*	F = 13,90	0,000
	Mayo	1,31	*		
	Octubre	0,55	*		
Nitrato	Febrero	2,55	*	F = 27,73	0,000
	Mayo	1,71	*		
	Octubre	0,97	*		
Magnesio	Febrero	8,72	*	F = 3,62	0,033
	Mayo	9,70	*		
	Octubre	18,85	*		
Amonio	Febrero	0,16	*	H = 9,29	0,010
	Mayo	0,07	*		
	Octubre	0,12	*		
O.D. %	Febrero	71,47	*	H = 30,18	0,000
	Mayo	62,81	*		
	Octubre	54,34	*		
pH	Febrero	8,07	*	H = 9,90	0,007
	Mayo	7,80	*		
	Octubre	8,21	*		
Turbidez	Febrero	4927,30	*	H = 13,81	0,001
	Mayo	600,05	*		
	Octubre	533,57	*		
Sólidos susp.	Febrero	1748,71	*	H = 16,22	0,000
	Mayo	443,09	*		
	Octubre	147,41	*		
Fosfatos	Febrero	0,26	*	H = 19,75	0,000
	Mayo	0,14	*		
	Octubre	0,41	*		
Fósftotal	Febrero	3,28	*	H = 7,96	0,019
	Mayo	0,98	*		
	Octubre	1,14	*		
Clorofila a	Febrero	2,37	*	H = 12,11	0,002
	Mayo	5,03	*		
	Octubre	7,09	*		

Tabla 1

Valores medios de los parámetros que presentaron diferencias entre los distintos períodos hidrológicos (Febrero = lluvias, Mayo = transición lluvia – estiaje, Octubre = estiaje). F = ANOVA, H = Kruskal – Wallis.

porta una extraordinaria carga de sólidos, aproximadamente 95 millones de toneladas de sedimento anual, siendo el río con mayor producción de sedimentos del continente americano. Aporta el 75 % del total de sedimentos transportados por el sistema fluvial de los ríos Paraguay y Paraná, hasta el Río de la Plata. Esta carga sólida es la responsable de los sedimentos depositados en los canales navegables del curso, que obligan a una continua y costosa labor de dragado. Es asimismo una de las principales causantes del progresivo avance del delta del río Paraná en Río de la Plata (OEA, 1974).

#### SITIOS Y METODOLOGÍA DE ESTUDIO

Se estudiaron 34 ambientes lóticos (mapa 2), en las diferentes condiciones hidrológicas, la época de lluvias (febrero 1999), la época de transición lluvia-estiaje (mayo de 1999) y la de época de estiaje (octubre de 1999). A los efectos del análisis del fitoplancton no se consideró el muestreo realizado en época de lluvias dada la imposibilidad de evaluar la densidad algal, a causa del exceso de material abiosestónico producido por el lavado de suelos hacia los cuerpos de aguas.

En cada sitio de estudio se midieron *in situ* los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mg}/\text{l}$  y %), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) del agua y turbidez

(NTU). Se obtuvieron muestras de agua para los análisis químicos de laboratorio, los que se realizaron siguiendo la metodología de APHA(1989) y APHA, AWWA, WPCF (1992). Los pigmentos fotosintéticos se cuantificaron mediante la técnica de Scor-Unesco modificada en Cabrera Silva (1984).

De cada sitio se colectaron muestras enteras para el recuento del fitoplancton, las que se fijaron *in situ* con solución ácida de Lugol (Jones, 1979). En el laboratorio se colocaron a sedimentar alícuotas de volumen variable dependiendo de la densidad sestónica (2,5 – 50 mL), en cámaras combinadas siguiendo la metodología de Utermöhl (1958). Después de 24 horas se contaron las algas sedimentadas bajo un microscopio invertido marca OLYMPUS a 430 x. Los datos resultantes se expresaron como medida de la densidad, en org./mL.

El análisis de los datos se llevó a cabo utilizando el programa SYSTAT bajo Windows.

#### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

##### PARAMETROS FÍSICO QUÍMICOS y CLOROFILA a

Se observaron marcadas diferencias en el comportamiento de las distintas variables analizadas a lo largo del ciclo hidrológico, lo que era esperable ya que es sabido que los ríos de montaña están influenciados principalmente por su régi-

men de precipitación (Margalef, 1982). Las variables físicas, químicas y biológicas responden a este patrón condicionado por el clima local (Martínez & Donato, 2003; Moraña, 2005).

Los valores promedio de oxígeno disuelto, velocidad de la corriente, concentración de nitratos, turbidez y sólidos suspendidos disminuyen desde febrero (lluvias) a octubre (estiaje), mientras que las concentraciones de clorofila a y magnesio se comportan absolutamente a la inversa, logrando sus máximas concentraciones en el mes de octubre (tabla 1).

A partir del mes de mayo (transición lluvia – estiaje) los caudales comienzan a disminuir y los sólidos en suspensión comienzan a sedimentar, por un decrecimiento de la velocidad del agua que trae aparejada una pérdida de la fuerza de la corriente en sentido horizontal y vertical de modo que no se logra contrarrestar el efecto gravitatorio y las partículas comienzan a caer hacia el fondo del lecho. Este proceso se ve favorecido por una disminución de la turbulencia del agua, que de este modo impide la resuspensión de partículas desde el lecho hacia la columna de agua. De tal modo, los valores de turbidez caen bruscamente desde febrero a mayo, y fueron mínimos durante el mes de octubre.

A medida que aumenta la temperatura del agua y las concentraciones de amonio y fosfato, tal como cabría esperar, aumentan también los valores de clorofila a. Esto se observa tomando en cuenta los datos desde la época de transición hasta el estiaje más pronunciado. No ocurre lo mismo durante el mes de febrero, dado que a pesar de tener las máximas temperaturas y concentraciones de nutrientes, se verifican los menores registros de concentración de pigmentos fotosintéticos. Este comportamiento se debe a que en la época de lluvias los ríos poseen altísimos valores de turbidez debido a sólidos en suspensión, que impiden una buena penetración de la luz necesaria para que el fitoplancton realice fotosíntesis, además del efecto abrasivo perjudicial que las elevadísimas concentraciones de sólidos en suspensión tienen sobre las algas. Este patrón también se podría comparar con lo observado en muchos ríos tropicales y subtropicales donde las comunidades fitoplanctónicas no alcanzan una densidad alta debido a los niveles elevados de turbidez causados por los sólidos suspendidos aportados por procesos erosivos de los suelos (Meybeck *et al.*, 1992).

### FITOPLANCTON

En el total de muestreos de fitoplancton realizados se registraron 210 taxa, pertenecientes a diatomeas (111), algas verdes (48), cianobacterias (19), crisofíceas (13), criptofitas (8), euglenofitas (8) y xantofíceas (3).

Tomando en consideración los porcentajes de abundancia relativa, se observó una variación en la representatividad de cada grupo de algas en relación a las distintas condiciones hidrológicas, no obstante, las diatomeas siempre ocuparon el primer lugar de importancia, tal como se observó en otros ríos aluviales de Argentina (del Giorgio *et al.*, 1991; Sastre *et al.*, 1994; Tracanna y M. De Marco, 1997; Salusso y Moraña, 2000).

Durante la época de transición lluvia-estiaje, se observó una marcada superioridad de las diatomeas (representadas con el 50,75%), el segundo grupo de importancia correspondió a las algas verdes (24,04 %), seguidas por las criptofitas y crisofíceas (11,72 % y 8,49 % respectivamente), las euglenofitas aportaron el 4,26 %, los restantes grupos algales se

encontraron pobremente representados.

Durante la época de estiaje, se observó un aumento en el porcentaje de diatomeas (alcanzando el 63,61%), con la consiguiente disminución en representatividad de los restantes grupos, así las algas verdes bajaron al 22,08 %, mientras que las criptofitas y crisofíceas disminuyeron hasta el 3,47 % y 4,55 % respectivamente, las cianobacterias aumentaron logrando una representatividad del 5,45 % que las ubica terceras en orden de importancia luego de las algas verdes, las euglenofitas aportaron solamente un 0,72 %.

En resumen, la variación temporal en la representatividad de los principales grupos algales, mostró que la proporción de diatomeas y cianobacterias aumentó durante el período de bajos caudales, en tanto que los porcentajes de algas verdes, criptofitas, crisofíceas y euglenofitas fueron superiores durante la transición lluvia – estiaje, comportamientos similares fueron observados para el río Correntoso en la llanura aluvial del Paraná (Anselmi de Manavella y García de Emiliani, 1995).

Las algas en la mayoría de los sitios estudiados presentaron una composición característica de sistemas lóticos de bajo orden (Margalef, 1980), en los que existe una gran contribución, tanto en riqueza como en abundancia, de especies de diatomeas pennadas. Estos resultados coincidieron con los observados en ríos serranos de Córdoba (Corigliano *et al.*, 1994; Tucumán (Tracanna y Martínez De Marco, 1997; Seeligmann, 1998) y Salta (Moraña, 1998; Salusso, 1998; Salusso y Moraña, 2000).

Entre los componentes de la ficoflora de los ríos de zonas montañosas se destacan las formas epilíticas que pueden desprenderse del sustrato cuando el aumento del caudal permite un mayor arrastre de partículas sólidas. Similares observaciones fueron realizadas en ríos de las provincias de Córdoba (Martínez de Fabricius *et al.*, 1988) y Tucumán (Mirande, 2001). El reclutamiento temporal de especies ticoplanctónicas de los sedimentos, permitiría explicar, en parte, la supervivencia de las comunidades algales fluviales (Billen *et al.*, 1994; Reynolds, 1994). Durante la transición lluvia – estiaje del 50,75 % de diatomeas observadas el 48,36 % fueron pennadas y solamente el 2,39 % restante fueron céntricas. Entre las diatomeas pennadas, las especies mejor representadas fueron: *Achnanthes minutissimum*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema olivaceum*, *G. parvulum*, *Navicula capitonradiata*, *N. cincta*, *Nitzschia amphibia*, *N. dissipata*, *N. palea* y *Reimeria sinuata*.

Durante la época de bajos caudales se observó una situación diferente a la antes mencionada, ya que del 63,61 % de diatomeas observadas el 49,12 % fueron céntricas y el 14,49 % restante fueron pennadas.

La representatividad de los diferentes grupos de algas en los distintos sitios de estudio fue muy variada, dependiendo de las características propias de cada sitio, rugosidad del lecho, emplazamiento en diferentes zonas geográficas y climáticas, diferentes grados de calidad fisicoquímica de las aguas, y, obviamente, se presentaron también diferencias en las distintas épocas del ciclo hidrológico.

El análisis de componentes principales realizado considerando las abundancias relativas (individuos/mL) de las seis grupos algales durante el período de transición lluvia-estiaje, permitió reducir estas variables a dos componentes que explicaron el 89 % de la variación total (Fig. 1).

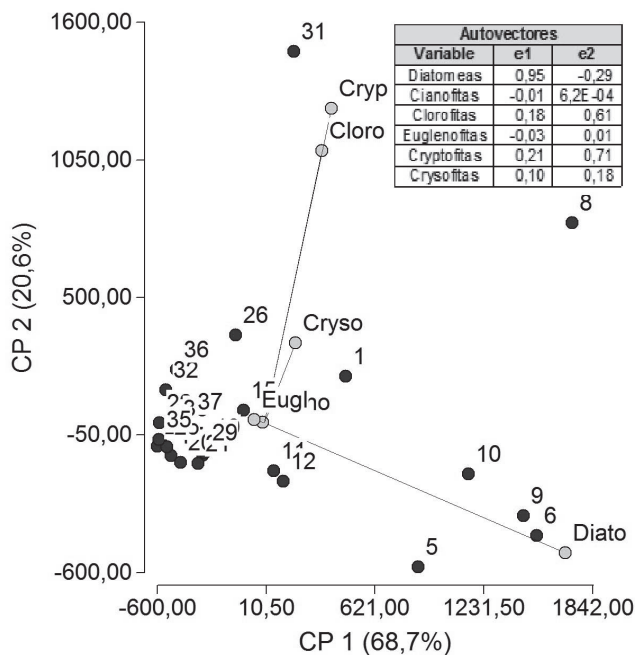


Figura 1  
Análisis de Componentes Principales realizado con datos de abundancia de las distintas divisiones algales durante la transición lluvia – estiaje.

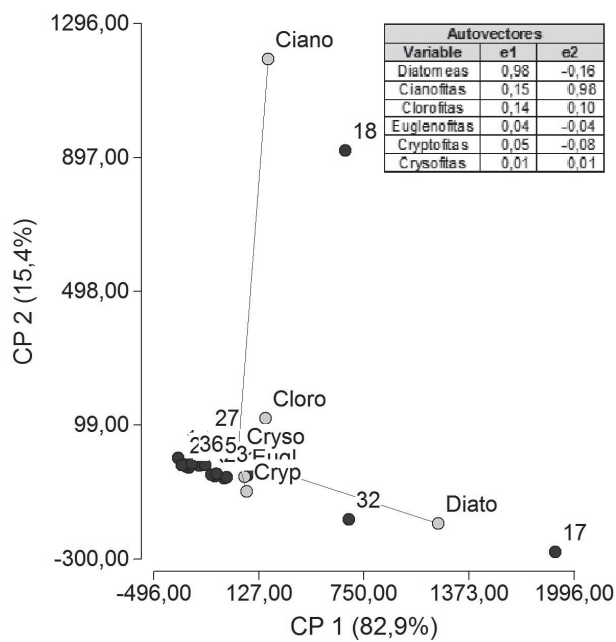


Figura 2  
Análisis de Componentes Principales realizado con datos de abundancia de las distintas divisiones algales durante el estiaje.

El primer componente explicó el 69 % de la variación total de los datos y estuvo definido por su relación directa con los datos de abundancia de diatomeas. Hacia la parte positiva del eje se situaron los ríos y arroyos, emplazados a mayor altitud en regiones montañosas de las provincias fitogeográficas de la Puna, Prepuna y Altoandina, de clima semiárido y en general registros reducidos de precipitación, (sitios 1, 5, 6, 8, 9, 10 y 12), con lechos pedregosos, bajos niveles de turbiedad y conductividades en el rango de 100 a 500  $\mu$ S/cm. Estos ambientes están caracterizados por altos porcentajes de diatomeas pennadas, siendo las especies más importantes *Achnanthydium minutissimum*, *Cymbella tumida*, *Encyonema caespitosum*, *Gomphonema angustatum*, *G. olivaceum*, *Navicula capitorradiata*, *Nitzschia amphibia*, *N. dissipata*, *N. palea* y *Reimeria sinuata*.

El segundo componente explicó el 21% de la variación total y estuvo definido por su relación directa con los datos de abundancia de criptofitas y algas verdes que fueron las variables de mayor peso en el componente.

Hacia la región negativa de ambos componentes se ubicaron los sitios (26, 29, 31, 32, 33, 35, 36 y 37) emplazados en la provincia fitogeográfica de las Yungas, una zona climática con registros más altos de temperatura y precipitación. En esta región, los ríos, arroyos y quebradas poseen, generalmente, lechos no pedregosos, compuestos por partículas de tamaño fino tales como arenas y arcillas, lo que aumenta en general los valores de turbidez debido a las concentraciones de sólidos en suspensión. Estos sitios estuvieron caracterizados por una distribución más equitativa del porcentaje de contribución de los diferentes grupos algales, las clorofitas y criptofitas fueron en general los grupos dominantes, con especies de clorofitas tales como *Chlamydomonas debaryana*, *Chlamydomonas* sp. y *Chloromonas* sp. Entre las criptofitas se destacaron *Cryptomonas erosa*, *C. marssonii* y *Rhodomonas minuta*. Las euglenofitas estuvieron representadas por *Euglena viridis*, *Euglena oxyuris*, y diversas especies de

*Trachelomonas*. Dentro de las diatomeas las especies más importantes son: *Cyclotella meneghiniana*, *Discostella stelligera*, *Melosira varians* y en menor proporción *Cocconeis placentula*, *Nitzschia palea*, *N. dissipata*, *Adlafia minuscula* y *N. cryptocephala*.

El análisis de componentes principales realizado considerando los datos de las abundancias relativas de los seis grandes grupos algales antes mencionados en las muestras obtenidas durante período de estiaje, nos permitió reducir la información a dos componentes que explicaron el 98 % de la variación total encontrada (Fig. 2). Para el presente análisis no se incorporó al Río San Francisco (sitio 30) dado que la elevada densidad de diatomeas que presentó (22386 ind/mL) sesgaba el análisis.

El primer componente explicó el 83 % de la variación total de los datos y estuvo definido por su relación directa con los datos de abundancia de diatomeas, considerándola como la variable que más información aportó al componente. Este parámetro aumentó en los sitios de muestreo ubicados hacia la parte positiva del eje (Fig. 2). Se pueden observar dos sitios considerados atípicos, los ríos Lavayén (sitio 17), y Colorado (sitio 32), que no son de zonas estrictamente montañosas, ambos son de orden mayor que los restantes y además la calidad fisicoquímica de sus aguas es inferior con relación a la de los ríos y arroyos de montaña. Esto explica que, más del 90 % de la representatividad de diatomeas céntricas tales como *Cyclotella meneghiniana*, *C. atomus*, *Discostella stelligera* y en menor grado *Melosira varians*, se encuentren casi exclusivamente en los mencionados ríos. Estos datos concuerdan con los obtenidos en estudios realizados en el país en ríos de orden mayor, que muestran a las *Bacillariophyceae* como clase dominante pero con representantes de formas mayoritariamente céntricas (García de Emiliani, 1981; Luchini, 1980; Schiaffino, 1977; Gómez, 1990, 1991; Anselmi de Manavella y García de Emiliani, 1995; O'Farrell et al., 1996).

El segundo componente explicó el 15 % de la variación total y estuvo definido por su relación directa con los datos de abundancia de cianobacterias y su relación inversa con las abundancias de algas pertenecientes a la división criptofitas. Se puede observar que el sitio 18 (Río Grande en su intersección con la ruta provincial N° 1) se separa del resto debido a sus altos valores de abundancia de cianobacterias de las especies: *Oscillatoria subtilissima*, *Chroococcus turgidus* y *Coelosphaerium naegelianum*.

#### RELACIONES DEL FITOPLANCTON CON LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS

Se empleó el Coeficiente de Correlación de Pearson para estudiar las relaciones significativas entre las variables físico-químicas y biológicas.

Las cianobacterias muestran numerosas adaptaciones fisiológicas a condiciones extremas tales como: déficit de oxígeno, escasez de nutrientes, bajas intensidades lumínicas, altas conductividades específicas, entre otras (O'Farrell *et al.*, 2003). Su abundancia se correlacionó positivamente con los valores de conductividad ( $r=0,56$ ;  $p=0,002$ ), sólidos totales ( $r=0,47$ ;  $p=0,01$ ), alcalinidad ( $r=0,51$ ;  $p=0,01$ ) y consecuentemente con esta última correlación, se observó una correlación positiva con las concentraciones de carbonatos ( $r=0,53$ ;  $p=0,004$ ) y bicarbonatos ( $r=0,49$ ;  $p=0,01$ ). Se observó una relación positiva con la concentración de ortofosfatos ( $r=0,49$ ;  $p=0,01$ ), estos datos se contraponen a los obtenidos por De León y Chalar (2003) en un estudio realizado en el embalse Salto Grande, donde el mayor desarrollo de cianobacterias coincidió con concentraciones indetectables de fósforo.

Las cianofitas están bien adaptadas para vivir bajo condiciones de anoxia, y en adición a la respiración normal aeróbica en oscuridad, virtualmente todas las especies constituyen masas microbianas capaces de realizar procesos de fermentación (Stal y Moezelaar, 1997). Además, en adición a la fotosíntesis normal aeróbica, numerosas especies son capaces de fotosíntesis anoxigénica dependiente del sulfuro (Garlick *et al.* 1977; Sorokin, 1999). Esto explicaría la correlación negativa observada entre la abundancia de cianofitas y los tenores de oxígeno disuelto ( $r=-0,38$ ;  $p=0,04$ ).

La abundancia de euglenofitas estuvo fuertemente correlacionada con los valores de sólidos suspendidos ( $r=0,76$ ;  $p=0,000$ ) y consecuentemente con los registros de turbidez ( $r=0,56$ ;  $p=0,002$ ). Se ha reportado a numerosas especies de euglenofitas como mixotróficas (Jones, 1994, 2000). Condiciones desfavorables de luz y concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD) relativamente altas pueden presentar una desventaja a los fotótrofos obligados, por la limitación de luz, y el incremento en la competencia con las bacterias por los nutrientes inorgánicos. En otras palabras, la mixotrofia provee suplementación de nutrientes a través de la ingesta de bacterias o de COD (Jones, 2000). Al igual que las cianobacterias, se observó una relación positiva con el fósforo, aunque en éste caso en su forma de fósforo total ( $r=0,45$ ;  $p=0,02$ ). Por último, se observó una correlación negativa entre las abundancias de euglenofitas y los registros de pH ( $r=-0,38$ ;  $p=0,05$ ).

Las diatomeas sólo se correlacionaron negativamente con la concentración de amonio ( $r=-0,38$ ;  $p=0,05$ ), similar comportamiento se observó en estudios realizados en el

río Gastona de la provincia de Tucumán (Mirande, 2001).

#### CONCLUSIONES

Los múltiples patrones de relieve, suelos, clima y geología presentes en la Alta Cuenca del Río Bermejo, se reflejaron en una significativa variación, espacial y temporal, de las características físico-químicas y biológicas de sus sistemas lóticos.

Se observaron relaciones entre la calidad físico-química de las aguas y la abundancia poblacional de cada una de las divisiones algales.

Se produce un desmejoramiento de las características físico-químicas y biológicas de la calidad de las aguas durante la época de bajos caudales, debido al efecto de concentración de contaminantes.

Durante la época de lluvias se produce una pérdida de calidad de las aguas, con altos tenores de turbidez, debido a la elevada concentración de sólidos provenientes del lavado de los suelos.

#### REFERENCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- ANSELMINI DE MANAVELLA, M.I. y M.O. GARCIA DE EMILIANI. 1995. Composición y dinámica del fitoplancton en una sección transversal del río Correntoso (Llanura aluvial del río Paraná). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 26 (2): 39-54.
- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos estandarizados para examinación de aguas y aguas de desecho. Ed. Santos, España. 654 pp.
- APHA. 1989. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 21 edition. Washington, 459 pp.
- BILLEN, G.; J. GARNIER y P. HANSET. 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine River System. In: Descy, J.; P. Reynolds y J. Padisák. (Eds.). *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes*. Hydrobiologia, 294: 119-137.
- CABRERA SILVA, S. 1984. Estimación de la concentración de clorofila a y feopigmentos. Una revisión metodológica. En Bahamonde, N. Y S. Cabrera (eds.). *Embalses, fotosíntesis y productividad primaria. Programa sobre el hombre y la biosfera*. UNESCO. Universidad de Chile, 236 pp.
- CORIGLIANO, M. del C.; FABRICIUS, A. L. M. de; LUQUE, M. E. y N. GARI. 1994. Patrones de distribución de variables físico-químicas y biológicas en el río Chocanchavara (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC*, 14 (2): 177 - 194.
- CHRISTIE, C. y J. SMOL. 1993. Diatom Assemblages as Indicators of Lake Trophic Status in Southeastern Ontario Lakes. *J. Phycol.* 29: 575-586.
- DE LEON, L. y G. CHALAR. 2003. Abundancia y diversidad de fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina - Uruguay). *Ciclo estacional y distribución espacial*. *Limnética*. 22 (1-2): 103-113.
- DEL GIORGIO, P.; VINOCUR, A. L.; LOMBARDO, R. J. y H. G. TELL. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river - a multivariate approach. *Hi-*

drobiología, 224: 129-154.

GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante. *Rev.Asoc. Cienc. Nat.del Litoral*. 12: 112-125.

GARLICK, S., A. OREN y E. PADAN. 1977. Occurrence of facultative anoxygenic photosynthesis among filamentous and unicellular cyanobacteria. *J. Bacteriol.* 129: 623-629.

GOMEZ, N. 1990. Variaciones morfológicas de *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg.) Simonsen (Bacillariophyceae) en el embalse Río III, Córdoba, Argentina. *Biota, Chile*, 6: 45-51.

GOMEZ, N. 1991. Poblaciones de diatomeas planctónicas en una represa subtropical: Embalse Río III, Argentina. *Limnol.*, 27(1): 3-14.

HELLAWEL, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, England. 546pp.

JONES, J.G. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. *Scient. Publ. Freshwat. Biol. Ass.* 39: 1- 107.

JONES, R. L. 1994. Mixotrophy in planktonic protists as a spectrum of nutritional strategies. *Marine Microbial Food. Webs* 8 (1-2): 87-96.

JONES, R. L. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwat. Biol.* 45: 219-226.

KELLY, M. y B. WHITTON. 1995. The Trophic Diatom Index: a New Index for Monitoring Eutrofication in River. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.

LUCHINI, L. 1980. Estudios ecológicos de la Cuenca del Río Limay (Argentina). *Revista Asociación Ciencias Naturales del Litoral*. 12: 44 – 58.

MARGALEF, R. 1980. Composición y fenología de la vegetación algal de un arroyo de Montseny (Barcelona). *Oecologia aquatica*, 4: 111-112.

MARGALEF, R. 1982. *Ecología*. Editorial Omega, Barcelona. 1010 pp.

MARTÍNEZ, L. & J. DONATO. 2003. Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical. *Caldasia*, 25(2): 337 – 354.

MARTINEZ DE FABRICIUS, A.L., M.C.FERNANDEZ BELMONTE, N. GARI y M.C. CORIGLIANO. 1988. Análisis del componente algal en transporte en ríos y arroyos del Valle de Calamuchita (Córdoba, Argentina). *Rev. UNCR.* 8(19): 95- 110.

MEYBECK, M., G. FRIEDRICH, R. THOMAS y D.CHAPMAN. 1992. Rivers. In: CHAPMAN, D.(ed.), *Water Quality Assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, 2nd ed., pp. 239-316. Chapman & Hall, London.

MIRANDE, V. 2001. Dinámica del fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina) en relación a la calidad de sus aguas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Tucumán.

MORAÑA, L.B. 1998. Estudio de la calidad del agua en un subsistema de ríos de la provincia de Salta sometidos a acción antrópica. Tesis de Magister. Universidad Nacional del Litoral. 88 pp.

MORAÑA, L.B. 2005. Limnología de los ambientes lóticos pertenecientes a la Alta Cuenca del Río Bermejo,

Argentina. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. 168 pp.

NORRIS, R. y C. HAWKINS. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiología* 435: 5-17.

OEA (ORGANIZACIÓN ESTADOS AMERICANOS). 1973. Estudio de los Recursos Hídricos de la Alta Cuenca del Río Bermejo y Programación para su desarrollo.

OEA (ORGANIZACIÓN ESTADOS AMERICANOS). 1974. Cuenca del Río de la Plata. Estudio para su planificación y desarrollo. I°- Alta Cuenca del Río Bermejo. Estudio de los Recursos Hídricos. 166 págs.

O'FARRELL, I.; I. IZAGUIRRE y A. VINOCUR. 1996. Phytoplankton ecology of the Lower Paraná River (Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 115/ Large Rivers, 11 (1): 75-89.

O'FARRELL, I.; SINISTRO, R.; IZAGUIRRE, I. Y F. UNREIN. 2003. Do steady state assemblages occur in shallow lentic environments from wetlands?. *Hydrobiología* 502: 197-209.

REYNOLDS, C. S. 1994. Paradigms regained – potamoplankters do it on the side. In: Ferguson, A. J. y d. Harper. (Eds.). *The ecological basis for river management*. Wiley-Interscience, London.

SALUSSO, M.M. 1998. Estudio de la calidad del agua de dos subsistemas de ríos de la provincia de Salta (Argentina). Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fé, Argentina.

SALUSSO, M. M. y L. B. MORAÑA. 2000. Características Físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la alta cuenca del Río Juramento (Salta, Argentina). *Natura Neotropicalis* 31 (1y2): 29-44.

SASTRE, A. V.; SANTINELLI, N. H.; OTAÑO, S. H.; IVANISSEVICH, M. E. y M. G. AYESTARÁN. 1994. Diatom blooms and their relation to water supply. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1974-1978.

SCHIAFFINO, M. 1977. Fitoplancton del Río Paraná: I. Sus variaciones en relación al ciclo hidrobiológico en cauces secundarios de la llanura aluvial. *Physis* 36 (92): 115 – 125.

SEELIGMANN, C. 1998. Evaluación de la estructura y dinámica ficológica en el río Salí (Tucumán-Argentina), en relación al impacto de la contaminación antropogénica. Tesis Doctoral. Facultad de Cs. Naturales e IML. UNT. Tucumán. 191 pp.

SOROKIN, Y. I. 1999. *Aquatic Microbial Ecology*. Backhuys Publ., Leiden. 247 pp.

STAL, L. J. y R. MOEZELAAR. 1997. Fermentation in cyanobacteria. *FEMS Microbiol. Rev.* 21: 179-211.

TORO, J.; SCHUSTER, J. y J. KUROSAWA. 2003. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Río Maipo (Santiago: Chile). Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica.

TRACANNA, C. y S. N. MARTINEZ DE MARCO. 1997. Ficoflora del río Salí y sus tributarios en áreas del embalse Dr. C. Gelsi (Tucumán – Argentina). *Natura Neotropicalis* 28, (1): 23 – 38.

UTERMOHL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver.Limnol.* 9: 1 – 38.