

Tesis de Posgrado

Contribución al conocimiento de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo en ambientes lóticos y leníticos del noreste argentinos

Pedrozo, Fernando Luis

1988

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Pedrozo, Fernando Luis. (1988). Contribución al conocimiento de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo en ambientes lóticos y leníticos del noreste argentinos. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2105_Pedrozo.pdf

Cita tipo Chicago:

Pedrozo, Fernando Luis. "Contribución al conocimiento de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo en ambientes lóticos y leníticos del noreste argentinos". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 1988.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2105_Pedrozo.pdf

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

UNIVERSIDAD NACIONAL DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

CONTRIBUCION AL CONOCIMIENTO DE LOS CICLOS
BIOGEOQUIMICOS DEL NITROGENO Y DEL FOSFORO
EN AMBIENTES LOTICOS Y LENITICOS DEL NORESTE
ARGENTINO.

por FERNANDO LUIS PEDROZO

Director: DR. ARGENTINO A. BONETTO

Lugar de trabajo: Centro de Ecología Aplicada
del Litoral (CECOAL)

Tesis presentada para optar al título de Doctor en
Ciencias Biológicas

A Ñ O 1 9 8 8

2105
Ej. 2.

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN	1
INTRODUCCION	6
MATERIALES Y METODOS	11
APORTES DE NITROGENO Y FOSFORO EN EL AGUA DE LLUVIA	25
RIOS: Algunas características de las cuencas	40
* Río Paraná: resultados y discusión	47
* Río Paraguay: resultados y discusión	73
* Río Bermejo: resultados y discusión	88
AMBIENTES LOTICOS Y LENITICOS DE LA PLANICIE ORIENTAL CHAQUEÑA.	109
* Madrejones	109
El Puente	112
Cubierto	121
Discusión	127
* Ríos y esteros	130
Río de Oro	134
Río Guaycurú	139
Río Tragadero	142
Esteros y otro ambientes lóticos	147
Discusión	149
DISCUSION FINAL	155
CONCLUSIONES	170
BIBLIOGRAFIA	173

al Dr. Argentino A. Bonetto

A G R A D E C I M I E N T O S

Al Dr. Argentino A. Bonetto por la dirección, orientación, lectura crítica de este trabajo y por la constante preocupación en fomentar mi formación profesional. Al Dr. Carlos C. Bonetto por el permanente impulso a mi carrera y por la lectura crítica del manuscrito. Al Dr. Demetrio Boltovskoy por su continua disposición y asesoramiento en su calidad de Consejero de Estudios. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por otorgarme las becas con las cuales se pudo desarrollar este trabajo de Tesis. Al Instituto Nacional de Limnología de La Plata y al Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (Departamento de Aguas Continentales), por haberme aceptado como pasante y entrenado en diversos aspectos de la Limnología Química. A la Lic. Yolanda Zalocar por el recuento de fitoplancton en bioensayos. Al Laboratorio de Química del CECOAL por la realización de análisis de clorofila, calcio, alcalinidad y DQO. Al Lic. Víctor Conzozzo y al Lic. Simón Cuch por su valiosa ayuda en la Limnología Química. Al Sr. Luis Benetti por su gran disposición para colaborar durante el desarrollo de las tareas de campo. A los Sres. Juan Bonckzoc y Emerio Vicentini por el gran empeño y dedicación aplicados a resolver diversos problemas de orden técnico en las tareas de laboratorio. A todo el plantel de investigadores y técnicos del Centro de Ecología Aplicada del Litoral por el permanente apoyo recibido.

R E S U M E N

Durante un período de dos años se estudiaron los ríos Alto Paraná, Paraguay y Bermejo, dos ambientes leníticos de la Planicie aluvial del río Paraná, y el agua de lluvia de la ciudad de Corrientes. Asimismo, durante el año 1985 se realizaron estudios sinópticos en ríos y esteros localizados en la Planicie Oriental Chaqueña.

Los ríos Alto Paraná y Paraguay, con el aporte del río Bermejo en su último tramo, confluyen a la altura de la Ciudad de Corrientes para formar el río Paraná Medio. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto las diferencias de las respectivas cuencas que drenan. El río Alto Paraná, y su tramo anterior, el Paraná Superior, drena una extensa zona del Planalto brasileño conformado en parte por el "Escudo Cristalino Brasileño" (Precámbrico) y basaltos del Jurásico-Cretácico. En la porción brasileña de la cuenca correspondiente al Paraná Superior se asientan importantes poblaciones, grandes centros industriales, se desarrolla una intensa actividad agrícola, y, además, el río y sus afluentes se hallan seccionados por numerosas represas. El río Paraguay nace en la Meseta de Matto Grosso y drena el Sistema del Gran Pantanal el cual influye marcadamente en la regulación del drenaje y características físicas y químicas de sus aguas, aparte de su biota. El río Bermejo transcurre, en su alta cuenca, por la pronunciada pendiente oriental de los Andes, para desaguar en el Bajo Paraguay. En estos dos últimos ríos, la influencia humana dentro de sus respectivas cuencas, es escasa.

En los tres ríos, se evaluó la concentración de nitrógeno y fósforo. En los ríos Paraná y Bermejo, la forma particulada del fósforo (PTP) constituyó la mayor fracción del fósforo total (PT) (63 y 94 %, respect.), mientras que en el río Paraguay el fósforo total disuelto (PTD) fue superior al particulado (62 % del PT). Para los tres ríos se calcularon las tasas de exportación de sólidos suspendidos, nitrógeno inorgánico y fósforo (total, disuelto y particulado). En el río Bermejo tanto la tasa de exportación de sólidos en suspensión como la de fósforo total resultaron elevadas (1.200 Tn/Km² año y 313 KgP/Km² año) debido a los aportes sedimentarios originados en la elevada erosión en su alta cuenca. El río Paraguay presentó las tasas de exportación más bajas (7 Tn/Km² año y 17 KgP/Km² año, respect.) en relación con la falta de relieve y la mayor cobertura vegetal dentro de su cuenca. En el río Alto Paraná se registraron tasas de exportación comparativamente bajas (14 Tn sólidos suspendidos/Km² año y 28 KgP/Km² año), a pesar de la intensa erosión de los suelos en su cuenca superior. Los bajos valores se originarían por los numerosos represamientos del río en el tramo superior, lo cual determinaría una importante retención en los embalses, de los sólidos en suspensión y del fósforo asociado. En el río Alto Paraná se obtuvo la mayor tasa de exportación de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (188 KgN/Km² año), probablemente en relación con la intensa influencia antrópica en su alta cuenca (fertilización de suelos, desechos humanos, etc.). Tanto en el río Paraguay como en el Bermejo la tasa de exportación de NID fue menor que en el Paraná (19 y 76 KgN/Km² año). En los ríos Paraná y Bermejo la principal fracción del NID la representaron los nitratos (~250 µgN-NO₃/l), mientras que en

el río Paraguay el amonio constituyó la principal fracción. Tal característica se relacionaría con el mayor contenido de materia orgánica y la menor concentración de oxígeno disuelto de sus aguas.

Sobre muestras de sedimentos y sólidos en suspensión, se efectuaron, para los tres ríos, análisis del contenido de hierro, calcio, fósforo y nitrógeno, y a su vez se realizaron extracciones de fósforo y nitrógeno con diferentes extractantes. El río Paraná presentó un alto contenido de hierro en relación con los suelos lateríticos propios de la cuenca superior. El fraccionamiento del P reveló que el 60 % se extrajo en la fracción asociada al hierro. Asimismo, también en el río Paraguay la principal fracción del P se halló vinculada al hierro. Por el contrario, en el río Bermejo el fósforo unido al calcio representó un 75 % del PT extractable, en coincidencia con la sobresaturación de carbonato de calcio de sus aguas. Dichos resultados concuerdan con las experiencias de fijación de fósforo a sedimentos de cada río. La mayor capacidad de fijación de P correspondió a los sedimentos de los ríos Paraná y Paraguay debido a su mayor contenido de Fe, lo cual se halla en relación con la menor concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) de sus aguas. En el río Bermejo, debido al mayor contenido de material calcáreo de sus sedimentos, la capacidad de fijación fue menor y la concentración de PRS en el agua fue la más elevada.

Los ambientes leníticos estudiados ("madrejones") del valle de inundación del río Paraná en los inicios de su tramo medio, presentan períodos de agotamiento de oxígeno disuelto debido a la combinación de las altas temperaturas,

cobertura vegetal y el gran contenido de materia orgánica disuelta y particulada. En las aguas de fondo, por ejemplo, en el madrejón que presentó mayor cobertura vegetal, la anoxia puede persistir todo el año. De este modo se verifica la liberación de iones desde los sedimentos, resultando una alta "carga interna" de fósforo, y se favorecen los procesos de desnitrificación. Estas condiciones se manifiestan en las bajas relaciones NID/PRS (N/P) halladas en estos ambientes.

En los ríos Tragadero, Oro y Guaycurú, se observó la influencia de las lluvias locales sobre el ciclo hidrológico y sobre la variación en la concentración de fósforo, nitrógeno y materia orgánica disuelta (MOD). El PTD representó la mayor fracción (por ej. 92 % en el río Guaycurú) del PT, y su concentración (en promedio 900 µgP/l) se halla entre los valores comunmente informados para ríos contaminados, aunque no se registre una importante influencia antrópica. En el período de estiaje, determinados sectores del cauce se estancaron debido a su oclusión por macrófitas. En tales circunstancias, dichos tramos de los ríos presentaron características de ambientes leníticos, tales como las halladas en los "madrejones". El contenido de oxígeno fue bajo, la MOD resultó elevada y la concentración de amonio fue superior que la de nitratos. Para estos tres ríos, la relación N/P promedio fue de 1,1. En cuatro esteros y en otros ocho ríos de la Planicie Oriental Chaqueña, se hallaron igualmente, concentraciones de amonio superiores a la de nitratos, y muy altas concentraciones de fósforo disuelto; resultando de tal modo, una relación N/P sumamente baja (~2).

La concentración de nutrientes en el agua de lluvia resultó del mismo orden que las halladas en otros cuerpos de agua de la región, tales como los del Sistema del Iberá y otras lagunas correntinas, y algunos de los ambientes estudiados en este trabajo. Dichos resultados reflejan la importancia del aporte pluvial en las características de la bioproduktividad de los limnótopos de la zona.

Todos los ambientes estudiados, excepto el Alto Paraná, presentaron bajas relaciones N/P, en concordancia con la limitación del crecimiento algal debida al nitrógeno. En el río Alto Paraná, por el contrario, la baja concentración de fósforo y consecuentemente la mayor relación N/P hallada, podría tener efectos limitantes sobre la producción fitoplanctónica. En este río, tales resultados se supone que están vinculados a la retención de P en las represas del Paraná Superior y al elevado aporte de N por fertilizantes y aguas residuales y cloacales.

Conforme a la información bibliográfica y a los resultados de este trabajo, la escasez relativa de nitrógeno respecto del fósforo podría determinar la limitación de la producción primaria algal, lo cual constituiría una característica distintiva de, por lo menos, numerosos cuerpos de agua tropicales y/o subtropicales de Sudamérica.

INTRODUCCION

El estudio de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo en relación a los limnótopos regionales del Noreste argentino, resulta de interés teórico y aplicado por tratarse de un tema de investigaciones multidisciplinario, que sirve de base, en su conocimiento limnológico, a la implementación de mejores normas de manejo científicas y racionales de los recursos naturales.

En el Noreste argentino, los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo representan tres de los más importantes cursos de agua de la región. El río Paraná fué y es estudiado, en los diversos tramos localizados en la República Argentina, teniendo en cuenta importantes aspectos limnológicos tales como calidad de aguas (Bonetto, A., 1976), sedimentología (Drago y Depetris, 1970; CONCAP, 1973; Drago y Amsler, 1981; Amsler y Drago, 1984; Bertoldi de Pomar, 1984a y b; Bonetto y Orfeo, 1984; Drago, 1984); bacteriología (Emiliani, 1985 -otros estudios previos de este mismo autor se citan en dicho trabajo-) composición y variación estacional del fitoplancton y su producción fotosintética (Bonetto, C. et al., 1979; Bonetto, C., 1982; Bonetto, A., et al., 1982; Bonetto, C., et al., 1983; Zalocar y Vallejos, 1982; García de Emiliani, 1981, 1985 y 1986; García de Emiliani y Depetris, 1982); química del agua (Maglianesi, 1973; Depetris, 1976; CECOAL, 1982; Depetris y Lenardón, 1982 y 1983; Cascante et al., 1985; Depetris y Cascante, 1985, etc.).

El río Paraguay, por los menos en el tramo inferior correspondiente al noreste argentino, no fue tan intensamente estudiado como el Paraná. Pueden mencionarse los trabajos de Tossini (1941 y 1959), Maglianesi (1973) y de

Bonetto, C. et al., (1981) los que aportaron valiosa información sobre su composición física y química, así como sobre las variaciones del fitoplancton.

El río Bermejo fue estudiado en diversos aspectos hidrológicos y limnológicos básicos, por diversos organismos e investigadores tales como Soldano (1947), Tossini (1959), OEA (1975), Scartascini (1979), Bonetto, C. (1982) y Bonetto, A., et al. (1984).

La bibliografía reciente sobre el transporte de solutos y material particulado en ríos, enfatiza la falta de información adecuada sobre tales aspectos en los trópicos (Lesack et al., 1984). En Sudamérica la mayor información se refiere al río Amazonas y sus tributarios (Gibbs, 1967 y 1972; Williams, 1968; Curtis et al., 1979; Sioli, 1984; Hedges et al., 1986; Richey et al., 1986). En ríos más australes (subtropicales) como los de la Cuenca del Plata, el segundo sistema hidrográfico en importancia de Sudamérica, existen variadas investigaciones, aunque la fracción particulada de los nutrientes así como sus tasas de transporte, solo se conocen en forma fragmentaria. Para el río Uruguay y para el Río de la Plata hay alguna información de Quirós y Senone (1985) y Quirós y Cuch (en prensa).

El río Paraná posee un amplio valle aluvial a partir de la Ciudad de Corrientes, principalmente en su margen derecha, con numerosas lagunas, riachos y "madrejones", de periódica inundación. La composición química de las aguas de esos ambientes fue estudiada por Stangenberg y Maglianesi, 1968; Neiff, 1981a y b; Bonetto, C. et al., 1984), aunque sólo se investigaron las formas disueltas, mientras que no existe

información sobre el rol que desempeñarían las fracciones particuladas del nitrógeno y fósforo, tanto en su vinculación con la materia orgánica, las arcillas, y con otros elementos como el calcio, hierro, etc., los que habitualmente, en los ambientes acuáticos naturales y en los suelos, regulan la biodisponibilidad de los nutrientes.

Otro importante eslabón en el estudio de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo, es el constituido por el ingreso de dichos nutrientes a los sistemas acuáticos, a través del agua de lluvia. A pesar de su evidente importancia teórica y aplicada no existen, en la región noreste del país, datos de la composición química de las precipitaciones. Su estudio viene a resultar especialmente relevante por cuanto muchos ambientes leníticos, por ejemplo, de la Provincia de Corrientes carecen de afluentes, y a veces también de bien definidos efluentes, dependiendo su balance hídrico, en lo fundamental, de las lluvias, constituyendo el Sistema de Iberá uno de los ejemplos más significativos.

El fósforo constituye, con frecuencia, el elemento limitante de la producción primaria y, por tal motivo, resulta determinante del grado de trofismo de los cuerpos de agua. El incremento de la carga de fósforo por efluentes domésticos y desechos industriales, tierras cultivadas y sus fertilizantes, y la deposición atmosférica indujo, consecuentemente, a una rápida eutrofización en numerosos lagos en las últimas décadas. Los rápidos cambios hacia condiciones más productivas en los primeros niveles tróficos creó, a menudo, severos problemas ambientales y elevados costos en esfuerzo y recursos económicos en programas de

restauración de lagos, en muchos casos sin un resultado exitoso debido a la liberación de fósforo desde los sedimentos, proceso éste conocido como carga interna" (Ryding y Forsberg, 1976; Larsen et al., 1981).

Aunque es muy vasta la experiencia que se tiene actualmente sobre los nutrientes y el rol limitante que ejercen sobre el crecimiento vegetal, hay evidencias de que en ambientes con características tropicales y/o subtropicales, el nutriente limitante no sería el fósforo, como ocurre en ambientes oligotróficos, sino que dicha función estaría ejercida por el nitrógeno. En el año 1965, Talling y Talling proponen que los ambientes acuáticos de Africa ecuatorial se caracterizarían por las deficiencias en nitrógeno, las cuales se deberían a las elevadas tasas de desnitrificación. Moss (1969), Viner (1975) y Mitchell (1973) también hallaron cuerpos de agua ecuatoriales y tropicales en los cuales el fitoplancton era limitado por nitrógeno. En la actual década surgieron nuevas evidencias (Teixeira y Tundisi, 1981; Henry y Tundisi, 1982; Henry et al., 1984; Vincent et al., 1984 y Wurtsbaugh et al., 1985), que indicarían que en cuerpos de agua de localización tropical y/o subtropical, la comunidad algal estaría limitada por nitrógeno. A tales resultados se llegó debido a la realización de bioensayos y a la cuantificación de la relación N/P, las cuales en los ambientes estudiados resultaron bajas. Wurtsbaugh et al. (1985) hallaron que los aportes de fósforo particulado y la desnitrificación contribuían a las bajas relaciones N/P del lago Titicaca.

El objetivo de este trabajo es profundizar el conocimiento actual respecto de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo en los cuerpos de agua regionales del Noreste Argentino. Se dedicó especial énfasis en cuantificar los ingresos y la carga de nutrientes (nitrógeno y fósforo) aportados por los ríos Alto Paraná, Paraguay y su afluente, el río Bermejo, y su relación con las respectivas cuencas de captación. Se cuantificó el aporte de nitrógeno y de fósforo del agua de lluvia, discutiendo su importancia en la determinación de las características del régimen trófico de los cuerpos de agua regionales. Se estudiaron las fluctuaciones temporales en las concentraciones de los mencionados nutrientes en ambientes leníticos y lóticos del valle aluvial del eje potámico Paraná-Paraguay; y se estimó la importancia relativa del nitrógeno y del fósforo como factores limitantes de la producción del fitoplancton.

MATERIALES

Y

MÉTODOS

Las muestras se obtuvieron de los siguientes ambientes (Fig. 1): el río Alto Paraná se muestreó en Paso de la Patria antes de su confluencia con el río Paraguay. El río Paraguay se muestreó frente a la ciudad de Formosa antes de su confluencia con el río Bermejo. El río Bermejo se muestreó en la localidad de Puerto Velaz, sobre el cruce de la ruta nacional número 11. Para los tres ríos mencionados, las campañas de muestreo se extendieron durante los años 1984 y 1985, ajustándose la frecuencia de obtención de muestras a las situaciones hidrológicas imperantes para cada río, obteniéndose de tal modo, muestras correspondientes a alturas hidrométricas altas, medias y bajas.

Los madrejones, se ubican sobre la margen derecha del Paraná Medio cercanos a la localidad de Puerto Antequera, Provincia del Chaco (Fig. 1). Se seleccionaron dos madrejones: uno de ellos con cobertura vegetal aproximadamente del 100% (madrejón "Cubierto") y otro sin cobertura vegetal (madrejón "El Fuente"). Estos ambientes se muestrearon durante los años 1984 y 1985 con una frecuencia aproximadamente mensual.

Desde el norte de la Provincia de Formosa y hasta la capital del Chaco (Resistencia) se muestrearon los siguientes cuerpos de agua: los ríos Negro, He He Grande, Inglés, Salado, Cangui Chico Quiá, Pilagá, Del Tres, Tragadero, Oro y Guaycurú; y los esteros El Lobo, Morocho, Pati y Cuatro Diablos. En todos los casos, los sitios de muestreo correspondieron a los lugares donde la ruta nacional número 11 intersecta con los cuerpos de agua (Fig. 1). Las campañas de muestreo se realizaron en mayo, agosto y octubre de 1984, de modo de coincidir con las épocas de estiaje

y de creciente. Para los ríos Oro, Tragadero y Guaycurú, las campañas se extendieron a lo largo de un año, con una frecuencia entre mensual y bimensual.

Las muestras de agua destinadas para el análisis químico y determinaciones de sólidos en suspensión se colectaron sub-superficialmente con una botella Van Dorn, de 5 litros de capacidad. Se almacenaron en recipientes de vidrio y se trasladaron al laboratorio en contenedores refrigerados y se depositaron en heladera a 4 grados centígrados hasta el momento del análisis respectivo.

Las muestras de agua de lluvia se colectaron en el predio del Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), distante a unos 3 Km del perímetro urbano y a 7 Km del centro de la ciudad de Corrientes.

La obtención de las muestras de agua de lluvia se efectuó mediante el empleo de recipientes de vidrio ubicados a 2 m de la superficie del suelo de modo de evitar la contaminación con material proveniente del suelo. La colección del agua en cada evento se realizó desde la iniciación y hasta la finalización del mismo.

Para el análisis de clorofila se extrajo una muestra de agua de 350 ml a la cual se le agregó inmediatamente de obtenida 0,7 ml de carbonato de magnesio. Otras dos muestras, de 100 ml cada una, se extrajeron para el análisis de hierro total y ión ferroso, procediéndose a fijar a ambas con 2 ml de ácido clorhídrico concentrado.

El pH se determinó con un comparador colorimétrico Lovibond 1000 durante los trabajos de campo, y con potenciómetro Orion 407 A en laboratorio. La conductividad, corregida a 25 °C, se midió con puente conductimétrico YSI, modelo 33 SCT.

El oxígeno disuelto se cuantificó por el método de Winkler (modificación de la azida sódica de Alsterberg -APHA, 1981-). La muestra para este análisis se colectó con una bomba peristáltica en botellas de vidrio con tapa esmerilada. La transparencia del agua se estimó con disco de Secchi, y la temperatura se midió con termómetro calibrado al décimo de grado y/o con teletermómetro en el caso de la medición de temperatura en perfiles verticales.

La determinación de los sólidos suspendidos se efectuó valorando el residuo seco producto del filtrado de la muestra de agua a través de un filtro de membrana de 0,45 μ m de poro (Millipore HAWP), que previamente se secó en estufa a 105 °C y en desecador al vacío. En todos los casos se filtró como mínimo un volumen de 1000 ml de muestra. En el caso particular del río Bermejo, dada su alta concentración de sólidos en suspensión, la valoración de los mismos se efectuó gravimétricamente, evaporando un litro de muestra en un recipiente previamente tarado. Este método, entonces, incluye a los sólidos en suspensión y a los sólidos disueltos.

El análisis de la clorofila consistió en la filtración del volumen colectado a través de los mencionados filtros de membrana de 0,45 μ m de poro, evitando durante este procedimiento su exposición a la luz. El filtro se plegó y se lo

conservó al vacío, en frío y en oscuridad hasta el momento de la extracción del pigmento. La extracción de la clorofila se llevó a cabo con acetona al 90 % lo cual originó la disolución del filtro. La interferencia causada de este modo se eliminó por centrifugación a 2500 rpm durante 30 minutos. El sobrenadante se transfirió a celdas de paso óptico adecuado a cada muestra y se leyó la absorbancia en un espectrofotómetro Zeiss PMQ3, tarea que se repitió luego de agregar HCl 1N de modo de poder descontar la concentración de feofitinas. El valor de la concentración de clorofila se determinó según los coeficientes publicados en APHA (1981).

La demanda química de oxígeno (DQO) se valoró en muestras sin filtrar (DQO t) y sobre agua filtrada (DQO d) con filtros de membrana de 0,45 μ m de porosidad, empleando el método de oxidación con permanganato de potasio. Por diferencia entre ambos resultados se calculó la DQO particulada (DQO p). A la muestra de agua filtrada se le efectuó una lectura espectrofotométrica directa a 365 nm (A365). DQO d y A365 se correlacionaron con el fin de evaluar si la A365 resultaba un estimador rápido de la DQO disuelta en los ambientes bajo estudio. El carbono orgánico disuelto se obtuvo a partir de los valores de DQO y multiplicando por un factor de 0,35 de acuerdo a lo propuesto por Maciolek (1962).

El análisis químico de las formas disueltas de los nutrientes se llevó a cabo sobre agua filtrada con filtros de membrana Millipore HAWP de 0,45 μ m de poro. De acuerdo al análisis involucrado y a la concentración a determinar, se emplearon, alternativamente, un espectrofotómetro Arolab equipado

con cubetas de 5 cm, y un espectrofotómetro Zeiss PMQ3 provisto con celdas de 10 cm de paso óptico, respectivamente.

El fósforo reactivo soluble (PRS) se valoró por el método de reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico (Golterman *et al.*, 1978); el fósforo total (PT) (este análisis se efectuó en muestras de agua sin filtrar) y el fósforo total disuelto (PTD) por el método anterior, previa digestión ácida con persulfato de potasio; el fósforo total particulado (PTP) se calculó como la diferencia entre PT y PTD. Los nitratos se cuantificaron mediante la reducción a nitritos en columna de cadmio (EPA, 1971); los nitritos por valoración directa con formación del colorante azoico (APHA, 1981); el amonio por el método del azul-indofenol (Mackereth *et al.*, 1978). La alcalinidad se cuantificó por titulación, empleando fenolftaleína y heliantina como indicadores. El hierro total se valoró con fenantrolina (Golterman *et al. op. cit.*), y el calcio con EDTA (APHA, 1981).

En el caso de los madrejones se incluyó también el análisis de sulfatos por el método turbidimétrico (APHA, 1981); ión ferroso (método de la fenantrolina), y potencial redox, el cual se determinó con milivotímetro Orion 907. En estos mismos ambientes se efectuaron, durante los trabajos de campo, determinaciones de temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad a diferentes profundidades, con el propósito de poner en evidencia la eventual existencia de gradientes en algunos de dichos parámetros. Asimismo, se efectuaron análisis de nutrientes en aguas de superficie y de fondo.

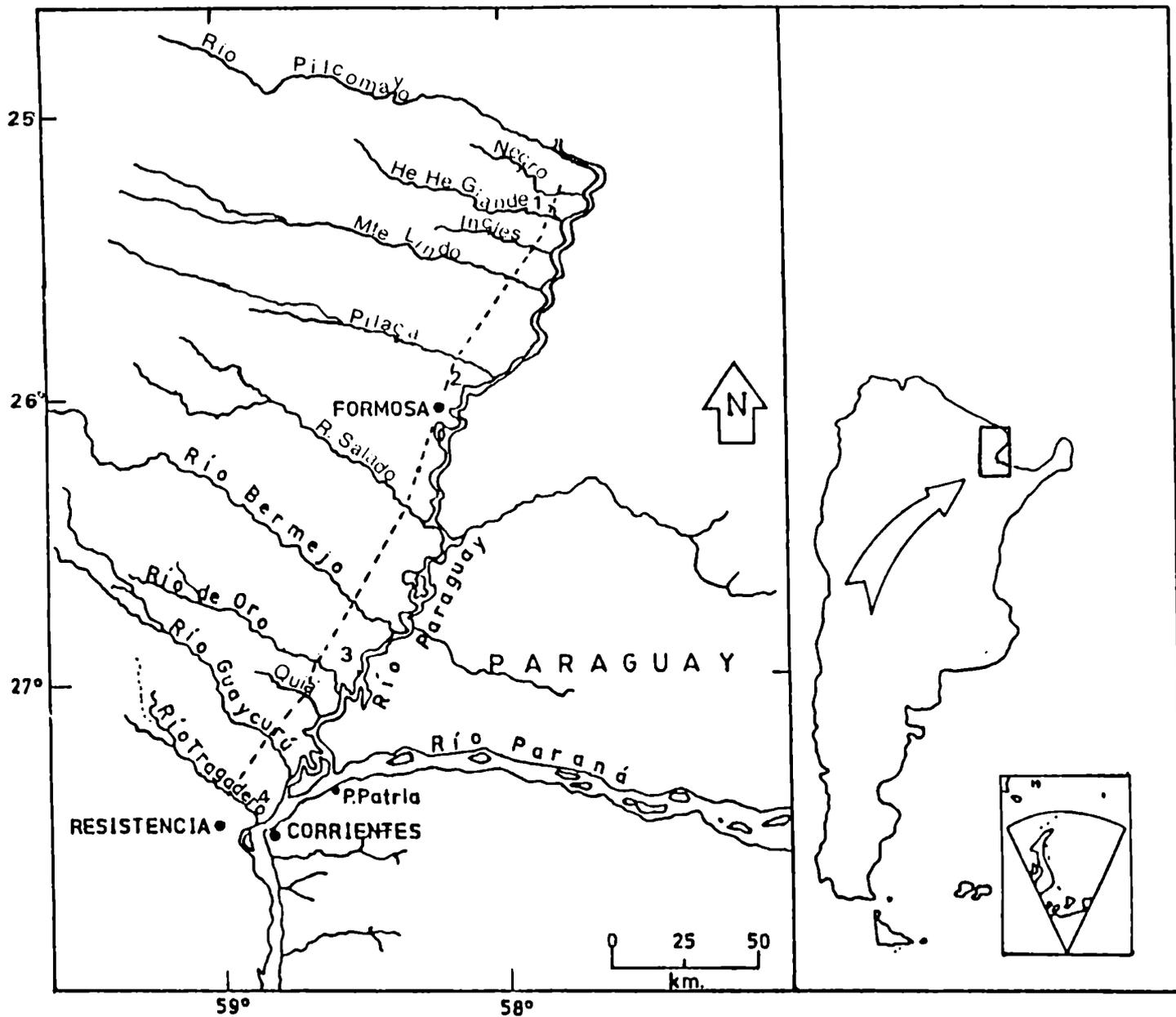


Fig. 1: Mapa de ubicación. La línea — trazo-
 ndica L — es el Hac. 11.
 1. Estero Loro — Estero Huacho;
 2. Estero Lora; 3. Estero C. Diablos
 4. Hadradero

En base a los datos de nitratos, nitritos y amonio se calculó el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) como la sumatoria de $N-NO_3 + N-NO_2 + N-NH_3$. El cociente NID/PRS se consideró como la relación N/P.

Para los ríos Alto Paraná (a la altura de Paso de la Patria), Paraguay y Bermejo se calcularon la carga de nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo total, fósforo total disuelto, fósforo total particulado y sólidos suspendidos en toneladas por día. Dichas cargas se obtuvieron realizando el producto del caudal por la concentración respectiva en cada fecha de muestreo. Las cargas se graficaron en función del tiempo para los años 1984 y 1985, y el área correspondiente se integró por planimetría. Las tasas de exportación se obtuvieron como una relación de la carga anual y el área de la cuenca involucrada hasta el punto de muestreo.

Los porcentajes de las diferentes formaciones rocosas que componen la cuenca de cada río, se calcularon por planimetría de la carta geológica del relevamiento de la cuenca del Río de La Plata realizado por OEA (1969 Y 1971).

Los productos iónicos (PI) para el carbonato de calcio se calcularon del siguiente modo:

$$PI = (Ca^{2+}) (HCO_3^-) k_2 / (H^+)$$

donde: (Ca^{2+}) y (HCO_3^-) son las concentraciones de calcio y bicarbonato,
 (H^+) se estimó como 10^{-pH}

k_2 es la constante segunda de ionización del ácido carbónico. Se obtuvo a partir del valor de temperatura del agua medido en cada muestreo, e interpolando según los valores dados por Stumm y Morgan (1970).

El producto iónico de la hidroxiapatita se calculó de acuerdo a Golterman y Meyer (1985b):

$$PI = (Ca^{2+})^5 (PO_4^{3-})^3 kw / (H^+)$$

donde: (Ca^{2+}) es la concentración medida de calcio

kw es la constante de ionización del agua

(H^+) se estimó como 10^{-pH}

(PO_4^{3-}) representa la concentración de ortofosfato trivalente real, la cual se calculó como:

$$donde: (PO_4^{3-}) = \frac{o-P}{\{1 + (H^+)/k_{3p} + (H^+)^2/k_{2p}k_{3p}\}}$$

k_{2p} y k_{3p} representan la segunda y tercer constantes de ionización del ácido ortofosfórico,

$o-P$ es la concentración del ortofosfato medido con el método del molibdato,

kw , k_{2p} y k_{3p} son dependientes de la temperatura, y sus valores se calcularon empleando la ecuación propuesta por Golterman y Meyer (1985b).

La concentración máxima teórica del fósforo reactivo soluble (PRS) en equilibrio con la hidroxiapatita se calculó siguiendo el algoritmo sugerido por Golterman (1982):

$$o-P < \{10^{-12} + 2,8(H^+) + 1,4 \cdot 10^7(H^+)^2\} \cdot \{(H^+)/((Ca^{2+})^5)^{1/3} \cdot 31 \text{ g/l}\}$$

Para el río De Oro se efectuó un fenograma de asociación según el criterio de ligamiento promedio (Legendre y Legendre, 1979) entre los parámetros estudiados, empleándose coeficientes de correlación calculados sobre datos transformados a logaritmos decimales para su normalización (Sokal y Rohlf, 1979).

Los datos de lluvia caída para las localidades de Las Palmas los proporcionó la Dirección de Suelos perteneciente a la Gobernación de la Provincia del Chaco, y los valores de precipitación para Corrientes (predio CECOAL) los proporcionó la estación meteorológica del Instituto Nacional de Ciencia y Tecnología Hídricas (INCYTH), ubicada a 100 m del sitio de colección de las muestras.

La cantidad de agua caída se la relacionó con la concentración de nutrientes y con el aporte de los mismos por unidad de área a la superficie. El número de días sin lluvias previos a cada evento (NDSL) se correlacionó con la concentración de nutrientes.

Las muestras de sedimentos se extrajeron con una draga Dietz Lafond en el río Bermejo (Puerto Velaz, puente de la ruta 11 entre Formosa y Chaco); en el río Paraguay (General Fotheringham, a 10 km antes de recibir al río Bermejo), y en el río Alto Paraná (Paso de la Patria, poco antes de la zona de confluencia con el Paraguay Inferior).

Las experiencias de fijación de fósforo se llevaron a cabo en laboratorio. A tal fin se emplearon sedimentos de los ríos Alto Paraná, Paraguay y Bermejo que previamente se conservaron en heladera a 4 °C. Posteriormente se los secó en estufa a 40 °C, y se extrajo una fracción la cual se destinó para la realización de los ensayos. Una experiencia preliminar se llevó a cabo con el fin de determinar el tiempo mínimo requerido para llegar a una condición de estabilidad entre la concentración del fósforo disuelto y del fósforo fijado al sedimento. A tal fin se determinó la concentración de fosfato en solución en alícuotas

extraídas a los siguientes tiempos: 1, 5, 15, 30 y 60 minutos; 2, 3, 4, 24 y 48 horas. Luego de determinarse el tiempo mínimo, se realizaron los ensayos de fijación de fósforo mediante la incubación de 2 g de sedimento seco con 50 ml de soluciones de: 0 - 0,5 - 1,0 - 2,0 - 3,0 - 4,0 y 5,0 mgP-PO₄HK₂/l durante 48 horas. Estos valores se consideraron como las respectivas concentraciones iniciales (C_i) de cada experiencia. La temperatura en cada recipiente fue de 28 °C (± 0,5 °C). Cada 12 horas se efectuó la agitación manual de los recipientes, los cuales se conservaron en oscuridad. La actividad biológica se la inhibió mediante el agregado de gotas de cloroformo en los erlenmeyers (Jacobsen, 1977).

Luego de finalizada la experiencia se valoró el fósforo reactivo soluble remanente en solución (C_e) mediante el método de reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico (Golterman *et al.*, 1978).

El fósforo fijado al sedimento (SP) se correlacionó con la concentración de equilibrio (C_e), respondiendo a una ecuación del tipo:

$$SP = a \cdot (C_e)^b + PL$$

Esta ecuación es citada en la bibliografía como isoterma de Freundlich, donde *a* y *b* son constantes y PL, siguiendo un criterio semejante al de Jacobsen (1977), constituye la cantidad de fósforo liberada por el sedimento cuando se lo resuspende en agua destilada.

Asimismo, SP y Ce se vincularon a través de la isoterma de Lagmüir, la cual responde a la ecuación:

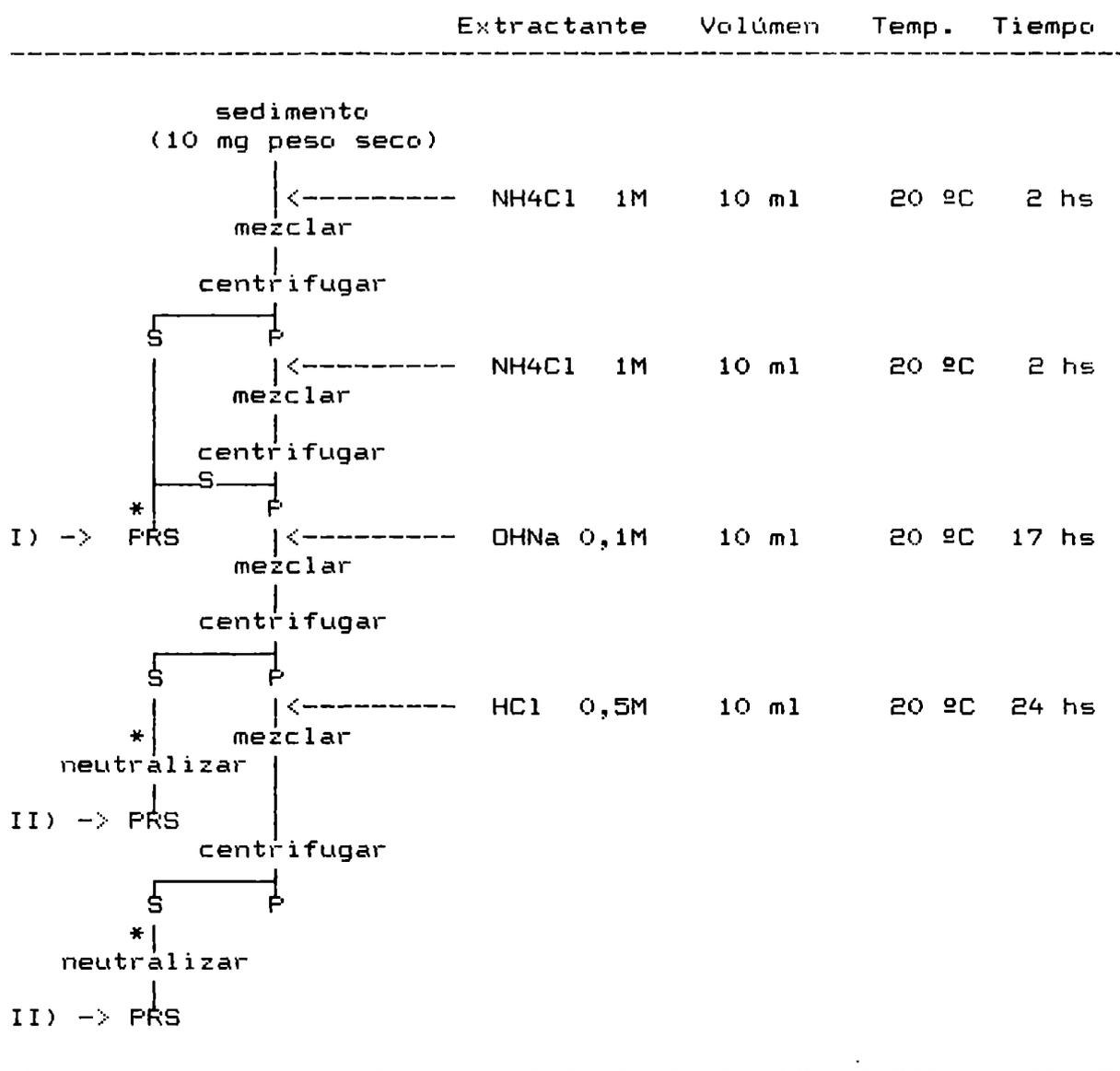
$$SP = \{PSC \cdot [Ce/(k+Ce)]\} - PL$$

donde: PSC representa la capacidad de fijación máxima del sedimento, y

k es una constante.

Una fracción del sedimento seco se destinó para su análisis textural y químico. La granulometría se determinó según el criterio seguido por Ingram (1971) y Galehouse (1971). El fósforo total se determinó luego de una digestión ácida (ácido sulfúrico + persulfato de potasio) a 120 °C y una atmósfera de presión, durante 2 horas, y su posterior análisis como PRS (Golterman et al., 1978).

El fraccionamiento del fósforo se realizó siguiendo el método de Hieltjes y Lijklema (1980). El esquema de la página siguiente representa los pasos seguidos para la determinación de las diferentes fracciones de fósforo:



PRS = análisis del fósforo reactivo soluble

S = sobrenadante

P = precipitado

* filtrado a través de filtros de 0,45 µm de poro

I) P lábil (débilmente unido)

II) P asociado a hidróxidos de hierro y/o aluminio

III) P vinculado a minerales de calcio

El fraccionamiento del nitrógeno de los sedimentos consistió en un procedimiento recomendado por el Dr. H. Golterman y que incluye la determinación de la fracción húmica (Hayes y Swift, 1978) y de la fracción proteica (Bremner, 1965) del nitrógeno. Primero se realizó una extracción en medio básico, incubándose 2 g (peso seco) de sedimento con 50 ml de hidróxido de sodio 0,5 N durante 7 días, a temperatura ambiente y con agitación manual. El sobrenadante fue digerido en medio ácido (ácido sulfúrico, dicromato de potasio, mercurio y plata), a 130 °C durante 3 horas. Se destiló el amonio y se tituló. El sedimento de la primer digestión se trató con ácido sulfúrico 6 N y a 98 °C durante 24 horas. El nitrógeno amoniacal presente en el sobrenadante se destiló y tituló. El sedimento residual fue nuevamente digerido con 25 ml de una mezcla sulfocrómica (Golterman et al., 1978) y el amonio resultante se lo dosó por titulación previa destilación.

El hierro se determinó luego de extraerlo mediante una digestión con ácido sulfúrico concentrado y ácido nítrico concentrado. En tales condiciones se evaporó hasta que la muestra se secó completamente, repitiéndose nuevamente el tratamiento hasta la aparición de un color blanquecino. Se agregaron 0,5 ml de agua oxigenada, calentándose la muestra hasta la aparición de humos blancos. Luego se dejó enfriar y se llevó a volumen (100 ml). Se dejó decantar una noche y se valoró el hierro en 1 ml del sobrenadante según el método de la fenantrolina.

El calcio se determinó luego de tratar 1 g de sedimento con 10 ml de HNO₃ concentrado, en autoclave y durante 2 horas. Al digerido resultante se le agregó agua destilada hasta

100 ml, y se analizó el calcio sobre una alícuota de 5 ml mediante un electrodo DRION 93-20.

Los bioensayos de crecimiento algal se llevaron a cabo mediante el enriquecimiento con nutrientes (NO_3Na y PO_4HK_2), incubando muestras de agua de los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo, bajo luz artificial, a la temperatura de la muestra y con agitación manual. La densidad celular se determinó a intervalos de tiempo de 3-4 días tanto en muestras no tratadas así como sobre muestras enriquecidas con las mencionadas sales. La concentración final de ambas fue de 10 mgN/l y 1 mgP/l, respectivamente. Tales concentraciones se seleccionaron conforme al criterio propuesto en el medio de cultivo N° 10 de Chou (Golterman, 1975a). El recuento de individuos se llevó a cabo con un microscopio del tipo Utermöhl. Los resultados obtenidos se discuten respecto a la relación N/P hallada para cada ambiente.

**APORTES DE NITROGENO Y
FOSFORO POR EL AGUA DE
LLUVIA**

Amplios sectores de la provincia de Corrientes se comportan como cuencas de captación propia, dependiendo su balance hídrico, en lo fundamental, de las precipitaciones. Múltiples sistemas de cuerpos de agua de tipo lenítico del Noreste Argentino, entre los que se destaca el Sistema de Iberá, resultan expresivos de tal situación. Asimismo, la provincia de Corrientes recibe importantes aportes pluviales. Cruzan por ella las isohietas de 1200 y 1400 mm anuales, correspondiendo a la región Norte el tipo de clima subtropical sin estación seca, según el criterio de Papadakis (1974).

El interés por conocer el aporte de nutrientes que ingresan con el agua de lluvia a los cuerpos de agua, se incrementó en los últimos años, en particular para ambientes situados en cuencas geológicas con predominancia de granitos, donde el agua de precipitaciones constituiría la principal fuente de nitrógeno (Wetzel, 1975; Likens y Bormann, 1975). En ambientes con un pobre contenido de nutrientes (v.g. oligotróficos), los aportes de nitrógeno y fósforo por parte del agua de lluvia contribuirían considerablemente al metabolismo acuático, permitiendo que aquellos limnótopos de baja potencialidad productiva puedan mantener la sustentación de su biomasa fitoplanctónica (Vollenweider, 1970). Según Domogalla y Fred (1962) (fide Vollenweider, 1970), en estudios realizados en el lago Mendota (Wisconsin, USA), encontraron que la concentración de nitrógeno inorgánico del estrato trofogénico se incrementaba luego de las lluvias. Vollenweider (1970) menciona que el aporte de nitrógeno inorgánico por el agua de lluvia al lago Maggiore (Italia) fue suficiente para mantener el equilibrio de nitrógeno en ese cuerpo de agua.

En tal sentido y teniendo en cuenta que los valores de las concentraciones de nitrógeno y de fósforo en el agua de precipitación citadas en la bibliografía especializada resultaban del mismo orden de magnitud que las concentraciones de nutrientes determinadas por Bonetto, A., et al. (1978) y Caro et al. (1979) para ambientes del Noreste Argentino, se procedió a determinar los tenores de N y P en el agua de lluvia, calcular el aporte de los mismos a las aguas superficiales y discutir su importancia limnológica para los cuerpos de agua regionales.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1 se presentan los datos obtenidos para las muestras de agua de lluvia colectadas desde mayo de 1984 y hasta noviembre de 1985.

El pH del agua de lluvia varió entre un mínimo de 4,6 y un máximo de 7,15 unidades, con un promedio de 5,97 unidades. Este último valor es muy semejante al valor teórico que correspondería a una solución acuosa en equilibrio con el CO₂ atmosférico (5,7 unidades, Garrels y Mackenzie, 1971). Dicho valor sería indicativo de una buena calidad de agua, sin aparente contaminación. El pH mostró correlación lineal con el fósforo total particulado ($r = 0,54$; $P < 0,05$). La determinación del fósforo total particulado fue la única que se efectuó en la fracción particulada (todas las demás se realizaron en la fracción disuelta). Es posible que dicha correlación sea demostrativa de la dependencia de ambas variables del contenido y características del polvo de los suelos circundantes, más que de una relación causa-efecto. En áreas de intensa actividad agrícola y ricas en materiales calcáreos, Mosello y Tartari (1985) registraron una menor acidificación del agua de lluvia. Los mencionados autores sugieren que el calcio, es la principal fuente de alcalinidad del agua de precipitaciones, siendo su origen derivado de las partículas de suelo. En tal sentido, es también probable que represente la principal fuente de fósforo particulado.

La conductividad varió entre 2,7 y 21 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio de 11,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En forma aproximada dichos valores

corresponden a una concentración de sales disueltas de 1,9 a 14,8 mg/l, con un promedio de $\sim 8,2$ mg/l. La conductividad y el pH presentaron una correlación lineal inversa ($r = -0,53$; $P < 0,05$). Tartari y Mosello (1983) consideran que tal correlación es frecuente en ambientes donde los sulfatos y los nitratos constituyen las especies químicas preponderantes.

El "número de días sin lluvias previos a cada evento" (NDSL) se correlacionó linealmente con las concentraciones de fósforo reactivo soluble, fósforo total, nitratos, nitritos y nitrógeno inorgánico disuelto ($r = 0,74/0,46/0,90/0,58/0,81$; $P < 0,01/0,05/0,01/0,01/0,01$; respectivamente).

Desde fines del año 1985 y hasta los primeros meses de 1986, la región noreste del país sufrió un prolongado período de sequía, con temperaturas absolutas muy elevadas (~ 45 °C en la ciudad de Corrientes). Comprendido en este período, se realizó la última colección de agua de lluvia el 20/11/85, al cual precedieron 45 días sin precipitaciones. En dicho muestreo, las concentraciones de nitratos ($1500 \mu\text{gNNO}_3/\text{l}$), PRS ($125 \mu\text{gP}/\text{l}$) y N inorgánico disuelto ($1628 \mu\text{gN}/\text{l}$) resultaron muy elevadas respecto a las obtenidas en las muestras anteriores. En la mencionada fecha, el aporte de nitratos representó el 9,5 % y el PRS el 8,3 % de los respectivos aportes estimados para todo el año 1985. Las variaciones en la concentración de fósforo y nitrógeno fueron, en la mayoría de los casos, simultáneas, observándose una correlación lineal entre la concentración de fósforo total y la de nitrógeno inorgánico disuelto ($r = 0,67$; $P < 0,01$). El PRS representó un 56 % del PT, y el amonio un 54 % del NID. Las concentraciones de nitratos y PRS manifestaron un

coeficiente de correlación ($r = 0,85$; $P < 0,01$) altamente significativo. Las concentraciones de PRS, nitratos, nitritos y amonio mostraron correlación positiva con la conductividad ($r = 0,65/0,60/0,68/0,44$; $P < 0,01/0,01/0,01/0,05$, respectivamente).

En la Fig. 2 se observa una tendencia a la disminución en la concentración de nutrientes cuando aumentan los volúmenes de agua caída. Las concentraciones de las sales disueltas, nitratos, amonio, fósforo reactivo soluble y fósforo total se vincularon con la cantidad de lluvia caída conforme a una ecuación del tipo $Y = a X^{-b}$. La concentración de sales disueltas, de PRS, PT, nitratos, nitritos y amonio presentaron una correlación exponencial inversa con la cantidad de agua caída en cada evento ($r = -0,60/-0,63/-0,59/-0,64/-0,70$; $P < 0,01$, respectivamente). Los resultados sugieren un origen común para la mayoría de las variables determinadas. La concentración de sales disueltas y nutrientes en el aire se incrementó durante los períodos entre lluvias sucesivas. Las concentraciones respectivas se diluyeron en el agua de lluvia de modo inversa a la cantidad de agua caída, aunque no obstante, el aporte total de lluvias de grandes volúmenes pueda resultar de gran magnitud. En tal sentido, la precipitación ocurrida entre el 28 y el 29 de mayo de 1985 fue de 62 mm, y originó el mayor aporte de fósforo total registrado durante el período de estudio ($1,55 \text{ mgP/m}^2$) el cual representó, aproximadamente, el 10% del aporte total estimado para el año 1985.

Existe un "efecto de lavado" que ejerce la precipitación sobre la atmósfera (Brezonik, 1972; Mosello y Tartari, 1979 y 1982; Lee *et al.*, 1980) el cual origina que

durante una lluvia prolongada, las concentraciones sean máximas al principio de la misma, disminuyendo con posterioridad hacia un "plateau" (Mosello y Tartari, *op. cit.*) sugiriendo que el aporte inicial estaría relacionado con las características del ambiente cercano al sitio de colección de las muestras.

En la Tabla 2 se pueden consultar los valores de aportes de nitrógeno y fósforo calculados para cada evento. Los aportes anuales de nitrógeno inorgánico se estimaron en 210 y 171 mgN/m² año en 1984 y 1985, respectivamente, mientras que los correspondientes al fósforo total fueron de 18 y 15 mgP/m² año para los mismos años. El volumen total de agua caída en 1984 fue de 1370 mm y de 1125 mm en 1985, constituyendo este último valor el 82% del mencionado para 1984. El aporte de nitrógeno resultó en 1985 de un 81%, y el de fósforo de un 83% respecto del año anterior. Si bien la concentración varía dentro de un rango muy amplio y en forma inversa a la cantidad de precipitación, puede sugerirse que el aporte anual tiene un rango más reducido de variación y parece incrementarse con la precipitación. El aporte medio de nitrógeno con la precipitación se estimó por distintos autores en 450 mgN/m² (Meybeck, 1982), 395 mgN/m² (Stumm y Morgan, 1970), 250 mgN/m² (Garrels y Mackenzie, 1971) y 530 mgN/m² (Delwiche y Likens, 1977), en todos los casos superior al aporte calculado en Corrientes.

En la Tabla 3 se presentan las concentraciones medias determinadas para Corrientes y los valores obtenidos para diversos lugares del mundo considerados por los respectivos autores como sitios no contaminados. Puede observarse que la concentración de amonio en el agua de lluvia de Corrientes

resultó entre las menores citadas. Sólo un reducido número de estaciones registraron valores menores (Tennessee, Columbia Británica, Carolina del Norte, Río Negro -Amazonas- y Malasia). Las concentraciones de nitratos resultaron intermedias en el rango de variación citado. Según Meybeck (1982) los valores más elevados se registraron en zonas áridas (por ej. en Chad, 710 ugN/l), correspondiendo a regiones húmedas concentraciones menores (por ej. en el Amazonas, 280 ugN/l). En Columbia Británica se determinó la concentración mínima (15 ugN/l), aunque con una elevada precipitación media anual (4500 mm). Meybeck (1982) estimó la concentración media mundial de nitrógeno inorgánico en 450 ugN/l, la cual es superior a la concentración media determinada en Corrientes. La concentración media de amonio en Corrientes fue de un 65% respecto de la media mundial, y la de nitratos ligeramente superior.

Las concentraciones de fósforo medidas en Corrientes resultaron, en cambio, relativamente elevadas en comparación con las halladas por otros autores (Tabla 3). De acuerdo a Meybeck (1982) las concentraciones medias mundiales de fosfatos y fósforo total serían de 5 ugPP04/l y 10 ugPT/l respectivamente, observándose en Corrientes valores más elevados. Valores elevados también se registraron en Chad, Costa de Marfil y Natal. Lemasson y Pagés (1982) destacaron la importancia del polvo atmosférico en el aporte de nutrientes, colectando polvo durante un evento de "niebla seca" el cual suspendieron durante 5 días en agua destilada, observando una alta concentración de fosfatos (142 ugPP04/l) al cabo del experimento. En Corrientes, durante períodos de sequía se aprecia una elevada concentración

de polvo en la atmósfera, que disminuye significativamente la visibilidad, sobre todo en asociación con el viento cálido del norte. En tales períodos, como el ya comentado de 1985-1986, suelen producirse incendios de campos los cuales aportan cenizas a la atmósfera que reingresan con las precipitaciones. En Uganda, Viner (1975) registró altas concentraciones de nitrógeno y fósforo en el agua de lluvia (5 mgNinorg/l y 1 mgP/l, respectivamente) luego de un típico incendio de sabana, destacando también la baja relación N/P.

Numerosos ambientes leníticos en Corrientes carecen de verdaderos afluentes, representando la precipitación su principal aporte hídrico. Entre ellos, el más extenso es el sistema del Iberá, abarcando aproximadamente 1.200.000 Ha (Neiff, 1981a). En el noroeste de la provincia, en una zona de relieve llano a ligeramente ondulado, se localizan numerosas lagunas de variadas dimensiones y escasa profundidad, enmarcadas en densas formaciones vegetales, incluyendo típicos embalsados. La litología está dominada por arenas y areniscas del Plioceno-Pleistoceno (Herbst y Santa Cruz, 1985). Los suelos son arenosos, escasamente desarrollados, generalmente ácidos y con escaso contenido en materia orgánica (Herbst y Santa Cruz *op. cit.*) redundando en cuerpos de agua de baja conductividad, que generalmente oscila entre 40 y 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Neiff, 1981a). Los cuerpos de agua de menor profundidad suelen ser colonizados por macrófitas emergentes, en tanto que es común la presencia de praderas de arraigadas debido a la buena transparencia de las aguas. En el conjunto de lagunas en que la producción primaria se encuentra cinculada, en lo fundamental, al fitoplancton se

presentan estadios de trofismo muy disímiles, observándose que aquellas de menores dimensiones resultan corrientemente de un mayor grado de trofismo (Bonetto, A. et al., 1978; Caro et al., 1979).

El aporte de nutrientes por lluvias se estimó en el presente trabajo en unos 200 mgNID/m² y 18 mgP/m² (promedio de los años 1984 y 1985). En una laguna de 1 m de profundidad dicho aporte equivale a una concentración de 200 ugN/l y 18 ugP/l, mientras que en una laguna de 6 m de profundidad representa una concentración de 33 ugN/l y de 3 ugP/l. Las concentraciones de la primera son suficientes para producir un elevado grado de trofismo, mientras que las de la segunda son más cercanas a las que caracterizan ambientes mesotróficos. Caro et al. (1979) estudiaron las lagunas Totoras y Gonzalez (Pcia. de Corrientes) entre 1976 y 1978. La profundidad de la laguna Gonzalez osciló entre 0,3 y 2 m en el período de estudios; las concentraciones de nitratos variaron entre 70 y 250 ugNNO₃/l, y las de fosfatos entre 20 y 26 ugPP₀₄/l. En la laguna Totoras la profundidad varió entre 5 y 6 m durante el referido período; las concentraciones de nitratos oscilaron entre 20 y 60 ugNNO₃/l, y las de fosfatos entre 10 y 16 ugPP₀₄/l. Cabe destacar que las diferencias en las concentraciones de nutrientes entre ambas lagunas se corresponde bien con la relación entre el aporte pluvial y la profundidad de las mismas. En la laguna Gonzalez la concentración de clorofila, la producción primaria y la densidad fitoplanctónica resultaron elevadas, observándose frecuentes floraciones de cianofitas. La laguna fue descripta como "muy eutrófica" (Caro et al., 1979). En la laguna Totoras los mismos parámetros resultaron mucho menores, mientras que el fitoplancton estuvo dominado por desmidiáceas, expresivas de un menor grado de trofismo (Caro et al. op. cit.).

	Precipit. caída	pH	Conduct. (μ S/cm)	PRS (μ g/l)	Ppart. (μ g/l)	Ptotal (μ g/l)
23/05/84	7,0	5,7	12,0	12,0	3,0	15
03/06/84	28,0	7,15	7,0	5,0	15,0	20
05/06/84	7,0	6,9	10,5	25,0	10,0	35
18/06/84	8,5	6,2	8,0	19,5	11,5	30
25/06/84	31,5	6,15	7,8	14,0	10,0	24
03/07/84	14,0	6,4	11,0	10,0	11,0	21
12/07/84	7,5	5,6	12,5	18,0	7,0	25
23/08/84	12,0	5,5	15,0	11,0	8,0	19
22/10/84	6,0	6,2	12,0	22,0	14,0	36
15/11/84	7,7	7,0	14,0	71,0	82,0	153
23/11/84	54,0	5,6	14,0	6,0	5,0	11
03/10/84	37,0	6,15	6,6	nd	nd	nd
01/12/84	7,5	5,7	14,0	nd	nd	nd
06/02/85	3,5	6,6	16,0	56,0	39,0	95
19/02/85	49,0	6,4	2,7	nd	7,0	7
26/03/85	39,5	5,8	5,0	nd	9,0	9
28/05/85	62,0	5,6	7,4	20,0	5,0	25
03/09/85	5,5	5,1	16,0	37,0	3,0	40
10/09/85	20,0	4,6	21,0	19,0	3,0	22
20/11/85	10,0	4,9	18,0	125,0	5,0	130
Promedio		5,97	11,5	24,0	12,0	36

TABLA 1: Volumen de agua caída, pH, conductividad, concentración de nutrientes, relación PRS/PT y número de días sin lluvias previos a cada evento (NDSL).

PRS/PT (%)	NNO3 (µg/l)	NNO2 (µg/l)	NNH3 (µg/l)	NID (µg/l)	NDSL
80	137	2,8	244	384	1
25	99	1,2	270	370,2	3
71	80	4,0	320	404	1
65	90	2,1	300	392,1	7
58	60	nd	42	102	3
47	73	4,6	102	179,6	6
72	143	1,4	77	221,4	8
58	172	2,3	66	240,3	15
61	110	2,5	232	344,5	3
46	197	2,9	200	400	2
54	44	1,6	34	79,6	4
nd	25	nd	113	138	6
nd	10	nd	73	83	1
59	200	6,3	265	471	2
25	22	1,0	25	48	1
10	55	1,0	38	94	1
80	42	2,0	60	104	4
92	194	6,0	165	365	15
86	356	4,4	190	550	2
96	1500	7,5	120	1628	46
60	180	2,8	147	315	

TABLA 1: Continuación.

Fecha	Sales disueltas	PRS	P part.	P total
23/05/84	50,4	0,084	0,021	0,105
03/06/84	117,6	0,140	0,420	0,560
05/06/84	44,1	0,175	0,070	0,245
18/06/84	40,8	0,166	0,089	0,255
25/06/84	147,4	0,441	0,315	0,756
03/07/84	92,4	0,140	0,154	0,294
12/07/84	56,3	0,135	0,053	0,188
23/08/84	108,0	0,131	0,097	0,228
23/10/84	43,2	0,132	0,084	0,216
15/11/84	64,7	0,547	0,631	1,178
23/11/84	453,6	0,324	0,270	0,594
30/11/84	146,5	0,040	-	0,040
01/12/84	63,0	0,008	-	0,008
06/02/85	33,6	0,196	0,137	0,333
19/02/85	79,4	0,050	0,342	0,392
26/03/85	118,5	0,040	-	0,040
28/05/85	275,3	1,240	0,310	1,550
03/09/85	52,8	0,204	0,016	0,220
10/09/85	252,0	0,380	0,060	0,440
20/11/85	108,0	1,250	0,050	1,300

TABLA 2: Aporte de nutrientes (P) y sales disueltas en el período mayo de 1984 a noviembre de 1985 (todos los valores expresados en mg/m²).

Fecha	NN03	NN02	NNH3	NID
23/05/84	0,959	0,020	1,708	2,688
03/06/84	2,772	0,030	7,560	10,365
05/06/84	0,560	0,028	2,240	2,830
18/06/84	0,765	0,018	2,550	3,333
25/06/84	1,890	-	1,323	3,213
03/07/84	1,022	0,060	1,428	2,510
12/07/84	1.070	0,010	0,578	1,660
23/08/84	2,064	0,028	0,792	2,880
23/10/84	0,660	0,015	1.392	2,067
15/11/84	1,520	0,022	1,540	3,080
23/11/84	2,376	0,090	1,836t	4,300
30/11/84	0,0925	-	4,180	5,110
01/12/84	0,075	-	0,548	0,623
06/02/85	0,700	0,022	0,928	1,650
19/02/85	1,078	0,050	1,225	2,352
26/03/85	2,173	0,040	1,500	3,713
28/05/85	2,604	0,124	3,720	6,448
03/09/85	1,067	0,033	0,908	2,008
10/09/85	7,120	0,088	3,800	11,008
20/11/85	15,000	0,075	1,200	16,280

TABLA 2: Aporte de nutrientes (N) en el periodo mayo (contin.) 1984 a noviembre de 1985 (todos los valores expresados en mg/m²).

LUGAR	NID	NNO3	NNH3	PP04	PT	Lluvia	Fuente
Corrientes	315	180	147	24	36	1200	(a)
Media Mundial	450	175	225	5	10		(b)
Ontario	550	259	293	-	24	810	(b)
Thonon (Francia)	407	190	215	9	18,5	1080	(b)
Noruega	250	114	155		-	620	(b)
Suiza	620	310	310	-	-	2000	(b)
Mamai (N.Zelandia)	240	17	220	-	10	2600	(b)
Tennessee	380	250	130	-	40	1900	(b)
Columbia Brit.	15	6	10	3	-	4500	(b)
Colorado	470	273	192	8	-	700	(b)
Carolina del Norte	240	141	99	5	-	2200	(b)
Quebec	-	300	240	-	-	-	(b)
Saigón	575	106	458	-	-	2200	(b)
Addis Adeba	711	143	554	-	-	1330	(b)
R.Negro (Amazonas)	240	125	111	1,3	9,2	2000	(b)
Delhi	420	194	218	-	-	720	(b)
Manaos (Amazonas)	281	110	169	3	11	2400	(b)
Malasia	-	80	40	4	-	2620	(b)
Costa de Marfil	600	274	215	106	-	1080	(c)
Chad	714	182	532	37	-	650	(c)
Natal	775	135	640	22	-	1840	(c)
Massachussets	-	-	-	93	-	-	(c)
Congo	350	140	206	-	-	1550	(c)
Ghana	775	135	640	22	-	1840	(c)

TABLA 3: Concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitratos, amonio, fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y precipitación anual, en diversas estaciones extraídas de la bibliografía: (a) promedios de este trabajo; (b) Meybeck (1982); (c) Lemasson y Pagés (1982). Todos los valores expresados en µg/l.

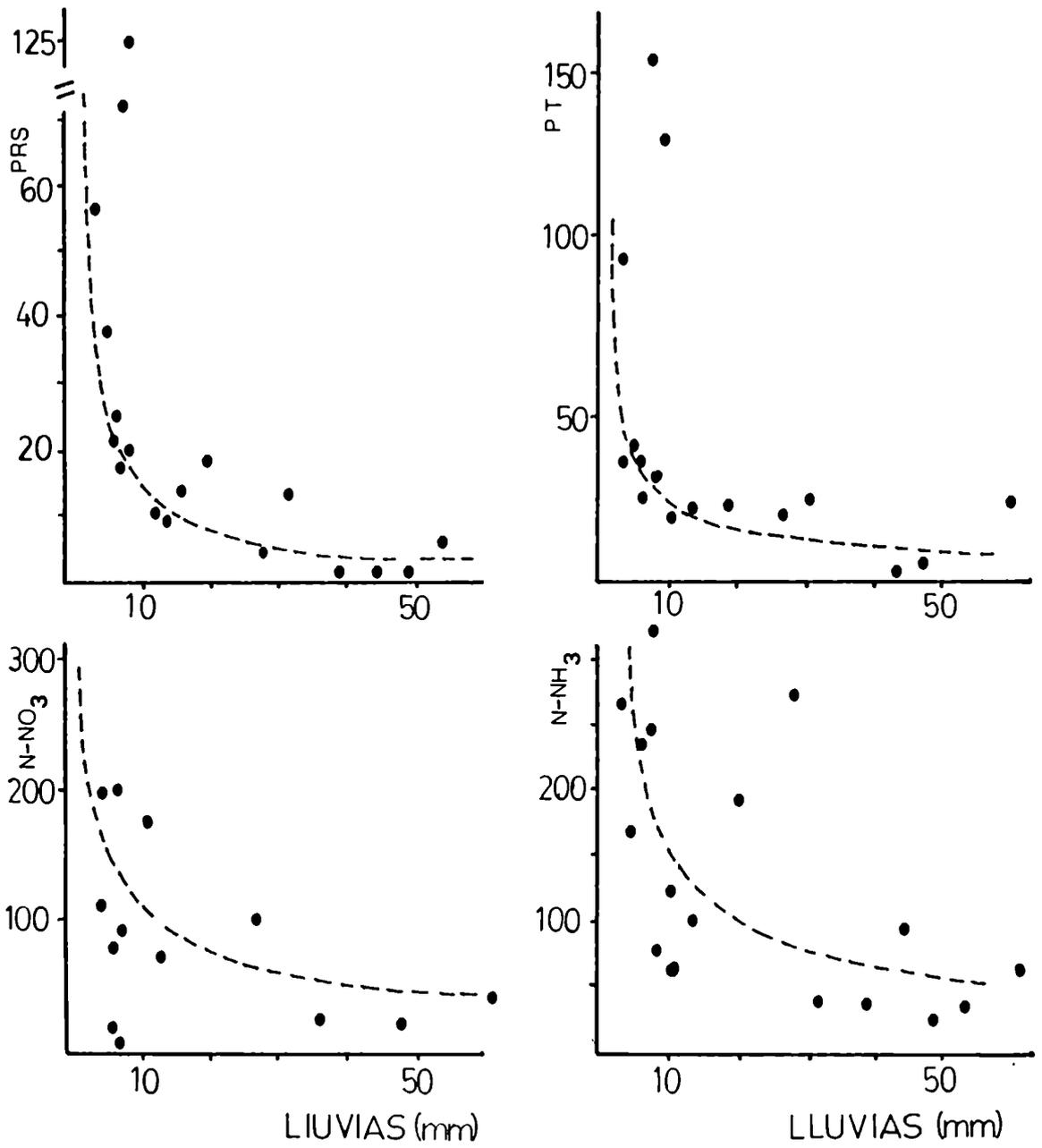


Fig. 2: Concentración de nitratos en el agua de lluvia en función al volumen de agua caída (mm). La línea punteada se representa la curva de regresión que mejor ajusta.

R I O S

- 1) PARANA
- 2) PARAGUAY
- 3) BERMEJO

CARACTERISTICAS DE LAS CUENCAS

La Cuenca del Río de la Plata es, por su extensión, el segundo sistema hidrográfico de Sudamérica luego de la Cuenca del río Amazonas. Abarca 3.000.000 de Km², comprendida en cinco países: Argentina, Brasil, Paraguay, Bolivia y Uruguay.

El río Paraná aporta, en su desembocadura, el 75 % del caudal del Río de la Plata (25.000 m³/s; Bonetto, A., 1975). El río Paraná debido a un conjunto de características hidrológicas, fisionómicas y bióticas, se lo puede considerar, según Bonetto y Wais (1985/86), como dividido en cuatro tramos: Paraná Superior, Alto Paraná, Paraná Medio e Inferior. El río Paraná Superior transcurre por territorio brasileño, constituyendo la represa de Itaipú su límite austral (Bonetto y Wais, *op. cit.*) el cual, antes de la creación del embalse, lo definían los Saltos de Guayrá. Luego continúa el río Alto Paraná, el que recibe esa denominación hasta su confluencia, a la altura de la Ciudad de Corrientes (27° 27'S; 58° 49'W), con el río Paraguay con el cual forman el río Paraná Medio. En su último tramo el río Paraguay recibe al río Bermejo. En la parte meridional de la Cuenca del Río de la Plata se destacan los tres ríos mencionados: el Alto Paraná situado al Este; en la parte central se ubica el río Paraguay, y hacia el Oeste el río Bermejo.

El río Paraná Superior drena áreas de relieve montañoso correspondientes al Planalto Brasileño, con altitudes que pueden aproximarse a los 2000 metros. Su cauce, actualmente

muy modificado por las represas, experimenta grandes variaciones de anchura y profundidad, no faltando expansiones desarrolladas entre accidentes del terreno, que llegaban a los ~4000 m de ancho como ocurría al pie de los Saltos de Guayrá, hoy cubiertos por el lago de la presa de Itaipú. Aguas abajo continúa el Alto Paraná, el cual corre por una falla existente en el sustrato basáltico, siempre con predominante dirección N-S. El lecho, rocoso, se va ampliando llegando a los 300 m en su confluencia con el Iguazú. Poco antes de llegar a la ciudad de Posadas, cambia su rumbo y se orienta en dirección E-O a la vez que el lecho se hace arenoso. La elevación del fondo por afloramiento basáltico en los Saltos de Apipé, determina un marcado ensanchamiento de la sección de modo que el río encierra islas como las de Talavera, Yacyretá y Apipé, con una distancia entre ambos márgenes de aproximadamente 25-30 Km. En el área de confluencia con el río Paraguay esa distancia es de 3,5 km. El río Paraguay nace en la Meseta de Matto Grosso y drena un área caracterizada por el escaso relieve. En la zona superior de su cuenca de alimentación se desarrolla una gran depresión, de aproximadamente 80.000 Km², hacia la que confluyen ríos y arroyos que la alimentan e inundan. Esta zona se la conoce como "Sistema del Gran Pantanal". Tal formación constituye una amplia planicie de inundación cubierta por cuerpos de agua leníticos y semileníticos los cuales se inundan con las crecientes drenando dificultosamente hacia el río Paraguay. La cuenca del Bermejo, afluente del Bajo Paraguay, incluye tres diferentes ambientes: el altiplano de la Puna, ubicado a una altitud de 1000 a 4000 m; luego la Sierra de Santa Victoria, que representa la pendiente oriental de la cadena de los Andes, y finalmente la

Planicie Chaqueña, la cual surca hasta su desembocadura en el río Paraguay sin recibir ningún afluente.

El río Paraná Superior drena parte del Escudo Brasileño (Precámbrico); y basaltos del Jurásico - Cretácico que se extienden hasta Corpus-Apipé. A partir de Apipé (Ituzaingó) la cuenca presenta primordialmente areniscas del Jurásico (OEA, 1969 y 1971). La cuenca del río Paraguay está desarrollada en sus nacientes en un área bastante más compleja, el llamado "Umbral Central", representado por dos porciones discontinuas: la del norte que incluye el Pantanal, flanqueado por el Precámbrico y el sur por el umbral Centro-Paraguayo, constituido sobre todo por rocas pre-devónicas, que se prosigue en la llanura Chaco-Pampeana (OEA, 1969 y 1971), siendo dominantes las rocas sedimentarias del Cuaternario (OEA, 1969 y 1971). En la alta cuenca del río Bermejo se presentan algunas áreas cubiertas por rocas precámbricas fuertemente plegadas y metamorfoseadas, aunque son dominantes las rocas sedimentarias del Cuaternario. El área cubierta por rocas metamórficas e ígneas disminuye desde el Este hacia el Oeste. En la cuenca del Alto Paraná tales materiales representan un 49 % del área total, mientras que en la cuenca del río Bermejo solamente representan un 5%. Por el contrario, la superficie cubierta por rocas sedimentarias es de un 73 % en la cuenca del río Bermejo y de un 43 % en la del Alto Paraná. Asimismo, la porción de superficie de cuenca cubierta con rocas del tipo "cálcicas" (limolita, calcita, dolomita, etc.) es de un 8% en el Alto Paraná y de un 17 % en la cuenca del río Bermejo. En la cuenca del río Paraguay los porcentajes son intermedios a lo mencionados (OEA, 1969 y 1971).

Las precipitaciones muestran un amplio gradiente, correspondiendo los valores más altos a la parte sudeste del río Alto Paraná (2400 mm) (OEA, 1969 y 1971), y disminuye hacia la parte central del área considerada, sobre las cuencas de los ríos Paraguay y Bermejo. En la cuenca superior del río Bermejo, pendiente oriental de la cadena de los Andes, se registran altos valores de precipitación, mientras que en la zona de la Puna, el promedio es alrededor de 200 mm. Hacia el Norte y el Oeste hay un incremento de la estacionalidad de las lluvias: cerca de un 75 % de la precipitación anual ocurre durante la estación húmeda y sólo un 1 % en la estación seca (OEA, 1969 y 1971).

En la cuenca del Paraná Superior y del Alto Paraná, el clima húmedo y cálido produce una intensa lixiviación de los materiales del suelo, generando suelos ricos en óxidos de aluminio, hierro y caolinitas (Bonetto, A., 1975). Son dominantes los suelos lateríticos, los llamados "suelos rojos" y "podsoles amarillos-rojos" (Denardin y Wunsche, 1979). En la cuenca del río Paraguay, el bajo relieve determina largos períodos de permanencia del agua, desarrollándose gleys, vertisoles y solonetz como los grupos dominantes de los suelos (Bonetto, A., 1975). En la alta cuenca del río Bermejo existen suelos pocos desarrollados con un elevado porcentaje de material no consolidado (Bonetto, A., op. cit.).

La densidad de población es muy baja tanto en la cuenca del río Bermejo como en la del río Paraguay. Menos de un 5% de la superficie está aplicada a la agricultura (OEA, 1969 y 1971). Por el contrario, en la porción brasileña de la cuenca del Paraná se localizan importantes asentamientos industriales y

urbanos, siendo muy intensa la agricultura mecanizada en toda el área, predominando los cultivos de soja y trigo hacia el sudeste, mientras que el azúcar y el café predominan en el norte (Denardin y Wunsche, 1979). Asimismo, es intenso el represamiento de sus ríos en la cuenca (Tabla 4), debido al constante incremento de los emprendimientos hidroeléctricos de las últimas décadas. Solamente en el Estado de San Pablo, más de 15.000 Km² de tierras fueron cubiertas por represas (Tundisi, 1986).

El ciclo hidrológico típico del río Paraná, presenta un mismo patrón general a lo largo de su trayectoria, aunque con algunas lógicas variaciones temporarias. A la altura de Corrientes el período de creciente es estival, con alturas máximas en febrero - marzo, y un período de estiaje que se inicia a fines de otoño, con mínimos de altura hidrométrica en agosto-setiembre. Asimismo, puede señalarse una creciente otoñal para la zona de estudios, la cual está determinada por los aportes del río Iguazú. En el río Paraguay, las lluvias de su cuenca superior se almacenan en una dilatada planicie aluvial (el ya mencionado "Gran Pantanal"), la cual regula el caudal del río al reducir los picos de creciente y estiaje. Aguas abajo del Pantanal, las crecientes culminan en el mes de junio, y los estiajes pueden extenderse desde diciembre a febrero. En su último tramo (confluencia con el río Alto Paraná) el régimen hidrológico se torna más irregular, debido tanto a los aportes de los ríos Pilcomayo, Tebicuarí y Bermejo, como a las condiciones de desagüe impedido en la zona de Confluencia, debido al remanso hidrodinámico del Alto Paraná (Soldano, 1947). Ambos ríos no se mezclan completamente, sino recién de recorrer muchos kilómetros

aguas abajo en las proximidades de la localidad correntina de Esquina (Bonetto y Orfeo, 1984). El régimen hidrológico del río Bermejo sigue el patrón de las precipitaciones, con una fase de estiaje de mayo a noviembre-diciembre. Los caudales mínimos, cercanos a los $40 \text{ m}^3/\text{s}$, se registran por lo general en el mes de octubre. El período de creciente se encuentra entre enero y abril, con un máximo de caudal cercano a los $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ en febrero (Soldano, 1947).

Embalse	Río	Generación hidroeléctrica (mW)	Año de finalización de la obra
Graminha	Pardo	--	1962
Furnas	Grande	1.200	1962
Agua Vermelha	Grande	1.380	1963
Itupia	Paraná	1.411	1966
Xavantes	Paranapanema	--	1968
Estreito	Grande	1.049	1969
Ilha Solteira	Paraná	3.200	1973
Paraitinga	Paraitinga	--	1975
Marimbondo	Grande	1.444	1975
Salto Osorio	Iguaçu	1.050	1975
Sao Simao	Paranaiba	2.688	1978
Itumbiara	Paranaiba	2.082	1980
Salto Santiago	Iguaçu	2.000	1980
Foz de Areia	Iguaçu	2.466	1980
Emborcação	Paranaiba	1.000	1981
Itaipu	Paraná	12.603	1982

6 3

TABLA 4: Embalses mayores de 25.10 m o con capacidad de generación hidroeléctrica superior a 1.000 mW dentro de la Cuenca del Paraná Superior y del Alto Paraná hasta el río Iguazú inclusive (Finto Paiva, 1982).

RESULTADOS Y DISCUSION

El río Alto Paraná posee un régimen hidrológico el cual se caracteriza, históricamente, por una creciente en verano, con caudales máximos en Febrero-Marzo, y una etapa de estiaje en el período invierno-primavera, con caudales mínimos en Agosto-Setiembre. Para el área de estudios de este trabajo, existe además una creciente otoñal la cual está determinada por los aportes del río Iguazú. El régimen hidrológico mencionado no se puso de manifiesto en el período 1984-1985 (Fig. 3). En la actualidad no se evidencian fases bien definidas, y se presentan, frecuentemente, repentinos picos de caudal durante las fases de estiaje. Tal comportamiento se vincularía con el manejo de los embalses en los tramos superiores del río.

La Tabla 5 resume los resultados obtenidos. La temperatura del agua osciló entre 14,5 y 28 °C, con una media de 22,5 °C. La transparencia del agua varió entre 40 y 122 cm, vinculándose sus variaciones con el régimen hidrológico del río. Los menores valores de transparencia se midieron durante los períodos de creciente ó de cambios rápidos en el caudal, y los mayores durante las fases de estiaje. Entre la transparencia y la concentración de sólidos en suspensión se determinó una correlación negativa muy altamente significativa ($r = -0,83$; $P < 0,01$), y una correlación negativa altamente significativa con el caudal ($r = -0,60$; $P < 0,01$). La transparencia del agua estuvo regulada por los sólidos suspendidos y en menor medida por la densidad fitoplanctónica.

La concentración promedio de clorofila a resultó de 7,8 mg/m³, manifestando independencia con respecto a la transparencia. La concentración de clorofila a se relacionó en forma exponencial inversa con el caudal y la altura del río ($r = -0,64$ y $-0,56$, respectivamente; $P < 0,01$). El contenido de oxígeno disuelto fue superior al 80% de saturación la mayor parte del año, a menudo con valores de saturación completa y aún de sobresaturación.

La conductividad fue baja, variando entre 12,5 y 55 $\mu\text{S/cm}$ (promedio = 41 $\mu\text{S/cm}$), no observándose relación alguna con el caudal. El pH osciló entre 6,8 y 8,0, con un promedio de 7,6, siendo levemente alcalino casi todo el año. El pH se correlacionó negativamente con la conductividad ($r = -0,56$; $P < 0,01$) y fue independiente del caudal. Las concentraciones de calcio fluctuaron entre 1,5 y 4,5 mg/l, y se relacionaron con las de bicarbonato (22,5 - 31,0 mg/l; promedio: 26 mg/l) y con las del pH ($r = 0,45$; $P < 0,05$, y $r = 0,40$; $P < 0,05$, respectivamente). La concentración de hierro total osciló entre 0,10 y 0,52 mg/l (promedio: 0,3mg/l).

El carbono orgánico disuelto fluctuó entre 0,13 y 0,84 mg/l (promedio: 0,55 mg/l). En estudios previos Bonetto, C. et al., 1983; Bonetto, C., 1983), la producción primaria del fitoplancton mostró ser baja y limitada por la transparencia del agua. Los valores más bajos se registraron durante los momentos de creciente, siendo mucho más altos en la época de estiaje; el contenido de materia orgánica sería, principalmente, alóctono (Bonetto, C. et al., 1983; Bonetto, C., 1983).

La concentración de sólidos en suspensión fue baja, variando entre 8,2 y 42,3 mg/l, con una concentración media de 24,3 mg/l, prevaleciendo las mayores concentraciones durante los períodos de creciente o de rápido cambio en el caudal. La concentración de sólidos suspendidos mostró una correlación positiva con el caudal ($r = 0,48$; $P < 0,05$). Al ensayar una correlación múltiple de dos variables independientes, la altura hidrométrica y los cambios de altura hidrométrica en los 10 días previos a cada muestreo, se obtuvo un valor altamente significativo ($r = 0,71$; $P < 0,01$). Aproximadamente el 80% de los sedimentos los constituyen las arcillas (Bonetto y Orfeo, 1984). La clorita representa un 50% del total de arcillas, un 40% corresponde a la caolinita, y un 10% a la montmorillonita. La illita se halla en cantidades sumamente bajas (Bonetto y Orfeo, *op. cit.*).

El fósforo total disuelto varió entre 4 y 42 ugP/l, con un valor medio de 17 ugP/l. Aproximadamente un 60% del PTD estuvo presente como fósforo reactivo soluble el cual varió entre valores no detectables y 19 ugP/l (promedio: 10,3 mgP/l). La concentración de fósforo reactivo soluble en el río Alto Paraná resultó moderada cuando se la compara con la bibliografía especializada. Según Meybeck (1982), los niveles de ortofosfato en los ríos no contaminados, oscilan entre 1 y 24 ugPP04/l, siendo habitual encontrar valores cercanos a 8 µg/l. El fósforo total disuelto se correlacionó directamente con la DQ0d ($r = 0,46$; $P < 0,05$), y a su vez la DQ0d se relacionó de igual modo con la concentración de amonio ($r = 0,57$; $P < 0,01$). Se interpreta que estos resultados representan el ingreso de materia orgánica

alóctona. El PRS se correlacionó en forma positiva con la concentración de calcio ($r = 0,65$; $P < 0,01$). Las rocas cálcicas (limolita, calcita, dolomita, etc.) son escasas en la cuenca, menos de un 8% del área total (OEA, 1969 y 1971). Tal correlación podría deberse a las prácticas de encalamiento llevadas a cabo simultáneamente con el empleo de fertilizantes con el fin de corregir el pH de los suelos en áreas de intensa actividad agrícola.

El fósforo total varió entre 13 y 96 $\mu\text{gP/l}$, con un valor medio de 48 $\mu\text{gP/l}$. El fósforo particulado representó el 63% del total (30-87%) y varió entre 9 y 84 $\mu\text{gP/l}$, con un promedio de 32 $\mu\text{gP/l}$. El fósforo total disuelto promedió un 37% del PT. El fósforo total particulado se correlacionó positivamente con el contenido de sólidos en suspensión ($r = 0,44$; $P < 0,05$). El contenido promedio de fósforo en el sedimento fue de 1,37 mgP/g (peso seco) de sedimento, relacionándose negativamente con la concentración de sólidos suspendidos ($r = -0,44$; $P < 0,05$). El fraccionamiento del fósforo de una muestra de sólidos en suspensión reveló que un 1% del fósforo (3 $\mu\text{gP/g sed.}$) se extrajo en la fracción más lábil (extracción con CLNH_4); un 60% (175 $\mu\text{gP/g sed.}$) se extrajo como fósforo vinculado al hierro (extracción básica), y un 39% (112 $\mu\text{gP/g sed.}$) como fósforo asociado al calcio (extracción ácida).

En la Tabla 6 se consignan los resultados de la experiencia de fijación de fósforo a sedimentos del río Paraná para una concentración inicial de 5 mgP/l . En las primeras 4 horas se llega a una concentración de 3,10 mgP/l , habiéndose fijado en ese tiempo, aproximadamente, el 84 % del fósforo total fijado a

las 24 y 48 horas. De este modo, se observa que el proceso de fijación es rápido y tiende a una situación de equilibrio ya en las primeras horas de iniciada la experiencia.

La fijación de fósforo a los sedimentos aumentó con un incremento en la concentración de fósforo para todos los valores de concentración inicial ensayados. La cantidad de fósforo fijada (SP) una vez alcanzado el equilibrio, se correlacionó ($r = 0,993$; $P < 0,01$) con la concentración de equilibrio (Ce), y respondió a una ecuación del tipo:

$$SP (\mu\text{g/g}) = 0,28 (Ce \mu\text{g/g})^{0,69} + 2,5 \mu\text{g/g}$$

SP y Ce también se relacionaron a través de la isoterma de Langmüir, según la ecuación:

$$Ce/(SP + PL) = 1680/96 + 1/96 \cdot Ce$$

La fijación máxima de fósforo (PSC) fue de 96 $\mu\text{gP/g}$ de sedimento seco, y cuando se incubó el sedimento con agua destilada se registró una liberación de P que representó el 1,1 % (2,5 $\mu\text{gP/g}$) del fósforo total.

En la Tabla 7 se consignan los resultados de la extracción de PT, calcio y hierro efectuadas en los sedimentos empleados en los ensayos de fijación de fósforo. La cantidad fósforo total por gramo de sedimento (peso seco) fue de 220 $\mu\text{gP/g}$. El contenido de calcio resultó de 5,5 mg/g, y el de hierro fue de 26,88 mg/g. En las Tablas 8 y 9 se detallan los resultados del fraccionamiento del fósforo y del nitrógeno en los mencionados sedimentos. El P extraído con cloruro de amonio (P

lábil) representó un 12 % (16 $\mu\text{gP/g}$) del total extraído. El fósforo vinculado al calcio (extracción con ácido clorhídrico) constituyó un 39 % (50 $\mu\text{gP/g}$); mientras que la principal fracción extraída resultó la del P asociado con el hierro (49 %; 63 $\mu\text{gP/g}$). Respecto al fraccionamiento del nitrógeno, la mayor proporción correspondió al N vinculado a la fracción húmica (58 %; 230 $\mu\text{gN/g}$); mientras que el nitrógeno asociado a compuestos proteicos representó un 30 % (120 $\mu\text{gN/g}$).

Los resultados de la fijación de P a sedimentos son coincidentes con los trabajos de Weir y Soper (1962); Jacobsen (1977); Syers *et al.* (1973) y Williams *et al.* (1976). Shulka *et al.* (1971) observaron que la fijación de fósforo era mayor en sedimentos no calcáreos. En dicho trabajo, la capacidad de fijación se correlacionaba con la cantidad de hierro extraída con oxalato de amonio, tratamiento que en opinión de dichos autores, extrae el hierro amorfo. Asimismo, sugirieron que el principal componente de los sedimentos responsable de la fijación sería un gel complejo formado por óxidos de hierro hidratados, materia orgánica y pequeñas cantidades de Al_2O_3 y $\text{Si}(\text{OH})_4$. Según Bostrom *et al.* (1982), la materia orgánica por sí sola no tendría capacidad de fijación, y la retención de fósforo se vincularía a la formación de complejos con metales. La asociación de ácidos húmicos con el hierro, le confieren al complejo una elevada capacidad de fijación. En el río Alto Paraná hay una mayor proporción de la fracción húmica y de hierro en los sedimentos, los cuales contribuirían a la fijación del fósforo, en mayor medida que el sistema del calcio, el que por otra parte constituyó una fracción menor.

Edzwald et al. (1976) observaron que la fijación de fósforo a las arcillas se debía, en gran proporción, a la interacción con metales asociados a la superficie de las mismas, particularmente hierro y calcio, y registraron que existía relación entre el hierro extractable y la capacidad de fijación de la caolinita, montmorillonita e illita.

En el río Alto Paraná, la capacidad de fijación de fósforo de los sedimentos estudiados es comparativamente baja cuando se la compara con los valores proporcionados por Golterman (1973, 1977 y 1980), Jacobsen (1977), Meybeck (1982) y Bostrom et al. (1982). Esta característica se debería a la textura gruesa de los sedimentos. La fracción arcilla representó un 13,3 % del total.

La tasa de exportación de sólidos suspendidos resultó de 14 Tn/Km².año, constituyendo un valor bajo dentro del contexto propuesto por Holeman (1968). Es necesario destacar que la escasa tasa de exportación de material suspendido se dá en un área que reúne el aporte de zonas de fuerte relieve y de intensa actividad agrícola. Denardin y Wunsche (1979) estimaron para el Sudeste de Brasil, una tasa promedio de erosión del suelo de 20 Tn/Ha.año. Bertoni et al. (1972) registraron valores semejantes para el Estado de San Pablo. De acuerdo a IBGE (1986) en la cuenca del Paraná Superior existiría un área cultivada de ~26.10⁶ Ha. Este último valor sería indicativo junto con la tasa de erosión antes mencionada, de las importantes cantidades de suelo erodado, con la consiguiente pérdida de sus nutrientes, que se incorporarían al sistema fluvial. Quizás las bajas tasas de exportación de sólidos suspendidos en el Alto Paraná puedan estar

asociadas a una activa sedimentación en las represas, con retención de importantes cantidades de fósforo.

Las tasas de exportación de P y N del río Paraná se presentan en la Tabla 11. Meybeck (1982) registró tasas de exportación de ortofosfato entre 0,5 y 10 kgP/Km² año, en ríos no contaminados. El valor máximo de transporte se registró en ríos tropicales (Zaire, Indonesia, Amazonia). La tasa de exportación de fosfato en el río Paraná (6 kgP/Km² año) parece ser de moderada a baja dentro de este contexto. La relación PP04/PTD según Meybeck (1982) varía entre 0,2 y 0,7, mientras que valores superiores se registran para el sistema del Amazonas (0,75 y 0,77), tales como en los ríos Negro y Solimoes (Williams, 1968 fide Meybeck, 1982). La relación en el río Paraná (0,72) se aproxima al valor superior del citado rango, en coincidencia con los principales ríos de Sudamérica.

Dillon y Kirchner (1975) estudiaron las tasas de exportación de fósforo total de 34 cuencas en Ontario y revisaron la literatura sobre el tema. Estos autores observaron que las tasas de exportación dependían de la geología y del uso de la tierra, siendo mucho mayor en cuencas sedimentarias que en las que predominan materiales ígneos, y mucho mayor en zonas de pasturas que en cuencas boscosas. Asimismo, se encontraron diferencias entre cuencas plutónicas y volcánicas, correspondiendo las mayores tasas de exportación a las últimas. La tasa de exportación del río Paraná (28 kgP/Km² año) es baja si se la compara con cuencas de origen volcánico (36 - 96, valor medio: 72 kgP/km² año, Dillon y Kirchner, 1975). El contenido de fósforo en los sólidos suspendidos es, en el río Paraná, cercano

a los observados en los principales ríos del mundo (1,13 mgP/g - peso seco de sedimento-, Meybeck, 1982). La baja tasa de transporte de fósforo se corresponde con los bajos valores de concentración de sólidos suspendidos transportados por las aguas, lo cual, como fuera dicho, quizás se relacione con la retención de estos últimos como resultado del importante sistema de represas establecidos en el Paraná Superior.

El transporte anual de fósforo en el Alto Paraná se estimó en 25.800 toneladas para el año 1984 y en 20500 toneladas para el año 1985. Con la información disponible a la fecha, únicamente es posible hacer una estimación muy grosera de las entradas de fósforo a la cuenca. El aporte de fósforo por uso de fertilizantes se estimó en 400.000 Tn/año (ANDA, 1986) para la cuenca superior del río Paraná. El ingreso de origen antrópico puede estimarse en 2 g de fósforo por habitante y por día (Golterman y Kowe, 1980), lo cual implica un aporte de 41.700 toneladas de fósforo por año dentro de la cuenca. Esta cantidad debe considerarse como una subestimación ya que solo toma en cuenta urea y heces humana. Para Estados Unidos y Europa se agregan de 2 a 3 g por habitante y por día debido al consumo de detergentes fosforados que, por supuesto, habría que incluir en la cuenca considerada. Sin embargo no es posible a la fecha disponer de información respecto al empleo de detergentes en Brasil. De este modo, el transporte de fósforo total en el río Alto Paraná representa, aproximadamente, el 6 % del aporte cultural estimado. Este resultado es coincidente con la bibliografía especializada, indicando una buena retención de fósforo (Likens y Bormann, 1975; Probst, 1985).

Los nitratos fueron el principal componente del nitrógeno inorgánico. Su concentración varió entre 56 y 850 $\mu\text{gNNO}_3/\text{l}$, con un promedio de 244 $\mu\text{gNNO}_3/\text{l}$. La concentración de amonio fue más baja (entre valores no detectables y 523 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$), con un valor medio de 66 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$. Sus variaciones estuvieron relacionadas positivamente con las de nitratos ($r = 0,62$; $P < 0,01$). Las concentraciones de nitritos fueron bajas, y sólo excepcionalmente superiores a 1 $\mu\text{gNNO}_2/\text{l}$. Las concentraciones de nitratos manifestaron independencia con respecto al caudal. Sin embargo, pudo observarse que los valores más altos de concentración de nitratos se asociaron con rápidos cambios en el caudal, mientras que los valores más bajos se obtuvieron en coincidencia con condiciones de flujo estable, tanto en condiciones de creciente como de estiaje. Se determinó una relación directa entre la concentración de nitratos y los cambios de altura hidrométrica previos a cada muestreo. El coeficiente de correlación máximo se obtuvo cuando la concentración de nitratos se correlacionó con el valor absoluto de cambio en la altura hidrométrica de los 10 días previos a cada muestreo ($r = 0,71$; $P < 0,01$). Cuando se aplicó un análisis de regresión múltiple con dos variables independientes: altura hidrométrica y variación de la misma 10 días previos al muestreo, el coeficiente de indeterminación disminuyó obteniéndose un coeficiente de correlación de $r = 0,78$ ($P < 0,01$). A menudo se cita que la concentración de nitratos se incrementa con el caudal en diferentes ambientes. Likens y Bormann (1975) destacaron este patrón en pequeños cursos de agua que drenan cuencas de New Hampshire (USA). Probst (1985) observó una relación lineal entre la concentración de nitratos y el logaritmo del caudal del río

Garonne ubicado en una cuenca agrícola del Sur de Francia. Este autor sugirió que tal relación era característica de una fuente de polución no-puntual, en la que predomina el lavado del suelo. Carbonnell y Meybeck (1975) hallaron los mayores valores de concentración de nitratos al comienzo de la etapa de creciente en el río Mekong, el cual drena un área agrícola y boscosa del sudeste asiático. Maglianesi (1973) halló una correlación positiva entre los nitratos y la altura hidrométrica en un trabajo previo a este sobre la composición química del agua del río Alto Paraná.

Según el rango de valores recopilados por Meybeck (1982), las concentraciones de amonio y nitratos en el río Alto Paraná se ubican entre los valores más altos citados para aguas no contaminadas, siendo mucho más bajos que las concentraciones características de ambientes contaminados. Los datos de nitratos de este trabajo son semejantes a los de Maglianesi (1973), mientras que los de amonio son superiores a los hallados por dicho autor (247 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$ y 20 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$, respectivamente). Aunque se emplearon métodos analíticos diferentes, los resultados del presente trabajo concuerdan con otras evidencias de cambios en la calidad del agua en los últimos años.

La relación N/P fue, en promedio, de 41 sugiriendo una limitación debida al fósforo. Al respecto, los bioensayos realizados concordaron con la alta relación N/P. En todos los casos ensayados con enriquecimiento con fósforo, la densidad algal se incrementó de 2 a 3 veces respecto a las experiencias realizadas con enriquecimiento con nitrógeno.

La tasa de exportación de nitrógeno inorgánico se estimó en 188 Kg N/Km² para el año 1984. A los nitratos correspondió un 74 % del total (140 Kg N/Km² año) y el amonio un 26 % (48 Kg N/Km² año); valores semejantes se calcularon para el año 1985 (Tabla 10). Según Meybeck (1982) las tasas de exportación de nitratos varían desde menos de 10 Kg N/Km² año en ambientes subárticos hasta más de 200 Kg N/Km² año en ambientes tropicales húmedos. La tasa de exportación del río Paraná se ajusta a este esquema.

La información de que se dispone sobre las entradas de nitrógeno a la cuenca que nos ocupa es exigua. Estimaciones hechas por ANDA (1986) consideran que cerca de 480.000 toneladas de nitrógeno se aplican anualmente como fertilizantes en la cuenca. Gachter y Furrer (1972) (fide Probst, 1985) propusieron un aporte de 11 gN/día y por habitante como contribución de desechos domésticos. Según el Boletín Demográfico (1981), la población en la cuenca es de 57,2 millones de habitantes, lo cual implicaría, un aporte de alrededor de 230.000 toneladas. Aunque este valor podría aceptarse como una estimación grosera, tal cálculo parece oportuno ya que provee un primer acercamiento al conocimiento del balance de nitrógeno en la cuenca. De este modo, se supone que el aporte total de origen antrópico (fertilizantes + desechos domésticos) es, aproximadamente, de 710.000 toneladas por año. El transporte de nitrógeno inorgánico en el río Paraná se estimó, para 1984, en 156.000 toneladas, representando cerca de un 22 % del ingreso total calculado. En cuencas agrícolas del Sur de Francia, Probst (1985) estimó que la relación entre la exportación de nitratos y

el aporte de nitrógeno por fertilizantes varió entre un 10 y un 40 % en diferentes años en relación con el caudal medio anual, siendo máximo durante los años húmedos y mínimo en los secos.

Debido a las características físicas de la cuenca cabría esperar que las tasas de exportación de nitrógeno y fósforo en el río Alto Paraná fuesen bajas. Las antiguas formaciones geológicas, sometidas a un clima caracterizado por intensas precipitaciones y elevadas temperaturas desarrollaron suelos pobres y lixiviados. Sobreimpuesto a este patrón, la actividad humana tuvo dos efectos opuestos. La intensa actividad agrícola mecanizada aumentó las tasas de exportación. Como ya se mencionara. Denardin y Wunsche (1979) estimaron en 20.000 Kg/Ha año la cantidad de suelo perdido por erosión mecánica en suelos lateríticos del Sur de Brasil, donde se cultivan soja y trigo. También es importante el ingreso elevado de nutrientes como fertilizantes y de aguas de deshecho domésticas. Likens y Bormann (1975) documentaron un gran incremento de las tasas de exportación en cuencas deforestadas experimentalmente. Por otra parte, el intenso represamiento causa efectos inversos disminuyendo el transporte de materiales en suspensión. La información presentada en este trabajo parece demostrar que este proceso es dominante en la cuenca del Paraná. Las tasas de exportación de nitrógeno y fósforo son bajas, encuadrándose dentro del rango de valores correspondientes a los principales ríos tropicales no contaminados y mucho más bajos que aquellos poluidos, a pesar de los elevados ingresos estimados.

Los niveles de concentración de fósforo reactivo soluble son bajos; los nitratos son semejantes a los valores hallados por Maglianesi (1973) y el amonio mucho más elevado que

los obtenidos por dicho autor. Los actuales valores de sólidos suspendidos, calcio, hierro (todos correspondientes a este trabajo) y sílice (CECDAL, 1982) son más bajos que los hallados por Maglianesi (1973). La exportación de fósforo representaría, aproximadamente, el 6 % de los aportes de origen cultural, mientras que el nitrógeno inorgánico disuelto cerca del 20 %.

Numerosas veces se ha citado que existe una mayor retención de fósforo que de nitrógeno (Likens y Bormann, 1975; Procházková, 1975; Probst, 1985). La fijación de fósforo por los suelos, cuando se aplican fertilizantes, suele ser elevada, mientras que los fertilizantes nitrogenados aplicados principalmente como urea, son nitrificados y fácilmente lavados. La construcción de embalses refuerza esta tendencia. El fósforo se transporta principalmente en forma particulada (un 60 % en Alto Paraná). La precipitación de sólidos en suspensión es muy activa, en términos generales, en los lagos de embalse construidos por el hombre. La tasa de transporte de sólidos suspendidos en el río Paraná es bajo si se lo compara con ríos similares (Meybeck, 1976), y también es baja respecto a las tasas de erosión de suelos en áreas deforestadas y agrícolas (Denardin y Wunsche, 1979) en la cuenca.

El transporte de nitrógeno inorgánico disuelto representa una proporción más bien baja de los ingresos a la cuenca cuando se lo compara con la bibliografía (Tabla 11). La principal información sobre las características limnológicas en los embalses brasileños proviene del estado de San Pablo. Tundisi (1981) estudió 52 embalses, mientras que Matsumura-Tundisi *et al.* (1981) y Arcifa *et al.* (1981a, b) aportan información adicional.

Un equipo multidisciplinario integrado por cuatro instituciones brasileñas estudiaron 52 embalses en la cuenca del Paraná Superior (Estado de San Pablo); muchos de dichos embalses en periodos variables del año. El contenido de materia orgánica en el sedimento resultó bajo. Tundisi (1981) sugiere que sería indicativo de una rápida mineralización. Bajo estas condiciones sería plausible pensar que la desnitrificación en lagos de embalses subtropicales y/o tropicales pueden constituir una importante pérdida de nitrógeno.

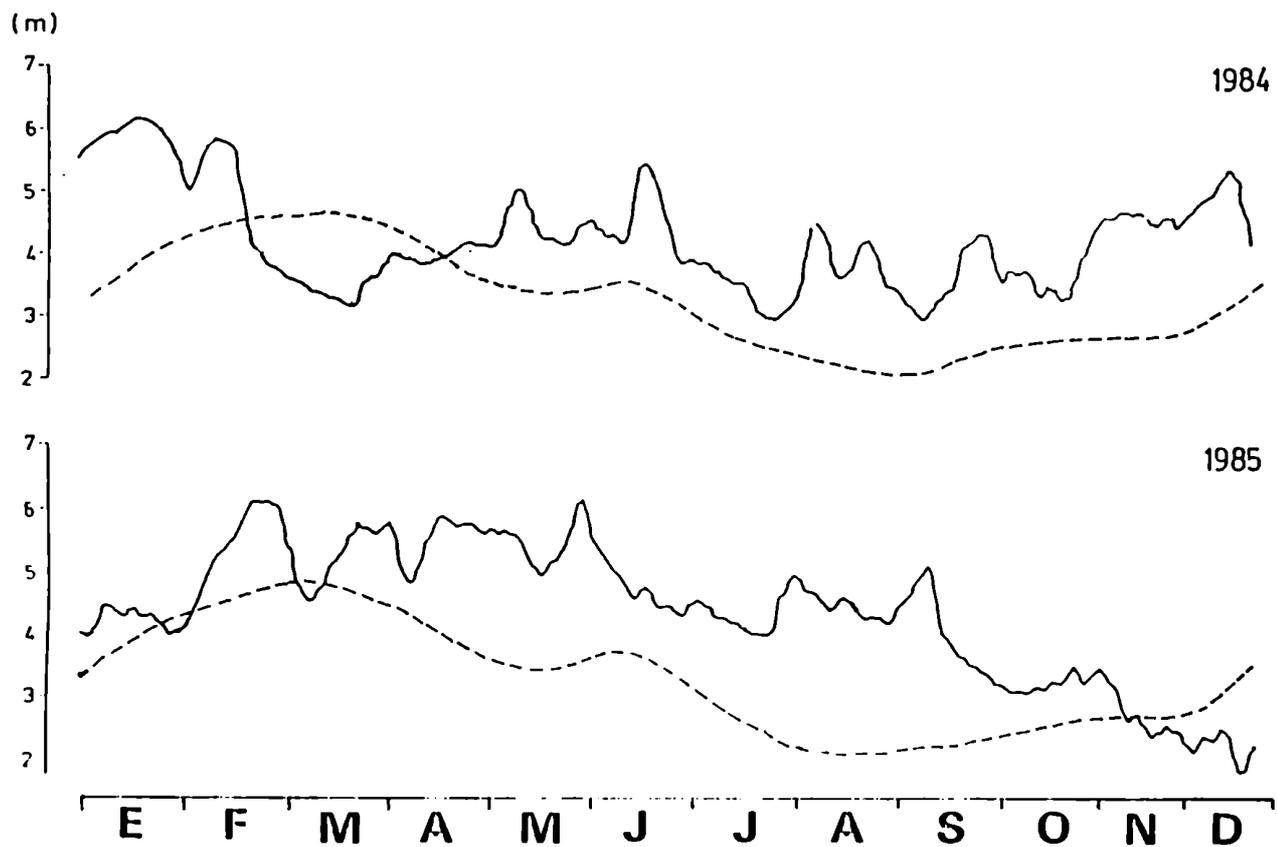


Fig. 3: Altura hidrométrica del río Paraná durante los años 1984-1985. La línea de puntos representa el ciclo hidrológico (promedio histórico) según Soldano (1947) a la altura de la ciudad de Corrientes.

Fecha	8/2/84	6/3/84	23/3/84
Caudal (m ³ /s)	25100	12100	11000
Altura (m)	5,61	3,6	3,18
Temp. (°C)	26,0	24,0	26,5
S.Susp. (mg/l)	37,5	17,3	20,0
Transp. (cm)	35,0	75,0	68,0
pH	8,0	7,85	8,0
Conduct. (µS/cm)	38,0	13,0	12,5
FRS (µg/l)	16,0	14,0	11,0
PT (µg/l)	96,0	55,0	96,0
PTD (µg/l)	16,0	15,0	20,0
PTF (µg/l)	84,0	40,0	76,0
PTP (mg/g)	2,240	2,312	3,118
N-NO ₃ (µg/l)	106,0	166,0	80,0
N-NO ₂ (µg/l)	4,0	6,5	2,0
N-NH ₃ (µg/l)	5,0	250,0	160,0
N/P	7,2	31,3	22,0
HCO ₃ (mg/l)	-	-	31,0
Clorof. (mg/m ³)	2,0	12,9	18,7
O ₂ (% satur.)	-	95,0	-
A365	0,06	0,09	0,048
DQDd (mgO ₂ /l)	0,80	0,90	0,50

TABLA 5: Resultados de los parámetros físicos y químicos estudiados correspondientes al río Paraná.

Fecha	16/4/84	14/5/84	27/6/84	11/7/84	13/8/84
Caudal (m ³ /s)	12000	15750	15400	11900	14400
Altura (m)	3,83	5,07	5,00	3,85	4,25
Temp. (°C)	24,5	18,9	14,5	21,0	18,2
S.Susp. (mg/l)	18,6	42,3	42,1	15,8	35,2
Transp. (cm)	55,0	36,0	27,5	74,5	38,0
pH	7,8	8,0	7,5	7,6	7,7
Conduct. (µS/cm)	45,0	43,0	42,0	45,0	46,0
PRS (µg/l)	10,0	16,0	14,0	nd	19,0
FT (µg/l)	44,0	71,0	89,0	43,0	55,0
FTD (µg/l)	10,0	17,0	42,0	19,0	22,0
PTP (µg/l)	34,0	54,0	47,0	24,0	33,0
PTP (mg/g)	1,833	1,278	1,115	1,517	0,938
N-NO ₃ (µg/l)	56,0	348,0	385,0	283,0	453,0
N-NO ₂ (µg/l)	1,5	1,4	1,3	1,0	0,9
N-NH ₃ (µg/l)	71,0	4,0	54,0	14,0	46,0
N/P	13,5	22,8	31,5	149,0	27,0
HCO ₃ (mg/l)	25,8	26,0	25,6	28,7	26,8
Clorof. (mg/m ³)	12,9	6,4	8,6	3,5	-
O ₂ (%satur.)	75	55	91	100	98
A365	0,035	0,134	0,057	0,04	0,14
DQO _d (mgO ₂ /l)	1,76	2,0	1,75	0,40	0,62

TABLA 5: Continuación.

Fecha	18/9/84	24/10/84	31/10/84	14/11/84
Caudal (m ³ /s)	10400	11550	11500	14700
Altura (m)	3,0	3,37	3,25	4,60
Temp. (°C)	20,0	20,0	25,9	23,0
S.Susp. (mg/l)	17,4	22,6	31,8	36,0
Transp. (cm.)	92,0	57,0	68,0	48,0
pH	7,75	7,85	7,75	7,55
Conduct. (µS/cm)	42	41	37	38
PRS (µg/l)	14,0	6,0	7,0	7,0
PT (µg/l)	32,0	53,0	44,0	24,0
PTD (µg/l)	16,0	14,0	11,0	10,0
PTP (µg/l)	16,0	39,0	33,0	14,0
PTP (mg/g)	0,941	1,726	1,038	0,388
N-NO ₃ (µg/l)	171,0	158,0	112,0	300,0
N-NO ₂ (µg/l)	1,0	2,0	2,3	1,5
N-NH ₃ (µg/l)	13,0	20,0	7,0	6,0
N/P	13,2	30,0	18,7	44,4
HCO ₃ (mg/l)	24,4	23,2	25,5	25,6
Clorof. (mg/m ³)	12,9	14,8	5,74	7,58
O ₂ (% satur.)	102	66	110	97
A365	0,017	0,044	0,065	0,06
DQO _d (mgO ₂ /l)	0,54	0,64	-	1,36

TABLA 5: Continuación.

Fecha	28/11/84	3/12/84	19/12/84	19/2/85
Caudal (m ³ /s)	14000	14000	16000	19300
Altura (m)	4,55	4,62	5,12	5,72
Temp. (°C)	27,0	26,0	26,5	25,0
S.Susp. (mg/l)	30,6	30,0	13,3	38,4
Transp. (cm)	72,5	63,0	60,0	-
pH	7,9	7,3	7,5	7,5
Conduct. (µS/cm)	36	50	50	50,0
PRS (µg/l)	4,0	11,0	6,0	6,0
PT (µg/l)	13,0	48,0	19,0	25,0
PTD (µg/l)	4,0	12,0	6,0	6,0
PTP (µg/l)	9,0	36,0	13,0	19,0
PTP (mg/g)	0,294	1,200	0,977	0,495
N-NO ₃ (µg/l)	174,0	190,0	302,0	340,0
N-NO ₂ (µg/l)	1,0	1,2	1,0	2,0
N-NH ₃ (µg/l)	nd	7,0	25,0	25,0
N/P	43,8	18,0	54,6	61,0
HCO ₃ (mg/l)	24,1	23,8	27,4	-
Clorof. (mg/m ³)	16,5	6,9	3,26	
O ₂ (% satur.)	102	96	96	-
A365	0,07	0,039	0,04	0,058
DQO _d (mgO ₂ /l)	-	-	0,38	-

TABLA 5: Continuación.

Fecha	5/6/85	24/7/85	26/8/85	2/10/85	14/11/85
Caudal (m ³ /s)	19440	13660	14900	11930	10300
Altura (m)	5,77	4,0	4,45	3,58	3,09
Temp. (°C)	19,0	18,3	19,5	21,0	27,0
S.Susp. (mg/l)	21,6	8,2	9,2	11,8	11,3
Transp. (cm)	47,5	98,0	97,0	99,0	122,0
pH	7,65	7,45	6,95	6,85	7,20
Conduct. (µS/cm)	42	44	44	50	55
PRS (µg/l)	12,0	14,0	10,0	16,0	2,0
FT (µg/l)	79,0	36,0	36,0	33,0	25,0
FTD (µg/l)	41,0	22,0	25,0	20,0	6,0
FTP (µg/l)	38,0	14,0	11,0	13,0	19,0
FTP (mg/g)	1,759	1,707	1,195	1,101	1,681
N-NO ₃ (µg/l)	125,0	213,0	850,0	160,0	150,0
N-NO ₂ (µg/l)	nd	7,5	nd	nd	nd
N-NH ₃ (µg/l)	nd	30,0	523,0	110,0	20,0
N/P	10,4	17,9	137,0	16,9	85,0
HCO ₃ (mg/l)	23,7	27,4	22,5	29,2	25,0
Clorof. (mg/m ³)	4,11	4,0	3,3	4,08	9,0
O ₂ (% satur.)	88	90	85	93	120
A365	0,167	0,065	0,06	0,023	0,025
DQO _d (mgO ₂ /l)	1,90	2,40	3,80	-	-

Tabla 5: Continuación.

Tiempo incubación	Concentración de P
0	5
1'	4,23
5'	3,77
15'	3,26
30'	3,82
1 hr	3,85
2 hrs	3,31
3 hrs	3,20
4 hrs	3,10
24 hrs	2,72
48 hrs	2,76

TABLA 6 : Variación en la concentración de P-PO4 en solución (mg/l) en función del tiempo, en sedimento del río Alto Paraná.

Ci mgP/l	Ce µgP/l	SP µgP/g
0,5	204	7,4
1,0	368	15,8
2,0	852	28,7
3,0	1388	40,3
4,0	1968	50,8
5,0	2760	56,0

TABLA 7: Concentración inicial de fosfato (Ci), cantidad de P fijada por unidad de peso seco de sedimento (SP), y concentración remanente en solución en equilibrio (Ce) para la experiencia de fijación de P a sedimentos del río Alto Paraná.

a = 0,28	PSC (µg/g) = 96	PT (µg/g) = 220
b = 0,69	k = 1680	PL (µg/g) = 2,5
r = 0,993	r = 0,995	PL (%PT) = 1,1
Ca (mg/g) = 5,5		
Fe (mg/g) = 26,88		

TABLA 8: Coeficientes a, b y de correlación (r) para la isoterma de Freundlich; fijación máxima de fósforo (PSC), constante k y coeficiente de correlación (r) para la isoterma de Langmüir, para los ensayos de fijación de fósforo en sedimentos del río Alto Paraná. PT: fósforo total; PL: cantidad de fósforo liberada al suspender sedimentos con agua destilada. Ca y Fe: cantidad de calcio y hierro en sedimentos.

P total extraído ($\mu\text{g/g}$)	129	
P extraído con ClNH_4 ($\mu\text{g/g}$)	16	(12 %)
P extraído con OHNa ($\mu\text{g/g}$)	63	(49 %)
P extraído con ClH ($\mu\text{g/g}$)	50	(39 %)

N total extraído ($\mu\text{g/g}$)	400	
N extraído con HONa ($\mu\text{g/g}$)	230	(58 %)
N extraído con SO_4H_2 ($\mu\text{g/g}$)	120	(30 %)
N residual ($\mu\text{g/g}$)	50	(12 %)

Arena (%)	70,4	
Limo (%)	16,3	
Arcilla (%)	13,3	
=====		

TABLA 9: Fraccionamiento de fósforo y nitrógeno, y granulometría de los sedimentos del río Alto Paraná.

		FOSFORO		NITROGENO		
		1984	1985		1984	1985
TOTAL	(1)	25800	20543	INORGANICO	156000	142000
	(2)	31	24	TOTAL	188	169
PARTICULADO	(1)	17900	11200	NITRATOS	116000	106000
	(2)	21	13		140	126
DISUELTO	(1)	7884	9800	AMONIO	40000	36000
	(2)	9	12		48	43

TABLA 10: (1) Carga anual (tn/año) para 1984 y 1985, y (2) tasa de transporte (Kg/Km²/año) de fósforo y nitrógeno inorgánico en el río Alto Paraná a la altura de Paso de la Patria.

SITIO	TASA DE EXPORTACION (KgN/Km2año)	FORMA MEDIDA	REFERENCIA
Ríos (del mundo) no contam.	10 - 200	nitratos	Meybeck, 1982
Río Mekong	820	nitratos	Carbonnell y Meybeck, 1975
Río Gambia	130	N total	Lesack <u>et al.</u> (1984)
Sudeste de Estados Unidos	100	nitratos	Gambel y Fischer (1966)*
Hubbard Brook	230	N inorg.	Likens y Bormann (1975)
Ohio Woodland (USA)	250	N total	Taylor <u>et al.</u> (1974)*
Ohio Farmland (USA)	600	N total	Taylor <u>et al.</u> (1974)*
Finlandia	200	N total	Viro (1953)*
Nueva Zelandia	200	N total	Miller, (1963)*
Oregon (área boscosa)	200	N total	Sylvester, (1961)*
Madisson (área agrícola)	800	N total	Sawyer, (1967)*
Toronto (área rural)	300 - 800	N total	Neil <u>et al.</u> (1967)*

TABLA 11: Tasas de exportación de nitrógeno en diferentes cuencas tomadas de la literatura.

* Extraído de Likens y Bormann (1975).

RIO PARAGUAY

(Antes de su confluencia con el río Bermejo)

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 12 se resume la información obtenida durante el período de estudios. La temperatura del agua osciló entre 19 y 30,8 °C, con un promedio de 23,6 °C. La transparencia medida con el disco de Secchi varió entre 21,5 y 89 cm, relacionándose inversamente con la concentración de sólidos suspendidos ($r=-0,82$; $P<0,01$) mientras que se verificó una correlación positiva entre la transparencia y el caudal ($r= 0,89$; $P<0,01$), lo que correspondería a una situación curiosa relacionada con la gran capacidad de retención del Gran Pantanal.

La conductividad osciló entre 39 y 235 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio de 127 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aunque cabe hacer notar que el primer valor (39 $\mu\text{S}/\text{cm}$) resultó excepcional; los valores más frecuentes oscilan entre 110 y 235 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad se relacionó negativamente con el caudal ($r = -0,71$; $P<0,01$). El pH osciló entre 7,05 y 8,1 (promedio: 7,6), siendo levemente alcalino la mayor parte del período de estudios. La concentración de calcio varió entre 2,5 y 8,6 mg/l (promedio: 5 mg/l), y la concentración de bicarbonatos osciló entre 20 y 53,8 mg/l, con un promedio de 32 mg/l.

La concentración de clorofila a se relacionó inversamente con la transparencia ($r = -0,87$; $P<0,01$) y con el caudal ($r = -0,79$; $P<0,01$) sugiriendo un "efecto de dilución" de

la comunidad fitoplanctónica debido a los aumentos del caudal. A su vez la concentración de clorofila se vinculó directamente con la concentración de sólidos en suspensión ($r = 0,85$; $P < 0,05$), lo cual es indicativo de la influencia del fitoplancton sobre las condiciones de transparencia del agua. Las variaciones en la concentración de oxígeno disuelto siguieron un patrón semejante al descrito por Bonetto, C. et al. (1981). Sus valores oscilaron entre 39 y 100% de saturación. Ambos valores (mínimo y máximo) no son frecuentes, y en promedio fue de 74 %.

La concentración de sólidos suspendidos fue baja, oscilando entre 20 y 61 mg/l (promedio = 38 mg/l), y no manifestó una relación definida con el caudal y/o con la altura hidrométrica. Sin embargo se observó que las concentraciones más bajas se registraron en las épocas de mayor. Es conocida la relación que habitualmente guardan el caudal y la concentración de los sólidos en suspensión (Meybeck, 1976). La misma responde a una ecuación del tipo:

$$C_s = a \cdot Q^b$$

donde: C_s es la concentración de sólidos suspendidos,
 Q es el caudal,
 a y b son constantes.

Es decir, que de acuerdo a esta ecuación se espera, en general, que un aumento del caudal redunde en una mayor concentración de sólidos en suspensión. Sin embargo, según los resultados obtenidos, se verificaría en el río Paraguay, una disminución en la concentración de los sólidos suspendidos con el aumento del caudal. La presencia del Pantanal ubicado en la zona

inferior de la cuenca de alimentación del río Paraguay contribuiría a este fenómeno. La amplia depresión que constituye² (aproximadamente 80000 Km²), actuaría como una trampa de sedimentos. De este modo las variaciones de caudal, en particular durante las crecientes, actuarían diluyendo el material en suspensión incluyendo, por supuesto, al plancton.

El fósforo total varió entre 30 y 149 µgP/l con un valor medio de 95 µgP/l. En la mayoría de los muestreos el fósforo total disuelto y el fósforo total particulado mostraron concentraciones semejantes, excepto en las últimas campañas de 1986 en que el PTP fue menor. El fósforo total disuelto representó entre un 39 y un 92 % (promedio = 62 %) del fósforo total. El fósforo total disuelto osciló entre 32 y 85 µgP/l (promedio = 55 µgP/l) y el fósforo total particulado varió entre 5 y 81 µgP/l (promedio = 41 µgP/l). El fósforo total particulado, expresado en µgP/g de sólido en suspensión seco, osciló entre 0,238 y 2,912 mgP/g, con un valor medio de 1,206 mgP/g, correlacionándose negativamente con la concentración de sólidos en suspensión ($r = -0,66$; $P < 0,05$). El fósforo reactivo soluble varió entre 22 y 71 µP/l (promedio: 40 µgP/l) y no mostró relación con respecto a la concentración de calcio ni con la de hierro. La concentración media del PRS resulta elevada cuando se la compara con las concentraciones registradas en la literatura (Meybeck, 1982) para ríos no contaminados. La concentración de hierro total varió entre 0,10 y 1,4 mg/l con un valor medio de 0,43 mg/l.

La DQO total siguió, en general, el ciclo hidrológico del río, oscilando sus valores entre 4,3 y 18 mgO₂/l (promedio: 9 mgO₂/l). La DQO disuelta varió entre 3,1 y 17,8

mgO₂/l, con un valor medio de 7,4 mgO₂/l, y constituyó, en todos los muestreos, la fracción más importante, representando aproximadamente el 100 % de la DQO total en el momento de máxima altura hidrométrica (4-6-85) estudiado. Asimismo se vincularía a este hecho la dilución de la comunidad fitoplanctónica por el aumento del caudal. En tal sentido y en dicha fecha, la concentración de clorofila fue la mínima registrada (2,64 mg/m³) en todos los muestreos. La DQO disuelta tuvo un buen estimador en la A365, vinculándose ambos parámetros con un coeficiente de correlación positivo altamente significativo ($r = 0,95$; $P < 0,01$).

En la Tabla 13 se consignan los resultados de la experiencia de fijación de fósforo a sedimentos del río Paraguay para una concentración inicial de 5 mgP/l. En la primer hora del ensayo se llega a una concentración de 2,77 mgP/l, habiéndose fijado en ese tiempo, aproximadamente, el 92 % del fósforo total fijado a las 24 y 48 horas. Nuevamente se verifica que el proceso de fijación es rápido, tendiendo hacia una situación de equilibrio.

La fijación de fósforo a los sedimentos aumentó con el incremento en la concentración de fósforo para todos los valores de concentración inicial ensayados. La cantidad de fósforo fijada (SP) una vez alcanzado el equilibrio, se correlacionó ($r = 0,992$; $P < 0,01$) con la concentración de equilibrio (C_e), y respondió a una ecuación del tipo:

$$SP (\mu\text{g/g}) = 0,74 (C_e \mu\text{g/g})^{0,58} + 3,13 \mu\text{g/g}$$

SP y Ce también se relacionaron a través de la isoterma de Langmüir, según la ecuación:

$$Ce/(SP + PL) = 951/87 + 1/87 \cdot Ce$$

La fijación máxima de fósforo (PSC) fue de 87 µgP/g de sedimento seco, y cuando se incubó el sedimento con agua destilada se registró una liberación de P que representó el 1,9 % (3,13 µgP/g) del fósforo total.

En la Tabla 14 se consignan los resultados de la extracción de PT, calcio y hierro efectuadas en los sedimentos empleados en los ensayos de fijación de fósforo. La cantidad fósforo total por gramo de sedimento (peso seco) fue de 210 µgP/g. El contenido de calcio resultó de 5,3 mg/g, y el de hierro fue de 13,50 mg/g. En las Tablas 15 y 16 se detallan los resultados del fraccionamiento del fósforo y del nitrógeno en los mencionados sedimentos. El P extraído con cloruro de amonio (P lábil) representó un 10 % (19 µgP/g) del total extraído. El fósforo vinculado al calcio (extracción con ácido clorhídrico) constituyó un 39 % (76 µgP/g); mientras que la principal fracción extraída resultó la del P asociado con el hierro (51 %; 99 µgP/g). En el fraccionamiento del nitrógeno, la mayor proporción correspondió al N vinculado a la fracción húmica (43 %; 240 µgN/g; mientras que el nitrógeno asociado a compuestos proteicos representó un 37 % (210 µgN/g).

En forma concordante con los resultados discutidos para el río Alto Paraná, se verifica en el Río Paraguay una predominancia del sistema del hierro sobre el del calcio, lo cual

sugiere que la capacidad de fijación estaría vinculada al hierro. De igual modo, la fracción húmica fue mayor que la proteica en los sedimentos, lo cual contribuye a aumentar la fijación de P en relación con los coloides de hierro.

Las tasas de exportación de fósforo se presentan en la Tabla 17. Comparando con los valores extremos (mínimo y máximo) citados por Meybeck (1982) para transporte de P-P04 (entre 0,5 y 10,0 Kg P/km² año para ríos no contaminados) el valor calculado para el río Paraguay (7 KgP/km² año) resulta moderado. La relación PRS/PTD varió entre 0,37 y 1,0 con un promedio de 0,75. Este último valor es muy similar a los que se calcularon para el sistema del río Amazonas y sus tributarios (entre 0,75 y 0,77 en los ríos Negro y Solimoes -Williams, 1968, vide Meybeck, 1982-). La tasa de exportación de fósforo total del río Paraguay (17 Kg P/km² año) fue baja. Al igual que en el río Paraná, la baja tasa de transporte de fósforo está asociado a la escasa tasa de transporte de sólidos suspendidos (7 Tn/Km².año). El transporte anual de fósforo en el río Paraguay se estimó, para el año 1984, en 14.500 toneladas de las cuales 7.200 corresponden al PTP y 7300 al PTD.

El amonio fue el principal componente del nitrógeno inorgánico. Su concentración varió entre 16 y 390 µgN-NH₃/l, con un promedio de 99 µgN-NH₃/l. La concentración de nitratos fue más baja, oscilando entre valores "no detectables" y 169 µgN-NO₃/l, con un promedio de 74 µgN-NO₃/l. Durante el año 1984 la concentración de amonio se relacionó positivamente con la DQO disuelta y particulada ($r = 0,88$ y $r = 0,98$; $p < 0,01$, respectivamente). La concentración de nitritos osciló entre

valores "no detectables" y $25 \mu\text{gN-NO}_2/\text{l}$, aunque este último valor fue excepcional ya que los registros más frecuentes fluctúan entre 1 y $5 \mu\text{gNNO}_2/\text{l}$. Las concentraciones de nitratos y de amonio resultaron independientes con respecto al caudal. Los valores hallados para las concentraciones de amonio y nitratos son semejantes a aquellas citadas para aguas no contaminadas, y fueron del mismo orden que los resultados obtenidos por Maglianesi (1973).

La tasa de exportación de nitrógeno inorgánico para el año 1984 se estimó en 19 Kg N/Km^2 año, correspondiendo un 41 % a los nitratos ($7,8 \text{ Kg N/Km}^2$ año) y al amonio un 59 % ($11,2 \text{ Kg N/Km}^2$ año). El transporte de nitrógeno inorgánico se estimó, para el mismo año, en 16.000 toneladas.

La relación N/P resultó, en promedio, de 6. Bonetto, C. *et al.*, (1981) informan, para la relación $\text{N-NO}_3/\text{P-PD}_4$ valores menores de 10 para todos los casos estudiados, con una relación media de 3,7. Los bioensayos de enriquecimiento con N y P permitieron observar un mayor aumento en la densidad algal en las experiencias con agregado de sales de nitrógeno. Tales resultados sugieren una cierta limitación de la producción algal dependiente del nitrógeno. Asimismo, estas experiencias concuerdan con los resultados obtenidos en otros ambientes acuáticos subtropicales y/o tropicales de Sudamérica y Africa. Henry y Tundisi (1981) observaron en un embalse del Estado de San Pablo (Brasil, $22^{\circ}15'S - 47^{\circ}4'W$), un incremento significativo en la cantidad de individuos de la comunidad algal luego de añadir nitratos, atribuyendo al nitrógeno la condición de factor limitante primario. Por otra parte, en el lago Titicaca ($16^{\circ}S -$

699W), Wurtsbaugh et al. (1985) concluyeron que el nitrógeno era el nutriente limitante de la producción algal. Dicha conclusión la lograron luego de realizar bioensayos con nitrógeno y con fósforo, los cuales arrojaban resultados concordantes con las bajas relaciones N/P (<10) de las aguas del lago. Estas bajas relaciones N/P, según dichos autores, guardaban relación con los elevados niveles de fósforo de origen geoquímico presentes en la cuenca, y a la desnitrificación debido a la existencia, durante largos períodos, de un hipolimnion anóxico.

Fecha	26/01/84	15/03/84	15/05/84	17/07/84
Caudal (m ³ /s)	3850	2420	5320	4160
Altura (m)	4,26	3,65	7,15	5,68
Temp. (°C)	30,8	28,0	21,0	19,5
S. Susp. (mg/l)	61,0	50,0	53,0	37,0
Transp. (cm)	27,0	31,0	57,0	56,0
pH	8,1	7,65	7,5	7,8
Conduct. (µS/cm)	190,0	39,0	110,0	118,0
PRS (µg/l)	71,0	36,0	58,0	39,0
PT (µg/l)	143,0	133,0	149,0	90,0
PTD (µg/l)	85,0	52,0	73,0	47,0
PTP (µg/l)	58,0	81,0	76,0	43,0
PTP (µg/g)	952,0	1620,0	1432,0	1160,0
N-NO ₃ (µg/l)	169,0	25,0	68,0	71,0
N-NO ₂ (µg/l)	1,4	2,7	2,5	1,0
N-NH ₃ (µg/l)	225,0	130,0	38,0	26,0
N/P	5,5	4,4	1,9	2,5
O ₂ (% satur.)	73,0	81,0	48,0	76,0
DQO t (mgO ₂ /l)	9,0	6,4	18,0	5,1
DQO d (mgO ₂ /l)	6,4	5,1	17,8	3,1
DQO p (mgO ₂ /l)	2,6	1,3	0,2	1,9
A365	0,24	0,23	0,44	0,23

TABLA 12: Resultados se los parámetros físicos y químicos correspondientes al río Paraguay en la localidad de Formosa. Se agradece la colaboración del Dr. C. Bonetto en la obtención de los datos de 1986.

Fecha	22/08/84	19/11/84	04/06/85	12/09/85
Caudal (m ³ /s)	3760	4491	7040	5960
Altura (m)	5,02	5,45	8,52	7,71
Temp.(°C)	22,0	25,8	21,5	20,7
S.Susp. (mg/l)	29,0	54,0	23,4	20,6
Transp. (cm)	40,0	30,0	81,0	89,0
pH	7,85	7,85	7,8	7,05
Conduct.(µS/cm)	97,0	135,0	110,0	91,0
PRS (µg/l)	24,0	37,0	55,0	22,0
PT (µg/l)	68,0	109,0	131,0	120,0
PTD (µg/l)	32,0	55,0	81,0	60,0
PTP (µg/l)	36,0	54,0	50,0	60,0
PTP (µg/g)	1241,0	1000,0	2137,0	2912,0
N-NO ₃ (µg/l)	28,0	103,0	70,0	nd
N-NO ₂ (µg/l)	1,0	1,2	nd	25,0
N-NH ₃ (µg/l)	16,0	19,0	50,0	390,0
N/P	1,9	3,3	2,2	18,8
O ₂ (% satur.)	100,0	55,0	39,0	55,0
DQO t (mgO ₂ /l)	4,3	12,6	13,4	5,0
DQO d (mgO ₂ /l)	3,7	8,4	12,7	3,5
DQO p (mgO ₂ /l)	0,7	4,2	0,7	1,5
A365	0,16	0,34	0,33	0,18

TABLA 12: Continuación.

Fecha	11/12/85	28/07/86	20/08/86	01/10/86
Caudal (m ³ /s)	1700	4010	3110	2540
Altura (m)	2,40	5,18	4,08	3,38
Temp. (°C)	28,0	20,0	19,0	27,0
S.Susp. (mg/l)	61,0	21,0	20,0	29,5
Transp. (cm)	21,5	68,0	59,0	43,0
pH	7,9	7,15	7,45	7,4
Conduct. (µS/cm)	235,0	120,0	125,0	155,0
PRS (µg/l)	38,0	48,0	35,0	22,0
PT (µg/l)	60,0	60,0	50,0	30,0
PTD (µg/l)	50,0	55,0	45,0	22,0
PTP (µg/l)	10,0	5,0	5,0	8,0
FTP (µg/g)	230,0	238,0	250,0	338,0
N-NO ₃ (µg/l)	150,0	55,0	10,0	135,0
N-NO ₂ (µg/l)	4,0	5,0	5,0	5,0
N-NH ₃ (µg/l)	100,0	45,0	60,0	90,0
N/F	6,0	2,18	2,0	10,0
O ₂ (% satur.)	85,0	86,0	94,0	95,0
DQO t (mgO ₂ /l)	18,0	5,5	5,5	5,7
DQO d (mgO ₂ /l)	13,0	5,0	5,2	5,4
DQO p (mgO ₂ /l)	5,0	0,5	0,3	0,3
A365	0,36	0,23	0,23	0,22

TABLA 12: Continuación.

Tiempo incubación	Concentración de P
0	5
1'	3,87
5'	2,98
15'	3,76
30'	2,92
1 hr	2,77
2 hrs	2,76
3 hrs	2,62
4 hrs	2,63
24 hrs	2,53
48 hrs	2,57

TABLA 13: Variación en la concentración de P-PO4 en solución (mg/l) en función del tiempo, en sedimento del río Paraguay.

Ci mgP/l	Ce µgP/l	SP µgP/g
0,5	140	9,0
1,0	282	18,0
2,0	704	32,5
3,0	1240	44,0
4,0	1824	54,4
5,0	2576	60,6

TABLA 14: Concentración inicial de fosfato (Ci), cantidad de P fijada por unidad de peso seco de sedimento (SP), y concentración remanente en solución en equilibrio (Ce) para la experiencia de fijación de P a sedimentos del río Paraguay.

a = 0,74	PSC (µg/g) = 87	PT (µg/g) = 210
b = 0,58	k = 951	PL (µg/g) = 3,13
r = 0,992	r = 0,995	PL (%PT) = 1,9
Ca (mg/g) = 5,3		
Fe (mg/g) = 13,50		

TABLA 15: Coeficientes a y b y de correlación (r) para la isoterma de Freundlich; fijación máxima de fósforo (PSC), constante k y coeficiente de correlación (r) para la isoterma de Langmüir, para los ensayos de fijación de fósforo en sedimentos del río Paraguay. PT: fósforo total; PL: cantidad de fósforo liberada al suspender sedimentos con agua destilada. Ca y Fe: cantidad de calcio y hierro en sedimentos.

P total extraído ($\mu\text{g/g}$)	194	
P extraído con ClNH_4 ($\mu\text{g/g}$)	19	(10 %)
P extraído con OHNa ($\mu\text{g/g}$)	99	(51 %)
P extraído con ClH ($\mu\text{g/g}$)	76	(39 %)

N total extraído ($\mu\text{g/g}$)	560	
N extraído con HONa ($\mu\text{g/g}$)	240	(43 %)
N extraído con SO_4H_2 ($\mu\text{g/g}$)	210	(37 %)
N residual ($\mu\text{g/g}$)	110	(20 %)

Arena (%)	66,5	
Limo (%)	15,7	
Arcilla (%)	17,3	
=====		

TABLA 16: Fraccionamiento de fósforo y nitrógeno, y granulometría de los sedimentos del río Paraguay.

		FOSFORO	NITROGENO	
TOTAL	(1)	14520	TOTAL	16000
	(2)	17,3		19
PARTICULADO	(1)	7200	NITRATOS	7500
	(2)	8,6		8
DISUELTO	(1)	7300	AMONIO	8500
	(2)	8,7		11
P REACT.SOL.	(1)	5800		
	(2)	7		

TABLA 17: (1) Carga anual (tn/año) y (2) Tasa de exportación (Kg/Km² año) de P y N en el río Paraguay para el año 1984.

RIO BERMEJO

RESULTADOS Y DISCUSION

La Tabla 18 resume los resultados obtenidos. La temperatura osciló entre 18 y 28 °C, con una media de 24,0 °C. La transparencia medida con el disco de Secchi fue baja debido a la alta concentración de sólidos en suspensión: se registraron valores entre 5 y 12,5 cm de transparencia en todo el período estudiado, cayendo debajo de los 2 cm durante las épocas de creciente. El oxígeno disuelto osciló entre 51 y 95% de saturación.

La Fig. 4 muestra las variaciones en la conductividad, sólidos en suspensión, fósforo particulado y fósforo reactivo soluble en función del caudal. La conductividad mostró una relación inversa con el caudal. El patrón de dilución se ajustó a una ecuación de tipo exponencial de la forma:

$$Cd = a Q^b$$

donde: Cd es la conductividad expresada en $\mu S/cm$,
Q es el caudal expresado en m^3/seg ,
a = 4677,
b = -0,406 y
r = coef. correlación = -0,75; $P < 0,01$

Tal patrón se lo interpreta comunmente como una dilución de las aguas por el aporte de agua de lluvia mucho menos mineralizada (Meybeck, 1976).

Las aguas resultaron alcalinas con valores de pH entre 7,9 y 8,8 (promedio:8,5), sin observarse un comportamiento

estacional. El pH y la concentración de calcio se relacionaron exponencialmente ($r=0,71$; $P<0,01$). La concentración de calcio osciló entre 28,6 y 58,2 mg/l (promedio: 43 mg/l), y se observaron variaciones relacionadas con las del bicarbonato. La concentración de este último varió entre 100 y 207 mg/l (promedio: 165 mg/l). Las concentraciones de calcio y de bicarbonatos se relacionaron con un coeficiente de correlación positivo de 0,82 ($P<0,01$). No se observó una correlación significativa con el caudal, aunque los períodos de estiaje se asociaron con las concentraciones más altas. La Tabla 24 muestra los valores de temperatura del agua, pH y producto iónico calculados para el carbonato de calcio, y el correspondiente producto de solubilidad teórico del carbonato de calcio (Stumm y Morgan, 1970) para cada fecha de muestreo. Los resultados muestran que el agua siempre estuvo sobresaturada con carbonato de calcio. El producto iónico se incrementó con el aumento del pH, adecuándose a una ecuación del tipo:

$$PI = a \cdot 10^{b \cdot pH}$$

donde: PI es el producto iónico

$$a = 3 \cdot 10^{-34}$$

$$b = 28$$

$$r = \text{coef. de correlación} = 0,92 \text{ (} P<0,01 \text{)}$$

Golterman y Meyer (1985a) también hallaron correlación entre el producto iónico del carbonato de calcio, y el pH de los ríos Rhon y Rhin. Los coeficientes a y b para los mencionados ríos fueron más bajos que los calculados en el presente trabajo para el río Bermejo. Tales autores remarcan la falta de referencia sobre la influencia del pH en el producto de solubilidad del carbonato de calcio en las aguas naturales.

El producto iónico calculado para la hidroxiapatita osciló entre $5,9 \cdot 10^{-53}$ y $4 \cdot 10^{-46}$, con un valor medio de $5 \cdot 10^{-49}$. Golterman y Meyer (1985b) estimaron un valor medio de 10^{-50} en los ríos Rhon y Rhin, proponiendo este valor como el producto de solubilidad. Valores informados en la literatura para el producto de solubilidad de la hidroxiapatita oscilan entre 10^{-50} y 10^{-57} (Golterman y Meyer, 1985b).

Las diferencias entre los productos iónicos calculados y los productos de solubilidad informados, sugieren que las aguas del río Bermejo están sobresaturadas respecto a la hidroxiapatita. La Tabla 23 muestra los valores de pH, concentración de calcio, concentración de PRS determinado y la concentración de PRS calculado en equilibrio con la hidroxiapatita para cada fecha de muestreo, siguiendo el algoritmo propuesto por Golterman y Meyer (1985b). Se observó, en general, que los PRS medidos son más altos que los calculados. En tres muestreos, los PRS calculados son superiores a los medidos en coincidencia con los tres menores valores de pH registrados en el período.

La clorofila *a*, resultó indetectable durante el período de creciente, y se incrementó hasta 3 mg/m^3 durante el período de estiaje. Bonetto A. *et al.* (1984) hallaron que el fitoplancton es severamente limitado por la turbidez, al punto de ser indetectable la fijación de C^{14} . La materia orgánica sería principalmente alóctona. El carbono orgánico disuelto varió entre $0,42$ y $3,70 \text{ mgC/l}$, con un promedio de $2,0 \text{ mgC/l}$. Este último valor se ubica entre los más bajos de los citados en la literatura, cercano a los valores medios informados para ríos de

regiones semiáridas (Meybeck, 1982). La DQO_d se relacionó con la A365 ($r = 0,70$; $P < 0,05$).

En todos los muestreos, la concentración de sólidos en suspensión fue alta variando entre 143 y 11930 mg/l; y se correlacionó con el caudal, ajustándose a una ecuación de tipo exponencial de la forma:

$$C_s = a Q^b$$

donde: C_s es la concentración de sólidos en suspensión en mg/l
 Q es el caudal en m³/seg
 $a = 0,776$
 $b = 1,28$
 $r = \text{coef. de correlación} = 0,94$ ($P < 0,01$)

De acuerdo a Bonetto y Orfeo (1984), en la granulometría del río Bermejo predomina la fracción limosa (66%), mientras que las arcillas representan el 28% y la arena el 6%. La illita resulta el principal componente arcilloso (45%) seguido por la montmorillonita (30%), y la caolinita (25%). Según dichos autores solo se detectaron trazas de clorita.

La concentración de fósforo total osciló entre 103 y 3256 $\mu\text{gP/l}$ (promedio: 1382 $\mu\text{gP/l}$) y mostró variaciones relacionadas positivamente con el caudal ($r = 0,93$; $P < 0,01$). El fósforo total y el fósforo particulado mostraron una relación lineal positiva con los sólidos suspendidos ($r = 0,99$ y $0,999$, respectivamente; $P < 0,01$). El porcentaje de fósforo particulado respecto del fósforo total se relacionó exponencialmente con el caudal ($r = 0,94$; $P < 0,01$) oscilando entre un 43% durante el estiaje y un 99% durante la creciente. El fósforo contenido en los sólidos en suspensión osciló entre 0,147 y 0,315 mgP/g (peso

seco de sedimento), con un promedio de 0,253 mgF/g. Tales valores son bajos si se los compara con aquellos de la bibliografía. Según Martin y Meybeck (1979) y Gordon y Lisitzin (1978) (fide Meybeck, 1982) los valores más frecuentemente citados se aproximan a 1,15 mgF/g (peso seco). El bajo contenido de fósforo en el material suspendido sugiere un origen geoquímico del fósforo particulado. El material suspendido de grano grueso puede también relacionarse al escaso contenido de fósforo. Como es bien conocido el material suspendido arcilloso transporta fósforo en cantidades mucho mayores que las fracciones más gruesas (Viner, 1982). Según Golterman (1977) el contenido de fósforo para arcillas puras es de 0,2%. Si se considera que en el río Bermejo todo el fósforo evaluado en los sedimentos estuviese vinculado únicamente a la fracción arcilla y considerando que dicha fracción representa el 28 % del total (Bonetto y Orfeo, 1984), el porcentaje resultante sería de aproximadamente un 0,1 %. Este valor resulta inferior al proporcionado por Golterman ya que las arcillas del río Bermejo deben tener otros iones asociados que reducen dicho porcentaje.

El fósforo total disuelto representó el 1 % del fósforo total durante el período de creciente. Durante los estiajes dicho porcentaje se incrementó hasta un 80%. La concentración de PTD varió entre 27 y 110 $\mu\text{gF/l}$ (promedio: 66 $\mu\text{gF/l}$), y manifestó una relación exponencial negativa con el caudal ($r = -0,82$; $P < 0,01$). Entre el 86 y el 99% del PTD estuvo presente en la forma de PRS, y de este modo, el PRS también se relacionó de manera exponencial negativa con el caudal ($r = -0,83$; $P < 0,01$) (Fig. 4).

El fraccionamiento del fósforo de una muestra de sólidos suspendidos permitió obtener los siguientes resultados en cada fracción: el fósforo extraído con cloruro de amonio (fosforo lábil) fue de 12 ugP/g (peso seco) de sedimento (3% del fósforo total extraído). El fósforo extraído con hidróxido de sodio (fósforo unido al hierro y al aluminio) fue de 91 ugP/g (peso seco) de sedimento (21% del total extraído); y el fósforo extraído con ácido clorhídrico (P vinculado al calcio) fue de 322 ugP/g (peso seco) de sedimento (76% del fósforo total extraído).

Con el objeto de poner evidencia la relación existente entre el fósforo y el calcio y/o el hierro en los sólidos en suspensión del río Bermejo, se llevó a cabo la siguiente experiencia : a una muestra de agua (incluyendo los sólidos suspendidos) se le efectuaron, sobre una alícuota, análisis de PRS, calcio y hierro. Luego se redujo el pH original de 7,9 a 7,6 unidades, y se dejó equilibrar durante 24 horas con agitación magnética. Sobre otra alícuota se repitieron los análisis mencionados, observándose que la concentración de PRS se incrementó de 36 a 186 ugP/l, la de calcio aumentó de 28,4 a 48,4 mg/l, mientras que el hierro aumentó de 80 a 90 ug/l. Otzuki y Wetzel (1972) observaron que el fosfato desaparece de solución por coprecipitación con carbonato de calcio como una respuesta a un incremento de pH en el agua. Por el contrario tanto el incremento en solución del PRS y del calcio como una respuesta a una acidificación en el río Bermejo estaría vinculada a la disolución del carbonato de calcio.

En la Tabla 19 se consignan los resultados de la experiencia de fijación de fósforo a sedimentos del río Bermejo

para una concentración inicial de 5 mgP/l. En las primeras 4 horas se llega a una concentración de 3,92 mgP/l, habiéndose fijado en ese tiempo, aproximadamente, el 86 % del fósforo total fijado a las 24 y 48 horas. Al igual que en los sedimentos de los ríos Paraná y Paraguay se observa que el proceso de fijación es rápido y tiende a una situación de equilibrio ya en las primeras horas de iniciada la experiencia.

La fijación de fósforo a los sedimentos aumentó con el incremento en la concentración de fósforo para todos los valores de concentración inicial ensayados. La cantidad de fósforo fijada (SP) una vez alcanzado el equilibrio, se correlacionó ($r = 0,993$; $P < 0,01$) con la concentración de equilibrio (C_e), y respondió a una ecuación del tipo:

$$SP (\mu\text{g/g}) = 0,24 (C_e \mu\text{g/g})^{0,64} + 3,7 \mu\text{g/g}$$

SP y C_e también se relacionaron a través de la isoterma de Langmüir, según la ecuación:

$$C_e / (SP + PL) = 1511/52 + 1/52 \cdot C_e$$

La fijación máxima de fósforo (PSC) fue de 52 $\mu\text{gP/g}$ de sedimento seco, y cuando se incubó el sedimento con agua destilada se registró una liberación de P (PL) que representó el 0,8 % (3,7 $\mu\text{gP/g}$) del fósforo total. Tanto PSC como PL resultaron inferiores a los registrados para los ríos Paraná y Paraguay.

En la Tabla 21 se consignan los resultados de la extracción de PT, calcio y hierro efectuadas en los sedimentos empleados en los ensayos de fijación de fósforo. La cantidad

fósforo total por gramo de sedimento (peso seco) fue de 630 $\mu\text{gP/g}$. El contenido de calcio resultó de 32,0 mg/g, y el de hierro fue de 29,13 mg/g. En la Tablas 22 se detallan los resultados del fraccionamiento del fósforo y del nitrógeno en los mencionados sedimentos. El P extraído con cloruro de amonio (P lábil) representó un 12,5 % (57 $\mu\text{gP/g}$) del total extraído. El fósforo vinculado al hierro (extracción con HONa) constituyó 12,5 % (57 $\mu\text{gP/g}$); mientras que la principal fracción extraída resultó la del P asociado con el calcio (75 %; 343 $\mu\text{gP/g}$). Respecto al fraccionamiento del nitrógeno, la mayor proporción correspondió al N vinculado a la fracción proteica (42 %; 230 $\mu\text{gN/g}$); mientras que el nitrógeno asociado a compuestos húmicos representó un 30 % (160 $\mu\text{gN/g}$).

La menor capacidad de fijación de P del río Bermejo puede estar asociada a su mayor contenido en material calcio, y a la menor proporción de la fracción húmica.

La concentración de nitratos y de amonio no evidenciaron una relación con el caudal. Los nitratos fueron usualmente el principal componente del nitrógeno inorgánico (110-576 $\mu\text{gNNO}_3/\text{l}$; promedio: 250 $\mu\text{gNNO}_3/\text{l}$). Las más altas concentraciones estuvieron asociadas con cambios rápidos del caudal, mientras que las concentraciones más bajas ocurrieron tanto en creciente como en estiaje, lo cual sugiere una influencia de las condiciones del suelo. Durante los rápidos incrementos de caudal, aparecen principalmente los nitratos en el río, ya que son menos retenidos por el suelo, mientras que el amonio es lavado más lentamente porque se retiene más fuertemente en las partículas del suelo. Los grandes tiempos de residencia

del agua durante los períodos de estiaje permitirían que por nitrificación el amonio pase a nitrato. Las concentraciones de amonio fueron menores a las de nitratos (entre 11 y 500 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$; promedio: 126 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$), alcanzando los mayores valores en los picos de creciente. Altas concentraciones de amonio podrían estar relacionadas a la descomposición del material de la litera del bosque ubicado en el valle de inundación, especialmente durante la época de creciente. La concentración de nitritos no superaron los 2 $\mu\text{gNNO}_2/\text{l}$, no observándose relación con el caudal.

La relación N/P fue, en promedio, de 9,9. La correlación obtenida entre la relación N/P y el caudal es altamente significativa ($r=0.87$; $P<0,10$), siendo durante las crecientes mayor de 7, e inferior a ese valor durante los estiajes. La relación entre carbono, nitrógeno y fósforo en la biomasa algal es, en promedio, habitualmente citada (Stumm y Morgan, 1970; Margalef, 1983, etc.) como C:N:P =106:16:1 (relación de átomos), mientras que si se la expresa como un valor de masas, la relación N/P es aproximadamente 7. En todos los bioensayos de crecimiento algal realizados, se verificó una probable limitación por nitrógeno. Wurtsbaugh *et al.* (1985) sugieren que en el lago Titicaca uno de los procesos que influyen la baja relación N/P, es el ingreso de fósforo por erosión de la cuenca. El río Bermejo posee una elevada tasa de transporte de fósforo (ver más adelante) debido a la erosión que se produce en su alta cuenca. Durante las crecientes, la mayor concentración de sólidos en suspensión determina una mayor fijación de fósforo lo cual se refleja en las concentraciones más bajas de PRS, y, consecuentemente, en la obtención de relaciones N/P mayores de 7. Durante las etapas de estiaje, por el

contrario, en relación con las menores concentraciones de sólidos suspendidos, la concentración de PRS resultó mayor. De tal modo, se hallaron en dichos períodos relaciones N/P comparativamente bajas.

El transporte estimado de sólidos en suspensión, fósforo, nitrógeno, carbono orgánico disuelto y sales disueltas, y las respectivas tasas de exportación se resumen en la Tabla 25, destacándose que el transporte de material particulado predomina sobre el disuelto. El transporte de los sólidos suspendidos resultó 30 veces superior que el transporte de material disuelto. Cerca del 98% del transporte estimado de fósforo total (41000 ton/año) se realiza en forma particulada. Debido a la dependencia del material particulado respecto del caudal, cerca de un 87% de la carga anual de fósforo es provista por la creciente. Son de interés las altas tasas de exportación de material suspendido. Las estimaciones hechas en este trabajo indican que se aproximaría a las 1100 ton/km² año, muy semejante a las calculadas en trabajos previos (Bonetto, A. *et al.*, 1984; Bonetto, C., 1982). De acuerdo a Holeman (1968) son pocos los ríos del mundo que muestran tan altos registros (Amarillo, Ganges, Bramaputra y algunos de sus afluentes). Los mencionados ríos así como también el río Bermejo se caracterizan por ubicarse en cuencas con alto relieve (en la cuenca superior) y bajo un régimen de precipitaciones de distribución estacional. Dentro de la cuenca alta del Río Bermejo, la Puna contribuye con un 20% de la carga sólida, con una tasa de exportación estimada de 611 ton/km² año (Agua y Energía Eléctrica, 1981). Cerca del 70% de la precipitación cae en diciembre y enero, mientras que el suelo está parcialmente cubierto por una vegetación de estepa. Las

Sierras de Santa Victoria contribuyen con un 80% (Agua y Energía Eléctrica, 1981) de la carga sólida, y cerca de un 60% de la precipitación anual cae entre enero y marzo. Las fuertes pendientes de material no consolidado se traducen en una tasa de exportación de 2500 ton/km² año (Agua y Energía Eléctrica, 1981) a pesar de la cobertura boscosa.

El relieve, el clima y la litología son presentados repetidamente como los factores más importantes que determinan las tasas de transporte en los ríos (Gibbs, 1967; Dillon y Kirchner, 1975; Meybeck, 1976 y 1982; Lesack *et al.*, 1984). Estudiando el río Amazonas y sus tributarios, Gibbs (1967) señala que la variabilidad en la concentración de sólidos en suspensión estaba determinada por el relieve de cada cuenca, mientras que la composición de los sólidos suspendidos se regía por la litología. Dillon y Kirchner (1975) determinaron la tasa de exportación en 34 cuencas y revisaron la bibliografía en tal materia. La información disponible muestra que las cuencas sedimentarias exportan más fósforo que las ígneas. Lesack *et al.* (1984) interpretaron las bajas tasas de exportación del río Gambia como el resultado de una litología dominada por areniscas cuarcíticas y doleritas en combinación con un clima semiárido dentro de un área de considerable pendiente. Dentro de la alta cuenca del río Bermejo existen conspicuas amplitudes térmicas y las precipitaciones se distribuyen estacionalmente, las que ocurren como eventos discretos que determinan intensos procesos de erosión. Estos procesos operan en un área de fuertes pendientes y de litología sedimentaria, lo cual determina altas tasas de erosión. De este modo, tanto las tasas de exportación de sólidos suspendidos como la de fósforo total se hallan entre los

mayores valores registrados para otros ríos según los datos de Holeman (1968), Dillon y Kirchner (1975) y Meybeck (1976). El fósforo se transporta, principalmente, en forma particulada, y las altas tasas de exportación se obtienen a pesar del bajo contenido de fósforo por unidad de peso de sedimento. El fósforo en el sedimento sería de origen geoquímico.

Las tasas de exportación de nitrógeno inorgánico se encuentran dentro de un valor medio a los citados en bibliografía especializada, mientras que tanto el carbono orgánico disuelto como el fósforo reactivo soluble están cercanos a los valores menores citados por Meybeck (1982).

Las aguas del río Bermejo están sobresaturadas con carbonato de calcio e hidroxiapatita, constituyendo las concentraciones medidas de fósforo reactivo soluble, valores usualmente mucho más altos que aquellos teóricamente esperados a partir del equilibrio con la hidroxiapatita. El fraccionamiento del fósforo presente en los sólidos en suspensión revela que el fósforo unido al calcio representa cerca del 76% del fósforo total extraíble, mientras que el fósforo unido al hierro constituye sólo el 21%. Se observó que la disolución del carbonato de calcio estérico por reducción del pH está acoplada a un incremento del fosfato en solución. Tal evidencia, de este modo, sugiere que el carbonato de calcio representa el principal sistema que controla el fósforo en las aguas del río Bermejo. Stumm y Baccini (1978) mostraron que el predominio de fósforo unido al hierro o al calcio es muy sensible al pH. Se considera que el sistema del hierro es el de menor importancia, debido a los valores de pH y a las concentraciones de calcio que prevalecen durante el año en el río Bermejo.

	1 9 8 4						
	26	15	15	17	22	25	19
	Ene	Mar	May	Jul	Ago	Oct	Nov
Caudal (m ³ /s)	1252	1475	675	293	293	66	209
Temper. (°C)	28	27	20	18	19	26,5	25
pH	8,7	8,5	8,5	8,6	8,7	8,8	8,5
Cond. (µS/cm)	370	115	430	580	615	850	450
S.Susp. (mg/l)	7730	9390	3960	1170	620	320	480
Transp. (cm)	<1	<1	<1	3	6	5	7
P total (µg/l)	2147	2535	1176	331	213	194	251
P part. (µg/l)	2116	2508	1107	252	138	84	152
P part. (µg/g)	274	267	280	215	224	263	315
P dis. (µg/l)	31	27	69	79	75	110	99
FRS (µg/l)	29	26	64	78	71	104	88
N-NO ₃ (µg/l)	576	158	729	212	77	120	253
N-NH ₃ (µg/l)	25	250	84	125	21	86	47
N-NO ₂ (µg/l)	2	1,5	0,5	nd	0,7	1	1
NID (µg/l)	603	410	814	337	99	207	301
N/P	21	16	12,7	4	1,4	2	3,4
HCO ₃ (mg/l)	126	206	147	186	207	185	135
Ca (mg/l)	38,3	56,4	43,4	41,1	58,2	56,0	40,3
DQO _d (mgO ₂ /l)	8	4	9,6	3,6	1,2	4,2	5,2
A365	0,31	0,11	0,08	0,07	0,05	0,06	0,1

TABLA 18: Valores de los parámetros medidos en el río Bermejo (Puerto Velaz).

	1 9 8 5			1986	
	1 Mar	4 Jun	12 Sep	11 Dic	20 Mar
Caudal (m ³ /s)	1772	595	60	560	1680
Temp. (°C)	26	20	24	28	27
pH	8,6	8,5	8,3	8,3	7,9
Cond. (µS/cm)	120	450	640	400	330
S.Susp. (mg/l)	11930	790	143	4680	11300
Transp. (cm)	<1	6,5	12,5	<1	<1
P total (µg/l)	3256	310	103	1216	4850
P part. (µg/l)	3221	208	21	1177	2998
P part. (µg/g)	270	260	147	250	265
P dis. (µg/l)	35	102	82	39	40
PRS (µg/l)	30	92	78	35	36
N-NO ₃ (µg/l)	130	110	228	200	193
N-NH ₃ (µg/l)	180	105	85	11	500
N-NO ₂ (µg/l)	1	0,5	1,6	0,5	0,4
NID (µg/l)	311	216	315	212	694
N/P	10	2,3	4	6	36
HCO ₃ (mg/l)	-	153	200	100	128
Ca (mg/l)	-	39,2	41,5	28,6	29
DQO _d (mgO ₂ /l)	5,2	10,6	4,4	4,4	5,2
A365	0,11	0,29	0,07	0,07	0,11

TABLA 18: Continuación.

Tiempo incubación	Concentración de P
0	5
1'	4,60
5'	4,07
15'	4,35
30'	4,35
1 hr	4,42
2 hrs	4,25
3 hrs	4,17
4 hrs	3,92
24 hrs	3,77
48 hrs	3,75

TABLA 19: Variación en la concentración de P-PO4 en solución (mg/l) en función del tiempo, en sedimento del río Bermejo.

Ci mgP/l	Ce µgP/l	SP µgP/g
0,5	346	3,9
1,0	568	10,8
2,0	1136	21,6
3,0	1840	29,0
4,0	2755	31,1
5,0	3756	31,2

TABLA 20: Concentración inicial de fosfato (Ci), cantidad de P fijada por unidad de peso seco de sedimento (SP), y concentración remanente en solución en equilibrio (Ce) para la experiencia de fijación de P a sedimentos del río Bermejo.

a = 0,24	PSC (µg/g) = 52	PT (µg/g) = 630
b = 0,64	k = 1511	PL (µg/g) = 3,7
r = 0,940	r = 0,965	PL (%PT) = 0,8

Ca (mg/g) = 32,0

Fe (mg/g) = 29,13

TABLA 21: Coeficientes a y b y de correlación (r) para la isoterma de Freundlich; fijación máxima de fósforo (PSC), constante k y coeficiente de correlación (r) para la isoterma de Langmüir, para los ensayos de fijación de fósforo en sedimentos del río Bermejo. PT: fósforo total; PL: cantidad de fósforo liberada al suspender sedimentos con agua destilada. Ca y Fe: cantidad de calcio y hierro en sedimentos.

P total extraído ($\mu\text{g/g}$)	457	
P extraído con ClNH_4 ($\mu\text{g/g}$)	57	(12,5 %)
P extraído con OHNa ($\mu\text{g/g}$)	57	(12,5 %)
P extraído con ClH ($\mu\text{g/g}$)	343	(75 %)

N total extraído ($\mu\text{g/g}$)	540	
N extraído con HONa ($\mu\text{g/g}$)	160	(30 %)
N extraído con SO_4H_2 ($\mu\text{g/g}$)	230	(42 %)
N residual ($\mu\text{g/g}$)	158	(28 %)

Arena (%)	0,40	
Limo (%)	76,20	
Arcilla (%)	23,40	

TABLA 22: Fraccionamiento de fósforo y nitrógeno, y granulometría de los sedimentos del río Bermejo.

Fecha	Temper. (°C)	pH	10^{-8} PI	10^{-8} PS
26/01/84	28,0	8,7	4,8	0,41
15/03/84	27,0	8,5	7,3	0,43
15/05/84	20,0	8,5	3,0	0,52
17/07/84	18,0	8,6	4,5	0,56
22/08/84	19,0	8,7	10,0	0,54
25/10/84	26,5	8,8	12,8	0,44
19/11/84	25,0	8,5	3,3	0,46
04/06/85	20,0	8,5	3,3	0,52
12/11/85	24,0	8,3	3,1	0,47
11/12/85	28,0	8,3	1,1	0,41
20/03/86	27,0	7,9	0,52	0,43

TABLA 23: Temperatura del agua, pH, producto iónico calculado para el carbonato de calcio (PI) y producto de solubilidad teórico (Stumm y Morgan, 1970) para el carbonato de calcio (PS) en el río Bermejo.

Fecha	Calcio (mg/l)	pH	PRS medido (µgP/l)	PRS calculado (µgP/l)
26/01/84	38,3	8,7	29	110
15/03/84	56,4	8,5	26	23
15/05/84	43,3	8,5	64	35
17/07/84	41,1	8,6	78	28
22/08/84	58,2	8,7	71	12
25/10/84	56,0	8,8	104	9
19/11/84	40,3	8,5	88	39
04/06/85	39,2	8,5	92	42
12/11/85	41,5	8,3	78	72
11/12/85	28,4	8,3	35	132
20/03/86	29,0	7,9	36	457

TABLA 24: pH, concentración de calcio, fósforo reactivo soluble (PRS) medido y calculado en equilibrio con la hidroxiapatita.

	Transporte ton/año		Tasa de exportación Kg/km ² año	
Sólidos susp.	157	6 10	1200	3 10
Sales disueltas	5,4	6 10	41	3 10
Carbono org. dis.	5,5	4 10	420	
Nitrógeno inorg.	10	000	76	
P total	41	000	313	
P particulado	40	600	310	
P total disuelto		460	3,5	
P reactivo soluble		430	3,3	

TABLA 25: Tasas de exportación y transporte de fósforo, nitrógeno y material sólido en suspensión en el río Bermejo.

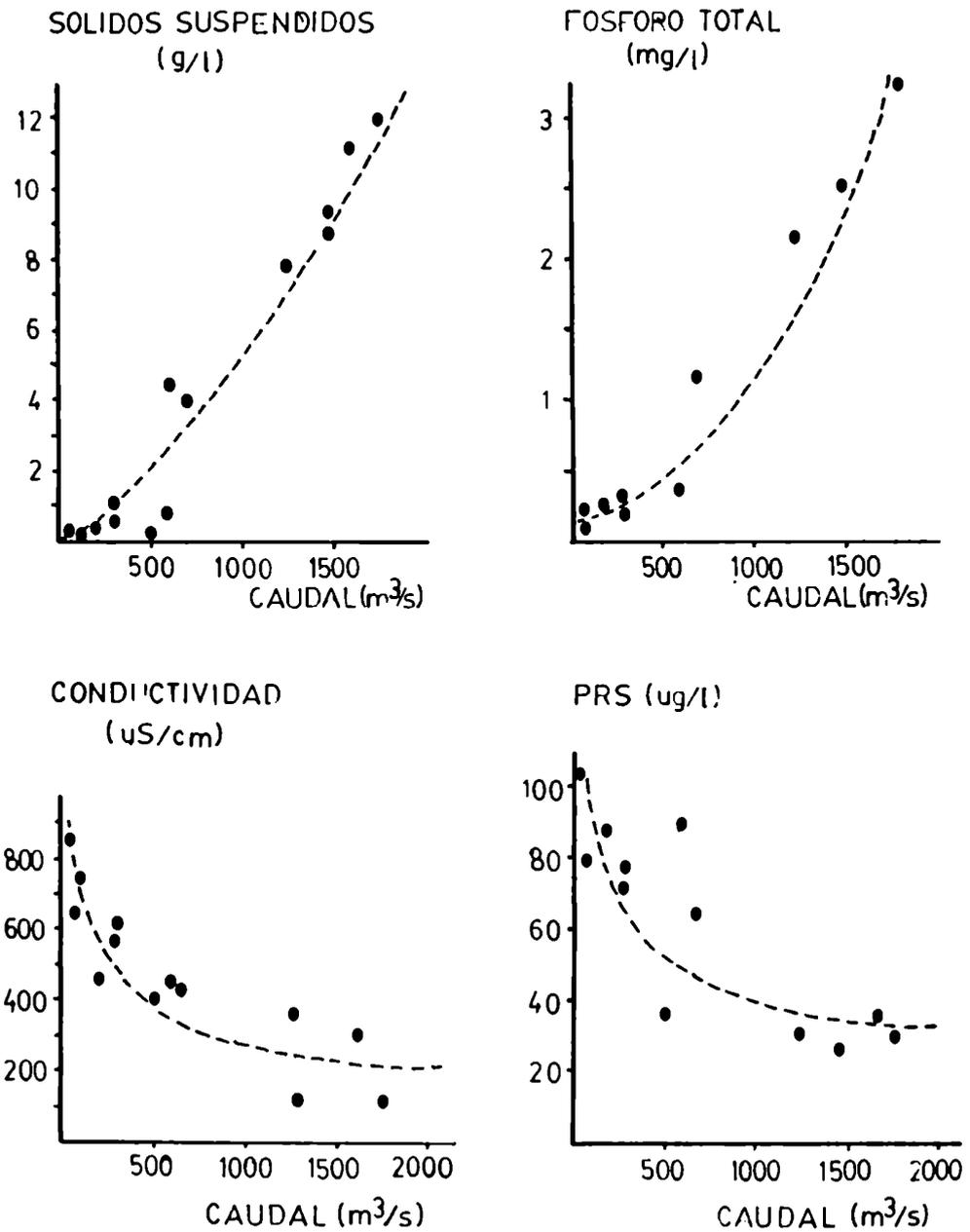


Fig. 4: Sólidos suspendidos, conductividad, fósforo total y fósforo reactivo soluble (PRS) en función del caudal del Benasú.

**AMBIENTES LOTICOS Y LENITICOS
DE LA PLANICIE ORIENTAL CHAQU**

M A D R E J O N E S

(En el origen del río Paraná Medio)

En la llanura aluvial del río Paraná, al Este de las provincias de Formosa, Chaco y Santa Fe se sitúan una serie de cuerpos de agua leníticos y lóticos con características particulares, que dependen, en lo que respecta al comportamiento hidrológico y limnológico, de los ciclos de creciente y estiaje de los ríos Paraná y Paraguay, y de las condiciones climáticas locales. Tales condiciones pueden originar ciclos estacionales y diarios, especialmente en los ambientes leníticos bien definidos, en los que suelen hallarse importantes diferencias (por ej. físicas y químicas) entre las aguas superficiales y las de fondo. La interacción entre los cuerpos de agua del valle aluvial y el río Paraná es mutua. Con las crecientes se aportan sedimentos y aguas con altos contenidos de oxígeno al valle, mientras que el río recibe principalmente macrófitas, nutrientes y materia orgánica acumulados en los ambientes de la planicie de inundación.

Se seleccionaron dos madrejones, a fin de estudiar en estos cuerpos de agua las variaciones estacionales y espaciales del fósforo y del nitrógeno, la relación de dichos nutrientes con otros componentes (sedimentos, hierro y calcio, oxígeno disuelto, etc.) y evaluar las relaciones nitrógeno/fósforo.

Los ambientes estudiados se ubican entre el río Tragadero y la localidad chaqueña de Puerto Antequera (Figs. 1 y 5). Con el propósito de identificarlos, se denominará, en este trabajo, madrejón "El Fuente" y "Cubierto", respectivamente. El primero de ellos, madrejón "El Fuente" posee una escasa cobertura vegetal, la cual se haya exclusivamente limitada a la zona litoral. De forma elongada y levemente semilunar, se halla



Fig. 5 : 1. Laguna
2. Río Tragadero
3. Madrejón "Cubierto"
4. Madrejón "El Puente"
5. Riacho Antequera
6. Río Paraná Medio
(Fotocopia de fotografía aérea)

bordeado por el bosque en galería, el cual actúa como un parcial reparo contra la acción del viento. El segundo, presenta una cobertura vegetal que abarca prácticamente la totalidad de la superficie, debido a la presencia, principalmente, del camalote *Eichhornia crassipes*. Igualmente elongado y algo curvo como el anterior, la completa cobertura de la vegetación acuática, sumado a la protección que proporciona la vegetación terrestre circundante, permite que la acción del viento se vea notablemente disminuida.

RESULTADOS

MADREJON "EL PUENTE"

Durante el año 1983 el río Paraná registró una creciente excepcional (altura máxima: 9,02 mts en el hidrómetro de Puerto Corrientes), cuyos efectos aún se manifestaron en enero de 1984, mes en el que se comenzaron los trabajos en los madrejones. Tal período de inundación, aportó a los ambientes del valle aluvial, importantes volúmenes de agua. El resto del año 1984 y hasta marzo de 1985, el río Paraná se caracterizó por un estiaje muy pronunciado. En el período de estudios, la profundidad del madrejón osciló entre 0,60 y 3,25 metros, y se relacionó tanto con las precipitaciones caídas ($r = 0,56$; $P < 0,05$) como con la altura hidrométrica del río Paraná ($r = 0,69$; $P < 0,01$). En la Fig. 6 se representa la profundidad del madrejón y la altura hidrométrica del río Paraná. Se puede observar que la profundidad del madrejón es independiente de la altura del río Paraná hasta un valor de, aproximadamente, 4,75 m.

Los días previos al muestreo del 30-1-84, cayeron cerca de 280 mm de lluvia, registrándose la máxima profundidad medida del madrejón. Con la disminución de las lluvias durante los meses de invierno de 1984, y permaneciendo el río Paraná en un moderado nivel hidrométrico (cerca de los 3 mts - hidrómetro de Pto. Corrientes-), el madrejón disminuyó su profundidad. Durante los meses de verano de 1985, el madrejón incrementó su profundidad (2,10 - 2,65 m), probablemente debido al aumento de la altura hidrométrica del Río Paraná.

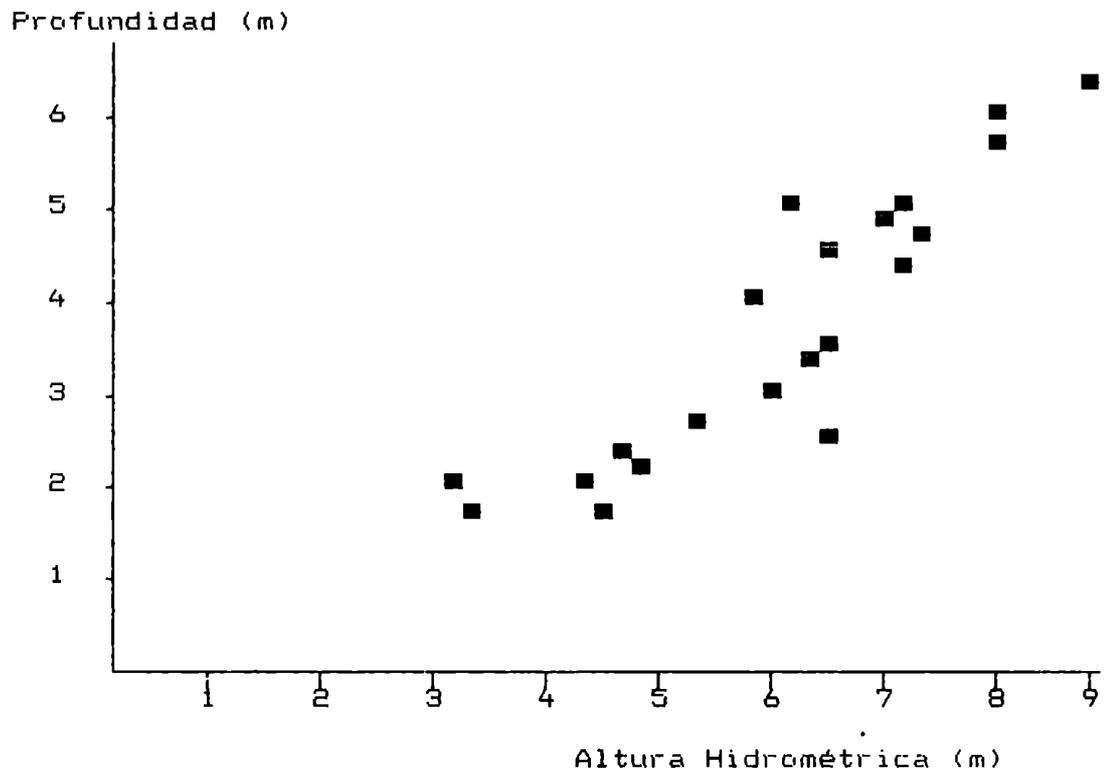


Fig. 6: Profundidad del madrejón "El Puente" en función de la altura hidrométrica del R. Paraná en el Puerto de Corrientes.

En el período febrero-mayo de 1985, llovió, en promedio, 233 mm por mes, con un total acumulado a mayo de 930 mm. En el muestreo del 28-5-85 el madrejón registró la máxima profundidad de ese año: 2,89 m. Durante los meses de junio a agosto de 1985, las lluvias no superaron los 50 mm, registrándose, en promedio, 16 mm por mes, mientras que la altura hidrométrica del Paraná descendió. De este modo hay una correspondencia con la disminución de la profundidad del madrejón en dicha fecha. En setiembre caen 105 mm, lo cual permitió que la profundidad se mantuviera cerca de los 2 m en el muestreo de octubre. Desde octubre de 1985 y hasta febrero de 1986, toda la región noreste del país fue afectada por una intensa sequía, con alguna lluvia circunstancial que no aportó volúmenes significativos, mientras que el nivel hidrométrica del río Paraná fue muy bajo (2,10 m -hidrómetro de Pto. Corrientes-). De este modo se verificó una profundidad mínima de 0,60 mts.

La temperatura del agua varió, en superficie, entre 16 y 29 °C (promedio: 22 °C), y en las aguas de fondo fluctuó entre 16 y 26 °C, con un promedio de 21,1 °C. En los muestreos correspondientes a invierno, la temperatura resultó uniforme en la vertical debido a la mezcla de las aguas por el viento. En los muestreos de enero de 1984 y diciembre y marzo de 1985, se registraron gradientes térmicos (Fig. 7).

En las aguas superficiales, la concentración de oxígeno fue, en promedio de 4 mgO₂/l (43,5 % de saturación) para todo el ciclo estudiado. El valor mínimo fue de 1,1 mgO₂/l (14 % de saturación) en verano, y el máximo de 8,2 mgO₂/l (84 % de saturación) se registró en invierno.

La concentración de oxígeno fue baja en las aguas de fondo, oscilando entre valores no detectables durante el verano y 7,5 mgO₂/l (71 % de saturación) en el invierno. En los muestreos de enero de 1984 y enero y marzo de 1985, se verificó el agotamiento del oxígeno. En diciembre de 1985 y enero de 1986, aunque sin agotarse el oxígeno en el fondo del madrejón, los valores de concentración resultaron muy bajos (2,2 y 1,8 mgO₂/l, respectivamente). En el muestreo de enero de 1985 se registró un notorio gradiente vertical de oxígeno (Fig. 7). Durante el invierno de 1985 el máximo valor registrado fue de 3,8 mgO₂/l (38 % de saturación). En promedio, para los dos años estudiados, la concentración de oxígeno fue de 2,5 mgO₂/l (~21 % de saturación). La concentración de oxígeno se relacionó inversamente con la temperatura ($r = -0,72$; $P < 0,01$).

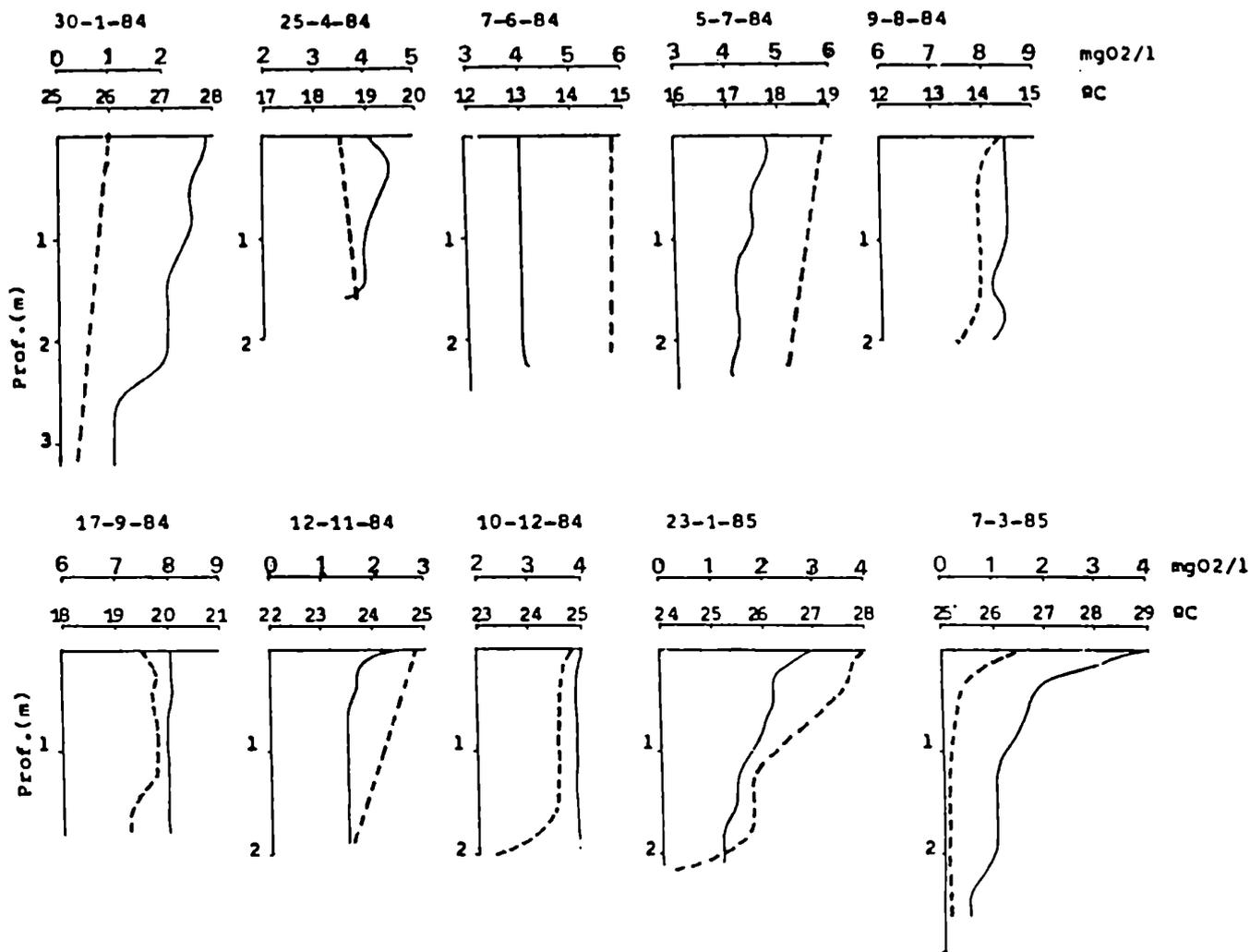


Fig. 7: Perfiles de temperatura (línea continua) y de oxígeno disuelto (línea de trazo) en el maderojón "EL Puente", en el periodo enero 1984 a marzo de 1985.

El pH osciló entre 6,4 (14-8-85) y 8,25 (10-12-84), tanto en las aguas superficiales como en las de fondo, con un promedio estimado de 7,4.

La conductividad varió, tanto en superficie como en fondo, entre 140 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un promedio de 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y presentó un elevado coeficiente de correlación ($r = 0,90$; $P < 0,01$) con la concentración de bicarbonatos, la cual osciló entre 57 y 166 mg/l, con un promedio general para todo el cuerpo de agua de 100 mg/l. En la mayoría de los muestreos ambos parámetros resultaron uniformes en la vertical, excepto en los meses de verano donde se registraron, por lo general valores más altos en el fondo. Este hecho puede darse por la liberación de iones desde los sedimentos en condiciones de anoxia. La conductividad y los bicarbonatos tendieron a seguir una relación inversa con la profundidad del madrejón ($r = -0,59$, $P < 0,01$; y $r = 0,76$, $P < 0,01$; respectivamente), y con las precipitaciones ($r = 0,42$, $P < 0,05$; y $r = 0,60$, $P < 0,01$; respectivamente), debido al aporte de aguas menos mineralizadas de las lluvias.

La concentración de calcio varió entre 4,5 y 20 mg/l en superficie y en fondo, con un promedio de 13,2 mg/l. Se correlacionó positivamente con las lluvias caídas ($r = 0,51$; $P < 0,05$). El pH normalmente ácido de la lluvia al lavar suelos con aporte sedimentario del río Bermejo y ricos en material calcáreo, aportaría calcio al madrejón.

El agua resultó fuertemente coloreada con una absorbancia promedio de 0,28 ($T\% = 52\%$) a 365 nm. El carbono orgánico disuelto varió, tanto en superficie como en las aguas de fondo, entre 1,05 y 7,74 mg/l, con un promedio de 2,6 mg/l.

La distribución de nutrientes en la columna de agua resultó uniforme durante el invierno, asociado con los mayores tenores de oxígeno (Tabla 26); mientras que en verano, el progresivo agotamiento del oxígeno debido a la descomposición de la materia orgánica y a las altas temperaturas, permitió la existencia de bajos potenciales redox (menores a +200 mV), lo cual, en conjunto, habría ocasionado una distribución diferencial de los nutrientes y otros iones entre superficie y fondo. Los valores máximos, mínimos y promedio se consignan en las Tablas 26 y 27. La relación N/P fue baja, con un promedio de 6,0. Valores extremadamente bajos (0,2 - 1,9) se registraron en verano debido a la mayor concentración de fósforo disuelto.

En los muestreos de enero de 1984; enero, marzo y mayo de 1985 se presentaron las siguientes características en las aguas de fondo del madrejón:

- * Temperatura elevada (25 a 26 °C) ó moderada (20 °C el 28-5-85) pero con un extenso período previo con temperaturas elevadas.
- * Porcentajes de saturación de oxígeno entre valores "no detectables" (30-1-84) y hasta un 5 % (0,2 - 0,1 mgO₂/l).
- * Potenciales redox bajos: +24 a +176 mV.
- * Bajas concentraciones de nitratos (incluso valores "no detectables"), y altas concentraciones de nitritos, amonio, ión ferroso y fósforo disuelto. La concentración de fósforo disuelto se relacionó directamente con la del ión ferroso ($r = 0,64$; $P < 0,05$), y, a su vez, ambos (PTD y Fe²⁺) se correlacionaron negativamente con el potencial redox ($r = -0,64$, $P < 0,05$, y $r = -0,79$, $P < 0,01$, respectivamente).

	fondo	superficie
Temper. (°C)	13,1-20,0 (16,5)	14,5-20,1 (16,8)
PT (µg/l)	490-788 (575)	97-260 (170)
PTD (µg/l)	250-520 (370)	50-214 (120)
PTP (µg/l)	120-268 (204)	30-70 (48)
NN03 (µg/l)	nd nd	nd-38 (15)
NN02 (µg/l)	nd-37 (12)	nd-7 (3)
NNH3 (µg/l)	15-500 (172)	25-33 (29)
Fe 2+	0,35-0,55 (0,45)	0,08-0,18 (0,12)
O2 (% satur.)	1-5 (3)	13-52 (33)
Redox (+mV)	65-176 (79)	135-220 (177)

TABLA 26: Promedio (entre paréntesis) y valores máximos y mínimos de temperatura, nutrientes (P y N), ión ferroso, oxígeno y potencial redox en el madrejón "El Fuente" durante los meses de verano de 1984 y 1985, en superficie y en fondo.

	fondo	superficie
Temper. (°C)	13,1-20,0 (16,5)	14,5-20,1 (16,8)
PT (µg/l)	60-130 (99)	50-116 (79)
PTD (µg/l)	29-66 (38)	24-42 (34)
PTP (µg/l)	30-109 (61)	25-92 (45)
NNO3 (µg/l)	nd-190 (98)	nd-240 (149)
NNO2 (µg/l)	nd-1,8 (1,6)	nd-2,7 (1,1)
NNH3 (µg/l)	nd-165 (64)	nd-258 (77)
Fe 2+ (mg/l)	0,01-0,094 (0,063)	0,02-0,169 (0,085)
O2 (% satur.)	38-73 (54)	40-84 (64)
Redox (+mV)	273-375 (235)	247-370 (313)

TABLA 27: Promedio (entre paréntesis) y valores mínimo y máximo de temperatura, nutrientes (P y N), ión ferroso, oxígeno y potencial redox en el madrejón "El Puente" durante los meses de invierno de 1984 y 1985, en superficie y en fondo.

MADREJON "CUBIERTO"

Durante el período de estudios la profundidad del madrejón "Cubierto" varió entre límites cercanos: 1,05 a 1,54 m., y evidenció una moderada tendencia de variación relacionada con la altura hidrométrica del río Paraná y las lluvias locales. Quizás la evapotranspiración de su densa cobertura vegetal enmascare dicha relación.

La temperatura del agua varió, en superficie y en fondo, entre 13 y 27,7 °C, con un promedio de 19,6 °C. La concentración de oxígeno fue muy baja en todo el ambiente y durante todo el período estudiado. La máxima concentración se registró en invierno (4,60 mgO₂/l, 45% de saturación el 9-8-85) y en las aguas de superficie. En el resto de los muestreos, el oxígeno disuelto osciló entre valores "no detectables" y 2,5 mgO₂/l, no superando el 18% de saturación en las aguas de fondo, lo cual pone de manifiesto las condiciones de anoxia casi permanente de este cuerpo de agua durante el ciclo estudiado. Tales condiciones probablemente se conserven durante los períodos en que no ocurren aportes importantes de caudal del río Paraná

El pH del agua osciló entre 5,9 y 7,6 en las aguas de fondo, y entre 6,9 y 8,2 en las de superficie. La concentración de calcio varió entre 1,4 y 13,1 mg/l con un promedio general de 7,5 mg/l. El pH y la concentración de calcio se relacionaron directamente ($r = 0,74$; $P < 0,01$).

La conductividad osciló entre 84 y 245 $\mu\text{S/cm}$ con valores semejantes en la superficie y en el fondo, aunque algo superior en el agua adyacente al sedimento. En promedio fue de 165 $\mu\text{S/cm}$.

El agua resultó fuertemente coloreada, con una absorvancia promedio a 365 nm (A_{365}) de 0,26 ($T\% = 54\%$). A_{365} se relacionó directamente con la DQO disuelta ($r = 0,89$; $P < 0,01$).

Asociado con los momentos de menor oxigenación de las aguas de fondo, se hallaron altas concentraciones de hierro en forma de ión ferroso, las cuales oscilaron entre 0,05 y 1,3 mg/l en verano y entre 0,04 y 0,15 en invierno. La concentración de sulfatos osciló entre 1 y 12 mg/l, tanto en superficie como en el fondo, sin hallarse ninguna relación clara con otros parámetros.

La producción fitoplanctónica fue severamente limitada por la presencia de la macrofitia. Los valores de concentración de clorofila fueron bajos (entre 3,2 y 11,2 mg/m³), y no presentó ninguna relación con otro parámetro estudiado.

En las tablas 28 y 29 se resumen los datos para las campañas efectuadas en invierno y en verano-otoño (octubre-mayo). Pueden observarse las siguientes características:

- * Concentraciones de oxígeno no superiores al 45%, promedios de 21 % en superficie en el invierno, y de 5% en aguas de fondo en verano.
- * Concentraciones de fósforo total siempre superiores a las de nitrógeno inorgánico disuelto. En los períodos de menores temperaturas, las concentraciones de fósforo total disuelto son menores que las de fósforo particulado (un 50%, aproximadamente). En el verano la proporción PTD/PTP aumenta al 70 %, siendo mucho mayores los valores de concentración absoluta de cada una de dichas fracciones de fósforo respecto a las del invierno.

- * Las concentraciones de nitratos son bajas ($\sim 12 \mu\text{gNNH}_3/\text{l}$) todo el año, asociado a los bajos tenores de oxígeno y a la alta tasa de desnitrificación y descomposición orgánica. Las concentraciones de amonio se elevan de 28 y 36 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$ (promedios de fondo y superficie, respectivamente) a 159 y 44 $\mu\text{gNNH}_3/\text{l}$ en el verano.
- * En concordancia con los dos últimos puntos, se obtuvieron relaciones N/P bajas. En las aguas de superficie resultó, en promedio, de 6,2 y en las de fondo de 3,8.
- * Vinculado al período frío y con tenores de oxígeno mayores el ión ferroso se halló en las concentraciones más bajas (en promedio 0,07 mg/l), mientras que en las aguas de fondo, durante el verano se registraron valores de hasta 1,3 mg/l. La concentración de Fe^{2+} se correlacionó positivamente con las de PRS y PTD ($r = 0,85$ y $0,78$, respect.; $P < 0,01$).

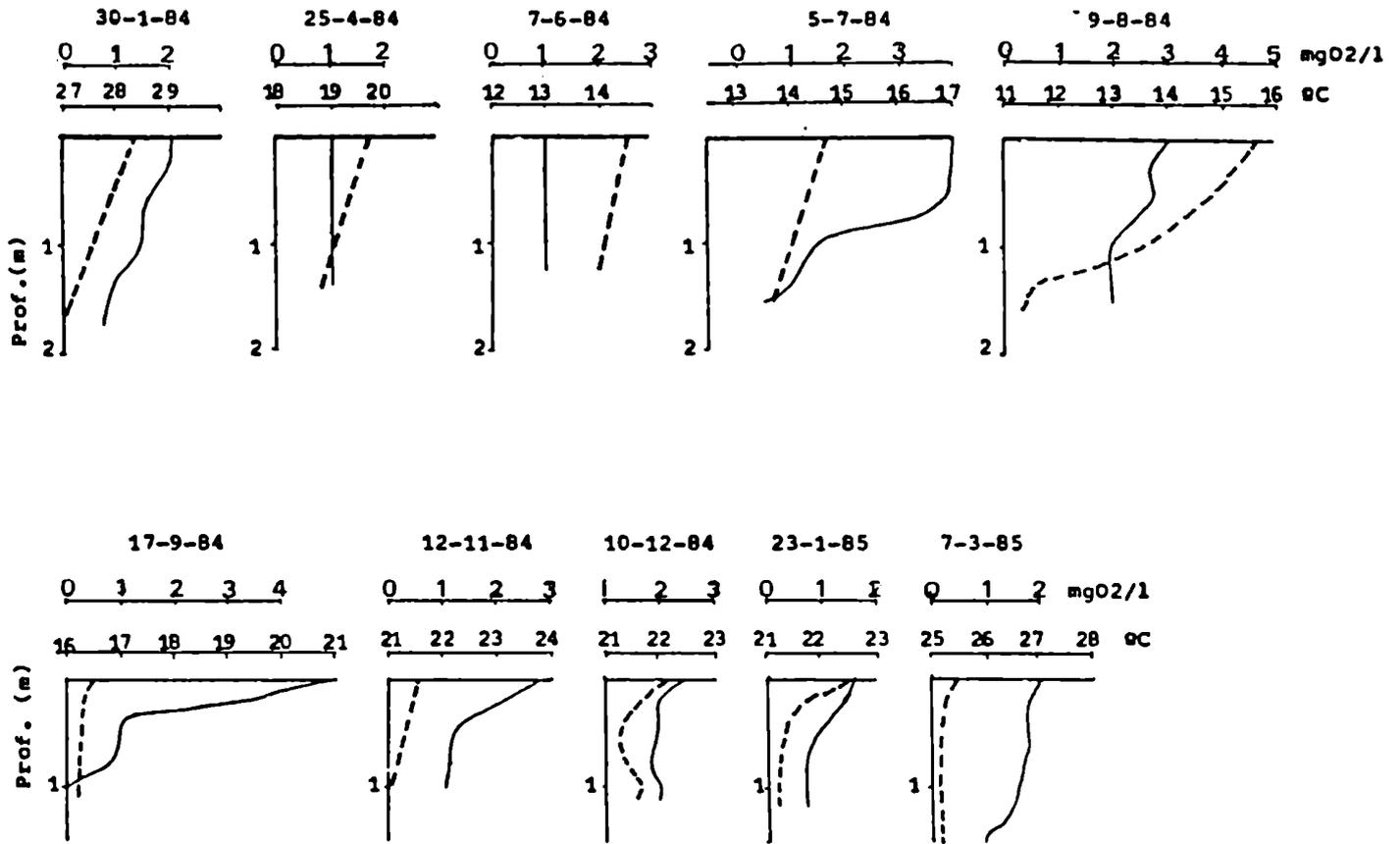


Fig. 8: Perfiles de temperatura (línea continua) y de oxígeno disuelto (línea de trazos) en el mangrón (lagoon) en el período enero 1984 a marzo de 1985.

	fondo	superficie
Temperatura (°C)	13-19 (14,3)	13-19 (16)
PT (µg/l)	116-182 (135)	80-134 (101)
PTD (µg/l)	20-72 (40)	16-72 (38)
PTP (µg/l)	96-110 (95)	44-74 (63)
NNO3 (µg/l)	nd-29 (12)	nd-22 (11)
NNO2 (µg/l)	nd-1,0 (0,5)	nd nd
NNH3 (µg/l)	nd-102 (36)	nd-86 (28)
Fe 2+ (mg/l)	(0,04-0,15) (0,08)	0,03-0,10 (0,054)
O2 (% saturac.)	0-11 (8)	0-45 (21)

TABLA 28: Promedio (entre paréntesis) y valores máximo y mínimo de temperatura, nutrientes (P y N), ión ferroso y oxígeno en el madrejón "Cubierto" durante el invierno en superficie y fondo.

	fondo	superficie
Temperatura (°C)	16-27,7 (22,5)	21-27 (23,1)
PT (µg/l)	128-464 (276)	80-390 (188)
PTD (µg/l)	10-196 (125)	16-190 (75)
PTP (µg/l)	62-284 (151)	20-202 (113)
NNO3 (µg/l)	nd-45 (9)	nd-45 (15)
NNO2 (µg/l)	nd-19 (5)	nd-16 (3)
NNH3 (µg/l)	10-452 (159)	nd-145 (44)
Fe 2+ (mg/l)	0,05-1,30 (0,57)	0,04-0,60 (0,32)
O2 (% saturac.)	0-17 (5)	0-26 (12)

TABLA 29: Promedio (entre paréntesis) y valores máximo y mínimo de temperatura, nutrientes (N y P), ión ferroso y oxígeno en el madrejón "Cubierto" durante el verano en superficie y fondo.

DISCUSION

El ciclo hidrológico y limnológico de los madrejones es fuertemente dependiente de los niveles hidrométricos del Río Paraná y su tributario principal, el río Paraguay, en la zona de estudio, así como de las lluvias locales. Tales aportes de agua condicionan, entre otros muchos fenómenos, los patrones de estratificación térmica y de concentración de oxígeno.

Ambos madrejones comparten ciertas características, como por ejemplo: aguas marcadamente coloreadas, debido al elevado contenido de materia orgánica disuelta; un bajo contenido de oxígeno disuelto particularmente en períodos de elevada temperatura en toda la columna de agua, con agotamiento en el fondo, extendiéndose las condiciones de anoxia por un período que oscilaría entre tres y cinco meses. En el caso del madrejón cubierto las bajas concentraciones de oxígeno se extendieron todo el año. El pH osciló entre levemente alcalino y ligeramente ácido en el madrejón "El Puente". El madrejón "Cubierto" presentó aguas de superficie neutras ó ligeramente alcalinas, mientras que las aguas de fondo resultaron principalmente ácidas, como consecuencia de la persistente falta de oxígeno en ellas.

Las condiciones de distribución térmica y carencia de oxígeno, permanente o estacional, condicionan fuertemente el ciclo del nitrógeno y del fósforo, y de otros iones asociados tal como es el caso del hierro. En el invierno, prevalecen mayores

concentraciones de nitratos que de amonio, mientras que los nitritos permanecen en valores indetectables. La concentración del fósforo disuelto es comparativamente baja, respecto a la época de temperaturas elevadas.

En el período de anoxia, se verifica una reducción del ión férrico (Fe^{3+}) a ión ferroso (Fe^{2+}). Como la solubilidad del ión ferroso en el agua, es muy superior a la del ión férrico se produce un repentino flujo de Fe desde los sedimentos hacia la columna de agua. El fósforo asociado a coloides de hierro también se libera inmediatamente desde los sedimentos, produciendo un inmediato incremento de la concentración de fósforo en el agua, el cual puede ser de hasta un orden de magnitud superior al característico de los períodos en que las condiciones de oxigenación son elevadas. Asimismo, se registra una disminución hasta valores indetectables de la concentración de nitratos debido a la desnitrificación, con circunstanciales picos máximos de nitritos, y altas concentraciones de amonio producto de la mineralización de la materia orgánica y su posterior acumulación por reducción de los procesos de nitrificación. Es habitual observar, cuando los períodos de anoxia se mantienen en forma prolongada, un burbujeo probablemente asociado a liberación de metano desde el fondo. Según Wetzel (1975), cuando el potencial redox cae por debajo de los +200 mV, se manifiesta una repentina liberación del ión ferroso y desde fosfatos desde los sedimentos, siendo este hecho precedido por la reducción de los nitratos, liberación de bases, CO_2 y amonio.

Como fuera señalado repetidamente, en el resto de la planicie aluvial del Paraná, y de otros grandes ríos con planicie de inundación como el Amazonas, se hacen presente numerosos y variados cuerpos de agua con características semejantes a los mencionados, por lo menos en lo que hace a la alta producción de materia orgánica y bajo contenido de oxígeno, dándose como en nuestro caso adaptaciones de la fauna a las condiciones de desoxigenación, pudiendo producirse mortandades de peces por la falta de oxígeno.

Melack y Fisher (1983) estudiaron dos lagunas (Calado y Janaucá) ubicadas dentro de la planicie aluvial de la Cuenca Central del Amazonas. Observaron que, asociado con las variaciones diarias de oxígeno, la mezcla vertical del agua ocasionaba un elevado aporte de fosfatos y amonio desde las aguas de fondo a las superficiales. En otros ambientes del valle aluvial del río Solimoes, río Negro, río Purus, río Tapejos y Trombetas existe bastante información (Melack y Fisher, 1983) sobre las condiciones de anoxia de las aguas de fondo. Es habitual que en los ambientes del valle aluvial se desarrollen densas concentraciones de vegetación flotante, siendo común en ellos el agotamiento de oxígeno (Junk, 1973; Irmiler, 1975), a igual que ocurre en nuestro medio.

Las condiciones mencionadas, que como en el caso del madrejón "Cubierto" se extienden por prolongados períodos, determinan las bajas relaciones N/P halladas. En el caso del madrejón "El Puente", las bajas relaciones N/P serían indicativas de que la producción algal se hallaría limitada por nitrógeno, mientras que en el madrejón "Cubierto" el factor de mayor importancia sería la obstrucción del paso de la luz debido a la macrofitia.

RIOS Y ESTEROS DEL AREA ORIENTAL
DE LA PLANICIE CHAQUEÑA, ENTRE
EL NORTE DE LA PROVINCIA DE FOR-
MOSA Y EL NORTE DE LA PROVINCIA
DE SANTA FE

En la franja oriental comprendida entre el norte de las provincias de Formosa ($57^{\circ}45' - 60^{\circ}00'W$; $25^{\circ},15'S$) y el norte de la provincia de Santa Fe ($\sim 59 - 61^{\circ}W$; $28^{\circ}15'S$), se sitúan ríos y arroyos afluentes del eje potámico Paraná-Paraguay (Fig. 1), y ambientes leníticos, cuyos regímenes hídricos y/o tiempos de permanencia del agua están condicionados por las precipitaciones locales, por la escasa pendiente del terreno (de 0,3 a 0,4 m/1000 m -Patiño y Orfeo, 1986-) y, aún, por el remanso hidrodinámico que originan los ríos Paraguay y Paraná Medio.

La baja pendiente del terreno, de inclinación en el sentido WNW-ESE, condiciona dos tipos de ambientes típicos en la región. Los ríos, que presentan una muy marcada diferencia hidrométrica entre la época de lluvias y la estación seca, pudiendo incluso alguno de ellos llegar a secarse. Los caudales promedios de estos ríos no superan los $37 \text{ m}^3/\text{seg}$, (Depetris, 1981. Los cursos de agua se extienden en una longitud de 100 a 143 km a lo largo de la franja oriental de la Planicie Chaqueña. Estos cursos de agua pueden presentar fases estacionales diferenciadas: la etapa de creciente, con abundante caudal debido a las lluvias en la que existen transfuencias entre cuencas adyacentes, y otra, en la que funcionan, determinados sectores del río con caracteres de ambientes leníticos, fase esta última favorecida por la presencia de macrófitas que interrumpen el cauce por tramos. Aquellos que se secan ó interrumpen el flujo de agua durante los períodos de sequía, se los denomina localmente arroyos ó riachos. También es posible observar cuerpos de agua, poco profundos, cubiertos por macrófitas, donde el agua circula lentamente en forma de flujo laminar, conocidos en la región como "bañados", "esteros" o "cañadas". Todos ellos presentan una

abundante vegetación. Los "bañados" con palmares (*Copernicia alba*) y/o leñosas (*Prosopis alba*, *P. affinis* o *Geoffrea decorticans*); con "pajonal" (*Panicum prionitis*, *Paspalum urvillei*, *Rhynchospora corymbosa*), y con gramíneas hidrófilas. En los "bañados" de elevada salinidad (5000 a 60000 μ S/cm), la vegetación dominante es *Spartina argentinensis*. En los "esteros" se encuentran "totorales" (*Typha latifolia*), "pirizales" (*Cyperus giganteus*), "juncales" (*Scirpus californicus*), "canutillares" (*Hymenachne amplexicaulis*), y "camalotal" (*Pistia stratiotes*) (Neiff, 1981a).

Estos ambientes se ubican en una cuenca sedimentaria con materiales loésicos y limolésicos (Bruniard, 1978), la cual soporta actualmente el aporte de sedimentos de origen andino aportados por los ríos Bermejo y Pilcomayo (Fig.2).

La Planicie Chaqueña Oriental posee un clima que se caracteriza por dos máximos de lluvias en noviembre y marzo. Corresponde a esta región la isohieta de ~1200 mm anuales. La temperatura media anual oscila entre 23 °C en el extremo Norte y 20 °C en el extremo Sur. La mínima y máxima absolutas oscilan entre - 4,5 °C y 44 °C, respectivamente (Neiff, 1986).

Los cuerpos de agua estudiados se localizan en un área sin grandes variaciones climáticas, edáficas ó litológicas, pese a lo cual formaciones salobres pueden modificar sustancialmente la mineralización de por lo menos parte de estos ríos (Bonetto, 1976; Varela et al., 1980). Así, pese a su evidente unidad de conjunto suelen darse marcadas diferencias

limnológicas entre los mismos. Este capítulo tiene por objeto intentar una caracterización, en el caso de tres de los ríos más importantes, Oro, Guaycurú y Tragadero, de las fluctuaciones estacionales de nitrógeno, fósforo y materia orgánica disuelta y su interrelación con otras variables limnológicas, y verificar a través del muestreo extensivo de numerosos ambientes lóticos y leníticos de la Planicie Oriental Chaqueña, si las bajas relaciones N/P constituirían una característica regional.

RESULTADOS

Precipitaciones

Se registraron en 1984 dos períodos de lluvias abundantes. El primero entre abril y mayo (en promedio: 260 mm); y el segundo desde setiembre (109 mm) hasta noviembre (172 mm); mientras que en los meses de julio y agosto se registraron precipitaciones escasas (24 mm, en promedio). En la Tabla 30 se informan los valores medios mensuales de precipitaciones obtenidos en estaciones meteorológicas del área de estudio.

LOCALIDAD:	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	total
Formosa* (26°10'S; 58°12'W)	111	139	214	139	136	89	45	32	89	111	130	116	1350
Pcia.R.S. Peña ** (26°52'S; 60°27'W)	125	145	144	77	35	43	27	14	43	78	115	89	931
Las Pal- mas *** (27°00'S; 58°30'W)	156	43	42	241	281	43	16	13	109	154	172	32	1302

TABLA 30: Valores medios mensuales históricos (* promedios de 30 años; ** promedios de 10 años) de lluvias caídas en estaciones del Chaco Oriental y valores totales mensuales (***) para 1984.

Río de Oro

El pH del agua fue básico, fluctuando entre 7,0 y 8,9 unidades, con un promedio de 8,3. El pH se relacionó con las altas concentraciones de calcio (entre 6 y 85 mg/l; promedio 44,5 mg/l), y con la alcalinidad, la cual resultó elevada (218 mg/l en promedio). La temperatura del agua osciló entre 16,8 y 29 °C.

La conductividad fue en promedio de 760 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En general siguió un patrón de dilución debido al aporte de aguas de lluvia menos mineralizadas, siendo mínima en las crecientes de mayo (230 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y noviembre (90 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Los máximos se registraron en los estiajes de enero (1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y de agosto (1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La conductividad se correlacionó negativamente con las lluvias y con la altura hidrométrica ($r=-0,87$ y $r=-0,91$, respectivamente; $P<0,01$). Las aguas estuvieron poco oxigenadas en todo el período de estudios, oscilando entre 3 y 8,5 mgO₂/l (% de saturación media = 60%).

En la Fig. 9 se observa el grado de correlación entre las variables estudiadas. Se distinguen dos grupos: uno de ellos influenciado por las lluvias, y otro en el cual la temperatura del agua y el oxígeno fueron los factores condicionantes.

En el primer grupo, las precipitaciones y la altura hidrométrica se correlacionaron estrechamente ($r = 0,983$; $P<0,01$), los que a su vez se vincularon con un alto coeficiente de correlación con la A365 ($r = 0,90$ y $r = 0,85$ respectivamente; $P<0,01$). La A365 osciló entre 0,102 (estiaje de marzo) y 0,87 (creciente de mayo); descendió a 0,177 durante el estiaje de

agosto y se elevó hasta 0,80 durante el período de crecidas de noviembre (Fig. 10). La A365 se correlacionó con la DQO_d ($r=0,936$; $P<0,01$). Las aguas siempre estuvieron altamente coloreadas debido a la elevada cantidad de materia orgánica disuelta (en promedio: 15,4 mgO₂/l de DQO d).

El grupo integrado por las formas disueltas y total del fósforo se relacionaron directamente con el grupo anterior ($r = 0,83$; $P<0,01$) (Fig. 9). El fósforo total varió entre 0,307 y 0,806 mgP/l, acompañando directamente a las variaciones de nivel hidrométrico, excepto en el muestreo del 26-1-84, en el cual se registró una concentración comparativamente alta para la escasa altura del río. En esa fecha la oxigenación del agua era baja (42 %), con una temperatura de 29 °C. Asimismo, se detectó una elevada concentración de nitritos (14 µgN-NO₂/l) y de amonio (530 µgN-NH₃/l), mientras que la concentración de nitratos resultó comparativamente baja (64 µgN-NO₃/l)

El fósforo total disuelto también acompañó las variaciones de altura hidrométrica y de las lluvias ($r = 0,80$ y $r = 0,76$, respectivamente; $P<0,01$), oscilando entre 0,210 (19-9-84) y 0,602 mgP/l (19-11-84). El fósforo total disuelto representó entre el 48 y el 75% del fósforo total, con un porcentaje medio del 65%. El fósforo reactivo soluble y el total disuelto guardaron estrecha relación con la A365 ($r =0,77$ y $r = 0,80$, respectivamente; $p < 0,05$).

Dentro del mismo grupo influenciado por las lluvias y la altura hidrométrica, se encuentran los sólidos suspendidos y el fósforo total particulado. El PTP (expresado en mgP/g de sólido en suspensión seco) osciló entre 3,1 (15-5-84) y 11,0 mgP/g (26-10-84).

En el segundo grupo de variables se observa que la temperatura se correlacionó positivamente con el amonio ($r = 0,78; P < 0,05$) y con los nitritos ($r = 0,73; P < 0,05$).

La concentración de amonio resultó mayor a la de nitratos en enero ($0,530 \text{ mgN-NH}_3/1$) y en marzo ($0,140 \text{ mgN-NH}_3/1$) posiblemente asociado a la mayor intensidad de los procesos de mineralización de materia orgánica durante la época de altas temperaturas y a la posterior liberación desde los sedimentos cuando prevalecían condiciones de escasa oxigenación (42 % de saturación de O_2) y quizás fenómenos de desnitrificación ($14 \text{ ugN-NO}_2/1$). En los meses siguientes, los nitratos presentaron concentraciones mayores, oscilando su concentración en todo el período de estudios entre $0,026$ (15-3-84) y $0,365 \text{ mgN-NO}_3/1$ (22-8-84).

La relación N/P resultó muy baja (en promedio = $0,85$) con un valor máximo de $2,2$. Entre el cociente N/P y la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto se obtuvo una correlación positiva altamente significativa ($r = 0,95; P < 0,01$) y no así con el fósforo total disuelto. El NID se relacionó directamente con la concentración de amonio ($r = 0,77; P < 0,05$), contribuyendo significativamente a la relación N/P durante el verano, mientras que para los meses de invierno lo hicieron los nitratos.

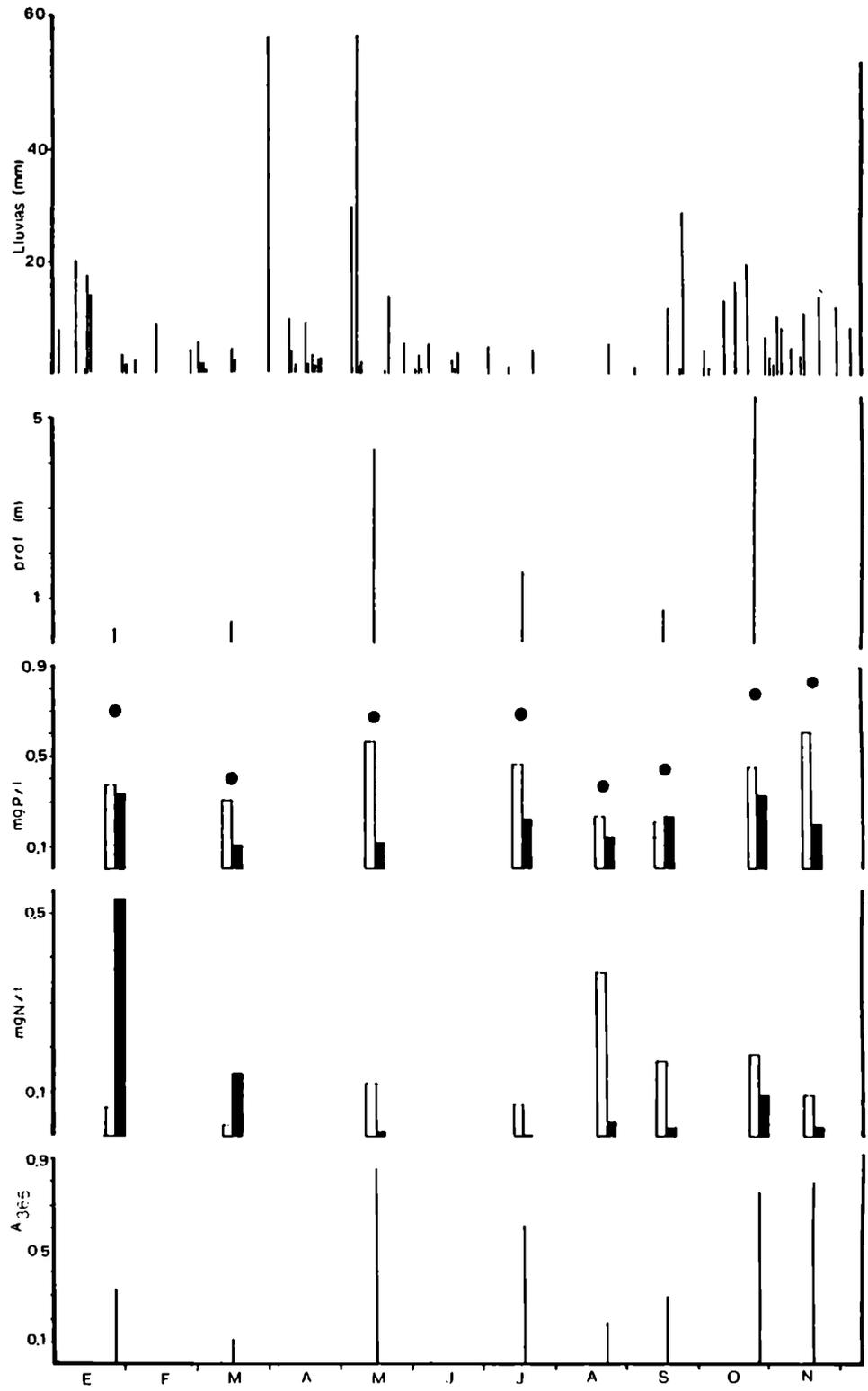


Fig. 10: Algunos de los parámetros medidos en el río de Guo durante el año 1984. Las barras oscuras: amoniaco P particulado; las barras claras: nitratos P disueltos. El punto indica el P total.

Río Guaycurú

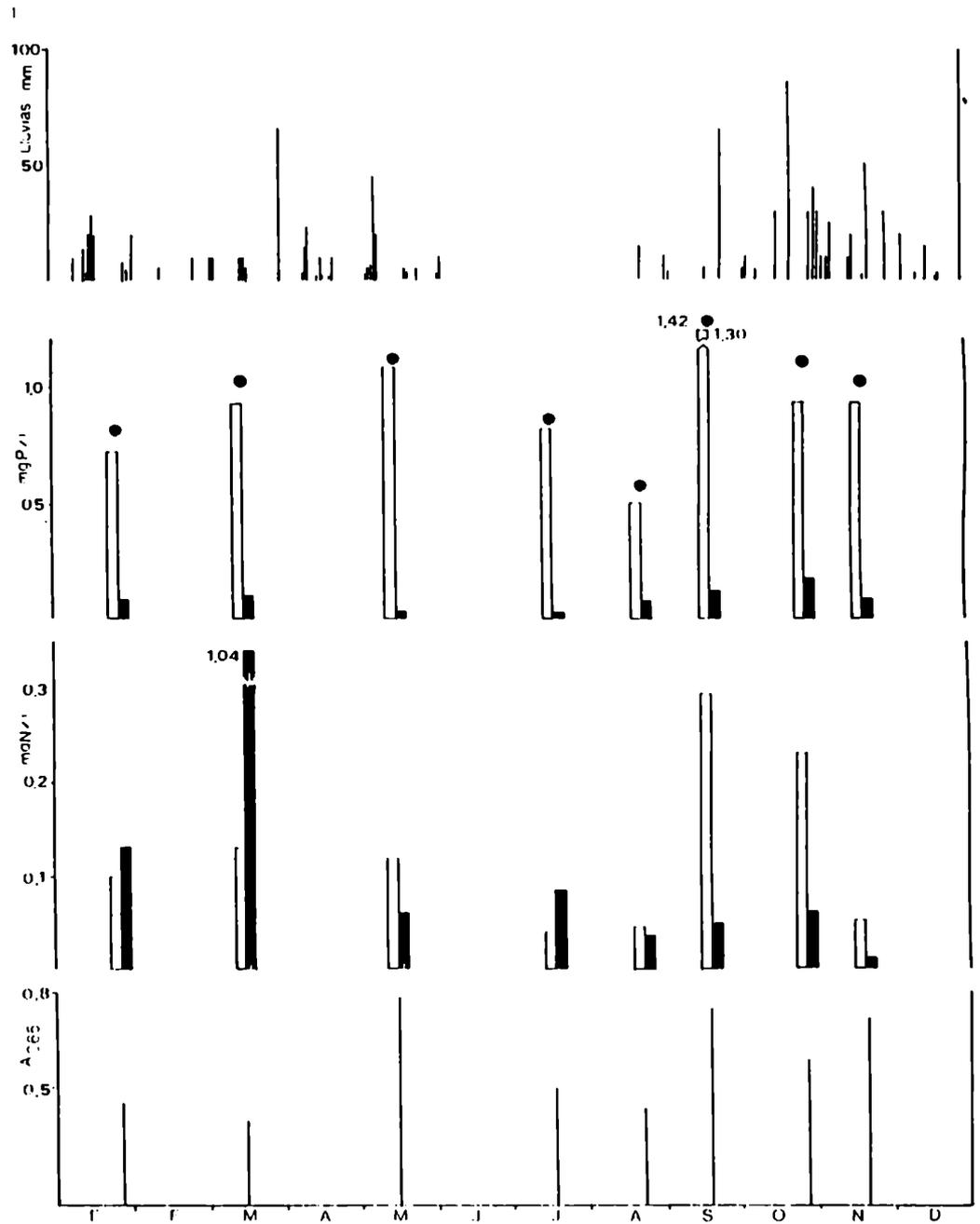
A diferencia del río de Oro, este curso de agua presentó períodos (enero y marzo) con estancamiento de aguas debido a la oclusión de la sección de muestreo por macrófitas. Los valores máximos de altura hidrométrica se registraron en los meses de mayo y octubre, y el estiaje en los meses de enero-marzo y junio-setiembre.

En la Figura 11 se observan las variaciones de algunas de las variables estudiadas en el año 1984. El agua tuvo un pH alcalino siendo, en promedio, de 8,4 unidades y varió entre 8,1 y 8,7 unidades. La concentración de calcio resultó con un valor de medio de 31,2 mg/l, oscilando entre valores más cercanos (18-38 mg/l) que el río de Oro. La temperatura fue elevada en verano (entre 30,7 y 30,9 °C), principalmente en los muestreos en que el río se hallaba obstruido por "camalotal" (Eichhornia crassipes); en invierno disminuyó hasta 12,4 °C. La conductividad fluctuó entre 135 y 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio de 346 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y la alcalinidad varió entre 133 y 226 mg/l. Las aguas presentaron una escasa oxigenación en todo el año estudiado (en promedio: 5 mgO₂/l; ~ 59% de saturación).

La concentración de fósforo total disuelto fue muy superior que la del fósforo total particulado, oscilando el primero entre 0,502 (22-8-84) y 1,3 mgP/l (19-9-84), representando, en promedio, el 92 % del fósforo total. Este porcentaje es muy superior al del río de Oro y representan valores (en $\mu\text{gP}/\text{l}$) característicos de ambientes contaminados. El fósforo total particulado varió entre 0,019 (17-7-84) y 0,170

mgP/l (26-10-84), con un promedio de 0,084 mgP/l; mientras que por gramo de sólido suspendido seco, el contenido de fósforo osciló entre 1,15 y 9,40 mgP/g, con un promedio de 4,1 mgP/g. El PRS, PTD y PT se correlacionaron positivamente con la A365 ($r=0,70$; $r=0,70$ y $r=0,74$, respectivamente; $P<0,05$). La materia orgánica disuelta (A365) fue máxima (0,87) durante la creciente de mayo, y también fue elevada en noviembre (0,77). En setiembre se registró un alto valor de A365 (0,82) asociado a una alta concentración de PTD. Los días previos al muestreo de setiembre se registraron 33 mm de volumen de lluvia, los cuales podrían haber aportado materia orgánica y fósforo por lavado de la cuenca. Las aguas presentaron en todo el período estudiado gran cantidad de materia orgánica disuelta (en promedio: 15,2 mgO₂/l de D₀₀d), correlacionándose D₀₀y A365 con un coeficiente de correlación altamente significativo ($r=0,85$; $P<0,01$).

Las concentraciones de amonio resultaron la forma principal del nitrógeno inorgánico en los muestreos del 26-1-84 (0,13 mgN/l) y del 15-3-84 (1,04 mgN-NH₃/l), junto con las mayores concentraciones de nitritos: 12 y 6 ugN-NO₂/l, respectivamente. A estas fechas correspondieron sendos períodos de estancamiento del agua por la macrofitia. El oxígeno disuelto, en los mencionados muestreos, osciló entre 59 y 54 % de saturación. Los máximos se obtuvieron en mayo (97 %) y en setiembre (77 %), durante las épocas de mayor caudal. Durante el estiaje de julio, la concentración de amonio fue superior a la de nitratos. En el resto de los muestreos, la concentración de nitratos fue predominante. En mayo: 0,118; en setiembre: 0,296; en octubre: 0,23, y en noviembre: 0,05 mgN-NO₃/l, respectivamente. La relación N/P fue muy baja, oscilando entre 0,07 y 1,30, con un valor medio de 0,34.



F 11: Algunos de los parámetros estudiados durante el año 1984 en el río Guaymarín. Barras oscuras: amonio y P total. Barras claras: nitratos y P disuelto. El punto indica P total.

Río Tragadero

Este río tiene un comportamiento hidrológico que depende de la distribución anual de las lluvias así como también, de la altura hidrométrica del Río Paraná, en el cual el Tragadero vierte sus aguas. Cuando el río Paraná está en creciente crea condiciones de desagüe impedido en el río Tragadero. Por otra parte, la presencia de "camalotal" de Eichhornia crassipes contribuyó al estancamiento del flujo en la sección de muestreos en enero y marzo de 1984.

En la Fig. 12 se observan las fluctuaciones de algunas de las variables estudiadas. El pH del agua fue alcalino siendo, en promedio de 7,85 unidades (rango: 7,6-8,0). La temperatura varió entre 16 y 31,2 °C, y la conductividad promedio fue de 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los máximos valores (850 y 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en los estiajes de verano y primavera y los mínimos (82 y 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en las crecientes de mayo y noviembre. Estas últimas fechas corresponden a la época de mayores precipitaciones (Fig. 12). Es de destacar, que el río Tragadero transcurre en su último tramo sobre una formación salobre al igual que otros ríos de la zona tales como el río Negro (Bonetto, A., comunicación personal), lo cual colaboraría en los registros de valores altos de conductividad. La conductividad suele disminuir cuando el río Tragadero tiene el desagüe impedido por el aumento del caudal del río Paraná Medio. La alcalinidad varió entre 57 y 341 mg/l, con un promedio de 110 mg/l, y sus fluctuaciones estuvieron correlacionadas positivamente con las de la conductividad ($r=0,94$; $P<0,01$). Por lo general, las aguas presentaron una

escasa oxigenación (44 % de saturación promedio), oscilando el contenido de oxígeno disuelto entre 2,3 y 5,9 mgO₂/l. En perfiles verticales de oxígeno disuelto realizados en momentos de estancamiento del curso de agua por macrófitas, se observó que las concentraciones disminuían hacia el fondo, llegando incluso a agotarse en asociación con pronunciados gradientes térmicos (Fig. 13).

La concentración de PRS fue elevada, variando entre 0,11 y 0,84 mgP/l, con un promedio de 0,286 mgP/l, representando una elevada fracción del PTD. El PTD constituyó un elevado porcentaje del PT (en promedio: 50,4%), variando su concentración entre 0,12 y 0,88 mgP/l, con una media de 0,333 mgP/l. La fracción restante constituida por el PTP osciló entre 0,14 y 1,21 mgP/l (promedio: 0,374 mgP/l). El PTP expresado como mgP/g de sólido suspendido seco varió entre 0,7 y 4,5 mgP/g con un promedio de 2,2 mgP/g.

Las aguas resultaron altamente coloreadas debido a la elevada concentración de materia orgánica disuelta (DQO_d promedio = 24,5 mgO₂/l; rango: 8,80 - 51,2 mgO₂/l). La A365 varió entre 0,323 y 1,52 correlacionándose positivamente con la DQO_d ($r=0,83$; $P<0,01$).

Las formas inorgánicas del nitrógeno disuelto siguieron una tendencia aproximadamente estacional. El amonio presentó las mayores concentraciones en enero y marzo de 1984 (0,5 mgN-NH₃/l en ambos muestreos respectivamente). En dichos muestreos el río presentaba, en la sección de muestreo, una obstrucción del flujo por macrófitas; la temperatura del agua

resultó elevada y la concentración de oxígeno era escasa. La concentración de amonio también fue elevada el siguiente período de estiaje de junio y agosto de 1984 (0,4 y 0,14 mgN-NH₃/l, respectivamente). El 17-7-84 la concentración resultó "no detectable" por el método empleado, pudiendo mencionarse que en tal muestreo el análisis se vió demorado el cual pudo incidir, por deterioros en la conservación de la muestra, en el resultado obtenido. La concentración de amonio fue mínima en los períodos de intensas lluvias de mayo (0,013 mgN-NH₃/l) y noviembre (0,055 mgN-NH₃/l). La concentración de nitratos resultó menor en enero y marzo (0,02 y 0,045 mgN-NO₃/l, respectivamente), aumentando paulatinamente hacia la época de mayores lluvias y caudales (0,044 y 0,070 mgN-NO₃/l en mayo y junio respectivamente), y/o de menores temperaturas y mayor oxigenación del agua del invierno (0,105 y 0,060 mgN-NO₃/l en julio y agosto respectivamente). Las concentraciones de nitritos fueron máximas en verano: 0,010 mgN-NO₂/l en enero y 0,004 mgN-NO₂/l en diciembre. El resto del año varió entre valores "no detectables" y 0,005 mgN-NO₂/l. La relación N/P fue muy baja (en promedio: 1,23) oscilando entre 0,2 y 2,5.

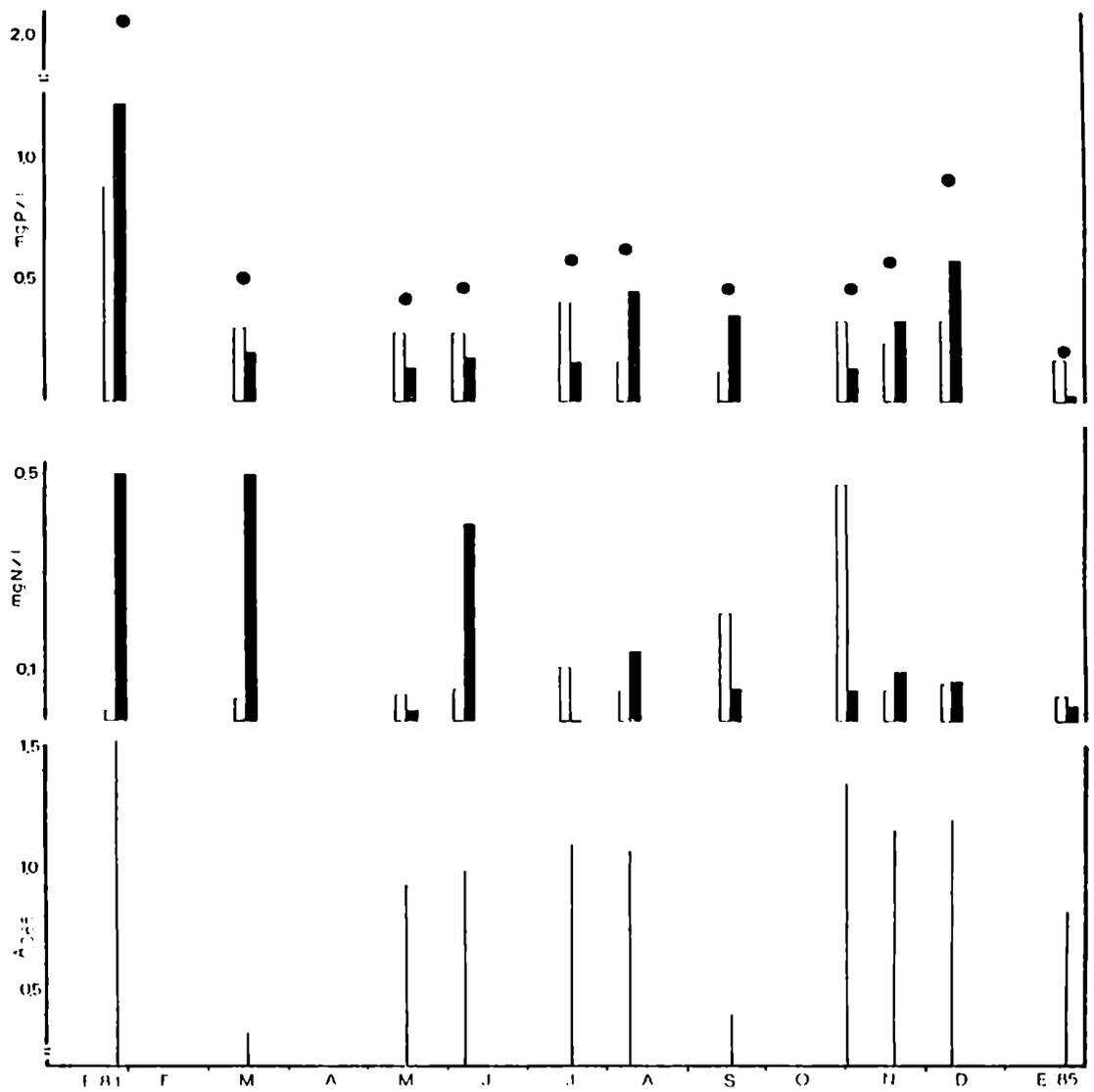


Fig. 1. Monthly concentrations of phosphorus (mgP/l) and nitrogen (mgN/l) in the water column of the Bay of Sagadahoc, Virginia, from February 1981 to February 1985. Bars represent the mean concentration and dots represent the maximum concentration.

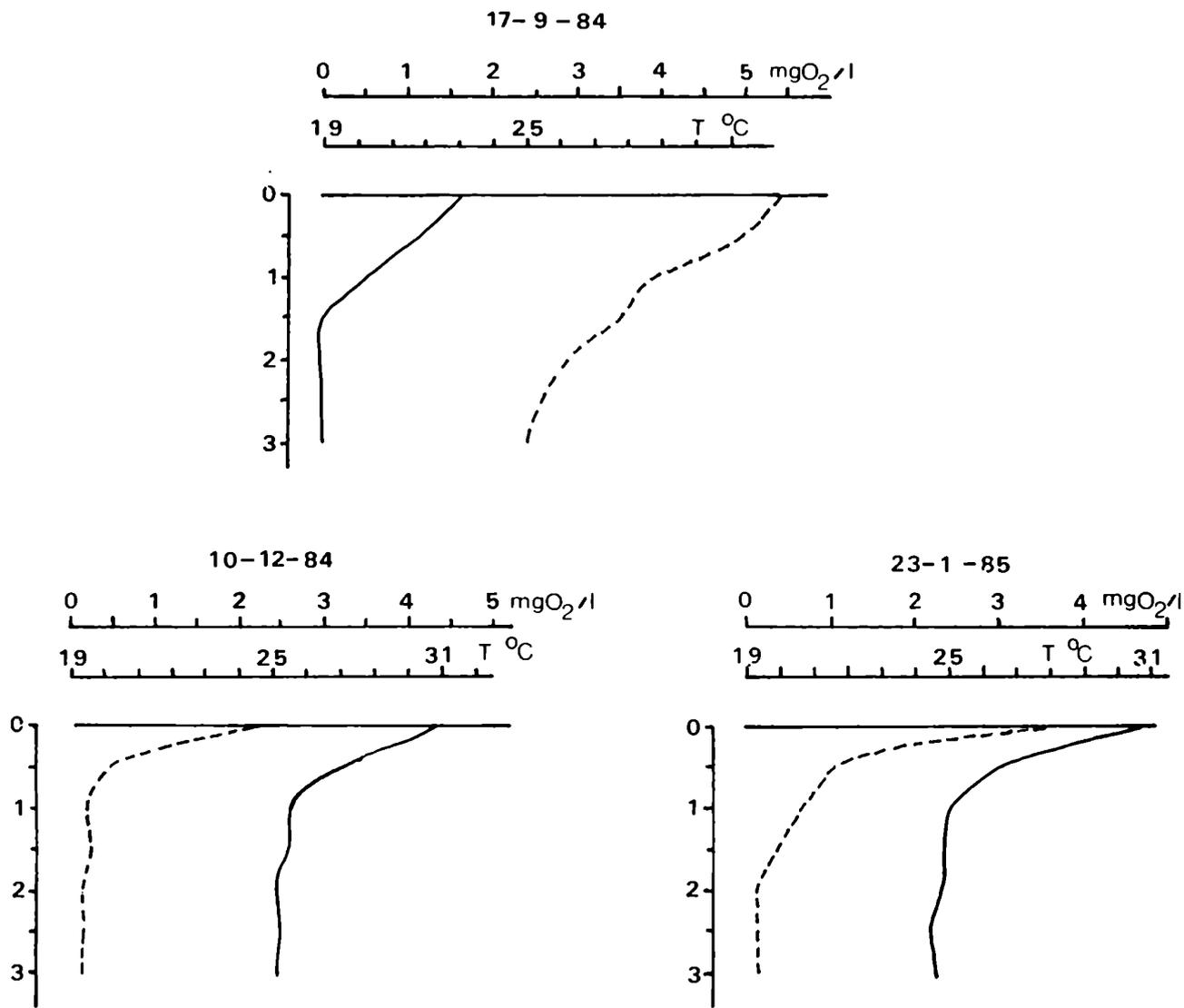


Fig. 13: Distribución vertical de oxígeno y de temperatura (-----) en diferentes fechas de muestreo.

Esteros y otros ambientes lóuticos del Chaco Oriental

Estos cuerpos de agua fueron relevados, tal como se mencionó en Materiales y Métodos, con el fin de evaluar las concentraciones de nitrógeno y fósforo y estimar para la vasta extensión que comprende la Planicie Oriental Chaqueña, la relación N/P.

El pH de las aguas de los esteros resultó neutro ó ligeramente ácido (entre 6,2 y 7,0 unidades) en los tres muestreos realizados en mayo, agosto y octubre de 1984. La conductividad promedio fue de 112 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en iguales fechas.

Las aguas resultaron sumamente coloreadas, presentando valores de DQO disuelta que oscilaron entre 17 y 40 mgO_2/l . La DQO disuelta y la absorvancia a 365 nm se relacionaron estrechamente, variando esta última entre 0,68 y 1,82. El contenido de oxígeno disuelto fue bajo: muy frecuentemente se registraron valores "no detectables", y el máximo valor (62 % de saturación) se registró en el invierno.

La concentración de fósforo reactivo soluble osciló entre 10 y 458 $\mu\text{gP}/\text{l}$, con un promedio de $\sim 130 \mu\text{gP}/\text{l}$ para todos los esteros considerados. El nitrógeno inorgánico disuelto estuvo representado, fundamentalmente, por el amonio, debido a la gran cantidad de materia orgánica en descomposición. La concentración de amonio fue elevada y varió entre 15 y 935 $\mu\text{gN}/\text{l}$, con un promedio de 236 $\mu\text{gN}/\text{l}$. La concentración de nitratos fue baja, frecuentemente con valores "no detectables", y en promedio resultó de 30 $\mu\text{N}/\text{l}$. Con tales valores de NID y PRS, la relación N/P fue muy baja ($\text{N/P} = 2$).

Todos los ríos estudiados presentaron valores de pH desde ligeramente alcalinos hasta muy alcalinos (8,9 unidades). En promedio el pH fue de 7,9 unidades. La conductividad fue notablemente superior a la de los esteros, con valores extremos de hasta 9500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el río HeHe Grande. Debe considerarse que estos ambientes solo fueron muestreados en un sitio ubicado en la parte final de sus respectivos tramos, y que su salinidad podría verse influenciada por atravesar formaciones salobres de dicha área (Varela et al., 1980). La conductividad fue, en general, mayor en el muestreo de agosto, debido a los menores caudales durante la época de escasas lluvias. La concentración de calcio fue muy elevada (entre 20 y 220 mg/l) en el río HeHe Grande en coincidencia con los máximos valores de conductividad antes comentados. En el resto de los ríos osciló, en promedio, entre 20 y 40 mg/l, lo cual considerando, además, los valores de pH y de temperatura del agua, podría darse una sobresaturación de las aguas con carboato de calcio, al igual que lo referido para el río Bermejo.

El contenido de materia orgánica disuelta resultó elevado (valores de DQO d, en promedio de 15 mgO₂/l), lo cual se reflejó en los altos valores de A365 (entre 0,2 y 2,0; promedio= 0,65). La concentración de oxígeno disuelto fue en general baja, especialmente en aquellos ríos como el "Del Tres" en el cual en todos los muestreos resultó "no detectable". El máximo valor de saturación de oxígeno se registró en el río Pilagá (94%) durante el período de mayor caudal de mayo

La concentración de PRS fue alta, resultando en promedio de 320 $\mu\text{gP}/\text{l}$. La concentración media de amonio fue de 155 $\mu\text{gN}/\text{l}$ y la de nitratos de 123 $\mu\text{gN}/\text{l}$. La relación N/P fue muy baja (en promedio de 1,9).

D_I_S_C_U_S_I_O_N

En general el mayor transporte de sustancias en ambientes lóticos ocurre durante las tormentas (Verhoff *et al.*, 1982), contribuyendo el régimen de lluvias a la distribución estacional de la materia orgánica disuelta (Moeller *et al.*, 1979), y a las variaciones de las concentraciones de fósforo con las respectivas variaciones de caudal.

La relación inversa entre el caudal y la concentración de sólidos disueltos fue repetidamente observada por numerosos autores (Hynes, 1972; Carboneil y Meybeck, 1975; Meybeck, 1976, 1977 y 1984; Lesack *et al.*, 1984 etc.). La dilución por aporte pluvial y el aporte de napas freáticas se interpretaron (Carboneil y Meybeck, 1975) como responsables del mencionado proceso.

Se ha observado que las variaciones de caudal son acompañadas por las variaciones de fósforo total (Lesack *et al.*, 1984; Probst, 1985; Verhoff *et al.*, 1982), del fósforo total disuelto (Probst, 1985), del fósforo particulado (Probst, 1985), principalmente debido a su vinculación con los sólidos suspendidos en cuencas con fuerte pendiente del terreno; de la materia orgánica disuelta (Brinson, 1976; Löye-Pilot, 1985; Moeller *et al.*, 1979; Naiman y Sibert, 1978), y por la materia orgánica particulada (Bilby y Likens, 1979; Hobbie y Likens, 1973; Löye-Pilot, 1985).

Las concentraciones de fósforo total en los ríos Oro, Guaycurú y Tragadero siguieron, en general, el ciclo de las lluvias y de los respectivos ascensos y descensos de la altura

hidrométrica. El río Tragadero no mostró una tendencia tan marcada. En estos ambientes la fracción disuelta del fósforo fue, en la mayoría de los casos, superior al fósforo particulado y, en especial, en el río Guaycurú la relación porcentual PTD/PTP fue muy elevada (92%).

El aporte de materiales particulados y disueltos de una cuenca de captación a un río por efecto de las lluvias puede ser superficial y subsuperficial. En cuencas con vegetación, ésta actúa fijando el suelo y evitando la pérdida de materiales del mismo. De este modo se verifica un transporte selectivo de sedimentos de granulometría fina (arcillas) y de materia orgánica de baja densidad, por lo cual el sedimento que es lavado se enriquece en fósforo y en amonio, de modo que el sedimento transportado por la escorrentía es más rico en nutrientes que el suelo que le dió origen (Logan, 1982). Según este autor, en el caso particular del fósforo, el PRS en aguas de escorrentía incluye al fósforo ocluido en los poros del suelo, al P orgánico proveniente de la descomposición de plantas, y al fósforo desorbido de las arcillas.

El agua de lluvia tiene, habitualmente, un pH ácido: en promedio 5,6 unidades (Garrells y Mackenzie, 1971). En contacto con el suelo, ataca minerales solubilizándolos de modo que los cuerpos de agua que reciben estos aportes aumentan su reserva alcalina (Margalef, 1983). El fósforo, por ejemplo, es más accesible y mejor lavado a pH 6 ó 7 (Vollenweider, 1970).

En las cercanías de la ciudad de Corrientes y en un sitio próximo a los lugares de muestreo de los ambientes que nos ocupan, el pH del agua de lluvia resultó, en promedio, de

5,97 unidades, habiéndose registrado valores de hasta 4,6 unidades.

Los ríos Oro, Guaycurú y Tragadero drenan una región con aportes sedimentarios del río Bermejo. Este último durante las crecientes transporta una elevada cantidad de sólidos en suspensión. En promedio es de 60 millones de toneladas por año (Soldano, 1947) y hay registros de hasta 170 millones de toneladas/año (Agua y Energía, 1966-). Las paleoformas locales ponen de manifiesto que los mencionados cursos de agua, habrían estado vinculados antiguamente al río Bermejo, escurriendo actualmente sobre suelos formados con aporte sedimentario de dicho río (Bruniard, 1978). Sus aguas poseen una alta concentración de calcio, el cual podría ser un factor de importancia en el control de las concentraciones de fósforo.

De este modo podría sugerirse que en esta zona la lluvia solubilizaría el fósforo del suelo el cual está vinculado principalmente al calcio. Gran parte de los ríos de la Planicie Oriental Chaqueña se caracterizaron por las elevadas concentraciones de calcio, pH netamente alcalino y salinidad moderada a baja. La vegetación terrestre, la presencia de bosques en galería, y, principalmente, la escasa pendiente del terreno constituyeron los factores determinantes de la retención del material particulado. De tal modo, la mayor proporción del fósforo total transportada la representó su fracción disuelta (PTD), la cual acompañaría a los ciclos hidrológicos de los ríos, al igual que ocurre con la materia orgánica disuelta.

La turbulencia debida a los aumentos de caudal puede poner en resuspensión el fósforo y lamateria orgánica del agua intersticial de los sedimentos de fondo (Casey y Farr, 1982; Saunders et al., 1980; Verhoff et al., 1982). Asimismo, tiende a crearse un nuevo estado de equilibrio en la cinética de adsorción-desorción del fósforo vinculado a las arcillas, que podría aportar fósforo por liberación desde los sedimentos aún en condiciones de oxigenación (Lee et al., 1977).

Durante el estiaje se hallaron, en los río Oro y Guaycurú, altas concentraciones de fósforo disuelto junto con los mayores valores de amonio y nitritos, mientras que la concentración de nitratos fue menor. Las altas temperaturas en esas fechas y los bajos tenores de oxígeno disuelto condicionan ambientes con altas tasas de mineralización de la materia orgánica y de desnitrificación. La presencia de una cobertura vegetal estacional (como en el caso del río Guaycurú) colaboraría en sostener dichos procesos. La existencia de un fondo anóxico puede originar la liberación de fósforo y amonio desde los sedimentos (Wetzel, 1975), elevando de ese modo sus concentraciones tal como en los ríos Tragadero, Oro y Guaycurú en los muestreos de enero y marzo de 1984.

Los valores de PRS obtenidos en este trabajo resultaron semejantes a aquellos registrados por Maglianesi y Depetris (1970) (0,627 mgP/l) para el río Salado (Provincia de Santa Fe). La concentración de nitratos fue superior a la de amonio y no se detectaron concentraciones altas de nitritos., a excepción de los muestreos de enero y marzo ya mencionados. En el río Salado, Maglianesi y Depetris (op. cit.) durante el verano, dataron concentraciones comparativamente altas de nitritos (19

ugN-NO₂/l) y bajas concentraciones de nitratos, vinculados a una alta concentración de materia orgánica, sugiriendo los autores la presencia de procesos de desnitrificación.

Los nitratos tienen una escasa o nula capacidad de adsorberse a las arcillas y, por lo tanto, son más fácilmente lavados, que el amonio, el cual sí se asocia al sedimento de granulometría más fina.

En el río de Oro en el muestreo de Agosto, durante el estiaje invernal, los nitratos tenían su máxima concentración y el fósforo total disuelto era bajo; mientras que en el río Guaycurú la máxima concentración de nitratos se verificó en setiembre, también con baja altura hidrométrica, junto con la mayor concentración de fósforo disuelto y materia orgánica disuelta. Tales resultados sugieren que, en el caso de estos ríos, la concentración de nitratos está influenciada por la diferencia estacional en temperatura y oxígeno disuelto, más que por el aporte de la cuenca por lavado en épocas de lluvias. En el caso del río Guaycurú, durante el estiaje de setiembre, el fósforo total disuelto estaría vinculado a la materia orgánica disuelta mientras que el ortofosfato soluble constituiría una fracción relativamente menor. La liberación de fosfato desde los sedimentos estaba impedida por las mayores concentraciones de oxígeno disuelto.

A la dinámica de los nutrientes en ríos, arroyos y esteros de la faja oriental de las provincias del Chaco y Formosa, colaborarían principalmente la estacionalidad de las lluvias y el consecuente lavado de la cuenca; la baja pendiente del terreno y su cobertura vegetal; el estancamiento del flujo en determinados

tramos debido a la macrofitia, y un "ciclo interno" de los nutrientes en los cuales se interconectan numerosos procesos biológicos (liberación y asimilación de nutrientes por la vegetación, desnitrificación, etc.) y físicos (adsorción-desorción en sedimentos, etc.).

En todos los ambientes estudiados la relación N/P fue muy baja (en promedio 1,16). La misma se debe a la elevada concentración de fósforo originada por la ubicación de los cuerpos de agua en un área con aportes sedimentarios del río Bermejo ricos en calcio y fósforo. Tanto el aporte alóctono a través de los ríos y de la lixiviación de la cuenca por las lluvias, como la "carga interna" de los cuerpos de agua favorecen las altas concentraciones de fósforo. Por otra parte, la relación N/P también disminuye por la salida de nitrógeno debido a procesos de desnitrificación.

DISCUSSION

FINAL

Los cuerpos de agua estudiados reflejan en buen grado las características de los fenómenos investigados en los ambientes locales particularmente en sus grandes cuencas hídricas (ríos Paraná y Paraguay, incluyendo al río Bermejo), y limnótopos dependientes ó relacionados, así como sus afluentes menores y el valle de inundación del primero, una formación particular de sus tramos Medio e Inferior, que se contacta periódicamente (en las crecientes) con el río, efectuando importantes intercambios entre las aguas de este y las predominantemente leníticas de la planicie anegable.

Las principales características limnológicas de los ríos Alto Paraná, Paraguay y su afluente el río Bermejo, se resumen en la Tabla 32. La temperatura del agua fue alta todo el año en los tres ríos. La mayor transparencia del agua se registró en el río Alto Paraná y la más baja en el Bermejo. En ambos ríos, la transparencia se correlacionó inversamente con la concentración de sólidos en suspensión y con el caudal correspondiente. El río Paraguay, antes de la desembocadura del Bermejo, exhibió una tendencia distinta: la transparencia del agua no fue influida fundamentalmente por la concentración de los sólidos en suspensión si bien, contrariamente, se verificó una correlación positiva con el caudal. En el río Paraguay el agua resultó coloreada constituyendo, al parecer, la materia orgánica disuelta la variable reguladora más importante de la transparencia. Su concentración disminuyó durante las etapas de creciente del río.

El contenido de oxígeno disuelto fue elevado en el Alto Paraná (valores cercano y a veces superiores al 100 % de

saturación) y relativamente bajo en el río Paraguay, donde la demanda química de oxígeno fue mucho mayor. En el río Bermejo la concentración de oxígeno fue intermedia, y nunca presentó valores de 100 % de saturación.

La conductividad puede reflejar, como expresión sintética aproximada de la salinidad, muchos de las características biogeoquímicas de la cuenca que drena un río. Resulta así que se registraron los menores valores en el Alto Paraná y los mayores en el río Bermejo. Tanto en el río Bermejo como en el Paraguay se observó una relación inversa entre la conductividad y el caudal. Este comportamiento es muy habitual en los ríos, y usualmente se lo interpreta como una dilución de las aguas debido al aporte de precipitaciones con aguas mucho menos mineralizadas, en las épocas de lluvias (Meybeck, 1976). En el Alto Paraná no se halló ninguna relación entre la conductividad y el caudal. Tal característica podría vincularse con la presencia y el manejo de las numerosas represas del tramo superior.

Los ríos Alto Paraná y Paraguay resultaron de aguas próximas al punto neutro, mientras que en este aspecto, el río Bermejo registró una moderada alcalinidad comparativamente mayor (Tabla 32). El pH del agua y la concentración de bicarbonatos y de calcio, al parecer estuvieron en relación con la cantidad relativa de rocas "cálcicas" y con la proporción de zonas áridas en cada cuenca. El río Bermejo estuvo sobresaturado con carbonato de calcio e hidroxiapatita en todo el ciclo estudiado.

La concentración de sólidos en suspensión fue baja en el Alto Paraná ($\bar{x} = 24,3$ mg/l), a igual que en el río Paraguay antes del Bermejo ($\bar{x} = 38$ mg/l), y extremadamente alta en el río Bermejo ($\bar{x} = 4400$ mg/l), en el período estudiado (Tabla 32). El contenido de material en suspensión del río Bermejo mostró una correlación exponencial muy altamente significativa con el caudal, habiéndose registrado concentraciones de hasta 12 g/l durante los picos de creciente. En el río Bermejo la granulometría está dominada por la fracción arenosa, la cual representa un 66 % del total (Bonetto y Orfeo, 1984). El río Paraguay, antes de su confluencia con el río Bermejo, siguió una tendencia opuesta a los otros dos ríos, registrándose las concentraciones más bajas en coincidencia con los picos de creciente. Esto se explicaría asumiendo que el sistema del Gran Pantanal al retener las aguas y regular los caudales del río Paraguay, se comporte como una trampa de sedimentos durante las etapas de creciente del río. El río Alto Paraná presentó una moderada correlación positiva entre el caudal y la concentración de sólidos en suspensión, pese a determinar el mayor caudal un rápido incremento de la turbiedad. Esto se explica porque la granulometría de los sólidos suspendidos está dominada, de acuerdo Bonetto y Orfeo (1984,) por la fracción arcillosa la cual representa un 80 % del total.

La tasa de exportación de material suspendido resultó baja en el río Paraguay (7 tn/Km² año) y en el Alto Paraná (14 tn/Km² año), y extremadamente alta en el río Bermejo (1200 tn/Km² año). De acuerdo a los valores dados por Holeman (1968) serían pocos los ríos del mundo que muestran tasas de exportación más altas que las indicadas para el río Bermejo.

Alguno de ellos se sitúan en el Sudeste de Asia: el Amarillo, Ganges y el Bramaputra con alguno de sus afluentes. Otro caso semejante lo representaría dentro de la cuenca del Plata, el río Pilcomayo. Estos ríos poseen en común un relieve alto en la cuenca superior y precipitaciones de distribución marcadamente estacional, en forma de eventos discretos. Las tasas de exportación de los ríos Paraguay y Alto Paraná se sitúan, dentro de los valores dados por Holeman (1968) entre los más bajos registrados. En el caso del río Paraguay, la baja capacidad de transporte estaría asociada a la retención de sedimentos en el Pantanal y al bajo relieve de su cuenca. Es necesario destacar la baja tasa de exportación del Alto Paraná a pesar del gran relieve y el desarrollo agrícola y la elevada erosión provocada en su cuenca (parte brasileña) (Denardin y Wunsche, 1979; Bertoni et al., 1972). De acuerdo a datos proporcionados en IBGE (1986), alrededor de 26 millones de hectáreas corresponden a cultivos en la cuenca del Paraná Superior, con lo cual es de esperar que grandes cantidades de suelo erodado se incorporen al río (aproximadamente, 650 Tn/Km².año). Acorde a las bajas tasas de exportación (14 Tn/Km².año) y concentración de sólidos en suspensión calculadas para el río Paraná a la altura de la ciudad de Corrientes, es de reiterar la suposición de que se manifieste una activa retención de sedimentos en las represas que se construyeron sobre el Paraná Superior.

La concentración de fósforo y las tasas de exportación de los tres ríos se resumen en la Tabla 33. La

concentración media más baja de fósforo total fue la del Alto Paraná y la más elevada la del río Bermejo. En este último el fósforo particulado representó el 94 % del contenido total de fósforo, mientras que la fracción disuelta del fósforo constituyó un 6 %. El fósforo reactivo soluble representó el 92 % del fósforo total disuelto. También en el río Bermejo, el fósforo total y el particulado se correlacionaron directamente con la concentración de sólidos en suspensión y con el caudal. Por el contrario, tanto el fósforo total disuelto como el fósforo reactivo soluble se relacionaron inversamente con el caudal, siguiendo un patrón semejante al de la conductividad. Los presentes resultados sugieren un origen geoquímico del fósforo en el río Bermejo y una escasa contribución de origen orgánico. En los sólidos en suspensión, el río Bermejo posee 0,25 mgP/g (peso seco). Según Meybeck (1982) el contenido de fósforo en ríos no contaminados es bastante constante y alrededor de un valor de 1,15 mgP/g (peso seco). El bajo contenido de fósforo en el material en suspensión del río Bermejo sería el resultado del bajo contenido de materia orgánica y de una granulometría en la que predomina la fracción arenosa. Cabe destacar que es muy conocida la relación inversa existente entre el tamaño de partícula y la capacidad de fijación de fósforo. El porcentaje de fósforo particulado disminuyó de 94% en el río Bermejo a 63 % en el Alto Paraná y a un 40 % en el río Paraguay. Por el contrario, el contenido de fósforo en el material en suspensión se incrementó de 0,25 mgP/g en el río Bermejo a 1,37 mgP/g en el Alto Paraná y a 1,13 en el río Paraguay, sugiriendo estos resultados que la contribución de fósforo orgánico se incrementa con la disminución del relieve dentro de cada cuenca. De acuerdo

a la revisión de Meybeck (1982) los principales ríos del mundo no contaminados, muestran concentraciones de fosfatos en el rango de 1 a 24 ugP/l, con un promedio de 8 ugP/l. Es interesante destacar que a pesar de la intensa actividad humana dentro de su alta cuenca, el río Paraná presenta una concentración comparativamente baja de fósforo. En contraste con estos resultados, las concentraciones de fosfatos en los ríos Paraguay y Bermejo son elevadas, a pesar de la escasa influencia antrópica en sus respectivas cuencas.

El fraccionamiento de fósforo inorgánico en los sedimentos de los tres ríos, pone en evidencia que en los del río Paraná y del río Paraguay, el fósforo unido al hierro constituyó cerca de la mitad del fósforo total extraído, mientras que el fósforo vinculado al calcio representó cerca del 40 % del total en ambos. En los sólidos suspendidos del río Alto Paraná, el fósforo unido al hierro se incrementó hasta un 60 % del fósforo total extractable. Era de esperar una preeminencia del sistema Fe-P debido a la mayor proporción de suelos lateríticos desarrollados sobre basaltos dentro de la cuenca. Por el contrario, el fósforo unido al calcio representó el 75 % del fósforo total extractable en los sedimentos del río Bermejo en coincidencia con la sobresaturación de carbonato de calcio e hidroxiapatita en sus aguas. Tanto los sedimentos del Alto Paraná como los del Paraguay antes de recibir al Bermejo, en los cuales predominó el sistema Fe-P, mostraron una capacidad de fijación mayor que los sedimentos del río Bermejo, en el cual el sistema Ca-P fue la principal fracción. Las concentraciones de fósforo más bajas se obtuvieron en el Alto Paraná en relación con la

mayor capacidad de fijación de sus sedimentos. Por el contrario, las concentraciones más elevadas de fosfatos se registraron en el río Bermejo al cual correspondió la menor capacidad de fijación.

Las tasas de exportación de fósforo total, salvada la influencia de represas, se vincularían con la intensidad de erosión en cada cuenca, la cual, por otra parte, se relaciona con el relieve, siendo máxima en el río Bermejo y mínima en el río Paraguay. Las tasas de exportación de fosfatos y el porcentaje representado por la fracción disuelta mostraron una tendencia opuesta, sugiriendo que la contribución orgánica se vincularía inversamente con el relieve. Dillon y Kirchner (1975) pusieron en evidencia la influencia de la geología y el uso de la tierra como determinantes de las mayores tasas de exportación en cuencas sedimentarias cultivadas respecto a los bajos valores de las ígneas. Conforme a Meybeck (1982) las tasas de exportación de fósforo oscilan entre 0,5 y 10 KgP/Km², siendo más altas en ríos tropicales húmedos que en los ambientes subárticos.

Las concentraciones de nitrógeno inorgánico y las respectivas tasas de exportación para los tres ríos se detallan en la Tabla 35. Tanto el Alto Paraná como el río Bermejo exhibieron concentraciones medias semejantes. La concentración de nitratos fue de alrededor de 260 ugN/l y la de amonio de 100 ugN/l, resultando una concentración media de nitrógeno inorgánico de 360 ugN/l. Las concentraciones de nitritos fueron menores de 5 ugN/l en los tres ríos y para todo el período estudiado, constituyendo la menor fracción del nitrógeno inorgánico disuelto. En los ríos Alto Paraná y Bermejo, las concentraciones máximas de nitratos se registraron en coincidencia con rápidas

variaciones del caudal, sugiriendo esta tendencia una influencia de las condiciones del suelo. Los nitratos no se adsorben fuertemente a las partículas de suelo, mientras que el amonio sí lo hace. Durante los períodos secos la nitrificación incrementa el contenido de nitratos en el perfil del suelo el cual es lavado, principalmente, al comienzo de la estación lluviosa. Probst (1982) observó patrones semejantes al descrito, en la cuenca del río Garonne y también Carbonnell y Meybeck (1975) en el río Mekong. En el río Bermejo, la concentración de amonio fue más elevada en coincidencia con los picos de creciente, probablemente relacionado con la descomposición de la litera de la vegetación ribereña, la cual se introduce en el río durante los caudales máximos. Las concentraciones más bajas de nitrógeno inorgánico se registraron en el río Paraguay, y en la mayoría de los casos el amonio fue superior a los nitratos.

La tasa de exportación de nitrógeno más elevada se registró en el río Alto Paraná, mientras que en el río Paraguay fue la más baja. Según Meybeck (1982) las tasas de exportación de nitratos oscilan entre 10 y 200 KgN/Km² año, hallándose los valores más bajos en ambientes subárticos y los más altos en los tropicales húmedos. Tanto el Alto Paraná como el Bermejo se encuadran dentro de este esquema mientras que el río Paraguay se ubica entre los valores más bajos registrados. Un elevado contenido de materia orgánica acoplado con las condiciones de anoxia que predominan en los ambientes del valle aluvial, determinan condiciones muy favorables para que los procesos de desnitrificación sean de gran importancia. Quizás, también, la baja tasa de exportación de nitrógeno del río Paraguay pueda

resultar de una significativa pérdida de nitrógeno por desnitrificación.

La relación nitrógeno fósforo fue alta en el río Paraná y baja en los ríos Paraguay y Bermejo (Tabla 34). Para las aguas del río Alto Paraná, los bioensayos de enriquecimiento algal señalan un crecimiento máximo del fitoplancton en condiciones de incubación con fósforo, lo cual indicaría una limitación por fósforo en coincidencia con la elevada relación N/P. Para el río Paraguay y el río Bermejo, los bioensayos indicaron, contrariamente, una probable limitación por nitrógeno que se vincula con las bajas relaciones N/P halladas.

Los madrejones ("El Puente" y "Cubierto"), ríos (por ejemplo, Tragadero, Oro, Guaycurú, etc.), y esteros (Lobo, Pati, Morocho, etc.) presentaron un bajo contenido de nitratos y altas concentraciones de amonio. Muchos de estos cuerpos de agua, principalmente los leníticos y los ríos en sus etapas de estancamiento por tramos en la que presentan características de ambientes leníticos, suelen presentar extensas coberturas de camalotales (por ej. *Eichhornia crassipes*). La presencia de esta cobertura vegetal y las elevadas temperaturas en la estación cálida, agotan el oxígeno durante la fase de estiaje por períodos prolongados (3 a 5 meses) en las aguas profundas y, en ciclos diarios, en las de superficie. Con estas condiciones se liberan desde los sedimentos importantes cantidades de fosfatos y amonio, mientras que los nitratos se hallan en concentraciones "detectables" por los métodos estandarizados.

Durante la etapa de creciente del sistema Paraná-Paraguay, la planicie aluvial es, por lo corriente, inundada, e

ingresa agua a los madrejones. Por otra parte, las lluvias y las transfluencias entre cuencas por desborde del Bermejo, aportan significativos volúmenes de agua que incrementan los caudales de los ríos y/o arroyos chaqueños y formoseños. Aunque todos estos ambientes reciben aguas con mayores tenores de oxígeno disuelto, las concentraciones de nitratos permanecen, en general, bajas. Con el aporte de fósforo debido a la "carga interna", y las bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico, resultan las bajas relaciones N/P.

La concentración de nitrógeno y fósforo en el agua de lluvia resultaron del mismo orden de magnitud que las de los ambientes estudiados, lo cual refleja la importancia del aporte pluvial en la determinación del régimen de tales nutrientes en dichos ambientes. Su importancia junto con la profundidad de los ambientes locales fue discutida en el capítulo respectivo.

La relación N/P en el agua de lluvia es baja cuando se la compara con la información aportada por Meybeck (1982) y Lemasson y Pagés (1982), sugiriendo una característica distintiva de los ambientes regionales. No obstante la relación N/P resulta superior en el agua de lluvia que en los ambientes regionales, pudiendo inferirse un empobrecimiento selectivo en nitrógeno. Ambas áreas, el oeste chaqueño y la provincia de Corrientes comparten como rasgo común la falta de relieve con pendientes muy escasas (menor al 2 por mil en el Chaco Oriental, Neiff, 1981). Los cuerpos de agua resultantes son, en consecuencia, de escasa profundidad. Tal característica determina que la producción primaria se encuentre limitada, en lo fundamental, a la macrofitia y no al fitoplancton. Las macrófitas debido a su mayor contenido en celulosa y lignina poseen elevadas

relaciones C/N. Su descomposición redonda en cuerpos de agua con elevada concentración de ácidos húmicos, elevada coloración y, por término general, baja concentración de oxígeno disuelto, condiciones todas estas que favorecen el proceso de desnitrificación. La importancia de este proceso a nivel regional se pone de manifiesto en la baja relación N/P observada en todos los cuerpos de agua estudiados y se confirma con la realización de bioensayos que tienden a señalar deficiencias relativas de nitrógeno en todos los ambientes estudiados, excepto en el río Alto Paraná. En este río de las 710.000 Tn/año de nitrógeno y de las 442.000 Tn/año de fósforo que se calcula ingresan debido a aportes culturales, un 20% de nitrógeno y un 6% de fósforo son transportados por dicho río anualmente. De tal modo, y para este caso particular, la baja tasa de fósforo, quizás a niveles limitativos, se supone ligada a la precipitación de este elemento en los embalses del Paraná Superior, y a un mayor porcentaje de transporte de nitrógeno, especialmente como nitratos debido a que es fácilmente lavado del perfil del suelo. Los presentes resultados vendrían así a indicar que el contenido de nitrógeno inorgánico habría aumentado en años recientes.

Tipo de roca	ALTO PARANA	PARAGUAY	BERMEJO
Cálcicas (calcita, dolomita, etc.)	8	13	17
Sedimentarias continentales	43	70	73
Sedimentarias marinas	-	4	5
Metamórficas e ígneas	49	13	5

TABLA 31: Porcentaje de área total cubierta por diferentes tipos de rocas en las cuencas de los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo (OEA, 1969 y 1971).

	ALTO PARANA	PARAGUAY	BERMEJO
Caudal (m ³ /s)	14.000	3.700	720
Temperatura (°C)	22	23,2	24
Transparencia (cm)	69	51	< 5
Oxígeno (% satur.)	85	74	75
Conductividad (uS/cm)	41	127	446
Bicarbonatos (mg/l)	26	37	165
pH	7,6	7,6	8,5
Calcio (mg/l)	3,3	6,6	43
Sólidos susp. (mg/l)	24,3	38,0	4.400

TABLA 32: Valores medios de las principales características limnológicas en el Alto Paraná, Paraguay y Bermejo en el período de estudio.

Concentración (ugP/l)	ALTO PARANA	PARAGUAY	BERMEJO
Fósforo total	48	95	1382
Fósforo particulado (%PT)	32 (63)	40 (38)	1087 (94)
Fósforo disuelto (%PT)	16 (37)	58 (62)	70 (6)
PRS (%PTD)	10 (72)	40 (74)	65 (92)
P en sedimentos (mgP/g)	1,37	1,13	0,25

Tasas de exportación (Kg/Km2.año)

Fósforo total	30	17	313
Fósforo particulado (%PT)	21 (70)	8,6 (50)	310 (99)
Fósforo disuelto (%PT)	9 (30)	8,4 (50)	3,5(1)
PRS (%PTD)	6,5 (72)	7,0 (80)	3,3(94)

TABLA 33: Concentración media de fósforo y tasas de exportación en los ríos Alto Paraná, Paraguay y Bermejo.

Concentración (ugN/l)	ALTO PARANA	PARAGUAY	BERMEJO
Nitratos	244	74	250
Amonio	66	99	126
Nitrógeno inorgánico	310	173	376
Relación N/P (promedio)	41	.6	> 7* < 7**

Tasas de exportación (KgN/Km².año)

Nitratos	140	8	55
Amonio	48	11	21
Nitrógeno inorgánico	188	19	76

TABLA 34: Concentración media de nitrógeno inorgánico, valores medios de la relación N/P, y tasas de exportación de nitrógeno inorgánico en los ríos Alto Paraná, Paraguay y Bermejo (*creciente; **estiaje)

	Maglianesi (1973)	Este trabajo
Sólidos suspendidos (mg/l)	34	24,3
PRS (ugP/l)	56	10
Nitratos (ugN/l)	247	244
Amonio (ugN/l)	<u>20</u>	<u>66</u>
Nitrógeno inorgánico	267	310

TABLA 35: Concentración media de sólidos en suspensión, nitrógeno inorgánico y fósforo reactivo soluble (PRS) obtenidos en este trabajo y en el realizado por Maglianesi (1973)

	NITROGENO	FOSFORO
Aporte cultural		
Fertilizantes	480.000	400.000
Deshechos	230.000	42.000
Total	710.000	442.000
Transporte por río	156.000	25.800
% del aporte cultural	20	6

TABLA 36: Principales aportes de fósforo y nitrógeno comparados con el transporte de los mismos en el río Alto Paraná.

CONCLUSIONES

Los factores que condicionan el transporte de sólidos en suspensión en ríos son bien conocidos, pudiendo destacarse el relieve, el régimen pluviométrico, la cobertura vegetal, el suelo y la geología de la cuenca como los de mayor importancia. Para Gibbs (1967) y Holeman (1968) el más destacable entre todos es el relieve.

Los factores que condicionan el transporte de nitrógeno y fósforo en ríos son menos conocidos. La reciente recopilación de Meybeck (1982) sólo concluye que ríos de zonas tropicales húmedas tendrían las mayores tasas de exportación de nitratos y fosfatos, mientras que los ambientes subárticos tendrían las menores. Dillon y Kirchner (1975) ponen a su vez de manifiesto la importancia de la geología regional y del uso del suelo. Resulta ineludible mencionar que los estudios sobre el tema del transporte de nitrógeno y fósforo y fenómenos relacionados en ríos debe incrementarse antes de intentar proponer modelos categóricos. Sin embargo, el presente estudio resalta la aparente importancia del relieve también en el condicionamiento de las tasa de exportación de nitrógeno y fósforo. Con la información obtenida se manifiesta una tendencia a un aumento de la tasa de exportación de fósforo total en la medida que aumenta la energía del relieve, acompañado de un incremento en la importancia relativa de la fracción particulada, cuyo origen sería geoquímico, relacionada con fenómenos de erosión. La mayor tasa de exportación se determinó en el río Bermejo donde el fósforo particulado representó casi el 99% del total. Por el contrario, dicha tasa disminuiría junto con el

relieve incrementándose la importancia relativa del fósforo disuelto de origen orgánico (en el río Paraguay el fósforo disuelto representó el 62% del total y en el río Guaycurú el 92 % del total).

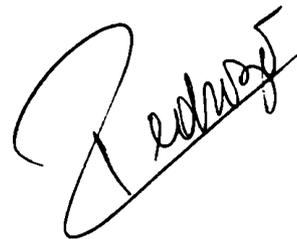
Respecto a la exportación de nitrógeno también los valores estimados en los ríos estudiados sugieren una situación más compleja a la observada por Meybeck (1982) ya que, por ejemplo, el Río Paraguay antes de recibir al Bermejo, que de acuerdo a su clasificación debería poseer altas tasas de exportación, mostró valores inferiores al rango citado por dicho autor. Al respecto, tal fenómeno se sugiere estar relacionado con la presencia del Pantanal en su cabecera y, en parte, con el valle aluvial.

En el agua de lluvia las concentraciones de fósforo y nitrógeno inorgánico se hallan en el mismo orden de magnitud que la de los cuerpos de agua de la región. El agua de lluvia parece representar, entonces, un importante aporte de nutrientes a los cuerpos de agua y contribuye a determinar en buen grado el trofismo de estos ecosistemas acuáticos.

Los madrejones existentes en los inicios del valle de inundación del tramo medio del río Paraná, presentan períodos de agotamiento del oxígeno disuelto debido a la combinación de las altas temperaturas, la cobertura vegetal y las altas tasas de descomposición orgánica. En los ambientes con densa cobertura vegetal la anoxia de las aguas de fondo puede persistir todo el año. Se favorecen de este modo las tasas de desnitrificación y la liberación de iones desde los sedimentos, resultando en una alta "carga interna" de fósforo. Estas condiciones se manifiestan en

las bajas relaciones N/P que caracterizan a estos ambientes y a los esteros y ríos del Chaco Oriental. Tal condición de baja relación N/P constituiría una característica distintiva de los ambientes del Noreste argentino y con una probable significativa limitación por nitrógeno que parece darse en ambientes regionales.

A pesar del creciente interés por el estudio de los ambientes tropicales, es aún controvertida la validez de la hipótesis planteada por Talling y Talling (1965) sobre la posibilidad de que los ambientes tropicales sean, por lo general, limitados en su productividad por el nitrógeno, como se habría determinado en algunos ambientes de Africa (Talling, 1965; Talling y Talling, 1965; Moss, 1969; Viner, 1972; Mitchel, 1973; Robarts y Southall, 1977) y de Sudamérica (Teixeira y Tundisi, 1981; Henry et al., 1985; y Wurtsbaugh et al., 1985). El presente trabajo aporta elementos de juicio que tienden a corroborar la validez de la hipótesis de Talling y Talling (1965). La mayoría de los ambientes leníticos y lóticos estudiados aparecen como limitados en su productividad por nitrógeno con la excepción del río Paraná, en el cual podría ser significativa la limitación por fósforo. Asumiendo que las características biogeoquímicas de un río resúmen de algún modo las de su cuenca de captación, la limitación por nitrógeno podría representar una característica de los ecosistema acuáticos de amplias regiones de Sudamérica.



BIBLIOGRAFIA

- AGUA Y ENERGIA ELECTRICA, 1966. Resúmen de la estadística hidrológica hasta 1962. Buenos Aires, 318 págs.
- , 1983. Aprovechamiento integral Paraná Medio. AyEE. Santa Fe, Argentina, 15 págs.
- AMSLER, M.L. y DRAGO, E.C., 1984. Características y variaciones temporales de la granulometría de los sedimentos suspendidos. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 15(1):7-21.
- ANDA (Associação Nacional para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas), 1986. Fertilizantes Entregues a Consumidor Final. Suelto. Comité de Estadística. San Pablo., Brasil.
- APHA, 1981. Standard Methods for the examination of water. 15th edition. American Public Health Association, Washington, 1134 págs.
- ARCIFA, M.S.; CARVALHO, A.J.; GIANESELLA-GALVAO, S.M.F.; SHIMIZU, G.Y.; FROELICH, C.G. y CASTRO, R.M.C., 1981a. Limnology of ten reservoirs in Southern Brazil. Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1048-1053.
- ARCIFA, M.S.; FROELICH, C.G. y GIANESELLA-GALVAO, S.M.F., 1981b. Circulation patterns and their influence on physical-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1054-1059.
- BERTOLDI DE POMAR, H., 1984a. Componentes sólidos transportados en suspensión. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 15(1):25-46.
- , 1984b. Caracteres texturales de los sedimentos de fondo. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 15(1):57-78.
- BERTOLDI DE POMAR, H.; COPES, C.; EZCURRA DE DRAGO, I. y MARCHESE, M., 1986. Características limnológicas del río Paraná y sus principales tributarios en el tramo Goya-Diamante. Los sedimentos de fondo y su fauna. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., (17):79-97.
- BERTONI, J.; PASTANA, F.; LOMBARDI NETO, F. y BENATTI, Jr., 1972. Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agronômico Campinas. Instituto Agronômico (circular 20). Sao Paulo, 56 págs.
- BILBY, R.E. y G.E. LIKENS., 1979. Effect of hydrologic fluctuations on the transport of fine particle organic carbon in a small stream. Limnol. Oceanogr., 24(1):69-75.
- BOLETIM DEMOGRAFICO, 1981. Sinopse preliminar do Censo Demográfico da 1980. 12(1):1-117.
- BONETTO, A., 1975. Hydrologic regime of the Paraná river and its influence on ecosystems, págs: 175-197. En: Hasler, A. (ed.). Coupling of Land and Water systems. Springer-Verlag. Berlin-New York.

- , 1976. Calidad de las aguas del río Paraná. INCYTH-
 PNUD. ONU. Buenos Aires, 202 págs.
- BONETTO, A.; CORRALES, M.; VARELA, M.; RIVERO, M.; BONETTO, C.;
 VALLEJOS, R. y ZALAKAR, Y., 1978. Estudios limnológicos en
 la cuenca del Riachuelo. II. Lagunas Totoras y Gonzalez.
Ecosur, 5(9):17-55.
- BONETTO, A. y ORFEO, O., 1984. Caracteres sedimentológicos de la
 carga en suspensión del río Paraná entre Confluencia y
 Esquina (Prov. de Corrientes). *Asoc. Arg. Mineral. Petrol. Y*
Sedimentología, 15(3-4):51-61.
- BONETTO, A.A. y WAIS, I.R., 1985/86. Nota sobre la incidencia del
 embalse de Itaipú en la ictiofauna paranense de los tramos
 inferiores. *Ecosur*, 12/13(23/24):69-73.
- BONETTO, A.; ZALOCAR, Y.; PEDROZO, F. y BONETTO, C., 1984.
 Contribución al conocimiento limnológico del río Bermejo en
 su tramo inferior. *Ecosur*, 11(21-22):61-74.
- BONETTO, A.A.; ZALOCAR, Y. y VALLEJOS, E., 1982. Contribución al
 conocimiento del fitoplancton del Paraná Medio. *Ecosur*,
 9(18):189-212.
- BONETTO, C., 1982. Producción primaria del fitoplancton,
 concentración de pigmentos, materia orgánica y nutrientes en
 la caracterización limnológica de los cuerpos de agua
 regionales del noreste argentino. Tesis doctoral, Facultad
 de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de
 Buenos Aires (Argentina), 185 págs.
- BONETTO, C., 1983. Fitoplancton y producción primaria del Paraná
 Medio. *Ecosur*, 10(19-20):79-102.
- BONETTO, C.; BONETTO, A. y ZALOCAR, Y., 1981. Contribución al
 conocimiento limnológico del río Paraguay en su tramo
 inferior. *Ecosur*, 8(16):55-80.
- BONETTO, C.A.; ZALOCAR, Y.; CARO, P.M. y VALLEJOS, E., 1979.
 Producción primaria del fitoplancton del río Paraná en el
 área de su confluencia con el río Paraguay. *Ecosur*,
 6(12):207-227.
- BONETTO, C.; ZALOCAR, Y. y LANCELLE, H., 1984. A limnological
 study of an oxbow-lake covered by *Eichhornia crassipes* in
 the Paraná river. *Ver. Int. Verein. Limnol.*, 22:1315-1318.
- BONETTO, C.; ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. y VALLEJOS, R., 1983.
 Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná
 (Argentina). *Physis*, B 41(101):81-93.
- BOSTROM, B.; JANSSON, M. y FORSBERG, C., 1982. Phosphorus release
 from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.*,
 18:5-59.
- BREMNER, J.M., 1965. Organic forms of nitrogen. Págs.:1239-1255.
 En: Methods of Soil Analysis. Part II, Cap. 85. Am. Soc.
 Agronomy. Madison, Wisconsin.

- BREZONIK, F.L., 1972. Nitrogen: sources and transformations in natural waters. Págs.:1-50. En: Nutrients in natural waters, (E.H. Allen y J.R. Kramer, eds.). Wiley, New York.
- BRINSON, M.M., 1976. Organic matter losses from four watersheds in the humid tropics. Limnol. Oceanogr., 21:572-582.
- BRUNIARD, E., 1978. El Gran Chaco Argentino. Geográfica 4:1-259.
- CARBONNEL, J.P. y MEYBECK, M., 1975. Quality variations of the Mekong river at Phnom Penh, Cambodia, and chemical transport in the Mekong Basin. Journal of Hydrology, 27:249-265.
- CARO, P.; BONETTO, C y ZALOCAR, Y., 1979. Producción primaria del fitoplancton de lagunas del noroeste de la provincia de Corrientes. Ecosur, 6(11):83-100.
- CASCANTE, E.; GIOMBI, N. y DEPETRIS, P., 1985. Abundances and fluxes of inorganic particulate and dissolved phases in the Paraná River (Argentina). Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP, S.305-310.
- CASEY, H. y FARR, I.S., 1982. The influence of within-stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. Hydrobiologia, 92:447-462.
- CONCAP, 1973. Estudio hidrológico y sedimentológico del río Alto Paraná. Tramo Iguazú-Fosadas. Programa I. Min. Obra Serv. Púb. (Rep. Argentina), Tomo I, II y III.
- CECOAL, 1982. Estudios ecológicos en el área de embalse del Paraná Medio (Cierre Norte), Tomo I. CECOAL; Corrientes, 266 págs.
- CURTIS, W.F.; MEADE, R; NORDIN, C.; PRICE, N. y SHOLKOVITZ, E., 1979. Non-uniform vertical distribution of fine sediment in the Amazon River. Nature, 280:381-383.
- DELWICHE, C. y LIKENS, G.E., 1977. Biological response to fossil fuel combustion products. Págs:73-88. En: Stumm, W. (ed.). Global Chemical Cycles and their alterations by man. Berlín.
- DENARDIN, J.E. y WUNSCH, W.A., 1979. Erosión y conservación del suelo en el Brasil con referencia especial a la región perteneciente a la Cuenca del Plata. IDIA, julio-diciembre de 1979:64-73.
- DEPETRIS, C. 1981. Evaluación hidrológica mensual del sistema Tapenagá. Convenio Bajos Submeridionales (Chaco), 45 págs.
- DEPETRIS, F., 1976. Hydrochemistry of the Parana River. Limnol. Oceanogr., 21(5):736-739.
- DEPETRIS, P.J. y CASCANTE, E., 1985. Carbon transport in the Paraná River. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP, S.299-304.
- DEPETRIS, P.J. y LENARDON, A.M.L., 1982. Particulate and dissolved phases in the Paraná River. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg., SCOPE/UNEP, S.385-395.

- DEPETRIS, P.J. y LENARDON, A.M.L., 1983. A second report on: particulate and dissolved phases in the Paraná River. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg., SCOPE/UNEP, 5:167-181.
- DILLON, P. y KIRCHNER, W., 1975. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. Water Res., 9:135-148.
- DRAGO, E., 1984. Influencia de la composición granulométrica de los sedimentos suspendidos sobre la transparencia del agua. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 15(1):47-55.
- DRAGO, E. y AMSLER, M., 1981. Sedimentos suspendidos en el tramo medio del río Paraná: Variaciones temporales e influencia de los principales tributarios. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 12:28-43.
- EDZWALD, J.K.; TOENSING, D.C. y CHI-YEW LEUNG, 1976. Phosphate adsorption reactions with clay minerals. Environm. Sci. Technol., 10(5):485-490.
- EMILIANI, F., 1985. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná, XIII: Bacteriología. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 16(2):217-225.
- EPA, 1971. Methods for chemical analysis of water and wastes. Cincinnati, Environm. Protect. Agency. Analytical Water Quality Control Laboratory, 312 págs.
- GALEHOUSE, J.S., 1971. Sedimentation analysis. Págs: 69-94. En: Carver, E. (ed.). Procedures in Sedimentary Petrology. Wiley, London.
- GACHTER, R. y FURRER, D.J., 1972. Der Beitrag der Landwirtschaft zur entrophierung der Gewasser in der Schweiz I. Ergebnisse von direkten Messungen in Einzugsgebiet verschiedenes Vorfluten. Schweiz. Z. Hydrol., 34:41-70.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O., 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante, I. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 12:112-125.
- , 1985. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante, II. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 16(1):95-112.
- , 1986. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná (tramo Goya-Diamante), IV análisis de componentes principales y factores comunes. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 17(1):51-61.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O. y DEPETRIS, P., 1982. A principal component analysis of the phytoplankton from a pond in the Paraná River valley, Argentina. Hydrobiologia, 89:117-122.
- GARRELS, R.M. y MACKENZIE, F.T., 1971. Evolution of Sedimentary Rocks. W. Norton, New York, 398 págs.

- GIBBS, R., 1967. The geochemistry of the Amazon River System: Part I. The factors that control the salinity and the composition and concentration of the suspended solids. Bull. Geol. Soc. Amer., 78:1203-1232.
- , 1972. Water chemistry of the Amazon River. Geochimica and Cosmochimica Acta, 36:1061-1066.
- GOLTERMAN, H.L., 1973. Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets: a contribution to understanding eutrophication. Water Res., 7:3-17.
- , 1975a. Physiological Limnology. Elsevier, Amsterdam, 489 págs.
- , 1975b. Chemistry of running waters. En: River Ecology (H. Whitton, ed.). Oxford, Blackwell.
- , 1977. Forms and sediment associations of nutrients, pesticides and metals. I: nutrients-P. Págs: 157-159. En: Shear y Watson (eds.). The fluvial transport of sediments. Associated nutrients and contaminants. Internat. Joint. Com., Ontario, 307 págs.
- , 1980. Phosphate models, a gap to bridge. Hydrobiologia, 72:61-71.
- , 1981. Report on the workshop on water quality in Paraná Medio. Agua y Energía Eléctrica, Gerencia Proyecto Paraná Medio, Sante Fe, 31 de agosto al 4 de setiembre, Argentina, 4 págs. (inédito).
- , 1982. Loading concentration models for phosphate in shallow lakes. Hydrobiologia, 91:169-174.
- , 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of fresh-water. Verh. Int. Verein. Limnol., 22:23-59.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R. y OHNSTAD, M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. IBP Handbook No. 8. Blackwell, London, 156 págs.
- GOLTERMAN, H.L. y KOUWE, F., 1980. Chemical budgets and nutrient pathways. Págs.: 85-140. En: Le Cren, E. y Lowe-Mc Connell, R. (eds.). The functioning of freshwater ecosystems. IBP 22. Cambridge Univ. Press.. Cambridge, 588 págs.
- GOLTERMAN, H.L. y MEYER, M., 1985a. The geochemistry of two hard water rivers, the Rhine and the Rhone. Part 2: the apparent solubility of calcium carbonate. Hydrobiologia, 126:11-19.
- , 1985b. The geochemistry of two hard water rivers, the Rhine and the Rhone. Part 4: the determination of the solubility product of hydroxy-apatite. Hydrobiologia, 126:25-29.
- GORDEN, V. y LISITZIN, A., 1978. Average chemical composition of suspended solids in world rivers and river particulate inputs to oceans. Akad. Nauk. SSSR Doklady., 238(1):225-228.

- GORHAM, E., 1961. Factors influencing supply of major ions to inland waters with special reference to the atmosphere. Geol. Soc. Am. Bull., 72:795-840.
- HALL, J.K. y BAKER, D.E., 1971. Phosphorus fixation by montmorillonite and vermiculite clays as influenced by pH and soluble aluminum. Soil. Sci. Soc. Amer. Proc., 35:876-881.
- HARTER, R.D., 1968. Adsorption of phosphorus by lake sediments. Soil Sci. Amer. Proc., 32:514-518.
- HAYES, F.R. y SWIFT, A., 1978. The chemistry of soil organic colloids. Págs: 179-321. En: Greenland y Hayes (eds.). The Chemistry of soil constituents. Wiley, New York, 469 págs.
- HEDGES, J.I.; CLARK, W, QUAY, P.D.; RICHEY, J.; A.H. DEVOL y SANTOS, U., 1986. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. Limnol. Oceanogr., 31(4):717-738.
- HENRY, R. y TUNDISI, J.G., 1982. Evidence of limitation by molybdenum and nitrogen on the growth of the phytoplankton community of the Lobo Reservoir (Sao Paulo, Brazil). Rev. Hydrobiol., 15(3):201-208.
- HENRY, R.; TUNDISI, J.G. y CURI, P.R., 1984. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). Hydrobiologia, 118:177-185.
- HERBST, R. y SANTA CRUZ, J.N., 1985. Mapa litoestratigráfico de Corrientes. D'Orbigniana, 2:1-51.
- HIELTJES, A.H. y LIJKLEMA, L., 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. J. Environm. Qual., 9(3):405-407.
- HOBBIE, J.E. y LIKENS, G.E., 1973. Output of phosphorus, dissolved organic carbon and fine particulate carbon from Hubbard Brook Watershed. Limnol. Oceanogr., 18(5):734-742.
- HOLEMAN, J., 1968. The sediment yield of major rivers of the world. Water Res. Research, 4(4):737-747.
- HUTCHINSON, G., 1957. A treatise on limnology. Vol. I. Geography, Physics and Chemistry. Wiley, New York, 1015 págs.
- HYNES, H., 1972. The Ecology of Running Waters, Univ. Toronto Press, 555 págs.
- IBGE, 1986. Anuario Estadístico do Brasil. 1985. Fundação Instituto Brasileiro da Geografia e Estatística. IBGE, Rio de Janeiro, 46; 760 págs.
- INGRAM, R.L., 1971. Sieve analysis. Págs.: 49-68. En: Carver, R. (ed.). Procedures in Sedimentary Petrology. Wiley, London.

- IRMLER, U., 1975. Ecological studies of the aquatic soil invertebrates in three inundation forests of central Amazonia. Amazoniana, 5:337-409.
- JACOBSEN, O.S., 1977. Sorption of phosphate by Danish lake sediments. Vatten, 3:290-298.
- JUNK, W.J., 1973. Investigation on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (Paspalum Echinochloetum) on the middle Amazon. II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. Amazoniana, 2:449-495.
- LARSEN, K., SHULTS, L. y MALNEG, A., 1981. Summer internal phosphorus supplies in Shagawa lake, Minnesota. Limnol. Oceanogr., 26(4):740-754.
- LEE, G.F.; BENTLEY, E. y AMUNDSON, R., 1975. Effects of marshes on water quality. Págs.: 105-127. En: (A.D. Hasler, ed.) Coupling of land and water systems. Springer-Verlag.
- LEE, G.F.; SONZOGNI, W.C. y SPEAR, R.D., 1977. Significance of oxic vs. anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release. En: Golterman, H.L. (ed.) Interactions between sediments and freshwater. Dr. W. Junk. The Hague.
- LEGENDRE, L. y LEGENDRE, P., 1979. Ecologie nmerique II. La structure de données ecologiques. Masson, Paris, 247 págs.
- LEMASSON, L. y PAGES, J., 1982. Apports de phosphore et d'azote par la pluie en zone tropicale (Cote d'Ivoire). Rev. Hydrobiol. trop., 15(1):9-14.
- LESACK, L., HECKIE, R. y MELACK, J., 1984. Transport of carbon, nitrogen, phosphorus and major solutes in the Gambia river, West Africa. Limnol. Oceanogr., 29(4):816-830.
- LIKENS, G.E. y BORMANN, F.H., 1975. An experimental approach to New England landscapes. Págs.:7-30. En: Hasler, A. (ed.), Coupling of land and water systems. Springer-Verlag, New York.
- LOGAN, T., 1977. Forms and sediment associations of nutrients. Nutrients-N. En: Shear, H. y A. Watson (eds.), The fluvial transport of sediment. Associated nutrients and contaminants. Int. Joint. Com. Res. Adv. Board bahlf Poll. from land use activities reference group. Kitchner, Ontario, 309 págs.
- , 1982. Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. Hydrobiologia, 92:519-530.
- LOYE-PILOT, M.D., 1985. Les variations des teneurs en carbone organique (dissous et particulaire) d'un petit méditerranéen montagnard (Corse). Verh. Int. Verein. Limnol., 22:2087-2093.

- MACIOLEK, J.A., 1962. Limnological organic analyses by quantitative dichromate oxidation. Res. Rep. 60 Bur. Sport Fish Wild Life, U.S. Fish & Wildlife Service, 19 págs.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. y TALLING, J., 1978. Water analysis. Fresh Water Biol. Assoc. Sc. Pub., nro. 36, 120 págs.
- MAGLIANESI, R., 1973. Principales características químicas y físicas de las aguas del Alto Paraná y Paraguay Inferior. Physis, 32(85):185-197.
- MAGLIANESI, R. y DEPETRIS, P.J., 1970. Características químicas de las aguas del río Salado Inferior (Provincia de Santa Fe, República Argentina). PHYSIS, 30(80):19-32.
- MARGALEF, R., 1983. Limnología. Omega, Barcelona, 1009 págs.
- MARTIN, J. y MEYBECK, M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by world major rivers. Marine Chemistry, 7:173-206.
- MATSUMURA-TUNDISI, T; HINO, K y CLARO, S., 1981. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1040-1047.
- MELACK, J.M. y FISHER, T., 1983. Diel oxygen variations and their ecological implications in Amazon floodplain lakes. Arch. Hydrobiol., 98(4):422-442.
- MEYBECK, M., 1976. Dissolved and suspended matter carried by rivers: composition, time and space variation and world balance. Págs.: 25-36. En: Golterman, H. (ed.), Interactions between sediments and freshwater. Junk Publ., The Hague, Holland.
- , 1977. Dissolved and suspended matter carried by rivers: composition, time and space variations, and world balance. Págs.:25-32. En: H.L. Goltermand (ed.), Interactions between sediments and freshwater. Proc. Int. Symp. Held, Amsterdam 6-10/1976
- , 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. Am. Jour. Sci., 282:401-450.
- , 1984. Variabilité géographique de la composition chimique naturelle des eaux courantes. Verh. Int. Verein. Limnol., 22:1766-1774.
- MEYER, J. y PAMPFER, E., 1959. Nitrogen content of rain water collected in the humid Central Congo Basin. Nature, 184:717.
- MITCHELL, D., 1973. Supply of plant nutrient chemicals in lake Kariba. Págs.: 165-169. En: Akerman, W.; White, G. y Worthington, E. eds. Man-made Lakes: Their problems and environmental effects. Geophys. Monogr. Ser. 17.

- MOELLER, J.R.; MINSHALL, W.; CUMMINS, K.; PETERSEN, R.; CUSHING, C.; SEDELL, J.; LARSON, R. y VANNOTE, R., 1979. Transport of dissolved organic carbon in streams of differing physiographic characteristics. Organic Geochemistry, 15:134-150.
- MORTIMER, C.H., 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I and II. J. Ecol., 29:281-329.
- MOSELLO, R. y TARTARI, G., 1979. pH e caratteristiche chimiche delle acque meteoriche di Pallanza. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 37:41-49.
- , 1982. Chemistry of the precipitation in the lake Maggiore watershed (Northern Italy). Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 40:163-180.
- , 1985. Acidificazione delle deposizioni atmosferiche e delle acque interne: la situazione italiana. Atti del Congresso Internazionale "Inquinamento e recupero dei Laghi", Roma, 15-18/4/1985.
- MOSS, B., 1969. Limitation of algal growth in some central african waters. Limnol. Oceanogr., 14(2):591-601.
- NAIMAN, R.J. y SIBERT, J.R., 1978. Transport of nutrients and carbon from the Nanaimo River to its estuary. Limnol. Oceanogr., 23(6):1183-1193.
- NEIFF, J.J., 1981a. Panorama ecológico de los cuerpos de agua del Nordeste argentino. SYMPOSIA, VI Jornadas Argentinas de Zoología. Págs.:115-151.
- , 1981b. Tipificación de los ambientes acuáticos y de interfase. En: Investigaciones ecológicas en el macrosistema Iberá. ICA-CECOAL. Informe Final, págs.:14-43.
- , 1982. Esquema sucesional de la vegetación en islas flotantes del Chaco argentino. Bol. Soc. Arg. Bot., 21(1-4): 325-341.
- , 1986a. Las grandes unidades de vegetación y ambiente insular del río Paraná en el tramo Candelaria-Ita Bate. Rev. Asoc. Cs. Nat. Lit., 17(1):7-30.
- , 1986b. Sinopsis ecológica y estado actual del Chaco Oriental. Amb. Subtr., 1:5-35.
- DEA, 1969. Cuenca del Río de la Plata. Estudio para su planificación y desarrollo. Inventario de datos Hidrobiológicos y climatológicos. Washington D.C., 273 págs., (17 mapas).
- DEA, 1971. Cuenca del Río de la Plata. Estudio para su planificación y desarrollo. Inventario de la Información Básica sobre Recursos Naturales. Washington D.C., 169 págs., (8 mapas).

- OEА, 1975. Estudio de la cuenca inferior del río Bermejo y programación para su desarrollo. Inf. Técн. Gob. Rep. Argentina, OEА. Tomo Recursos Hídricos.
- OTZUKI, A. y WETZEL, R., 1972. Coprecipitación de phosphate with carbonates in a marl lake. Limnol. Oceanogr., 17(5):763-767.
- PAPADAKIS, J., 1974. Posibilidades agropecuarias de las provincias argentinas. Págs.:1-78. En: Enciclopedia argentina de Agricultura y Jardinería, Acme, Bs. As.
- PATIÑO, C. y ORFEO, O., 1986. Aproximación al conocimiento del proceso de erosión del suelo en el Chaco Oriental. Amb. Subtr., 1:47-59.
- PINTO PAIVA, M., 1982. Grandes represas do Brasil. Editerra Editorial, Brasilia, 292 págs.
- PROBST, J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne Basin. Journal of Hydrology, 76:281-305.
- PROCHAZKOVA, L., 1975. Nitrogen and phosphorus budgets: Slapy reservoir. Págs.:65-75. En: Hasler, A. (ed.), Coupling of land and water systems. Springer-Verlag., Berlín, 308 págs.
- QUIROS, R. y CUCH, S., en prensa. Características limnológicas del embalse de Salto Grande. II: Distribución y dinámica de nutrientes. Ecología., 8.
- QUIROS, R. y SENONE, H., 1985. Niveles de nutrientes y pigmentos fotosintéticos en el río de la Flata interior (55° - 57 °W; 34° - 36° S) INIDEP, Depto. Aguas Continentales, Informe Técnico Nro. 1, 37 págs.
- RICHEY, J.; BROCK, T; NAIMAN, R.; WISSMAR, R. y STALLARD, R., 1986. Water discharge and suspended sediment concentrations in the Amazon River: A sampling procedure and distributions. Water Res., 22:756-764.
- RYDING, S.O. y FORSBERG, C., 1976. Sediments as a nutrients sources in shallow polluted lakes. Págs.:227-235. En: Golterman, H. (ed.), Interactions between sediments and freshwater. Junk, The Hague.
- SAUNDERS, G; CUMMINS, K; GAK, D; PIECZYNSKA, E.; STRASKRABOVA, V. y WETZEL, R., 1980. Organic matter and decomposers. Págs.:341-392. En: LeCren, E. y R. Lowe-McConnell, eds., The functioning of freshwater ecosystems, IBP 22.
- SCARTASCINI, G., 1979. La erosión hídrica y la sedimentación fluvial en la cuenca del Plata. IDIA, Jul-Dic 79:17-22.
- SERVICIO METEOROLOGICO NACIONAL, 1975. Estadísticas climatológicas 1951 - 1960. Serv. Meteor. Nac., Bs.As. (Arg.), 156 p.
- SHUKLA, S.S.; SYERS, J.K.; WILLIAMS, J.D.H.; ARMSTRONG, D.E. y HARRIS, R.F., 1971. Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35:244-249.

- SIOLI, H., 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses and river types, págs.: 127-166. En H. Sioli, ed., The Amazon, Junk.
- SOKAL, R.R. y RHOLF, F.J., 1979. Biometría. Blume ediciones.
- SOLDANO, F., 1947. Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina. Citera, Bs. As., 277 págs.
- STANGENBERG, M. y R.E. MAGLIANESI, 1969. Composición química de las aguas de la cuenca del Paraná Medio. Primera Parte: Madrejón Don Felipe. Physis, 27(75):391-405.
- STUMM, W. y BACCINI, F., 1978. Man-made chemical perturbation of lakes. Págs.:91-126. En: Lerman, H. (ed.), Lakes: chemistry, geology and physics. Springer-Verlag. New York.
- STUMM, W. y MORGAN, J.J., 1970. Aquatic chemistry. New York, 583 págs.
- SYERS, J.K.; HARRIS, R.F. y ARMSTRONG, D.E., 1973. Phosphate chemistry of lake sediments. J. Environm. Qual., 2(1):1-14.
- TALLING, J., 1965. The photosynthetic activity of phytoplankton in East African lakes. Int. Rev. Ges. Hydrob. Hydrogr., 50(1): 1-32.
- TALLING, J. y TALLING, I.B., 1965. The chemical composition of African lakewaters. Int. Rev. Gesanten. Hydrobiol., 50:421-463.
- TARTARI, G. y MOSELLO, R., 1983. Chimismo delle precipitazioni atmosferiche: note metodologiche e risultati. Atti del 5to Congresso della Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia. Stresa, 19-22 Mayo 1982.
- TEIXEIRA, C. y TUNDISI, J.G., 1981. The effects of nitrogen and phosphorus enrichments on phytoplankton in the region of Ubatuba (lat, 23°30'S-lon, 45°06'W), Brazil. Bol. Inst. Oceanogr., S. Paulo, 30(1):77-86.
- TOSSINI, L., 1941. El río Paraguay. Anales de la Sociedad Científica Argentina, Tomo 132.
- , 1959. El sistema hidrográfico de la cuenca del Río de la Plata. Anales de la Sociedad Científica Argentina, 167(3-4):41-64.
- TUNDISI, J.G., 1981. Typology of reservoirs in Southern Brazil. Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1031-1039.
- , 1986. Ambiente, represas e barragens. Ciencia Hoje, 5(27):49-54.
- TUNDISI, T.; HINO, K. y CLARO, S.M., 1981. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. Verh. Int. Verein. Limnol., 21:1040-1047.

- VARELA, M.E; DI PERSIA, D. y BONETTO, A.A., 1980. La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el río Negro (Prov. Chaco, Argentina). Estudio preliminar. Ecosur, 7(14):201-221.
- VERHOFF, F.H.; MELFI, D. y YAKSICH, S.M., 1982. An analysis of total phosphorus transport in river systems. Hydrobiologia, 91:241-252.
- VINCENT, W.; WURTSBAUGH, W.; VINCENT, C. y RICHERSON, P.J., 1984. Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Peru-Bolivia): Application of physiological bioassays. Limnol. Oceanogr., 29(3):540-552.
- VINER, A.B., 1975. The supply of minerals to tropical rivers and lakes (Uganda). Págs.:227-262. En: Hasler, A. (ed.), Coupling of land and water systems. Springer-Verlag, New York, 308 págs.
- VOLLENWEIDER, R., 1970. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for economic cooperation and development (OECD), París, 189 págs.
- WEIR, C.C. y SOPER, R.J., 1962. Adsorption and exchange studies of P in some Manitoba soils. Can. J. Soil Sci., 42:31-42.
- WETZEL, R., 1975. Limnology. Saunders, Philadelphia (USA), 743 p.
- WILLIAMS, J.D.H.; JAQUET, J.M. y THOMAS, R.L., 1976. Forms of P in surficial lakes sediments. Can. J. Fish. Res. Board., 33: 413-429.
- WILLIAMS, P., 1968. Organic and inorganic constituents of the Amazon River. Nature, 218:937-938.
- WURTSBAUGH, W.; VINCENT, W.; ALFARO TAPIA, R.; VINCENT, C. y RICHERSON, P., 1985. Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, Lake Titicaca (Peru/Bolivia). Fresh. Biol., 15:185-195.
- ZALOCAR, Y. y VALLEJOS, E.R., 1982. Fitoplancton del río Alto Paraná. Variación estacional y distribución en relación a factores ambientales. Ecosur, 9(17):1-28.