

## Tesis de Posgrado

# Producción primaria del fitoplancton : Concentración de pigmentos, materia orgánica y nutrientes, en la caracterización limnológica de los cuerpos de agua regionales del Nordeste argentino

Bonetto, Carlos A.

1982

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](http://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](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

**Cita tipo APA:**

Bonetto, Carlos A.. (1982). Producción primaria del fitoplancton : Concentración de pigmentos, materia orgánica y nutrientes, en la caracterización limnológica de los cuerpos de agua regionales del Nordeste argentino. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. [http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_1733\\_Bonetto.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_1733_Bonetto.pdf)

**Cita tipo Chicago:**

Bonetto, Carlos A.. "Producción primaria del fitoplancton : Concentración de pigmentos, materia orgánica y nutrientes, en la caracterización limnológica de los cuerpos de agua regionales del Nordeste argentino". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 1982. [http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_1733\\_Bonetto.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_1733_Bonetto.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

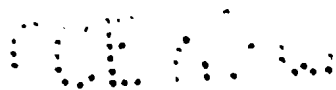
PRODUCCION PRIMARIA DEL FITOPLANCTON, CONCENTRACION DE  
PIGMENTOS, MATERIA ORGANICA Y NUTRIENTES, EN LA CARAC-  
TERIZACION LIMNOLOGICA DE LOS CUERPOS DE AGUA REGIONA-  
LES DEL NORDESTE ARGENTINO.

por CARLOS A. BONETTO

Director: Dr. ARGENTINO A. BONETTO

MARZO 1982.

1733  
[REDACTED]  
ej. 2



## INDICE

|  |     |
|--|-----|
| AGRADECIMIENTOS  |     |
| INTRODUCCION   | 1   |
| METODOLOGIA  | 6   |
| CAPITULO I   |     |
| RIO BERMEJO  | 10  |
| CAPITULO II  |     |
| RIO PARAGUAY   |     |
| a) CARACTERIZACION SUMARIA DE LA CUENCA                              | 22  |
| b) ESTACION LA HERRADURA   |     |
| I.    Algunas características limnológicas                           | 24  |
| II.   Fitoplancton, composición específica<br>y rasgos estructurales | 27  |
| III.  Producción primaria del fitoplancton                           | 31  |
| c) ESTACION PUERTO BERMEJO   |     |
| I.    Algunas características limnológicas                           | 39  |
| II.   Fitoplancton, composición específica<br>y rasgos estructurales | 43  |
| III.  Producción primaria del fitoplancton                           | 44  |
| d) DISCUSION   | 46  |
| CAPITULO III   |     |
| LAGUNA HERRADURA   |     |
| a) ALGUNAS CARACTERISTICAS LIMNOLOGICAS                              | 63  |
| b) FITOPLANCTON Y SU PRODUCTIVIDAD PRIMARIA                          | 70  |
| c) DISCUSION   | 76  |
| CAPITULO IV  |     |
| RIO PARANA   |     |
| a) CARACTERIZACION SUMARIA DE LA CUENCA                              | 83  |
| b) ESTACION CORRIENTES, MARGEN IZQUIERDA                             |     |
| I.    Algunas características limnológicas                           | 86  |
| II.   Fitoplancton, composición específica<br>y rasgos estructurales | 91  |
| III.  Producción primaria del fitoplancton                           | 103 |
| c) ESTACION CORRIENTES, MARGEN DERECHA                               |     |
| I.    Algunas características limnológicas                           | 121 |
| II.   Fitoplancton, composición específica<br>y rasgos estructurales | 125 |

|  |     |
|--|-----|
| III. Producción primaria del fitoplancton                          | 128 |
| d) ESTACION ITA IBATE  |     |
| I. Algunas características limnológicas                            | 132 |
| II. Fitoplancton, composición específica<br>y rasgos estructurales | 134 |
| III. Producción primaria del fitoplancton                          | 137 |
| e) DISCUSION   | 141 |
| <br>   |     |
| CONSIDERACIONES FINALES  | 157 |
| <br>   |     |
| BIBLIOGRAFIA   | 178 |

Al Dr. ARGENTINO A. BONETTO

## AGRADECIMIENTOS

*Al Dr. Argentino Bonetto por la dirección, orientación y lectura crítica del presente trabajo. Al Dr. H. Golterman por haber accedido a numerosas consultas en distintos momentos de la realización del mismo y por sus enseñanzas, sugerencias y consejos. Al Dr. J. Accorinti por su buena disposición y valioso asesoramiento como Consejero de Estudios en la Carrera del Doctorado. A la Lic. V. Zalocar por la identificación taxonómica del fitoplancton. Al Prof. J. Contreras por la lectura crítica del manuscrito y por sus atinadas recomendaciones. A la Prof. U. Neddermann por su constante estímulo y ayuda en la redacción definitiva y compaginación del trabajo. A los Sres. L. Benetti y N. Roberto por su colaboración durante la realización de las operaciones de muestreo y tareas de campo. A los investigadores y técnicos del Centro de Ecología Aplicada del Litoral por su permanente cooperación.*

## INTRODUCCION

La cuenca del río Paraná, que se suma en su porción final a la del río Uruguay, definen en su conjunto a la cuenca del Plata, la segunda en importancia en América del Sur, después de la del Amazonas.

Desde muy temprano, por sí mismo, por su importancia como vía de comunicación y por la calidad de las tierras, la parte inferior de la cuenca sirvió de asiento a una parte importante de la población argentina, siendo posteriormente escenario de un rápido desarrollo industrial, que se situó preponderantemente sobre el litoral fluvial-marítimo, en especial en el sector comprendido entre Santa Fe y Buenos Aires, incluyendo el polo petroquímico de San Lorenzo, el puerto cerealero de Rosario, y las industrias metalúrgicas pesadas del área San Nicolás-Villa Constitución.

En el extremo noreste de la cuenca se desarrolló también uno de los nucleamientos urbanos más importantes de Sud América, representado por el cinturón industrial de San Pablo.

En años recientes, el aumento del precio de los combustibles fósiles y el creciente interés mundial en el reemplazo de los mismos mediante fuentes alternativas de energía, unido a la escasez de hidrocarburos de algunos países del área, contribuyeron a incrementar enormemente la vital importancia económica y geopolítica de la cuenca del Plata.

En la parte superior de la misma, muchos de los tributarios de la margen izquierda han sido intensamente represados, llegándose a transformarlos de un sistema lótico inicial en una sucesión ininterrumpida de lagos concatenados. Así, por ejemplo, el río Grande, que se une con el Paranaíba para originar el Paraná, ha sido represado en Camargos, Itutinga, Barreto, Furnas, Peixoto, Estreito, Jaguará, Volta Grande, Porto Colombia y Marimondo, formando una con

tínua cascada de lagos de embalse. La cuenca del río Paraná, propiamente dicha, también está siendo represada, en todo el tramo superior. Hacia el sud del mismo, casi sobre el límite con la Argentina, se encuentra en avanzado estado de construcción el emprendimiento binacional Brasileño-Paraguayo de Itaipú, uno de los mayores del mundo. Aguas abajo, ya en territorio argentino, se realizan estudios para el importante emprendimiento Argentino-Paraguayo de Corpus, habiéndose iniciado las obras de infraestructura para la construcción del embalse de Yacyretá. A fines de 1981, Agua y Energía Eléctrica completó el proyecto ejecutivo del represamiento de Paraná Medio, que estará constituido por dos cierres frontales, el cierre Chapetón, unos 50 km al norte de la ciudad de Santa Fe, y otro aguas arriba, aproximadamente a la altura de la sección Reconquista-Goya, constituyendo también un conjunto de embalses prácticamente continuos en el cual la cola de cada uno de ellos coincidirá con la presa del que le antecede, transformando de forma radical la fisonomía del litoral y las características limnológicas básicas del río.

Conforme avanzan los proyectos, existe una creciente preocupación y demanda de información por parte de los organismos estatales de planificación y desarrollo de los proyectos respecto del impacto ambiental que producirán estos emprendimientos, como así también sobre la futura calidad de aguas de los embalses y sobre las posibilidades de desarrollar pesquerías comerciales en los lagos de presa, poniendo de manifiesto la carencia prácticamente total de estudios limnológicos básicos en la cuenca del Alto Paraná y Paraguay y, de igual modo, la escasa experiencia con que se cuenta en nuestro medio en la realización de este tipo de estudios.

En el área del Paraná Medio existe una cierta cantidad de trabajos sobre distintos aspectos biológicos, físicos y químicos del río, como así también de los diversos ambientes lóticos y leníticos



vinculados al valle de inundación del mismo, realizados fundamentalmente por investigadores y técnicos del Instituto Nacional de Limnología. Gran parte de la información disponible ha sido reseñada en la obra Calidad de las Aguas del Río Paraná (Bonetto, A. 1976).

Contrastando con esta situación, aparecen como bastante más escasos los estudios llevados a cabo en el sector correspondiente al Alto Paraná. En el conjunto se destacan el estudio sobre la composición química del agua de los ríos Paraná y Paraguay, realizado por Maglianesi (1973), en Itatí (Corrientes) sobre el cauce del primero, y en Formosa sobre el cauce del segundo; y el estudio sedimentológico e hidrológico en el tramo Posadas-Iguazú, del río Paraná, realizado por CONCAP (1973); y también los trabajos efectuados en años más recientes por personal del Centro de Ecología Aplicada del Litoral, en el área de Yacyretá (CECOAL, 1977 y 1979; EBY, 1979).

El presente estudio tiene por objeto contribuir al conocimiento limnológico de tres importantes ríos de la región, el Alto Paraná, el Paraguay y el Bermejo, a través del estudio de algunos de los parámetros indicativos de la evolución trófica de los mismos, como son la productividad primaria del fitoplancton y aquellos factores que la condicionan, o sea la densidad y composición de la población fitoplanctónica, el clima óptico del agua, y la concentración de los nutrientes, en sus variaciones locales y estacionales y en su relación con los ciclos hidrológicos.

Asimismo, se consideró de interés profundizar el estudio de las complejas interacciones producidas por la suma de caudales de estos tres ríos, cuyas aguas poseen características físicas, químicas y biológicas dispares, considerando especialmente los cambios en la biota del Bajo Paraguay y posteriormente en el Paraná, producidos por el elevado aporte sedimentario del río Bermejo.

A tal efecto, y como solución de compromiso entre los objetivos del trabajo y las posibilidades operativas del laboratorio don

de se realizaron las determinaciones (Centro de Ecología Aplicada del Litoral), se establecieron seis estaciones de muestreo (figura 1). Tenemos así, la estación de Itá Ibaté localizada unos 150 km aguas arriba de Corrientes, que, en función de algunas referencias bibliográficas (EBY, 1979), se puede considerar como representativa de las condiciones medias imperantes en el Alto Paraná. Las estaciones de Corrientes, en ambas márgenes, ubicadas aproximadamente 30 km aguas abajo de Confluencia, fueron seleccionadas a los efectos de observar las variaciones transversales en la sección del río como consecuencia de los aportes de ambos emisarios: el Alto Parán y el Paraguay. Sobre este último se establecieron dos estaciones de muestreo, una en la localidad de La Herradura (Formosa), unos 40 km aguas arriba de la desembocadura del río Bermejo; la segunda en la localidad de Puerto Bermejo (Chaco) unos 18 km aguas abajo de la misma. El río Bermejo fue muestreado en la localidad de Puerto Velaz, 30 km antes de su desembocadura sobre el río Paraguay.

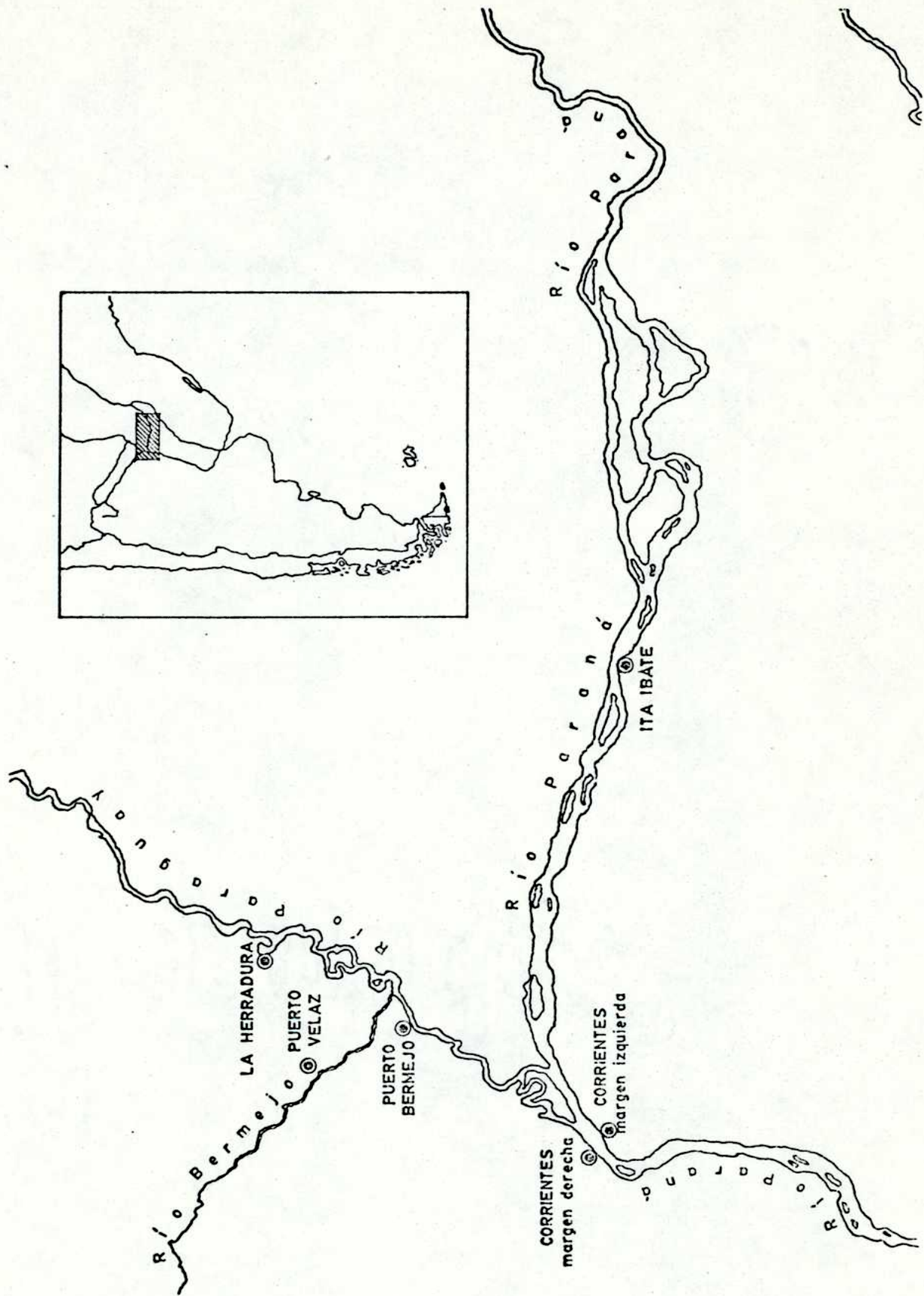


Fig. 1: Ubicación de las estaciones de muestreo.

## METODOLOGIA

Para la determinación de la productividad primaria del fitoplancton se escogió el método basado en la aplicación del carbono radiactivo descrito inicialmente por Steemann Nielsen (1952), con algunas modificaciones que fueron propuestas posteriormente por otros autores (Strickland y Parsons, 1960; Goldman, 1968; Vollenweider, 1974).

Las estimaciones de la productividad basadas en la evolución del oxígeno disuelto suelen proveer gran exactitud y repetibilidad. Si bien existen determinaciones potenciométricas (Talling, 1973; Makereth, et al., 1978), por regla general el método de Winkler implica una titulación colorimétrica. En ríos, como los de la cuenca estudiada, donde la presencia de sólidos en suspensión provoca alta turbiedad en el agua, disminuye la sensibilidad de dicho método debido a la dificultad para determinar el punto final de la titulación. Además, la concentración del oxígeno disuelto es generalmente alta en los ríos de la zona, encontrándose no pocas veces en condiciones de saturación o sobresaturación, mientras que la producción de tal gas por las algas resulta, a veces, bastante baja debido a la moderada concentración de fitoplancton y la referida turbiedad del medio. Como consecuencia, las diferencias de oxígeno encontradas en las botellas claras y oscuras, propias del método, pueden caer por debajo del límite de resolución que permite el mismo, creando limitaciones respecto a su aplicabilidad en los ambientes considerados.

Las determinaciones se llevaron a cabo, en todos los casos, mediante incubaciones "in situ" de columnas de botellas claras y oscuras. Las muestras se obtuvieron a distintas profundidades con captador de Van Dorn, adaptado para operar horizontalmente. A cada botella de incubación se le agregó 3  $\mu\text{Ci}$  de  $^{14}\text{C}$  como  $^{14}\text{CO}_3\text{Na}_2$ , en so

lución de NaOH 0,05 N (Vollenweider, 1974), y se resuspendieron a la profundidad que fueron tomadas. Una vez finalizada la incubación las muestras se fijaron con formol al 40% (Strickland y Parsons, 1960) en las estaciones de Itá Ibaté, Puerto Velaz, La Herradura, y Puerto Bermejo, mientras que las correspondientes a la estación Corrientes, sobre ambas márgenes, fueron conservadas en hielo y oscuridad, en razón de su proximidad al laboratorio, mediando aproximadamente 40 minutos hasta su procesamiento.

El contenido de las botellas fue filtrado a través de filtros Millipore HAWP, de 47 mm de diámetro y 0,45  $\mu$  de poro. Los filtros fueron secados al vacío y en frío. Posteriormente se los introdujo en recipientes de vidrio apropiados ("viales"), conteniendo la solución centelladora y se determinó su actividad en un contador de centelleo líquido Beckman LS-250.

El funcionamiento del contador de centelleo líquido se fundamenta en el hecho de que, cuando las radiaciones ionizantes interactúan con soluciones diluidas de ciertas sustancias orgánicas disueltas en solventes aromáticos (mezcla centelladora), estas soluciones emiten fluorescencia, la cual es detectada por el fotocátodo del aparato, transformándolo en un pulso eléctrico que es amplificado y registrado. La muestra radioactiva y el centellador se mezclan en un medio homogéneo. Así, la muestra a ser procesada consta de la sustancia marcada cuya actividad se desea conocer, el solvente y el centellador. El solvente elegido fue Tolueno y la solución centelladora se preparó con el agregado de 6 g/l de 2,5 Difeniloxazol (PPO), 0,0075 g/l de 1,4 di 2-(5-feniloxazolil)-benzeno (POPOP) y 2 ml/l Biosolvente Beckman.

La eficiencia con que el fotocátodo detecta los destellos producidos en la solución centelladora, se ve limitada por la presencia en la muestra de factores que incrementen la opacidad de dicha solución, los que producen un fenómeno de "extinción" o "quench"

que depende, entre otros, de los rastros de agua que pudieran quedar en el filtro, y de los sedimentos retenidos por el mismo, produciendo una disminución de la actividad aparente detectada respecto de la actividad absoluta, real. La eficiencia de detección se calcula para cada muestra separadamente, observando la disminución en la actividad leída de una fuente de radiación incorporada al equipo, de actividad absoluta conocida, método que recibe el nombre de "Estandar Externo".

La fracción de carbono radioactivo fijada por el fitoplancton respecto del contenido total de carbono radioactivo agregado, guarda la misma relación que la fracción del carbono no radioactivo fijado respecto del total presente en la muestra:

$$\frac{{}^{14}\text{C}_{\text{asimilado}}}{{}^{14}\text{C}_{\text{total}}} = \frac{{}^{12}\text{C}_{\text{asimilado}}}{{}^{12}\text{C}_{\text{total}}}$$

La cantidad de  ${}^{14}\text{C}_{\text{total}}$  es conocida, en este caso 3  $\mu\text{Ci}$ . La cantidad de  ${}^{14}\text{C}_{\text{asimilado}}$  es determinada por el contador de centelleo líquido. La cantidad de  ${}^{12}\text{C}_{\text{total}}$  se calcula a partir de la alcalinidad, el pH y la conductividad del agua, de acuerdo al algoritmo preconizado por Golterman (1969), pudiendo despejarse de la expresión anterior la cantidad de carbono fijada por el fitoplancton:

$${}^{12}\text{C}_{\text{fijado}} = {}^{12}\text{C}_{\text{total}} \frac{{}^{14}\text{C}_{\text{fijado}}}{{}^{14}\text{C}_{\text{total}}} \cdot 1,06$$

El factor 1,06 se introduce a los efectos de corregir el valor estimado debido a haberse demostrado una ligera preferencia del fitoplancton por el  ${}^{12}\text{C}$  respecto del  ${}^{14}\text{C}$  (Vollenweider, 1974).

La temperatura del agua fue medida con termómetro eléctrico YSI.

El pH fue determinado por comparador colorimétrico Lovibond 1000 durante los trabajos de campo, y con peachímetro Orion 407A en el laboratorio.

La conductividad se estimó con puente conductimétrico YSI (Yellow Spring Instrument), modelo 33 SCT.

Las mediciones de extinción lumínica se efectuaron con fotómetro de inmersión Kahl Scientific Instrument, modelo 268 WA 310, graduado en luxes, determinándose paralelamente la profundidad de desaparición del disco de Secchi.

El oxígeno disuelto fue dosado por el método de Winkler, sobre muestras tomadas con bomba peristáltica.

Los sólidos suspendidos fueron analizados siempre sobre muestras subsuperficiales, por filtración sobre filtro de fibra de vidrio Whatman GF/C, y posterior determinación de peso seco.

Los análisis de nitratos, fosfatos y demanda química de oxígeno se realizaron siguiendo las técnicas descritas por el Standard Methods (APHA, 1974). Los nitratos por el método del ácido fenildisulfónico; los fosfatos por reducción del ácido molibdofosfórico con cloruro estañoso, y la DQO por oxidación con permanganato.

La comunidad fitoplanctónica fue muestreada con botella de Van Dorn, fijándose las muestras con lugol. Los estudios cuantitativos se realizaron en el laboratorio por el método de Utermohl, con el empleo de microscopio invertido Zeiss Invertoscop D.

La concentración de clorofila a fue determinada por extracción con acetona, en frío, durante 24 horas, y posterior lectura de la absorbancia a las longitudes de onda de 665, 645 y 630 nm, calculando la concentración con los coeficientes publicados en el manual de métodos del Programa Biológico Internacional (Vollenweider, 1974).

## CAPITULO I

### RIO BERMEJO

De la vertiente oriental de la Sierra de Santa Victoria, en el extremo noroeste argentino, descienden los ríos Toldos, Lipeo y Santa Victoria, los que confluyen para formar el Alto Bermejo. En su dirección noroeste-sudeste, el río Bermejo sirve de límite entre Argentina y Bolivia hasta unirse con el Grande de Tarija, en el lugar conocido como Juntas de San Antonio. El río Grande de Tarija nace en las sierras de Escayache y Caizá de las que arrancan sus tributarios, los ríos San Lorenzo, Mocoví e Itaú, y corre por territorio boliviano con dirección predominante norte-sud hasta su confluencia con el Bermejo.

Aguas abajo de tal confluencia, ya en territorio argentino, corre entre barrancas altas de formación estratificada areno-arcillosa, asentada sobre capas de areniscas poco compactas fácilmente erosionables. Según Soldano (1947), estas barrancas socavadas durante los períodos de creciente, se desmoronan en grandes extensiones, proyectando la extraordinaria cantidad de material sólido que transportan las aguas del río.

Ciento cincuenta kilómetros aguas abajo de las Juntas de San Ignacio, el Bermejo recibe otro importante afluente, el San Francisco, en el paraje denominado Juntas de San Francisco. En ese trecho de elevada pendiente y tortuosidad, recibe los aportes de los ríos Pescado, San Juan, Zenta y Colorado.

El río San Francisco viene desde el sud reuniendo las aguas de los ríos Cueva y Grande de Jujuy. Este último nace a 3.000 m de altura en la vertiente occidental de la Sierra de Santa Victoria, recorriendo la quebrada de Humahuaca con fuerte pendiente norte-sur, hasta llegar a la ciudad de Jujuy a los 580 m sobre el nivel del mar. Cerca de dicha ciudad desagua el río Lavayen, el que previamente



te ha recibido las aguas del Mojotoro, emisario del valle de Salta.

El paraje Juntas de San Francisco, a 284 m sobre el nivel del mar, representa el punto terminal de la cuenca montañosa del Bermejo, entrando en la llanura con el cauce principal divagando entre barrancas altas, erosionando alternativamente una y otra margen, arrastrando sedimentos y árboles que se desploman junto con la barranca en ocasión de las crecientes.

Unos 140 km aguas abajo de tal confluencia, en un paraje denominado El Desemboque, el cauce principal se bifurca en dos: el Teuco o Bermejo Nuevo y el antiguo lecho también conocido como Bermejito. El Bermejito presenta en la actualidad una sucesión de tramos secos y otros con agua, recibiendo el aporte intermitente de los ríos Valle y Dorado.

El Teuco, brazo activo del río, presenta un curso variable en sus 815 km de recorrido. Unos 439 km antes de su desembocadura se unen nuevamente los dos cauces, Nuevo y Viejo, iniciándose desde ese punto el Bermejo Inferior. En esa zona los terrenos de la margen derecha son bajos y anegadizos. Expuestos a los desbordes del río, sus aguas corren por zanjones alcanzando a veces el cauce del arroyo Guaycurú, que corre al sur de aquel, para desembocar en el río Paraguay a la altura de la isla del Cerrito, muy próximo a la confluencia de este último río con el Paraná.

El cauce del Bermejo, más adelante, en las proximidades de Presidencia de la Plaza, vuelve a tener una sección bien excavada, las barrancas son cada vez más consistentes, alcanzando en El Colorado una altura de unos 12 m, característica que mantiene hasta su desembocadura.

Como consecuencia del trabajo de erosión y destrucción de la barranca, las aguas del Bermejo incorporan y transportan un gran volumen de sólidos suspendidos, de color amarillo rojizo que le confieren su tinte y dan nombre al río.

La cuenca hidrográfica del Bermejo abarca una superficie de 133.000 km<sup>2</sup>, correspondiendo a la sección superior, montañosa, unos 71.000 km<sup>2</sup>. La precipitación media anual en dicha cuenca es de unos 540 mm, aunque resulta bastante heterogénea, abarcando áreas de muy escasas lluvias, como la subcuenca del río Grande de Jujuy, con precipitaciones anuales que no superan, en Humahuaca, los 140 mm anuales, y otras como la vertiente oriental de la Sierra de Santa Victoria, con valores medios que sobrepasan los 2.000 mm. Como resultado de tal característica climática, el caudal específico del Alto Bermejo es de 11 l/m<sup>2</sup>s, mientras que el del San Francisco sólo 2,3 l/km<sup>2</sup>s, con un derrame general en la desembocadura de 6 l/km<sup>2</sup>s.

El régimen hidrológico del río Bermejo presenta un período de crecida que abarca los meses de diciembre a abril, con la máxima altura a fines de febrero-principios de marzo, estando en bajante el resto del año, con su valor mínimo a fines de setiembre y octubre.

Tanto los suelos como la vegetación de la parte superior de la cuenca presentan dos áreas bien definidas: la región andina oriental y la región montañosa de los valles calchaquíes.

La primera corresponde a la vertiente oriental de los primeros cordones de los Andes argentinos y bolivianos. La vegetación característica corresponde a la provincia biogeográfica de las Yungas o Selva tucumano-boliviana (Cabrera y Willink, 1973), cuya composición florística varía con la altitud, que oscila entre 450 y 2.500 m y con las precipitaciones que se encuentran entre los 1.000 y 2.000 mm anuales. El clima, según la clasificación estacional de Troll (1965) adoptada en el informe de la OEA relativo a la cuenca del Plata (1969), correspondería al tipo subtropical caluroso templado (temperatura del mes más frío entre 6 y 13°C), con invierno seco y larga estación lluviosa (6-9 meses). Los suelos dominantes, que según el esquema de distribución elaborado por Etchevehere (1969) corresponderían a los pardos forestales ácidos y litosoles,

son someros y poseen fuertes pendientes.

La segunda región comprende el sector montañoso árido de la cuenca. El paisaje muestra planicies con pastizales semidesérticos de altura y laderas rocosas con formaciones xerofíticas correspondientes a la provincia biogeográfica puneña y prepuneña (Cabrera y Willink, 1973). El clima de esta región sería subtropical caluroso templado, con invierno seco y corta estación lluviosa en verano (clima de estepa).

Aguas abajo de las Juntas de San Francisco, el río penetra en una amplia planicie de derrames, rellena por sedimentos no consolidados, limosos y arenosos, que recorre hasta su desembocadura. Dicha extensión se corresponde con la provincia fitogeográfica chaqueña (Cabrera y Willink, 1973). Las lluvias varían desde unos 500 mm al oeste hasta 1.200 mm anuales en el este. La zona occidental sólo tiene lluvias de verano (noviembre a marzo) mientras que la oriental llueve todos los meses del año. El tipo de vegetación predominante es el bosque xerófilo caducifolio con estrato herbáceo de gramíneas y numerosas cactáceas y bromeláceas terrestres. Las especies arbóreas más características son los quebrachos (Schinopsis) y diversas especies del género Prosopis.

Pequeños cambios del relieve producen grandes variaciones en la fisonomía de la vegetación, confiriéndole el aspecto de un mosaico heterogéneo. No obstante, pueden diferenciarse tres grandes unidades de vegetación y ambiente (Morello y Adamoli, 1967; Morello, 1970) que Bruniard (1979) denomina como Cuenca Occidental del Pilcomayo y Bermejo, hacia el oeste; Cuenca del Patiño y bajos del Teuco-Bermejito, en el centro y Planicie de albardones y depresiones interfluviales, hacia el este. Los suelos son castaños, halomórficos y planosoles, en la parte oriental, y pardos y regosoles en la occidental (Etchevehere, 1969).

Para la realización del presente trabajo se realizaron opera-

ciones de muestreo con periodicidad mensual en la localidad de Puerto Velaz, unos 30 km aguas arriba de la desembocadura, durante el año 1978 y parte de 1979.

La temperatura del agua osciló, en dicho período, entre 16 (30/VIII/78) y 29,5°C (28/XII/78).

La transparencia resultó siempre baja, variando en relación inversa a la concentración de sólidos suspendidos, entre menos de un centímetro de lectura del disco de Secchi (durante la creciente, en febrero y marzo de 1978, repitiéndose las mismas lecturas en igual período de 1979) y un máximo de 15 cm (el 7/XII/78 hacia fines del período de estiaje).

En la figura 2 se representa la marcha anual de algunos parámetros del río, conjuntamente con la altura hidrométrica del mismo. Puede observarse, en la figura, un notable paralelismo entre la altura del agua y la concentración de sólidos en suspensión. Estos últimos registraron un valor máximo de 9.500 mg/l, el 3/III/78 en forma coincidente con el punto culminante de la creciente, decayendo paulatinamente durante el estiaje, hasta alcanzar su mínimo de sólo 8 mg/l el 30/VIII/78, para ascender nuevamente en diciembre, hasta llegar a 8.000 mg/l, el 4/IV/78, durante la creciente de dicho año. En la figura 3 se representa la concentración de sólidos en suspensión ( $C_s$ ), en función del caudal ( $Q$ ), advirtiéndose que ambos parámetros guardan una relación potencial:

$$C_s = 0,007 Q^{2,07}$$

con alto grado de correlación (coeficiente de correlación  $r = 0,96$ ). La tasa de transporte de sólidos suspendidos resultó extremadamente alta, con valores de 1.100 Ton/km<sup>2</sup>año.

La conductividad del agua resultó siempre elevada. Su valor máximo de 650  $\mu$ S/cm se observó durante la creciente, en marzo de

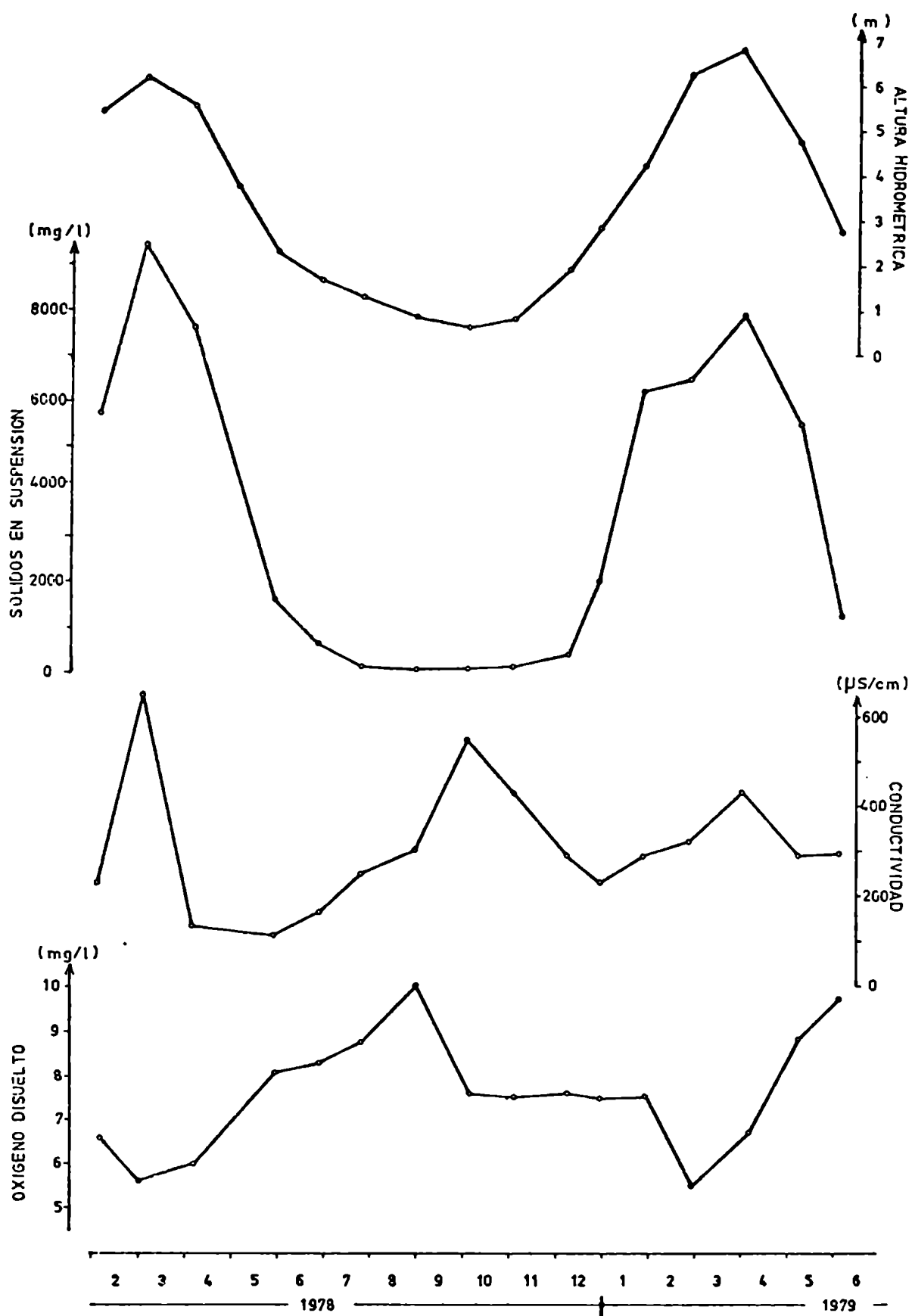


Fig. 2: Marcha anual de la concentración de sólidos en suspensión, conductividad y oxígeno disuelto del agua en el río Bermejo (Puerto Velaz, Chaco).

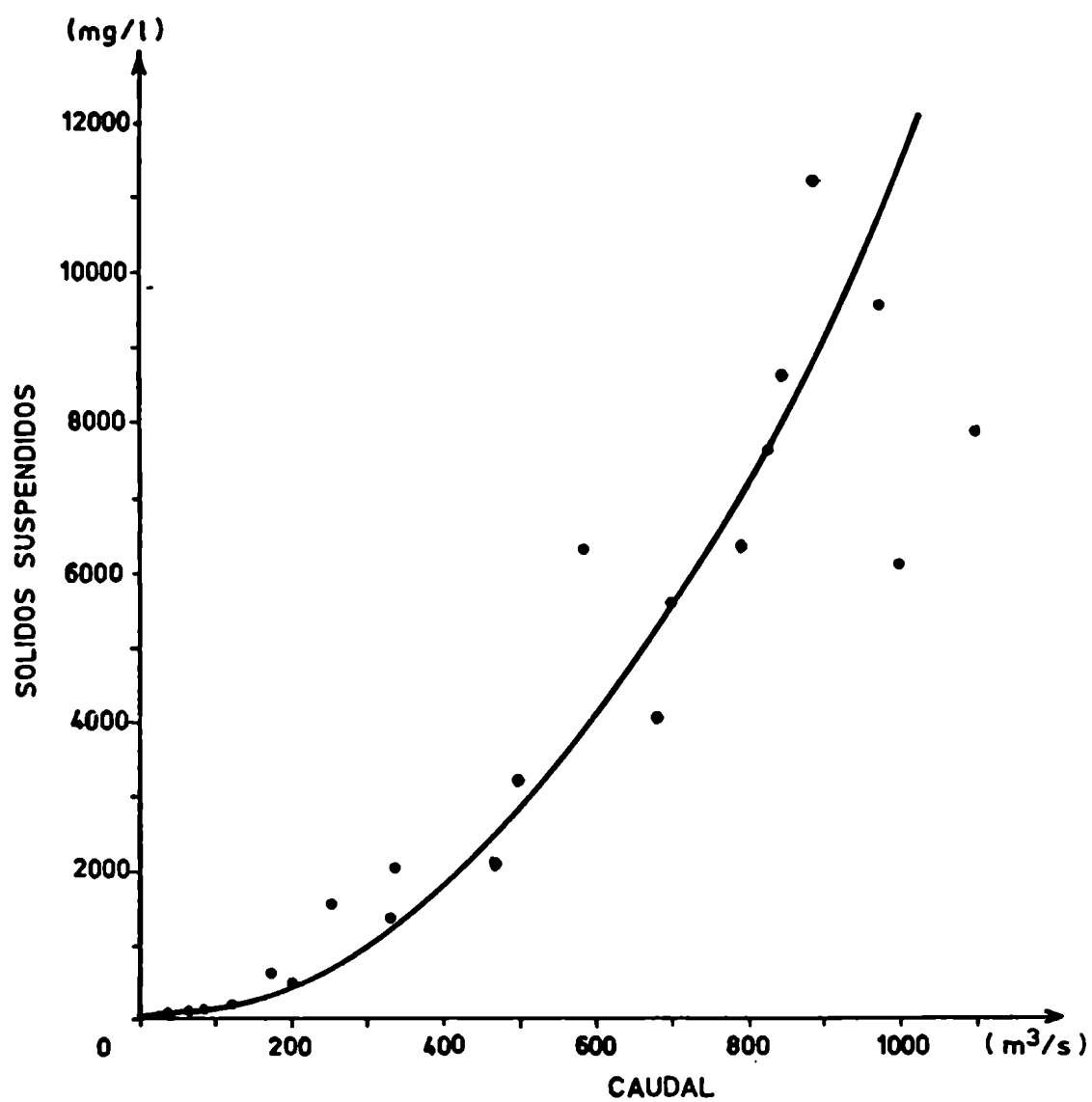


Fig. 3: Concentración de sólidos suspendidos en función del caudal del río Bermejo (Puerto Velaz, Chaco).

1978 (3/III/78), decayendo abruptamente durante el período de rápida disminución del nivel de aguas, hasta llegar a un mínimo de 110  $\mu\text{S}/\text{cm}$  el 31/V/78, para ascender nuevamente durante el estiaje, hasta alcanzar el valor de 550  $\mu\text{S}/\text{cm}$  el 4/X/78. Se sucede, a partir de esa fecha, una disminución seguida de un nuevo pulso que alcanza a 380  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , durante la creciente de 1979. La elevada conductividad durante los estiajes podría estar vinculada a la alta salinidad de las napas freáticas de la zona, cuyo aporte por escurrimiento en el momento en que los caudales son mínimos, contribuiría a elevar la concentración iónica total del río. Los picos de elevada conductividad durante las crecientes se relacionarían, al igual que el aporte sedimentario, con la mayor erosión y meteorización en la parte superior de la cuenca.

El pH del agua resultó alcalino, oscilando entre 7,1 el 7/XII/78, cuando comenzó a elevarse el nivel de aguas, y 8,7 el 30/VIII/78 y el 4/X/78, coincidiendo con el pulso de máxima conductividad.

La concentración de oxígeno disuelto resultó en general elevada, con valores menores a fines del verano, en los meses de febrero y marzo en relación con la última fase de la creciente, y tenores más elevados, tendiendo al punto de saturación en invierno. La concentración mínima fue de 5,54 mg/l el 27/II/79, representando, en esa oportunidad, el 67% del valor de saturación. En marzo de 1978 se obtuvo un valor igualmente bajo, de 69% de saturación. Entre los meses de julio a diciembre, el agua está prácticamente saturada de oxígeno, habiéndose determinado el valor máximo de 10 mg/l (105% de saturación), el 30/VIII/78.

La materia orgánica fue baja, oscilando la demanda química de oxígeno entre 6,5 (8/XII/79) y 3,13 mg/l (1/VI/78) con tendencia a presentar valores más elevados durante el estiaje.

Las concentraciones de nutrientes fueron muy elevadas, en com

paración con otros ambientes regionales. La concentración de nitratos varió en un rango comprendido entre 0,16 (4/X/78) y 2,7 mg/l (4/IV/78), con un valor medio de 1,27 mg/l, sin advertirse relación con el caudal, si bien se observaron valores altos asociados a períodos de fuerte cambio en el nivel hidrométrico, con valores más reducidos ya sea en el estiaje, o hacia el final de la creciente. La concentración de fosfatos osciló en un rango comprendido entre 0,035 (27/VI/78) y 2,4 mg/l (4/V/78), no observándose relación con el caudal, si bien, tanto en 1978 como en 1979, la mayor concentración se produjo al iniciarse el período de descenso del nivel de aguas, poco después del punto culminante de la creciente. La relación  $N-NO_3/P-PO_4$  fue por regla general muy baja, con un valor medio de 4,18 habiéndose observado en algunos muestreos cantidades de fosfatos tan elevados como los de nitratos.

La comunidad fitoplanctónica fue extremadamente pobre, tanto en lo que se refiere a la composición específica, como a la densidad de organismos. La elevada turbiedad del agua y la gran velocidad y turbulencia de la corriente, determinan condiciones muy restrictivas para el desarrollo del fitoplancton. Durante el período de creciente, la densidad de población es prácticamente nula, incrementándose levemente durante los estiajes. En los muestreos de julio a noviembre se observaron las mayores densidades, no superando los 100 ind/ml, con un pequeño pulso el 4/X/78, en que la concentración de algas alcanzó el máximo del período de estudio, con aproximadamente 170 ind/ml, coincidiendo con la mínima altura hidrométrica de 1978 y con una lectura comparativamente alta del disco de Secchi, de 15 cm.

Las determinaciones cuantitativas de la densidad celular por los métodos convencionales, se ven muy dificultadas en su realización por la gran cantidad de sólidos suspendidos.

Los grupos mejor representados fueron las diatomofíceas y clo



rofíceas. Entre las primeras la dominancia correspondió generalmente a las céntricas, especialmente del género Melosira, siendo las especies más abundantes M. granulata, M. granulata var. angustissima, M. pseudogranulata, M. italica, M. herzogii. También fueron de aparición frecuente Cyclotella meneghiniana, Nitzschia sp., Tetracyclus sp., Synedra sp., Pinnularia latevittata, Surirella sp.. Entre las clorofíceas los géneros más importantes resultaron Pediasstrum (P. simplex y P. duplex), Scenedesmus (S. quadricauda), Monoraphidium (M. contortum), siendo de aparición frecuente Actinastrum (A. hantzschii), Schroederia (S. setigera), Tetraedron (T. minimum) Pandorina (P. morum), Oocystis, Closteriopsis, Eudorina, Coelastrum. Las euglenofíceas fueron de aparición casi constante, siempre en muy escaso número, generalmente representadas por Trachelomonas (T. hispida, T. volvocina, T. planctonica), Strombomonas (S. jaculata, S. ovalis, S. treubii) y Euglena spp.. Las cianofíceas resultaron esporádicas habiéndose observado la presencia de sólo tres géneros: Anabaena, Anabaenopsis y Raphidiopsis (R. mediterranea).

La producción primaria del fitoplancton fue ínfima durante la creciente, cayendo por debajo del límite de resolución de la metodología empleada, para elevarse levemente durante los estiajes, hasta alcanzar un valor máximo de  $30 \text{ mgC/m}^2\text{d}$  el 7/X/78, coincidiendo con la mayor densidad del fitoplancton del período de estudio.

La elevada tasa de transporte sólido estimada en la desembocadura, en aproximadamente  $1.100 \text{ ton/km}^2\text{año}$  del mismo orden de magnitud que los valores medios estimados por Agua y Energía Eléctrica (1966), en las Juntas de San Antonio, con  $1.035 \text{ ton/km}^2\text{año}$ , resulta extremadamente elevado, siendo pocos los ríos que lo superan.

Los más altos valores citados en la bibliografía corresponden a algunos afluentes del río Amarillo (Holeman, 1968), como el Ching y el Lo, los que poseen tasas de  $6.300$  y  $6.000 \text{ ton/km}^2\text{año}$ , respectivamente. El Ganges, el Indus y el Amarillo, también se cuentan entre los pocos cuyas tasas superan la del Bermejo, con  $1.160$ ,  $1.800$

y 2.200 ton/km<sup>2</sup>año, respectivamente. Todos ellos se originan en áreas de relieve elevado, climas semiáridos y precipitaciones de distribución estacional.

Langein y Schumm (1958) estudiaron la velocidad de erosión en varias cuencas de los Estados Unidos, observando que la máxima tasa de transporte de sólidos suspendidos ocurría en cuencas cuya precipitación anual se encontraba entre los 250 y 350 mm, reduciéndose rápidamente por debajo de ese rango debido al escaso escurrimiento y también por encima de él debido al efecto protector de la mayor cobertura vegetal.

Gibbs (1967) en su estudio sobre la cuenca del Amazonas, compara la salinidad del agua y la concentración de sedimentos en los 16 principales afluentes de dicho río (Ucayali, Marañón, Napo, Javarí, Ica, Intai, Jurúa, Japurá, Tefe, Purus, Coarí, Negro, Madeira, Tapajós y Xingú). La relación entre salinidad, sólidos suspendidos y nueve variables que describen características del ambiente, fue estudiada por regresión lineal múltiple. El 62% de la variabilidad observada en la concentración de sólidos en suspensión, fue explicada por el conjunto de las nueve variables cuyo coeficiente de correlación múltiple fue de 0,78. Los factores más relevantes resultaron el relieve y la precipitación media, explicando un 43 y 17%, respectivamente, de la variabilidad total. La concentración de sólidos en suspensión pudo ser expresada en función de ambas variables con un coeficiente de correlación de 0,76. El 82% de la descarga total de sedimentos provienen del sector andino de la cuenca, que representa sólo el 12% del área total. El 92% de la variabilidad observada en la salinidad del agua, fue explicada por el conjunto de las nueve variables, de las cuales el relieve condicionó un 85% de tal variabilidad. El 86% del aporte total de sales proviene también del sector andino de la cuenca.

Meybeck (1976) señala, además de la influencia preponderante del relieve, la importancia del derrame específico del río, en el

transporte de sólidos, tanto disueltos como particulados. En áreas de relieve semejante, el transporte de sólidos suspendidos ( $T_s$ ) va riaría en forma inversa al derrame específico ( $q$ ). Así, en cuencas de relieve accidentado, ríos con valores de  $q$  menores de  $5 \text{ l/km}^2\text{s}$  presentarían los mayores valores de  $T_s$ , superiores a  $250 \text{ ton/km}^2$  año. El río Colorado (Estados Unidos) y el Bermejo serían ejemplo de este tipo de río.

Las características de su cuenca, de relieve accidentado, sue los de escaso desarrollo sobre areniscas fácilmente erodables y precipitaciones estacionales, contribuyen a conferirle al río Bermejo una notable tasa de transporte sólido, otorgándole rasgos lim nológicos distintivos, caracterizado en lo fundamental por su esca sa bioproductividad.

## CAPITULO II

### RIO PARAGUAY

#### a) CARACTERIZACION SUMARIA DE LA CUENCA

El río Paraguay nace en la parte central de la meseta de Paracis (Mato Grosso, Brasil), en una región caracterizada por contactarse en ella afluentes de dos grandes cuencas hidrográficas, la del Amazonas y la del Paraná. Dicha meseta está formada fisiográficamente de tal modo, que no existe una verdadera línea divisoria de aguas entre ellas, de manera tal que durante el período de lluvias se establece una comunicación hidrológica entre ambas cuencas.

El origen del río propiamente dicho, se produce en un paraje llano, pantanoso, llamado "Brejal das Sete Lagoas", corriendo los primeros 200 km por un amplio valle excavado en los terrenos sedimentarios formados por areniscas y esquistos arcillosos. Este tramo, caracterizado por la acción erosiva de las aguas, se considera la parte superior del curso, extendiéndose hasta la confluencia con el río Jaurú, a 2200 km de la confluencia con el Paraná (Tossini, 1941).

La zona inferior de la cuenca de alimentación, que sigue a la anterior, extendiéndose entre la boca del Jaurú y el Apa, está constituida por una amplísima depresión, de unos 80.000 km<sup>2</sup>, extensa cubeta que en algunas secciones alcanza más de 250 km de ancho, hacia la cual convergen numerosos arroyos y ríos que la alimentan e inundan formando el llamado "Pantanal". El Pantanal está constituido por un sistema ramificado de depresiones, por las que aportan sus aguas hacia el cauce principal los afluentes más importantes como el San Lorenzo, el Pequirí, el Cuyabá, el Candelaria y el Tacuary, entre otros.

Aguas abajo de esta zona se extiende un largo canal de descarga de 930 km de longitud, hasta la desembocadura en el Paraná.

El clima de la región, según la clasificación estacional de Troll (1965) correspondería al tropical, perteneciendo la parte superior de la cuenca a una subzona de clima tropical con lluvias veraniegas (7 a 9 meses), con tendencia, aguas abajo, a transformarse paulatinamente en otra de clima tropical sin ninguna o corta interrupción de la estación lluviosa (9 a 12 meses). El valor medio de las precipitaciones en la cuenca de recepción es aproximadamente de 1.350 mm anuales. Tales lluvias son almacenadas en el Pantanal que regula el derrame del río, disminuyendo la violencia de las crecientes y aumentando el caudal en los estiajes.

La pendiente longitudinal de la cuenca es muy reducida y uniforme. Como resultante de estos factores, el río presenta un régimen muy estable y regular a lo largo del ciclo anual.

Dicho régimen presenta una modificación de fases entre el cauce superior y el inferior. En San Luis de Cáceres, al igual que en el río Cuyaba, y en otros afluentes de la cuenca superior, el período de creciente culmina en febrero como consecuencia de las mayores lluvias estivales. En Puerto Saстре, Bahía Negra o Corumbá, al igual que en el conjunto de localidades ubicadas aguas abajo del Pantanal, las crecientes culminan en el mes de junio, con estiajes que se prolongan hasta los meses de diciembre, enero y febrero, es decir con un retardo de cuatro meses, debido al efecto de retención y modulación producido en dicha área. En su último tramo, en la proximidad de la desembocadura, el régimen hidrológico se torna más irregular debido a la discordancia con el de sus principales afluentes, Tebicuarí, Pilcomayo y Bermejo, de crecientes estivales, aportando en esa época del año un caudal conjunto de  $2.500 \text{ m}^3/\text{s}$ , poco inferior al del Paraguay, que en ese período suele ser de  $3.000 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Una leve pendiente, especialmente en la última parte de su recorrido, condiciona la presencia de un remanso hidrodinámico, provocado por las condiciones de desague impedido en la zona de Confluencia, cuyos efectos se hacen sentir a una distancia variable a

guas arriba, dependiendo de la altura del río Paraná.

La amplia cubeta del Pantanal se originó en el Terciario y, al menos desde el Plioceno, comenzó su relleno con un vasto espesor de sedimentos de origen fluvio-eólico originados en buena medida por la destrucción de los bordes del viejo escudo brasileño.

Los suelos típicos del área son de tipo Gley subhúmicos y lateritas hidromorfas, asociadas, a veces, a vertisoles. En las márgenes y áreas deprimidas se encuentran también suelos pantanosos, orgánicos, originados en condiciones de anegamiento por lapsos de 4 a 5 meses. Más hacia el sur se encuentran planosoles, asociados, en ocasiones, con suelos salinos, especialmente sobre la margin de recha.

Atendiendo a las variaciones limnológicas que se producen en el cauce del río Paraguay en territorio argentino por los aportes del río Bermejo, se establecieron dos estaciones de muestreo, una en la localidad de La Herradura (Formosa), unos 40 km aguas arriba de la desembocadura de dicho río, y, la otra, en la localidad de Puerto Bermejo (Chaco), unos 12 km aguas abajo de la misma.

## b) ESTACION LA HERRADURA

### I. Algunas características limnológicas

Durante 1978 el río mostró pequeñas variaciones de caudal, estabilizándose aproximadamente en una altura de 4 m en el hidrómetro de Formosa. A fines de 1978 presentó el nivel más bajo durante el período de estudios, de 3 m, produciéndose en los primeros meses de 1979 un paulatino incremento del nivel, hasta culminar en una crecien- te que por su magnitud ha sido considerada como extraordinaria. Desde junio hasta noviembre el nivel se mantuvo en torno a los 8 m, para posteriormente declinar rápidamente en noviembre y diciembre.

La temperatura del agua osciló durante el período considerado,

entre 17°C (31/V/78) y 30,5°C (2/II/78).

La transparencia resultó escasa, variando la lectura del disco de Secchi en un rango comprendido entre 34 (2/XI/78 y 28/XII/78) y 106 cm (17/VII/79). Sus variaciones se relacionaron con las de la altura hidrométrica (coeficiente de correlación  $r = 0,74$ ) y, en menor medida, con la densidad de población del fitoplancton ( $r = 0,56$ ). Entre abril y octubre de 1978, las lecturas del disco de Secchi mostraron valores poco variables, entre 64 y 67 cm, en concordancia con la estabilidad del nivel hidrométrico en ese lapso. En diciembre de 1978 se observó la transparencia mínima, de 34 cm, coincidentemente con la menor altura del período, operándose, durante la creciente de 1979, progresivos incrementos de la permeabilidad lumínica, hasta alcanzar el máximo de 106 cm en julio.

La conductividad del agua registró valores extremos de 45 (27/VII/78) y 135  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (3/III/78), si bien, en la mayoría de los muestreos fluctuó en un rango más estrecho, de 60 a 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Prácticamente todo el rango de variación pudo observarse con el río en aguas medias. No obstante, los valores tendieron a incrementarse durante la creciente.

El pH fluctuó en torno al punto neutro, registrándose el máximo de 8,2 unidades (28/XII/78) durante el estiaje, y el mínimo de 6,7 unidades (7/VI/79) durante la creciente.

La concentración de oxígeno disuelto resultó sumamente variada, fluctuando entre 4,3 mg/l (49% de saturación, 8/V/79), al comienzo de la creciente, durante el período de rápido incremento del nivel de aguas, y 10 mg/l (110% de saturación, 19/IX/79), hacia la culminación de la creciente, durante el período de estabilización en aguas altas.

La concentración de nitratos osciló entre 0,12 (13/III/80) y 1,1 mg/l (2/II/79), y la de fosfatos entre 0,03 (28/VI/78) y 0,225 mg/l (28/II/79). La relación entre las concentraciones de  $\text{N-NO}_3/$

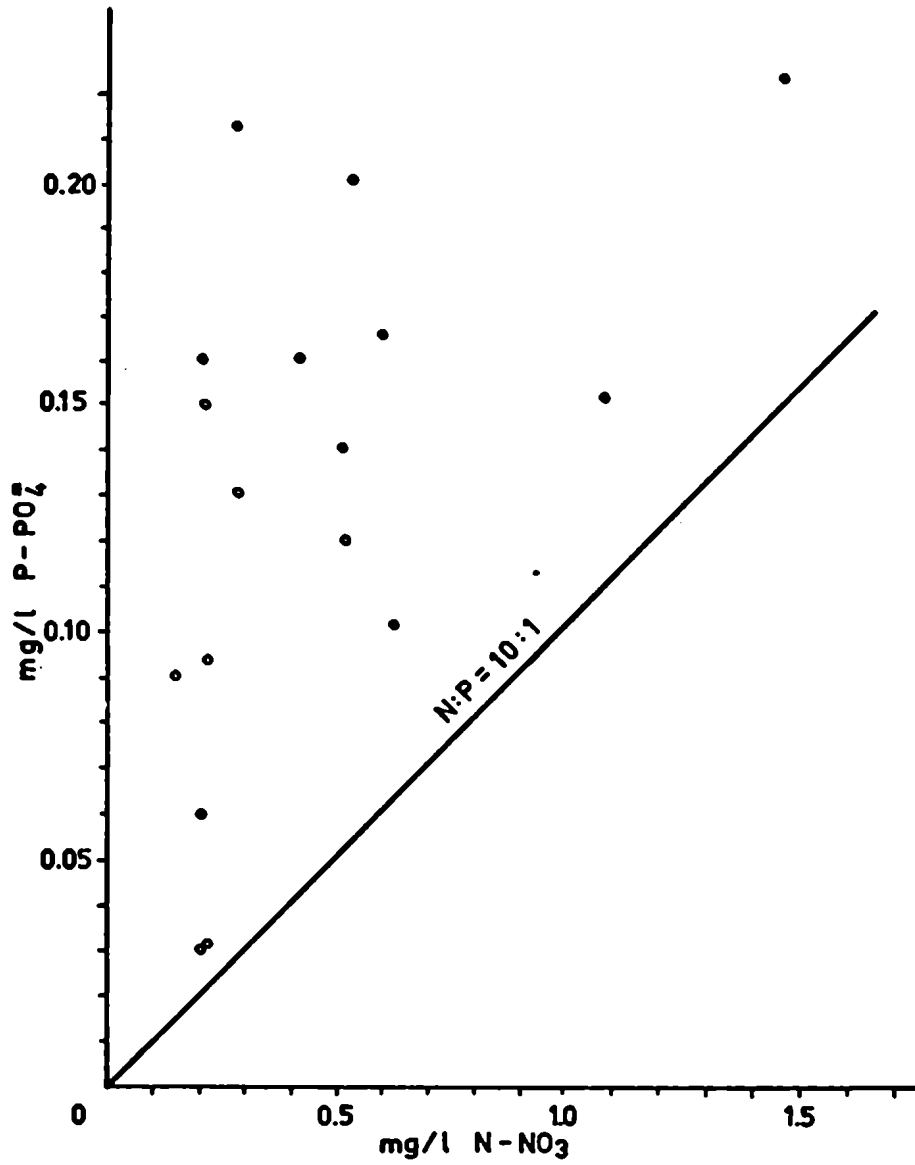


Fig. 4: Concentración de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> comparadas con las de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el río Paraguay (La Herradura, Formosa). La línea continua destaca la relación N:P = 10:1.



P-PO<sub>4</sub> resultó sumamente baja, menor que 10 en todos los muestreos (figura 4), con un cociente N-NO<sub>3</sub>/P-PO<sub>4</sub> medio de 3,7.

La concentración de sólidos en suspensión resultó considerablemente baja durante todo el período de estudios, variando entre 8,8 (19/IX/79) y 50 mg/l (28/VI/78). La relación entre los sedimentos y el caudal del río mostró una variación considerable para caudales medios, con tendencia a disminuir durante el período de creciente.

La demanda química de oxígeno osciló entre 2,3 (8/V/79), durante la creciente, y 11,2 mg/l (8/XII/78) durante el estiaje.

## II) Fitoplancton, composición específica y rasgos estructurales

Dentro de la comunidad fitoplanctónica, el grupo taxonómico mejor representado fue el de las diatomofíceas, principalmente el de las diatomeas céntricas del género Melosira. Las especies numéricamente más importantes fueron Melosira granulata, M. granulata var. angustissima, M. granulata f. curvata, M. pseudogranulata, M. herzogii, M. italica, acompañadas también por otras diatomeas céntricas como Cyclotella meneghiniana, Attheya zachariasii y Rhizosolenia sp. Las diatomeas pennadas fueron menos abundantes que las céntricas, sin presentar por regla general una dominancia numérica. Los géneros más comunmente observados fueron Amphora, Synedra, Navicula, Surirella, Gomphonema, Stauroneis y Nitzschia. Con excepción de un sólo muestreo (19/IX/79) las diatomofíceas resultaron siempre dominantes, representando entre el 39 y 88% de la comunidad.

El segundo grupo en importancia fue el de las clorofíceas, con fracciones que oscilaron entre el 8 y 54% del total, siendo los géneros más representativos Monoraphidium (M. contortum, M. griffithii), Schroederia (S. setigera), Scenedesmus (S. quadricauda, S. falcatus, S. arcuatus, S. smithii, entre otras), Chlamydomonas, Pe-

diastrum (P. duplex, P. simplex), Cosmarium y Actinastrum (A. hantzschii).

Las criptofíceas y dinofíceas, cuya representación numérica osciló durante el período de estudios, entre el 1 y 20% de la comunidad, presentaron pulsos de mayor densidad durante el invierno. Entre las primeras Cryptomonas (C. ovata) y Chroomonas fueron las más abundantes. Los géneros Peridinium y Gymnodinium fueron los dominantes entre las dinofíceas.

Las cianofíceas, representaron generalmente menos del 4% de la comunidad, si bien el 27/VII/78 y el 7/IV/79, las especies Lyngbya limnetica y Aphanocapsa sp. presentaron pulsos de mayor numerosidad alcanzando 9 y 11% del total, respectivamente. El género que apareció con mayor regularidad fue Oscillatoria.

Las euglenofíceas fueron de aparición constante a lo largo del ciclo anual, constituyendo generalmente entre el 2 y 4% de la densidad total. Strombomonas (S. ovalis, S. verrucosa, S. rotunda, S. gibberosa, S. jaculata) y Trachelomonas (T. volvocina, y otras), fueron las más abundantes.

En los primeros meses de 1978, durante un período de relativa estabilidad del nivel de agua, la densidad celular mostró paulatinos incrementos, hasta llegar en abril a casi 2.000 ind/ml (figura 6). En febrero la dominancia correspondió a Melosira italica, siendo reemplazada en marzo y abril por M. granulata, representando las diatomeas el 77% del total. Hacia el mes de junio la densidad total descende y la distribución por taxones se hace más equitativa. El 1 /VI/78 diatomofíceas y clorofíceas representaron el 35 y 38% del total, mientras que las criptofíceas y dinofíceas produjeron un pulso de mayor numerosidad, alcanzando al 15% de la comunidad, coincidiendo con la mínima temperatura del agua durante 1978, de 17°C. Attheya zachariasii fue la especie dominante, resultando Monoraphidium contortum la mejor representada entre las clorofitas.

En el mes de julio se produce una brusca disminución de la den

sidad de población, manteniéndose baja hasta setiembre. Durante ese período, caracterizado por el aumento del nivel de aguas y la disminución de la temperatura, la dominancia correspondió a Melosira granulata. El 27/VII/78 las cianofíceas alcanzaron una proporción comparativamente elevada, siendo Aphanocapsa sp. el grupo más abundante del taxon. El 29/VIII/78 se registró el muestreo en que se observó la mayor diversidad. Las crisofíceas, cuya aparición a lo largo del año fue sólo esporádica, se hallaron representadas por el género Dinobryon, alcanzando, en su conjunto, el 4% del total. Entre las euglenofíceas presentes con gran número de especies, Trachelomonas volvocina fue la más importante. Entre las cianofíceas Raphidiopsis mediterranea fue la más abundante.

A partir de setiembre la densidad del fitoplancton se incrementa progresivamente coincidiendo con el período de estiaje, y con el aumento tanto de la intensidad lumínica como de la temperatura del agua, hasta alcanzar el máximo valor de casi 4.000 ind/ml el 8/XII/78. En dicha oportunidad la dominancia correspondió a Melosira granulata, resultando las diatomeas el 83% de la comunidad.

A partir de enero de 1979, el nivel de agua se incrementó paulatinamente, hasta sobrepasar en junio los 8 m de altura, en el hidrómetro de Formosa. Hasta el mes de abril, la densidad algal se mantuvo comparativamente alta, alcanzando el 7/IV/79 a 1.300 ind/ml, siendo la especie mejor representada Melosira pseudogranulata. Las cianofíceas alcanzaron la fracción más alta del total durante el período de estudios, de 11%, siendo Oscillatoria el género más importante del grupo.

Entre los meses de mayo y octubre, en correspondencia con la época de mayor variación del nivel de agua y con su posterior estabilización en torno a los 8 m de altura, la densidad celular fue sumamente escasa, llegando a su valor mínimo de 160 ind/ml, el 15/VIII/79. En dicho lapso la dominancia correspondió a Melosira granulata. En junio y julio, al igual que en el invierno del año anterior, coin

coincidiendo con las menores temperaturas, de 17 y 18°C, se operó un incremento del porcentaje de dinofíceas y criptofíceas que alcanzaron al 20 y 30% de la muestra en esos meses, respectivamente, siendo Peridinium y Cryptomonas los géneros más importantes.

Durante la creciente, los filamentos de Melosira estuvieron compuestos por un comparativamente bajo número de células, no superando por lo general las 6 células por filamento, observándose también una proporción mucho mayor de células desagregadas, en contraposición con los períodos de bajante, en que filamentos de hasta 35 y 40 células no fueron infrecuentes, resultando muy pocas células desagregadas. Durante el mes de mayo de 1979, en la etapa de más rápido ascenso del nivel de aguas, se observó una proporción mayor de células elongadas, de menor diámetro, correspondientes a la variedad angustissima de M. granulata. El resto del año, el tamaño celular fue siempre heterogéneo, presentando muy escasa variación entre muestreos sucesivos. Existen numerosas referencias bibliográficas respecto de las variaciones morfológicas cíclicas de las diatomeas en áreas templadas, coincidiendo las mayores dimensiones con las menores temperaturas (Bethge, 1925; Margalef, 1969 y G. de Emiliani, 1973). Talling (1967), en cambio, en el río Nilo observó formas más delgadas durante las épocas desfavorables, fundamentalmente durante la creciente. El resultado de mediciones efectuadas en gran cantidad de ejemplares demostró muy escasa variabilidad en el tamaño celular, con excepción de la referida mayor proporción de la variedad angustissima durante el incremento del nivel de las aguas.

En setiembre de 1979 se produce un incremento de las clorofíceas que el 19/IX/79 resultaron dominantes, con un 53% del total, que ascendió a 440 ind/ml. Las especies mejor representadas fueron Monoraphidium griffithii, Crucigenia quadrata, Actinastrum hantzschii y Clamydomonas sp.

Hacia fines de 1979, coincidiendo con el descenso del nivel de las aguas, se incrementa nuevamente la densidad celular, alcan-

zando el 6/XI/79 a 1.770 ind/ml, resultando nuevamente Melosira granulata la especie dominante.

### III) Producción primaria del fitoplancton

La escasa transparencia del agua determinó que los perfiles de producción mostraran generalmente un máximo superficial, si bien, en algunas ocasiones en que la lectura del disco de Secchi superó los 60 cm, se registraron máximos hasta una profundidad de 0,5 m. La tasa de fijación de carbono en la profundidad de iluminación óptima, osciló entre 90 (30/VIII/79) y 1.250 mgC/m<sup>3</sup>d (8/XII/78), registrando variaciones que resultaron, en gran medida, relacionadas a las de la densidad celular.

La productividad por unidad de área mostró variaciones que se relacionaron con las de la densidad celular, la transparencia del agua, y la intensidad de energía radiante. En la figura 5 se representa la intensidad de fotosíntesis en función de la densidad de población del fitoplancton. Los puntos se graficaron de tres formas distintas, clasificándolos en intervalos según la transparencia del agua, descartando los muestreos realizados en condiciones meteorológicas adversas, considerando sólo aquellos en los cuales el cielo se encontraba despejado. Como puede apreciarse, para cada uno de los intervalos considerados, la productividad guardó una relación lineal con la densidad algal, con alto grado de correlación. Los coeficientes de correlación fueron de 0,74 para estimaciones realizadas con lecturas de disco de Secchi comprendidas entre 30 y 45 cm; de 0,93 para el rango de 45 a 60 cm, y de 0,81 para lecturas superiores a 60 cm.

En la figura 6 se representa la marcha anual de la producción primaria, la densidad de población y composición del fitoplancton, y la altura hidrométrica del río Paraguay en la localidad de La Herradura.

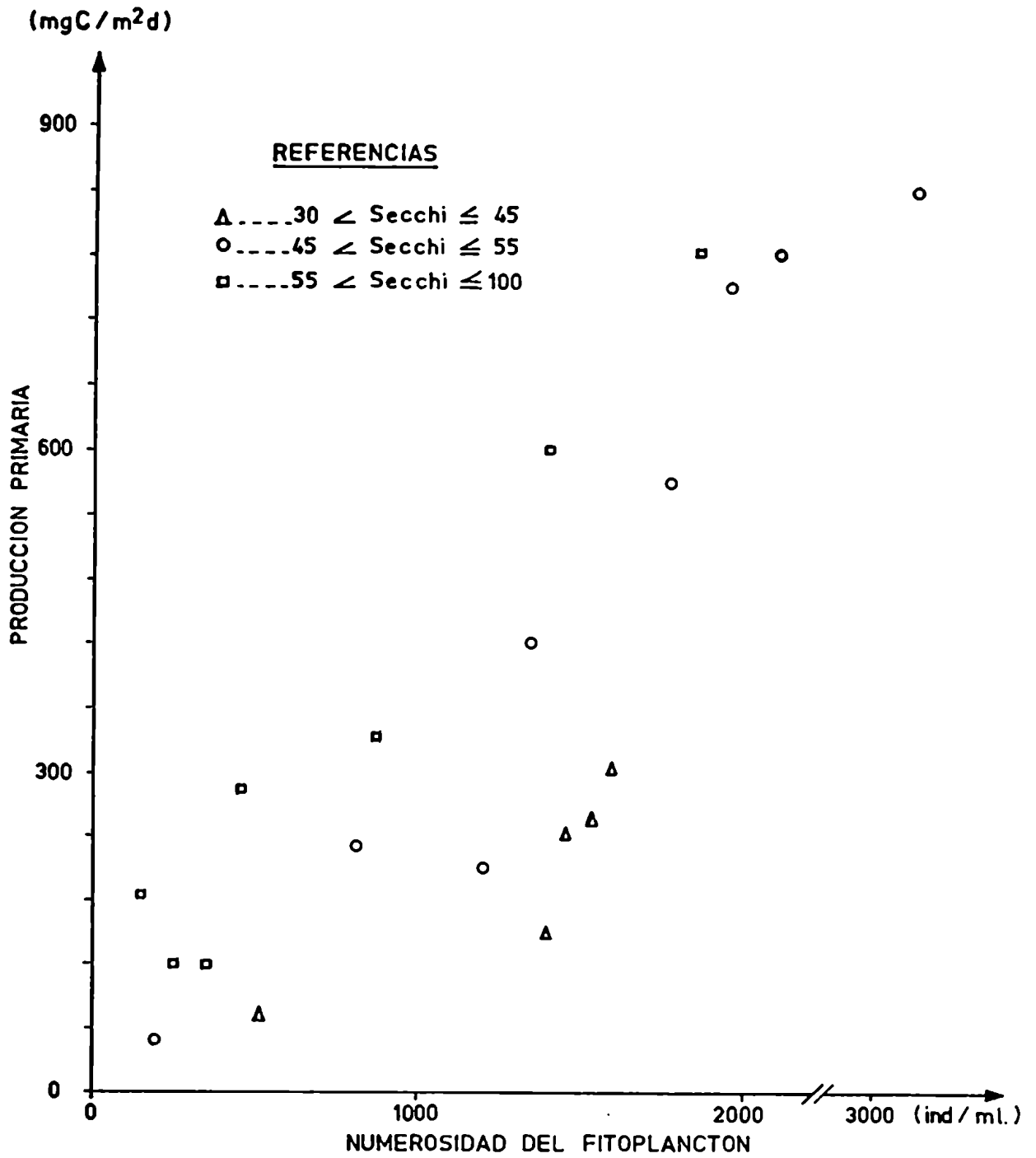


Fig. 5: Producción primaria del fitoplancton en función de la densidad de población del fitoplancton en el río Paraguay (La Herradura, Formosa). Los puntos se representan de tres formas distintas según la lectura del disco de Secchi.

En los primeros muestreos de 1978 se determinaron tasas de fijación de carbono sucesivamente crecientes, en concordancia con sendos aumentos en la transparencia y en la densidad celular, hasta culminar en mayo con un pulso de  $560 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . Con posterioridad a esta fecha, durante los meses de invierno, se produjo una caída en la densidad celular, que registró, en julio y agosto, valores de 430 y 360 ind/ml, respectivamente. Aun cuando la transparencia del agua resultó comparativamente elevada, con lecturas del disco de Secchi de 64 cm en ambos casos, la productividad resultó escasa. En el muestreo realizado a fines de julio las condiciones meteorológicas adversas contribuyeron considerablemente a restringir la actividad fotosintética, registrándose una tasa de fijación de carbono de sólo  $80 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

En los meses de primavera-verano se produjo un progresivo aumento de la numerosidad celular, como así también de la tasa de fijación de carbono. Dicha tendencia culmina a principios de diciembre con un pulso de gran densidad de Melosira granulata, alcanzando el 8/XII/78 a 4.000 ind/ml. En dicha oportunidad, la actividad fotosintética alcanzó su valor máximo de  $1.250 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ . Este valor, tan elevado, resulta del mismo orden de magnitud que el de algunos ambientes leníticos eutróficos de la zona, tales como las lagunas Totoras y Gonzalez (Caro, Bonetto y Zalakar, 1979). La producción por unidad de área, si bien representó también la mayor del período de estudios, no resultó tan elevada en función de la escasa transparencia del agua de 43 cm de lectura de disco de Secchi, que redujo considerablemente la profundidad de la zona fótica, determinándose una tasa de fijación de carbono por unidad de área de  $750 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

Durante enero y febrero, y en coincidencia con el bajo nivel hidrométrico, la mayor temperatura del agua y la elevada irradiación solar, tanto la densidad de población del fitoplancton como su productividad se mantuvieron elevados, con registros relativos a esta última de 650 y  $640 \text{ mgC/m}^2\text{d}$  el 28/XII/78 y 27/I/79, respectivamente.

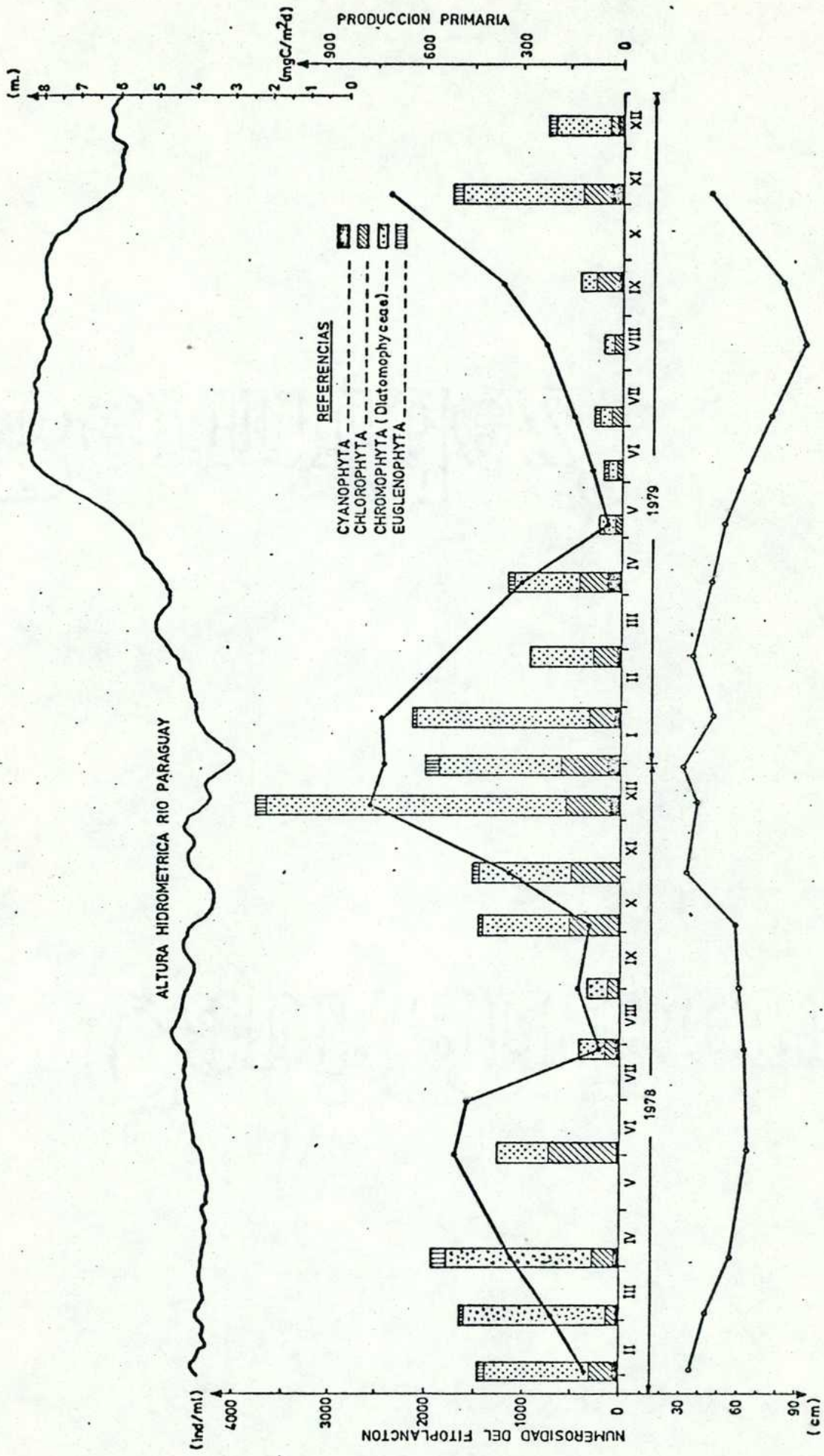


Fig. 6: Producción primaria, densidad y composición del fitoplancton, transparencia del agua y altura hidrométrica del río Paraguay en La Herradura, Formosa.



En estos muestreos, la tasa de fijación en superficie alcanzó también los  $1.000 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ , siendo la transparencia muy escasa con sólo 33 cm de lectura de disco de Secchi, el 28/XII/78.

En ocasión de la creciente extraordinaria de 1979, se operó una progresiva dilución del fitoplancton, registrándose paralelamente una notable caída de la intensidad de fotosíntesis, hasta llegar el 8/V/79 al mínimo del período de estudios, de  $60 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , fecha en la cual la densidad de población del fitoplancton alcanzó a sólo 200 ind/ml. Coincidentemente con el aumento del nivel de aguas se produjo un incremento de la transparencia y una disminución del pH.

Entre los meses de junio y octubre el nivel de aguas se estabilizó en torno a los 8 m del hidrómetro de Formosa y, si bien la densidad celular permaneció baja, los incrementos en la transparencia se tradujeron en moderados aumentos en la productividad, en respuesta a un mejor desarrollo vertical de los perfiles y, por ende, a una mayor profundidad del estrato trofogénico.

En los últimos meses de 1979 se produjo una marcada disminución del nivel de aguas, acompañado de un incremento en la numerosidad celular y en la tasa de fijación de carbono, que al 4/XI/79 alcanzó a  $600 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , con 1.700 ind/ml.

En contraposición con la referida relación entre la actividad fotosintética respecto a la densidad celular y a la transparencia del agua, no se ha observado relación alguna entre la tasa de fijación de carbono y la concentración de nutrientes. Con el objeto de profundizar en el análisis respecto de la importancia de los nutrientes como posibles factores condicionantes de la productividad, se realizaron bioensayos en los cuales se comparó la tasa de fijación de carbono en muestras testigos, incubadas "in situ", con respecto a la de muestras incubadas paralelamente, enriquecidas con nitrógeno y fósforo.

En los meses que median entre noviembre de 1978 y abril de 1979, de aguas bajas o medias, de elevada productividad y densidad celular, el enriquecimiento con nitrógeno, ya sea en la forma de nitrato ( $\text{NO}_3\text{Na}$ ) o de amonio ( $\text{ClNH}_4$ ), redundó en todos los bioensayos en un aumento de la tasa de fijación de carbono. Las botellas a las que se les adicionó fosfatos, registraron incrementos en la intensidad de fotosíntesis respecto de la testigo en tres de los cinco muestreos realizados.

En los meses de mayo a setiembre de 1979, durante el período de creciente, en que la densidad celular resultó baja, al igual que la productividad, el enriquecimiento con nitrógeno y fósforo no produjo efecto estimulante alguno, resultando la productividad mayor en la botella testigo.

El 13/XII/79 se realizó otro tipo de bioensayo, consistente en comparar el crecimiento de un inóculo de Scenedesmus falcatus en tres fracciones de agua de río filtrada. De las tres fracciones, una fue mantenida como testigo; de las otras dos, la primera fue enriquecida con nitrógeno y la segunda con fósforo. Los tres bioensayos fueron incubados en laboratorio, con incubador rotatorio y luz artificial a la misma temperatura del agua de río en el momento de tomarse la muestra. Los resultados obtenidos se representan en la figura 7. Puede observarse en dicha figura que el mayor crecimiento de S. falcatus se produjo en la fracción enriquecida con nitratos, alcanzando a 100.000 ind/ml, a los 14 días de haberse iniciado el experimento, mientras que la fracción enriquecida con fósforo no alcanzó a 30.000 ind/ml, y el testigo sólo pudo permitir el crecimiento de 20.000 ind/ml. Las concentraciones de fosfatos y nitratos en el agua del río fueron, el 13/XII/79, de 0,12 y 0,19 mg/l, respectivamente, con un cociente  $\text{N-NO}_3/\text{P-PO}_4$  de sólo 1,06. Otros bioensayos llevados a cabo durante 1981, arrojaron resultados semejantes, correspondiendo a las fracciones enriquecidas con nitrógeno el máximo crecimiento algal.

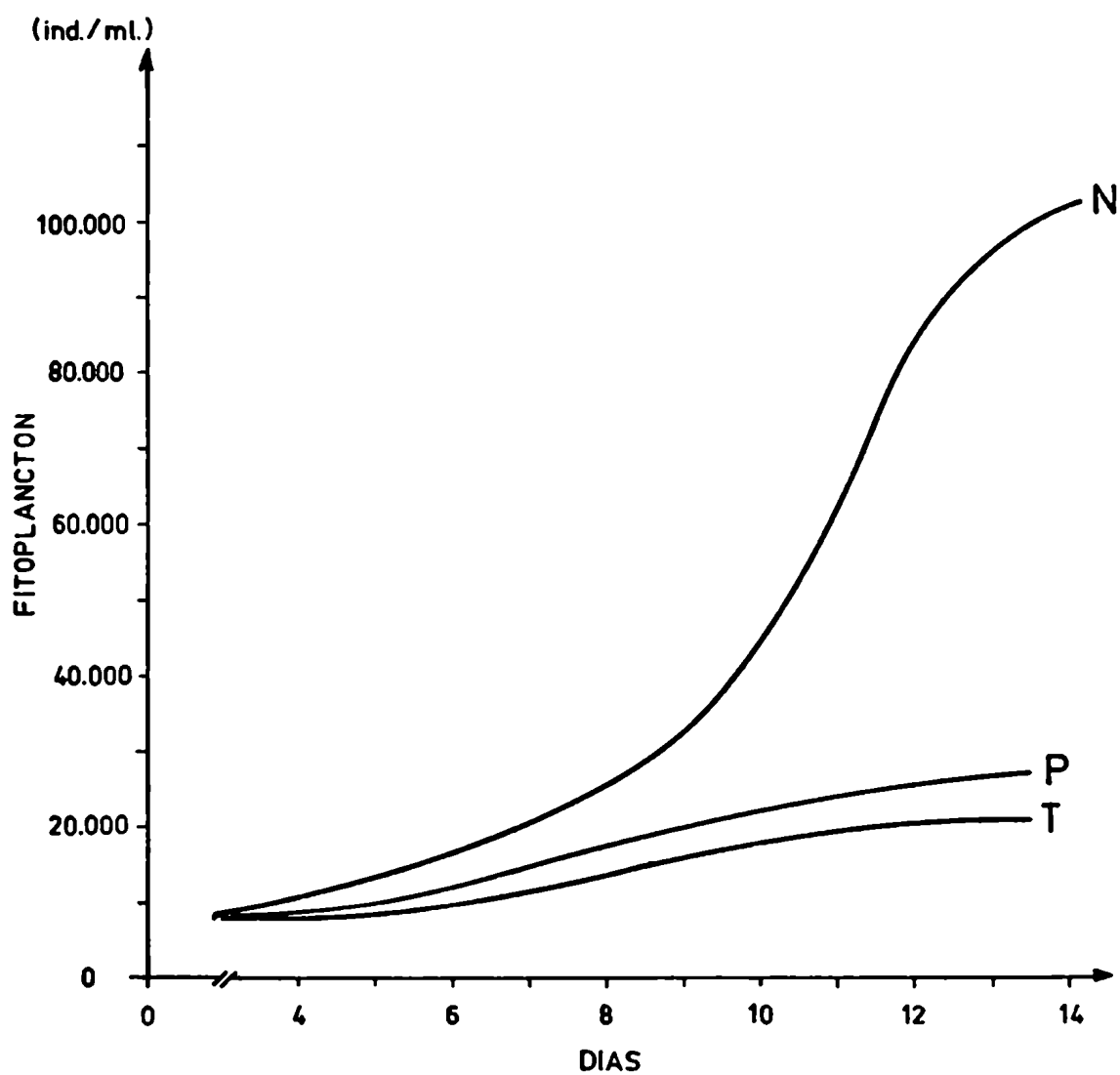


Fig. 7: Crecimiento de *Scenedesmus falcatus* en agua de río filtrada, enriquecida con nitrógeno (N), fósforo (P) y testigo (T), en el río Paraguay (La Herradura, Formosa).

Algunos de los parámetros estudiados, tales como la densidad de población del fitoplancton y su productividad, la concentración de materia orgánica, tanto disuelta como particulada, el clima óptico del agua, y la concentración de nutrientes en aguas del río Paraguay, se corresponden con aquellos que suelen ser característicos de ambientes con elevado grado de trofismo. Si bien la actividad fotosintética suele ser comparativamente alta, el mayor consumo de oxígeno, indicativo de una igualmente elevada actividad heterotrófica, redundando en un balance menos favorable que el de otros ríos de la región. Por tal motivo, y a los efectos de lograr una idea más completa del régimen trófico de este curso de agua, se intentó realizar una estimación cuantitativa de la biosíntesis bacteriana.

Como es bien conocido (Sorokin y Kadota, 1972), la fijación de  $^{14}\text{CO}_2$  en muestras incubadas en oscuridad permite obtener una estimación, si bien aproximada, de la biosíntesis bacteriana, dado que dicha biosíntesis obtiene una fracción de su contenido en carbono por fijación del  $\text{CO}_2$  disuelto (Sorokin, 1965; Overbeck, 1979).

A los efectos de lograr una primera aproximación de la producción bacteriana, se realizaron incubaciones "in situ" de botellas oscuras con el agregado de  $^{14}\text{CO}_3\text{HNa}$ , calculando la productividad de acuerdo a la metodología propuesta por Romanenko (1964).

Los valores obtenidos oscilaron en superficie en un rango comprendido entre 6 y 73  $\text{mgC/m}^3\text{d}$ , con tendencia a observar los valores mayores durante el estiaje, en los meses de verano, y los menores en la creciente, especialmente en muestreos efectuados entre mayo y julio de 1979, detectándose además relación con la concentración de nitratos (coeficiente de correlación  $r = 0,7$ ).

A diferencia de la fijación fotosintética de carbono, la cual se halla confinada a la profundidad de la zona fótica, no superando en este caso los dos metros, la producción heterotrófica de carbono se extiende a la totalidad de la columna de agua, con tenden-

cia a incrementarse hacia el fondo, que en la zona de muestreo se encontró entre los 10 y 15 m, dependiendo de la altura hidrométrica del río. Por tal motivo, su valor integrado por unidad de área, que osciló entre 90 y 650 mgC/m<sup>2</sup>d, resultó del mismo orden de magnitud, superando en la mayoría de los casos al de la fijación fotosintética.

### c) ESTACION PUERTO BERMEJO

#### I) Algunas características limnológicas

La temperatura del agua fluctuó entre 17°C (6/VII/79) y 30°C (2/II/78). La transparencia resultó siempre muy escasa, variando la lectura del disco de Secchi en un rango comprendido entre 1,5 (3/III/78) y 65 cm (15/VII/79), en muy estrecha relación con la concentración de sólidos en suspensión (figura 8). En la figura 9 se representa la carga de sólidos suspendidos en función de la altura hidrométrica del río Bermejo, observándose un alto grado de correlación entre ambas variables, poniendo de manifiesto que los aportes de dicho río regulan la transparencia del Paraguay, aguas abajo de la desembocadura del primero y aun en buena parte del Paraná Medio.

La conductividad del agua varió en un rango bastante amplio, comprendido entre 48 µS/cm (30/VIII/78) y 245 µS/cm (31/V/78). En la figura 10 se representan las fluctuaciones de la conductividad en las localidades de La Herradura y Puerto Bermejo, como así también las del río Bermejo en la localidad de Puerto Velaz, y el ciclo hidrológico de dicho río. Durante el estiaje del río Bermejo, si bien sus aguas alcanzaron una conductividad elevada, de 550 µS/cm, el escaso caudal aportado no introdujo modificaciones en las aguas del río Paraguá, el cual mostró valores muy similares para ambas estaciones de muestreo. Durante la creciente del Bermejo, en cambio, el aumento de caudal con aguas de mayor conductividad, de hasta 650 µS/cm, se tradujo en un considerable aumento de la conducti

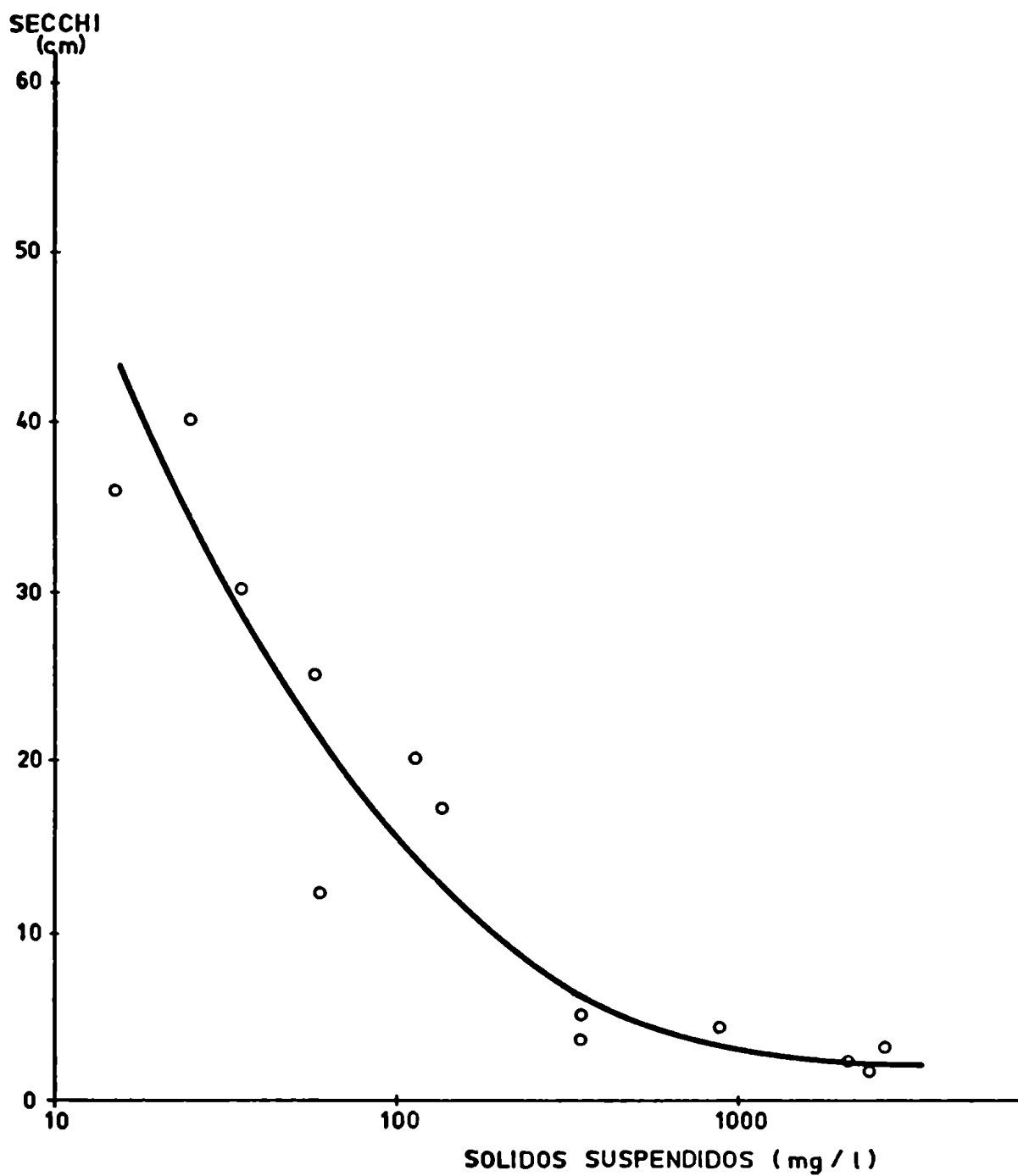


Fig. 8: Relación entre las lecturas del disco de Secchi y la concentración de sólidos en suspensión en el río Paraguay (Puerto Bermejo, Chaco).

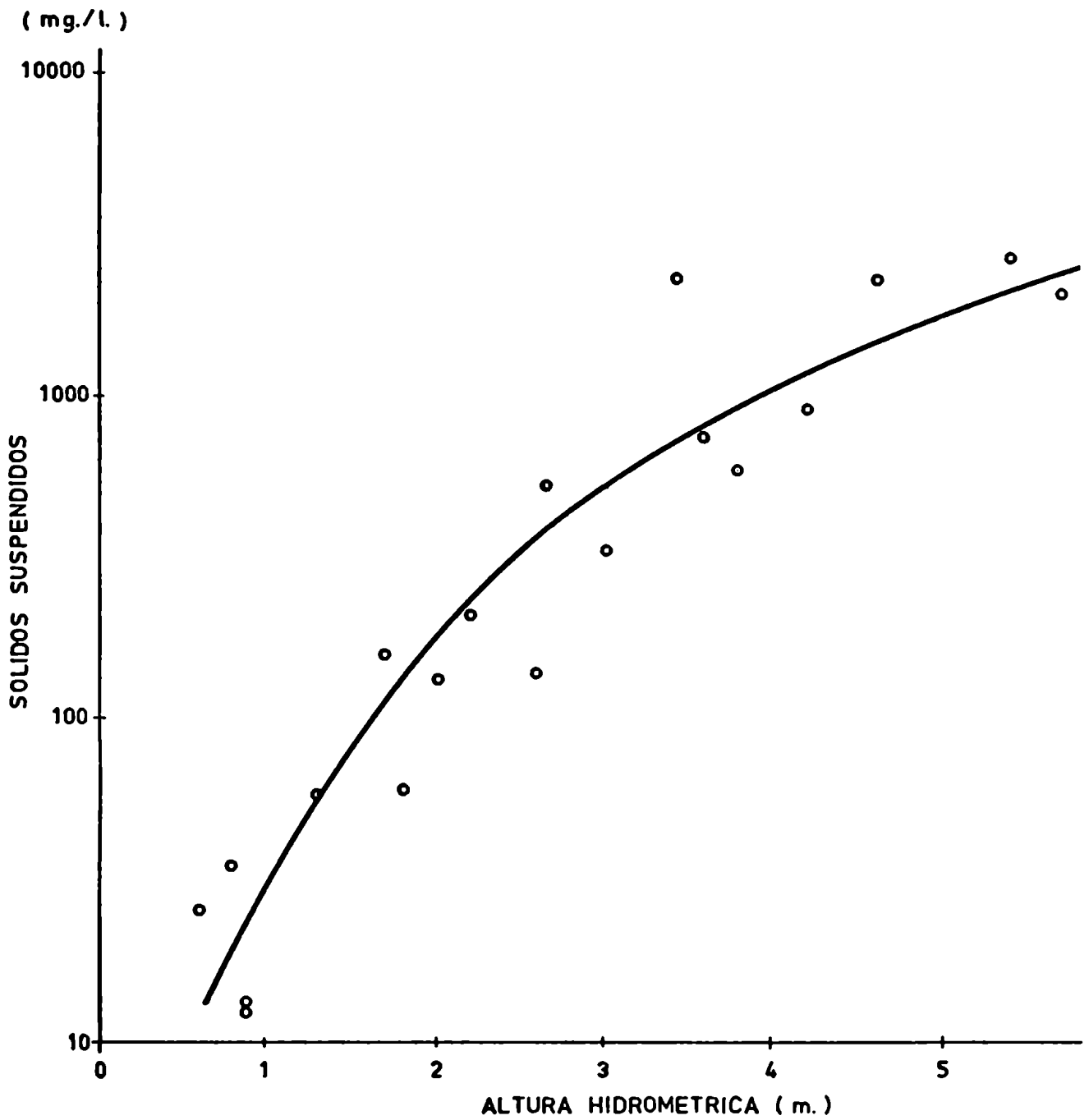


Fig. 9: Concentración de sólidos en suspensión en el río Paraguay en Puerto Bermejo, en función de la altura hidrométrica del río Bermejo.

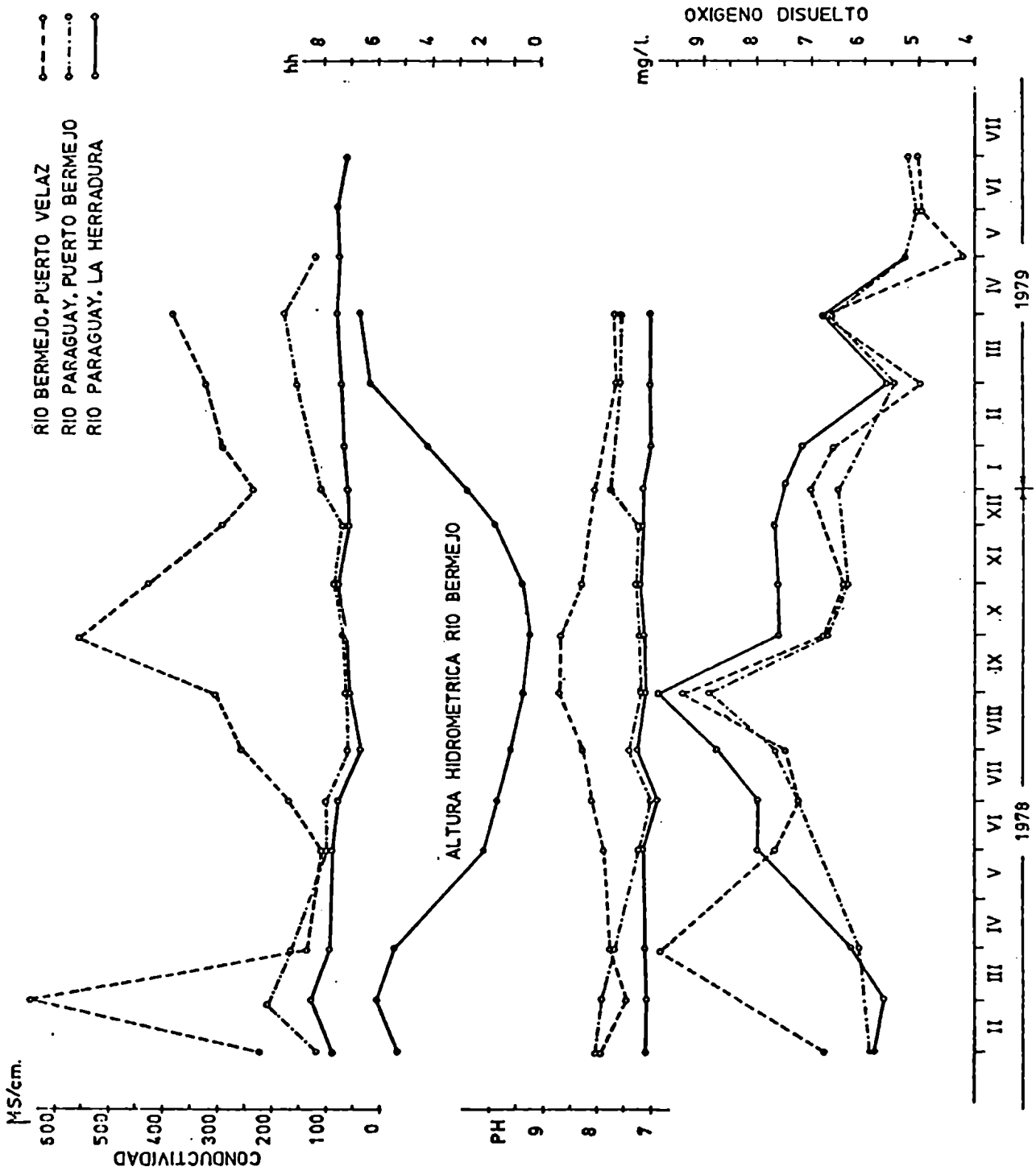


Fig. 10: Marcha anual de la conductividad, pH y oxígeno disuelto del agua en el río Paraguay, estaciones de La Herradura (Formosa) y Puerto Bermejo (Chaco), y en Puerto Velaz.



vidad en la estación Puerto Bermejo con respecto a La Herradura.

El pH fluctuó entre 6,7 (6/VII/79) y 8,2 (2/XI/78) unidades. Sus variaciones presentaron rasgos semejantes a los de la conductividad: durante el estiaje del río Bermejo, los valores determinados en ambas estaciones coincidieron, mientras que durante la creciente de dicho río se operó un incremento en la estación ubicada aguas abajo de la confluencia.

La concentración de oxígeno disuelto varió en un rango comprendido entre 5,06 (50% de saturación, 6/VI/79) y 9,06 mg/l (94% de saturación, 30/VIII/78).

La concentración de nitratos osciló entre 0,17 (28/VII/78) y 3 mg/l (4/IV/78), mientras que la de fosfato lo hizo entre 0,017 (28/VI/78) y 0,83 mg/l (8/V/79), resultando la relación  $N-NO_3/P-PO_4$  menor que 10 para todos los muestreos, con un valor medio de 2,4 durante el período considerado.

## II) Fitoplancton, composición específica y rasgos estructurales

La composición y densidad de la población fitoplanctónica aguas abajo de la desembocadura del río Bermejo, estuvo íntimamente relacionada con el ciclo hidrológico de dicho río. Obviamente, la gran cantidad de sólidos suspendidos aportados durante sus períodos de creciente fueron desfavorables para el desarrollo del mismo.

Durante los muestreos operados desde febrero de 1978, cuando el río Bermejo se encontraba en su período de aguas altas, la densidad de población fue muy reducida con respecto a la observada en la estación de La Herradura. En general, las diatomofíceas presentaron una dominancia casi absoluta, a través de las diatomeas céntricas del género Melosira, las que, por lo general, presentaron filamentos desagregados con pocas células, o bien células aisladas, observándose además frecuentemente frústulos rotos y desprovistos de

citoplasma. Los grupos restantes estuvieron en general ausentes o escasamente representados.

Por el contrario, cuando el río Bermejo se mantuvo en aguas bajas, el fitoplancton no presentó mayores variaciones, tanto en su densidad de población como en su composición específica con respecto a la estación de La Herradura, rasgo que se evidenció principalmente entre los meses de junio a octubre de 1978, para registrarse una disminución en los muestreos de noviembre y diciembre de 1978 y junio y julio de 1979, principalmente en lo referente a la participación de las clorofíceas con respecto al total de la comunidad.

### III) Producción primaria del fitoplancton

Dada la escasa transparencia del agua, la profundidad del estrato trofogénico fue siempre muy reducida, generalmente menor de 25 cm, si bien excepcionalmente dicho estrato alcanzó a 1 m (4/X/78). Los perfiles de producción mostraron invariablemente un máximo superficial, con muy escaso desarrollo en profundidad, sin observarse fenómenos de inhibición fotosintética por exceso de luz en ningún muestreo. La tasa de fijación de carbono, en superficie, presentó variaciones que se relacionaron con las de la densidad de población del fitoplancton, oscilando entre 4 mgC/m<sup>3</sup>d (4/IV/78), con menos de 100 ind/ml, y 172 mgC/m<sup>3</sup>d (7/XII/78), con 4.000 ind/ml.

En la figura 11 se representa la marcha anual de la producción por unidad de área y la transparencia del agua en la localidad de Puerto Bermejo, y la altura hidrométrica del río homónimo durante el período considerado. Como puede apreciarse, durante los meses de enero a julio de 1978, la productividad fue mínima, con valores inferiores a los 5 mgC/m<sup>2</sup>d. De enero a abril, aproximadamente, se operó la creciente anual del río Bermejo, cuyo aporte de sedimentos, como fuera señalado, limita drásticamente la transparencia del agua en el bajo Paraguay. Entre abril y octubre se produjo un paulatino descenso del nivel de aguas en dicho río, redundando en sucesivos



incrementos en la transparencia del río Paraguay, aguas abajo de su desembocadura. A partir de agosto, coincidiendo con el estiaje del río Bermejo, se produjo un incremento de la productividad culminando en noviembre con  $61 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , siendo, en dicha oportunidad, 30 cm la lectura del disco de Secchi, y 1.380 ind/ml la densidad de la población fitoplanctónica. En el muestreo realizado a principios de diciembre de 1978, se observó una drástica disminución de la transparencia, con una lectura de sólo 12 cm del disco de Secchi, no obstante lo cual la numerosidad del fitoplancton fue la mayor del período de estudios, con 4.000 ind/ml, alcanzándose una comparativamente alta tasa de fijación de carbono en superficie, si bien su valor integrado para el total del perfil resultó muy semejante al anterior, con  $59 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . En los primeros meses de 1979 se repite el ciclo anual explicado, caracterizado por las bajas tasas de fijación de carbono durante las crecientes estivales del río Bermejo y la disminución de la transparencia del agua y de la densidad celular, las cuales se incrementan posteriormente durante el estiaje de dicho río.

### c) DISCUSION

Tal como se ha explicado inicialmente, la presencia de la enorme depresión del Pantanal en la alta cuenca del río Paraguay, le confiere al mismo particularidades hidrológicas de manifiesta relevancia, actuando como un moderador natural de su régimen, para producir un módulo de derrame muy regular, y una atenuación y retardo de la creciente respecto de la época de máximas precipitaciones.

Suele aceptarse como un principio de validez general que la concentración de sólidos suspendidos en los ríos presenta correlación con el caudal del mismo. Muller y Forstner (1968) y Meybeck (1976), entre otros, sugieren que la cantidad de material suspendido ( $C_s$ ), sería una función del caudal ( $Q$ ) de la forma  $C_s = a Q^b$

con  $b > 1$ . Tal sería el caso del Paraná, Bermejo y muchos otros ríos del área. En el río Paraguay, por el contrario, si bien no se ha encontrado correlación (figura 12) entre ambas variables, debido a la gran dispersión de los valores con aguas medias a bajas, es manifiesta la tendencia a la disminución de la carga de sólidos suspendidos durante la creciente, en contraposición a la formulación antedicha.

La cuenca superior del Paraguay está compuesta por ríos de regímenes torrenciales y de marcada capacidad de transporte (Tossini, 1941; Soldano, 1947). La baja concentración de sedimentos en su último tramo, y la disminución de los mismos durante la creciente, puede suponerse vinculada a la deposición de gran parte de dichos sedimentos, debido a la pérdida de velocidad del agua, al atravesar el conjunto de ambientes leníticos vinculados al área del Pantanal.

Efectos semejantes han sido descritos por Mitchel (1973) en la cuenca del lago Kariba (Rhodesia), quien observó que la presencia de extensas áreas anegables y pantanosas (pantanos de Barotse y Chobe) en la cuenca del río Zambezi, modifican sustancialmente tanto sus características limnológicas como hidrológicas. Sus crecientes llegan al lago con mucha posterioridad al período de máximas precipitaciones. Una gran parte de los sedimentos, como así también de las sales disueltas, es retenido o precipitado en los pantanos y, por lo tanto, el río es comparativamente pobre en tales valores con respecto a otros del área, también afluentes del lago Kariba, siendo además su módulo de derrame más estable a lo largo del año.

El contenido en sales disueltas ( $C_d$ ) aportado por un río estaría relacionado (Muller y Forstner, 1968; Meybeck, 1976), en cambio, en forma inversa con su caudal, proponiendo los citados autores una función del tipo  $C_d = a Q^b$  con  $-1 < b < 0$ , para vincular ambas variables. Livingstone (1963) sugiere que tal tendencia se debería a que la conductividad del agua, para cada cuenca en particular, resultaría de la proporción de agua que llega al río por escurrimien

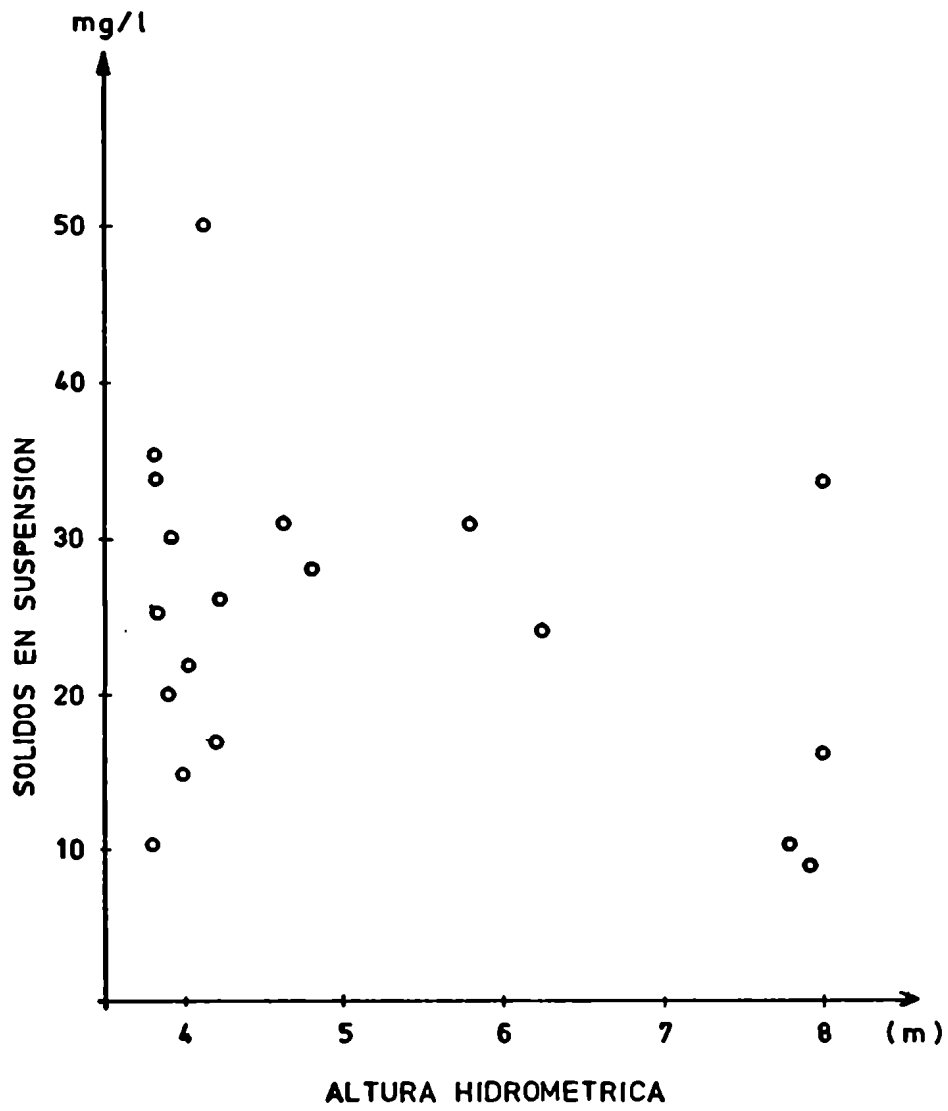


Fig. 12: Concentración de sólidos suspendidos en función de la altura hidrométrica en el río Paraguay (La Herradura, Formosa).

to superficial con respecto a aquella que percoló a través de las napas. El contenido en sales disueltas sería menor durante las crecientes debido a la mayor proporción de agua de precipitación aportada por el río en ese momento.

En la figura 13 se representa la conductividad del agua en función de la altura hidrométrica del río Paraguay. Puede observarse en esa figura, al igual que en el caso de los sólidos suspendidos, que el rango completo de variación se produjo en el período de aguas medias o bajas, sin relación aparente entre ambos parámetros. En la figura se han unido los puntos que representan las conductividades medidas desde diciembre de 1978, en que la altura hidrométrica fue la mínima, hasta la culminación de la creciente de 1979, en abril, y durante su estabilización posterior hasta setiembre de 1979. Puede observarse claramente una tendencia ascendente durante el aumento del caudal, con una caída posterior a lo largo del proceso de estabilización.

Como se recordará, con anterioridad se hizo referencia al desfase existente entre el ciclo hidrológico del río Paraguay en su parte superior, y el ciclo del río aguas abajo del Pantanal, presentando, en este tramo, un retraso de cuatro meses respecto del superior. Esta característica podría estar relacionada con la histéresis observada en las variaciones de la conductividad del agua en función de la altura hidrométrica del río. Cabe suponer que el agua transportada por el río en la primera onda de creciente, durante el período de rápido incremento de altura, se hallaba previamente retenida, durante un lapso de tiempo variable en el Pantanal, cuya conductividad resulta comparativamente elevada. Posteriormente, en la medida en que el cauce inferior transporte una proporción cada vez mayor del agua aportada durante la creciente de los tributarios de la alta cuenca, de menor contenido iónico, la conductividad tenderá a disminuir durante el período de estabilización y posterior declinación del nivel hidrométrico.

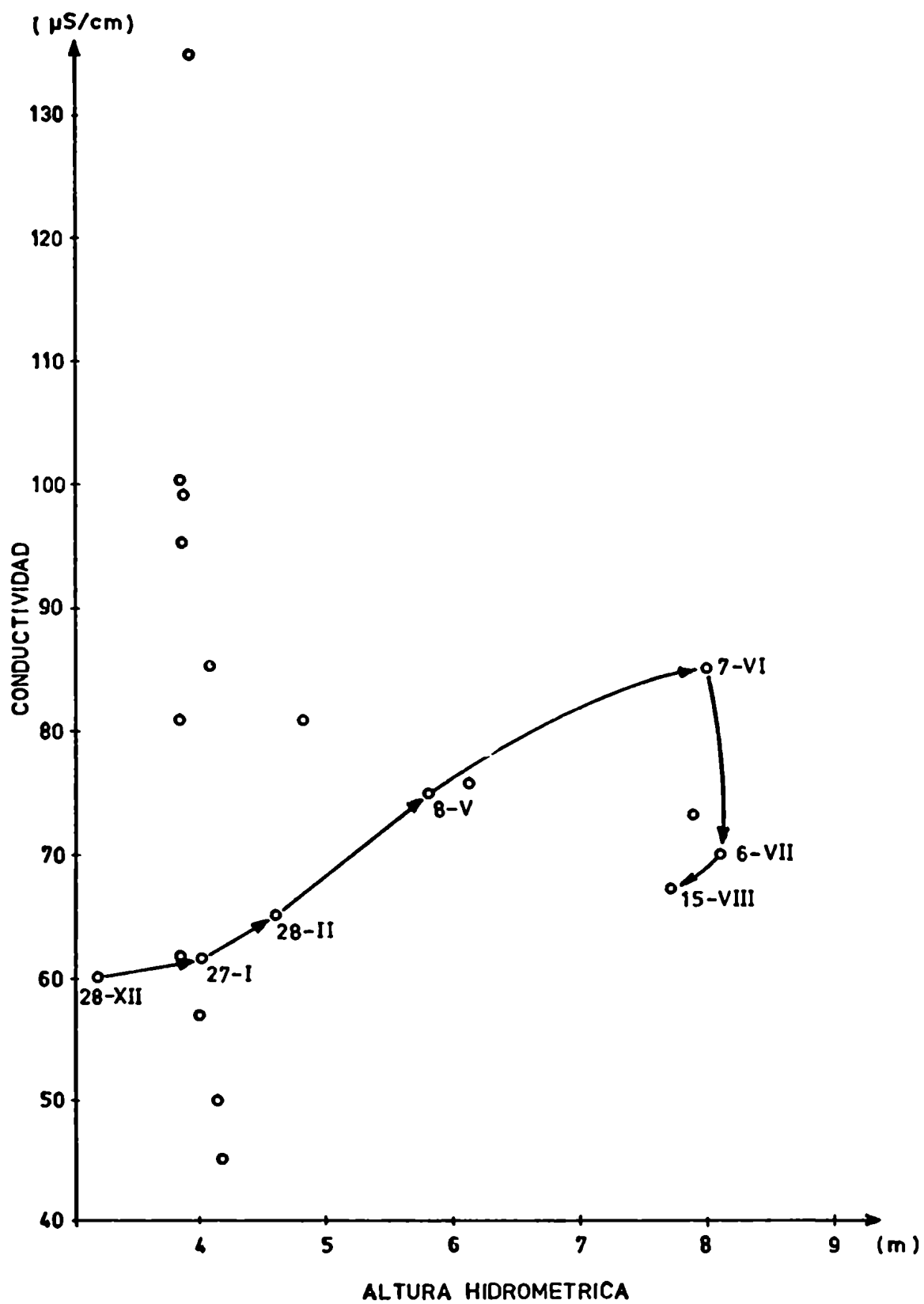


Fig. 13: Conductividad del agua en función de la altura hidrométrica del río Paraguay (La Herradura, Formosa).



La tasa específica de transporte de sólidos suspendidos, sumamente baja, fue estimada en forma aproximada en unas 3,2 Ton/km<sup>2</sup>año, sobre la base de las determinaciones de concentración de sólidos suspendidos y la información sobre la cuenca aportada por Soldano (1947). Como se sabe, dicho valor varía en un rango muy amplio según las características topográficas de la cuenca. La escasa pendiente general de la misma condiciona una muy baja capacidad de transporte del agua y su lento escurrimiento en el área del Pantanal redundan en esta baja tasa de transporte.

Los nutrientes aportados por los ríos han sido señalados repetidamente como de importancia capital en el proceso de eutrofización de las aguas continentales (Vollenweider, 1970, 1976; Golterman, 1973, 1980 b). Por tal motivo se ha despertado creciente interés por el estudio del transporte de nitrógeno y fósforo en dichos cuerpos de agua, y las causas que lo condicionan. La tasa de transporte de fosfatos del río Paraguay se estimó en unos 6 mgP-PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>año, aproximadamente. Varios son los factores que influyen en la tasa de transporte de cada cuenca en particular. Se han señalado, entre otros, la caracterización geológica del área y el uso del suelo (Dillon y Kirchner, 1975); la densidad de población (Vollenweider, 1970), la pendiente media de la cuenca (Dudgale y Dudgale, 1961; Mackenthum et al., 1964), y en el caso de áreas agrícolas, el tipo de cultivo y de fertilización empleado en la zona (Holt, 1969). Dillon y Kirchner (1974) estudiaron en detalle 34 cuencas en Ontario (Canadá), concluyendo que una caracterización somera de la geología y uso del suelo proveen una aproximación grosera sobre el transporte de fósforo de cada río, clasificando las cuencas estudiadas en cuatro grandes grupos, según se hallen en áreas de origen predominantemente ígneo o sedimentario, y según la cobertura sea de pradera o bosque. Emery (1973) estimó un valor medio de 16 mgP-PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>año la descarga de cuatro cuencas forestadas de Washington (Estados Unidos). Missingham (1967) determinó en la cuenca del río Grand (On

tario, Canadá), predominantemente sedimentaria y con suelos dedicados a tareas agrícolas, una descarga de  $6 \text{ mgP-PO}_4/\text{m}^2\text{año}$ , idéntica a la presente estimación sobre el río Paraguay. Engelbrech y Morgan (1959) estimaron en  $61 \text{ mgP-PO}_4/\text{m}^2\text{año}$  la descarga de fósforo del río Maumee (Ohio, Estados Unidos), cuya cuenca es de origen sedimentario, con suelos también dedicados a tareas agrícolas. Jaworski et al. (1969) en Maryland (Estados Unidos), reportan valores de 32, 82 y  $70 \text{ mgP-PO}_4/\text{m}^2\text{año}$ , el transporte de fósforo en los ríos Patterson, Kreek y Rock Kreek, respectivamente, en áreas de intensa actividad agropecuaria.

De acuerdo a la información disponible, el río Paraguay parece encontrarse en el extremo inferior del rango de variación sugerido por la literatura especializada, entre los ríos cuyas cuencas se encuentran en áreas de origen geológico semejante. Tanto el río propiamente dicho, como sus principales afluentes se encuentran en áreas de origen sedimentario, generalmente corren por terrenos cuaternarios, sobre todo los afluentes de la margen derecha que drenan la llanura chacopampeana. La baja densidad de población, la ausencia casi total de actividad agrícola, y el complejo sistema de ambientes que atraviesa el río en la zona del Pantanal, determinan que la descarga de fosfato resulte (si bien dentro del espectro de valores registrados en la literatura), comparativamente baja con respecto a cuencas de características semejantes.

La productividad primaria del fitoplancton mostró variaciones que se correlacionaron con las de la densidad de población del mismo y con la transparencia del agua. La numerosidad del fitoplancton pareció, a su vez, estar condicionada, en gran medida, por las variaciones de nivel de las aguas. En la figura 14 se representa la concentración del fitoplancton en función de la altura hidrométrica del río. Si bien los puntos de la gráfica muestran una dispersión considerable, con un coeficiente de correlación  $r = 0,63$ , resulta evidente que las menores densidades se produjeron durante la

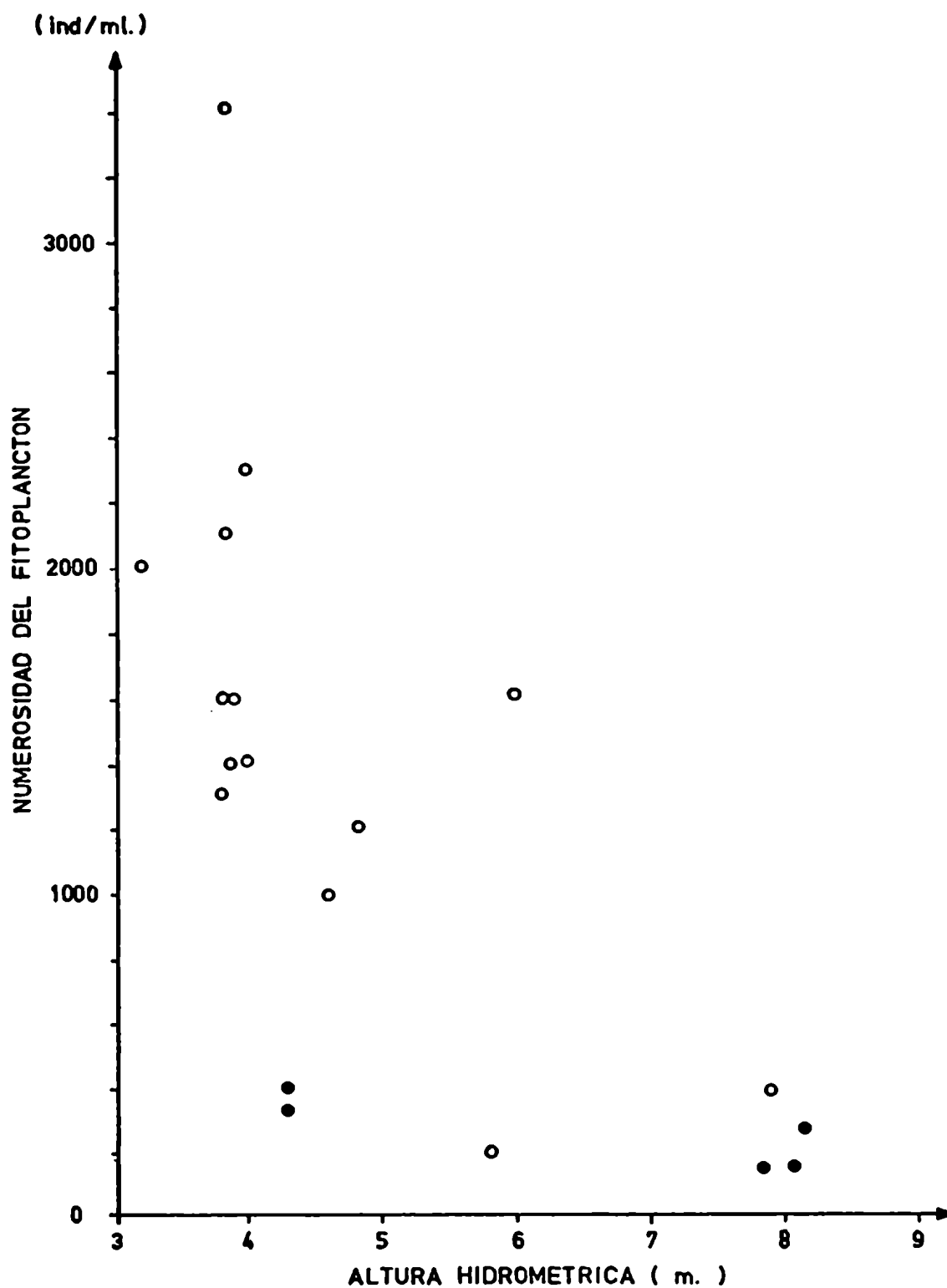


Fig. 14: Densidad de población del fitoplancton en función de la altura hidrométrica del río Paraguay (La Herradura, Formosa).

creciente y las mayores durante el estiaje, existiendo una gran va  
riabilidad en períodos de aguas medias. En los muestreos realizados  
durante los inviernos de 1978 y 1979 (representados con círculos os  
curos en la figura), se observaron bajas densidades, inde  
pendentemente del nivel de aguas, pareciendo sugerir una tend  
encia sobreim  
puesta a la anteriormente señalada. La menor energía radiante, tan  
to por la estacionalidad del clima como por la mayor nubosidad me  
dia en los meses de invierno, conjuntamente con la menor temperatu  
ra del agua, podrían contribuir a disminuir la tasa de renovación  
del fitoplancton.

La relación inversa entre la densidad del fitoplancton y el ni  
vel de las aguas parece ser de ocurrencia general y ha sido puesta  
de manifiesto por numerosos autores, entre otros por Kofoid (1908)  
en el río Illinois; Allen (1920) en el río San Joaquín; Galstoff  
(1934) en el Mississippi y Lack (1971) en el Thamesis. En nuestro  
medio, Schiaffino (1977), en su estudio del fitoplancton de afluen  
tes del Paraná Medio, observó una evidente relación inversa entre  
el caudal y la concentración celular en los ríos Santa Fe, Coronda,  
Correntoso y Cordobés. También en el Alto Paraná, en los estudios  
realizados en el área de Yacyretá (CECOAL, 1977; EBY, 1979), la mar  
cha anual del fitoplancton presentó variaciones que se relacionan  
en forma inversa con el caudal del río.

A su vez, si bien la bibliografía existente sobre la producti  
vidad primaria del fitoplancton en grandes sistemas potámicos es  
sumamente escasa y fragmentaria, la información disponible parece in  
dicar también una relación inversa entre la tasa de fijación de car  
bono y el nivel de aguas. Tal relación, en algunos casos, sería con  
secuencia de los cambios en la densidad del fitoplancton y en la  
transparencia del agua, asociados a las fluctuaciones del nivel hi  
drométrico. Sin embargo, este efecto ha sido observado en otros am  
bientes donde la transparencia resultaría independiente de la altu  
ra del agua. Schmidt (1976), estudiando la productividad primaria

del fitoplancton del río Negro (cuenca del Amazonas, Brasil), encontró una evidente correlación inversa entre la altura hidrométrica y la tasa de fijación de carbono, aun cuando la permeabilidad lumínica fue prácticamente constante durante el ciclo anual estudiado.

En el lago Castanho, un ambiente lenítico del valle de inundación del río Solimoes (Amazonas), cuyas aguas se contactan periódicamente con las de dicho río, el citado autor (1973) observó que la producción por unidad de volumen ( $\text{mgC}/\text{m}^3\text{d}$ ), varió en forma inversa a la de la altura hidrométrica; la productividad por unidad de área ( $\text{mgC}/\text{m}^2\text{d}$ ), en cambio, mostró variaciones relacionadas con la transparencia del agua, numerosidad del plancton y la compleja interacción con las aguas de dicho río.

En su estudio sobre la productividad primaria de la laguna Los Matadores, laguna isleña del río Paraná Medio, en contacto casi permanente con el río Correntoso (Santa Fe, Argentina), Perotti de Jorda (1978) registró los valores más altos en los meses de noviembre y diciembre, con el río en estiaje, y los más bajos durante los meses de abril, mayo, junio y julio de 1974, período en el cual el río se encontraba en creciente.

Evidentemente, las variaciones de caudal propias del régimen hidrológico de un río condicionan fuertemente la productividad primaria del fitoplancton. Cualquiera sea el mecanismo a través del cual se ejerza dicha influencia (dilución del fitoplancton, cambios en la concentración de sólidos suspendidos, modificaciones en otras características de las aguas) la misma viene a ser de fundamental importancia, aunque no siempre resulte muy clara en sus efectos ni estrictamente unidireccional en sus resultados.

No se ha observado relación entre la concentración de nutrientes, especialmente nitratos y fosfatos, y la productividad del fitoplancton o su densidad celular. Muy frecuentemente las concentraciones de nitrógeno o fósforo limitan tanto la tasa de fijación de

carbono como la biomasa del fitoplancton. En tal sentido, especial atención suele brindarse a las concentraciones de uno respecto al otro, en relación a los requerimientos algales. La relación N/P en la biomasa celular es aproximadamente 10/1 a 20/1, considerándose que tal relación de concentraciones caracterizará un medio equilibrado con dichos requerimientos (Lund, 1970; Golterman, 1975).

Sakamoto (1966), estudiando los lagos de la parte central del Japón, destacó la buena correlación entre la concentración de clorofila a en la época de máximo desarrollo del fitoplancton (primavera en los lagos dimícticos estudiados), y las concentraciones de nitrógeno o fósforo en sus aguas. En aquellos lagos en que el cociente N/P se encontraba en el rango 9-17, ambos nutrientes estaban balanceados con la concentración óptima relativa requerida para su crecimiento. Los ambientes con un cociente superior a 17 resultaron deficientes en fósforo y la biomasa celular se encontraba regulada por la concentración de dicho nutriente. Los ambientes en que la relación N/P presentaron un cociente menor que 10, por el contrario, resultaron deficientes en nitrógeno y su concentración determinó la cantidad máxima de clorofila. En el conjunto de ambientes estudiados, las deficiencias en fósforo resultaron frecuentes, encontrándose muy raramente cuerpos de agua con deficiencias en nitrógeno.

Las cantidades relativas de nitratos respecto de las de fosfatos en los lagos ingleses es también, por regla general, superior a 10 (Lund, 1970), sugiriendo el citado autor un exceso de nitrógeno y una deficiencia relativa de fósforo.

La inmensa mayoría de los ambientes estudiados en Europa y América del Norte son también deficientes en fósforo (Vollenweider, 1970; Thomas, 1973; Golterman, 1975) y, por ende, el incremento de dicho nutriente representa la principal causa de eutrofización de sus aguas continentales.

La relación media  $N-NO_3/P-PO_4$  en el río Paraguay, durante más

de dos años de muestreo, resultó muy baja, de 2,5, sugiriendo una deficiencia relativa en nitrógeno. La composición química de las aguas del río Paraguay fue estudiada con anterioridad por Maglianesi (1973), quien realizó determinaciones de nitratos, nitritos y amonio conjuntamente con las de fosfatos. El valor medio del cociente nitrógeno inorgánico total/fosfato, considerando la sumatoria de todas las sales de nitrógeno presentes, calculada sobre la base de la información producida por el citado autor, resultó de 4,6, o sea igualmente indicativa de una deficiencia relativa de nitrógeno.

Los ambientes en los cuales se ha observado que el desarrollo del fitoplancton es limitado por deficiencias en nitrógeno, son poco frecuentes (Golterman, 1975). Talling (1965) supone que tal situación es común en el conjunto de lagos de Africa Ecuatorial, sugiriendo que podría ser una característica de las áreas tropicales, probablemente asociada a una mayor velocidad de denitrificación en dichas áreas. Moss (1969) estudió mediante el empleo de bioensayos de fertilidad, la disponibilidad de nutrientes en nueve lagos de Malawi, situados entre los paralelos 15 y 17° de latitud sud, resultando también deficientes en nitrógeno.

Viner (1972) observó, también utilizando técnicas de bioensayo, que las aguas del lago George (Uganda), situado en el ecuador, son deficientes en nitrógeno. Robarts y Southall (1977) realizaron un estudio sobre calidad de aguas y eutrofización en los principales embalses de Rhodesia, situados entre los 16 y 20° de latitud sud, resultando que en cuatro de los siete casos estudiados la productividad estaba limitada por deficiencias en fósforo, mientras que en los tres restantes por nitrógeno. Mitchel (1973) sugiere que las aguas del lago Kariba (Rhodesia), son asimismo deficientes en nitrógeno.

Para la realización del presente trabajo se llevaron a cabo bioensayos en los cuales la población natural del fitoplancton fue incubada "in situ" con el agregado de distintas sales nutricias, en

presencia de  $^{14}\text{CO}_3\text{HNa}$  durante cortos períodos, de aproximadamente 6 horas de duración. Esta técnica fue utilizada repetidamente por Goldman (1960a, 1960b, 1961, 1963 y 1964), y otros autores americanos (Goldman y Wetzel, 1963; Wetzel, 1965). Según Wetzel (1965), el método posee la ventaja de ser rápido, preciso y sensible, basado en el supuesto de que si el nutriente agregado se halla en concentraciones limitativas para el desarrollo de la población, se obtendrá una respuesta estimuladora en la fijación de carbono en pocas horas, no habiéndose observado fase "lag" en experiencias realizadas por él en cultivos de laboratorio.

No obstante, otros autores (Lund et al., 1971; Reynolds y Butterwick, 1979; Talling, comunicación personal; Golterman, comunicación personal), opinan que no necesariamente la respuesta a la adición de una sal originariamente en concentraciones limitativas en el agua se traduce en un incremento inmediato de la actividad fotosintética, suponiendo más confiable realizar bioensayos de fertilidad donde se estudie la respuesta de la población fitoplanctónica al enriquecimiento con los nutrientes objeto de estudio, durante un período de tiempo relativamente prolongado. Steemann Nielsen demostró que en cultivos de Chlorella con deficiencias extremas de fósforo ( $10^{-7}$   $\mu\text{g}/\text{cel}$ , que represente, según el citado autor, el mínimo de supervivencia para la especie), la tasa de fijación de carbono se redujo en forma inmediatamente posterior a la adición de fosfatos. Golterman (comunicación personal) señala que aún no es bien conocido el mecanismo de transporte activo del fósforo a través de la membrana celular, pudiendo competir por algunos intermediarios del ciclo de fijación del carbono, redundando en una disminución inicial en la tasa de fijación.

Hacia fines del período de estudios se llevó a cabo un bioensayo de este tipo, realizándose con posterioridad, en 1981, algunos estudios complementarios sobre el particular. El conjunto de observaciones realizadas con ambos métodos resultaron coincidentes



entre sí, y concordantes con la referida evidencia química resultante de la baja proporción relativa de nitrógeno en el agua de este río.

La actividad fotosintética parece estar condicionada por una compleja gama de interacciones sumamente dinámica y cambiante. Durante el período de creciente, en 1979, la limitante estuvo representada por factores físicos y ambientales, tales como la dilución del fitoplancton por el incremento del caudal y la mayor velocidad de la corriente. La concentración de nutrientes en el agua se encontraría en exceso respecto de los requerimientos del escaso fitoplancton presente y su igualmente baja tasa de fijación de carbono, no detectándose respuestas positivas al enriquecimiento con nitratos y fosfatos. Durante los muestreos realizados con el río en estiaje, en cambio, en que tanto la numerosidad del fitoplancton como la productividad de las muestras testigos resultó más elevada, el enriquecimiento con sales de nitrógeno produjo siempre incrementos en la productividad, mientras que las sales de fósforo, sólo en algunas ocasiones mostraron respuesta positiva, siempre con valores menores que las alcanzadas en las muestras con el agregado de nitrógeno, indicando, en concordancia con la referida baja relación  $N-NO_3/P-PO_4$ , una deficiencia relativa en nitrógeno en sus aguas.

Se ha intentado en el presente trabajo, una estimación cuantitativa de la productividad heterotrófica. La metodología empleada (Romanenko, 1964), posee igualmente algunas limitaciones. La asimilación bacteriana de  $CO_2$  se debe principalmente a tres grupos de organismos, los cuales se diferencian por la demanda externa de  $CO_2$  para su biosíntesis (Sorokin, 1965). El más importante corresponde a la microflora heterotrófica que procede a la descomposición aeróbica de sustratos fácilmente degradables, de escaso peso molecular, utilizando entre 3 y 5% de carbono inorgánico para la síntesis de su biomasa. Este grupo es el que prevalece en el epilimnion de lagos y embalses. Un segundo grupo puede distinguirse, representado

por el microplancton que oxida los compuestos producidos por la descomposición anaeróbica de la materia orgánica del hipolimnion, tales como metano, etanol, ácido fórmico, etc. Entre un 30 y 60% del carbono celular en estos organismos es de origen externo, encontrándose confinados fundamentalmente a las profundidades de lagos estratificados o en las interfases entre estratos oxigenados y anóxicos. El tercer grupo corresponde a las bacterias quimioautótroficas, las que obtienen el 100% de su contenido en carbono del  $\text{CO}_2$  disuelto, y utilizan la energía derivada de la oxidación de compuestos reducidos tales como el  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{Fe}^{++}$ , etc. habitando sobre todo en la interfase agua-sedimento.

Romanenko (1964) observó que en el embalse Rybinsk (URSS), la asimilación de  $\text{CO}_2$  en oscuridad correspondía en forma bastante constante al 6% de la biosíntesis bacteriana total, proporcionando la base para el desarrollo de una metodología sencilla para la estimación de la producción heterotrófica. Con posterioridad, Overbeck (1979) observó que en un lago estratificado, con hipolimnion anóxico, la asimilación de  $\text{CO}_2$  en oscuridad osciló durante el ciclo anual entre un 0,4 y un 30%, sugiriendo que la metodología de Romanenko debería ser tomada sólo como una aproximación grosera. No obstante, el valor medio durante el período de estudios resultó justamente 6% de la biosíntesis, mientras que los citados valores extremos se obtuvieron ya sea en el hipolimnion anóxico o durante una floración de cianofitas, en el que se supuso que una parte importante de la fijación en la oscuridad correspondió al fitoplancton. A pesar de las referidas limitaciones, y considerando que aquellas situaciones en que la metodología de Romanenko parece presentar objeciones, no han sido observadas en el río Paraguay, se estimó la producción bacteriana asumiendo que la fijación en la botella oscura representa un 6% de la producción total de carbono, tal como propone el citado autor, obteniendo un rango de variación en superficie de 6 a 73, con un valor medio de unos  $42 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ . Si bien la tasa de fijación fotosintética (A), en superficie, fue mucho más e

levada, el valor integrado de ambas, por unidad de área, resultó del mismo orden de magnitud, siendo generalmente menor la producción primaria, debido al hecho de hallarse confinada a un estrecho estrato superficial, mientras que la producción heterotrófica (H) tiende a aumentar con la profundidad, obteniéndose un cociente H/A cercano a la unidad.

La productividad heterotrófica, ubicada al final de la cadena trófica, semejante o superior a la fijación fotosintética de carbono al inicio de la misma, implica necesariamente que la biosíntesis bacteriana procede a expensas de la degradación de sustratos orgánicos de origen alóctono incorporados posteriormente al curso de agua.

Kusnetsov y Romanenko (1966), en su estudio sobre la evolución trófica de embalse de Rybinsk (URSS), estimaron una producción fotosintética anual de  $29 \text{ gC/m}^2$  (A), mientras que la biosíntesis bacteriana (H) resultó de  $33 \text{ gC/m}^2\text{año}$ , también del mismo orden de magnitud, con un cociente H/A de 1,1. Overbeck (1979) en el lago Plu-bsee (Hamburgo, Alemania Federal), reportó también una relación  $H/A = 0,9$ , poniendo igualmente de manifiesto la importancia de la materia orgánica alóctona, cuya energía ingresa al sistema a través de la biosíntesis bacteriana.

Unos 100 km antes de su desembocadura, el río Paraguay recibe los aportes del río Bermejo. Durante la creciente estival de este último, su caudal puede llegar hasta  $1.600 \text{ m}^3/\text{s}$ , en momentos en que el normal del Paraguay es del orden de los  $2.500 \text{ m}^3/\text{s}$  (Soldano, 1947). Como las características físicas y químicas de sus aguas son muy distintas, el río Bermejo produce importantes modificaciones limnológicas en el bajo Paraguay. La notable cantidad de sedimentos introducida por el Bermejo se traduce en una muy alta turbiedad del agua y menor productividad fotosintética en la localidad de Puerto Bermejo. La concentración de nitratos y fosfatos, la conductividad, alcalinidad y el pH, también resultaron mayores debido a tal influen-

cia, siendo menor la densidad de población del fitoplancton y la concentración de oxígeno disuelto. Asimismo, los rangos de variación de tales parámetros resultaron mayores que los observados en la localidad de La Herradura, encontrándose los valores más altos durante la creciente del Bermejo, y los menores, muy semejantes en ambas estaciones durante el estiaje de dicho río.

## CAPITULO III

### LAGUNA HERRADURA

#### a) ALGUNAS CARACTERISTICAS LIMNOLOGICAS

La laguna Herradura se halla situada en la provincia de Formosa, unos 40 km al sur de la capital provincial. Es un cuerpo de agua de forma alargada, semejante a la de un madrejón, en contacto permanente con el río Paraguay. Su longitud total es de aproximadamente unos 15 km y su ancho medio de 800 m, con una profundidad máxima que varió durante el período de estudio, entre 7 y 12 m, en función de las variaciones de la altura hidrométrica del río. Al igual que este último en ese trecho, posee una margen escarpada y otra baja, encontrándose ambas cubiertas de bosque en galería.

La vegetación acuática resulta escasa, estando sólo representada por camalotales de Eichhornia crassipes, localizados en una angosta franja anclada generalmente al bosque en galería, sobre la margen más baja de la laguna. El agua es turbia, con abundante materia orgánica, tanto disuelta como particulada. En los sedimentos de la parte central de la cubeta se encuentran abundantes restos de vegetación superior, en distinto grado de mineralización.

La temperatura del agua en superficie durante el período de estudio, osciló en un rango comprendido entre 16,8 (31/V/78) y 36°C (25/I/79). Durante los meses de verano se produjeron marcadas variaciones de temperatura en profundidad. En las figura 15 se representan algunos perfiles observados durante el verano de 1978-1979. El 7 de diciembre de 1978 la temperatura en superficie, a las 16 hs, resultó de 34°C, presentando el perfil una gran variación térmica entre 0,5 y 1,5 m de profundidad, por debajo de la cual la temperatura era uniforme, de 26°C. Al día siguiente, a las 8 hs, se observó una temperatura de 28°C entre 0,5 y 1,5 m, con un aumento de un

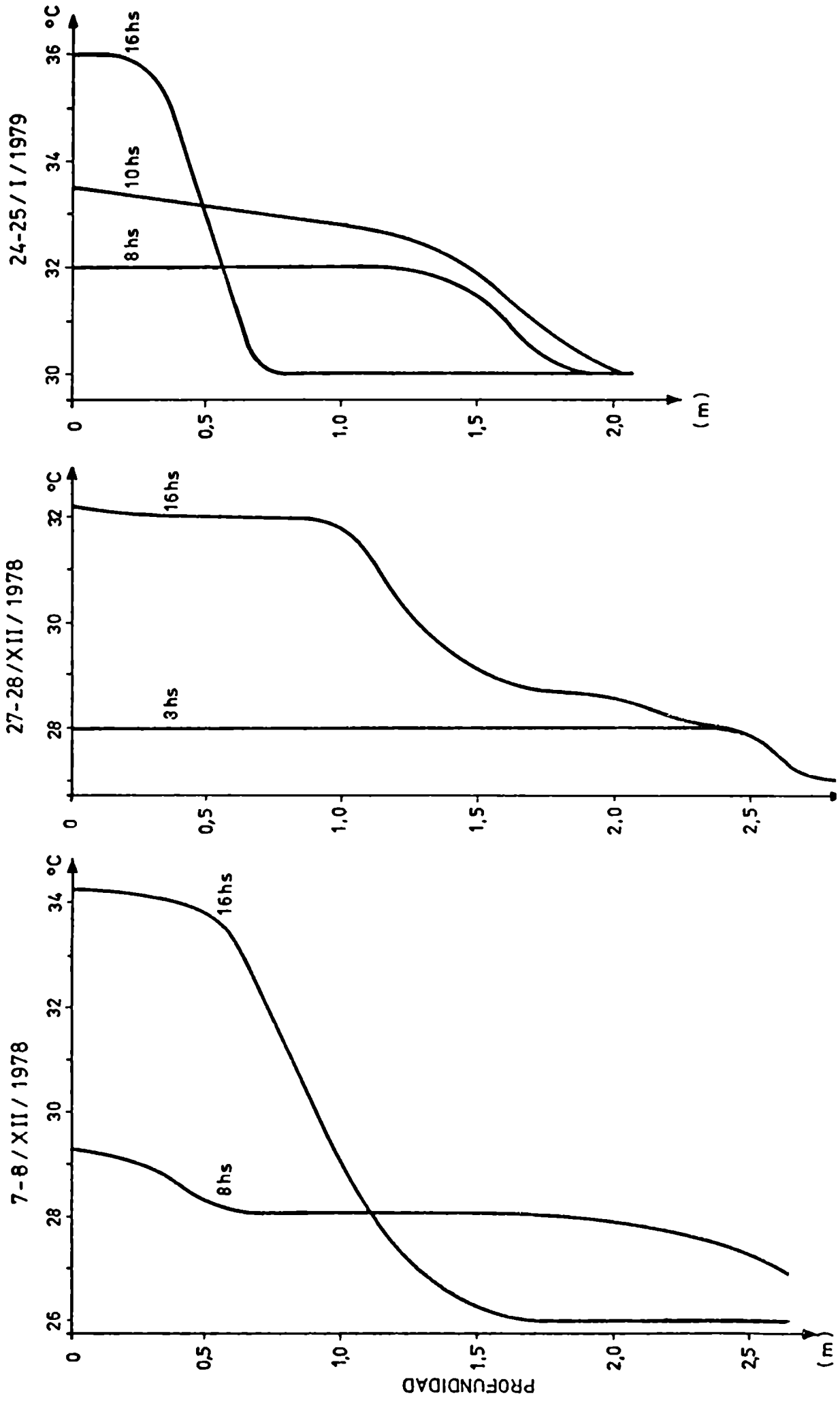


Fig. 15: Algunos perfiles de temperatura observados en la laguna La Herradura (Formosa) en diciembre 1978 y enero 1979

grado hacia la superficie, decreciendo hacia el fondo. El enfriamiento superficial nocturno y el incremento de la profundidad de mezcla por acción del viento, redundaron en un hundimiento de la discontinuidad térmica, que persistía al día siguiente a 2 m de profundidad. El 27 de diciembre de 1978, a las 16 hs, se observó una diferencia de 6°C entre 1 y 2 m, con temperaturas de 32 y 28°C por encima y debajo de la discontinuidad, respectivamente. El enfriamiento nocturno redundó al día siguiente, en un perfil homogéneo, de 28°C hasta los 2 m, con una ligera disminución a partir de esa profundidad. El 24 de enero de 1979 se registró una variación térmica de 6°C entre los 0,4 y 0,8 m, con una temperatura de 36°C en superficie y de 30°C en profundidad. A la mañana siguiente, la temperatura superficial resultó de 32°C y de 30°C a 1,5 m.

En el verano de 1979-1980 se observó también estratificación térmica en todos los muestreos realizados entre noviembre y febrero, si bien generalmente, a diferencia del verano anterior, la discontinuidad se produjo más abajo, probablemente en relación a la mayor profundidad de la laguna.

La transparencia del agua resultó siempre escasa, variando la lectura del disco de Secchi entre 24 (2/XI/78) y 110 cm (15/VIII/78). En la figura 16 se representa el coeficiente de extinción lumínica en cada muestreo, en relación con la numerosidad del fitoplancton. La extrapolación de la línea de regresión hasta el eje de las ordenadas sería un estimador de la absorción no planctónica, que en este caso resultó ser elevada, al igual que la dispersión de los puntos en torno a la recta de regresión (coeficiente de correlación  $r = 0,62$ ).

La presencia de color aun en agua filtrada, y los altos valores de demanda química de oxígeno, sugieren también que el clima óptico estaría vinculado en considerable proporción, a la materia orgánica disuelta. Como puede observarse en la figura 17, si bien la estación de muestreo se hallaba a más de 8 km del punto de contac-

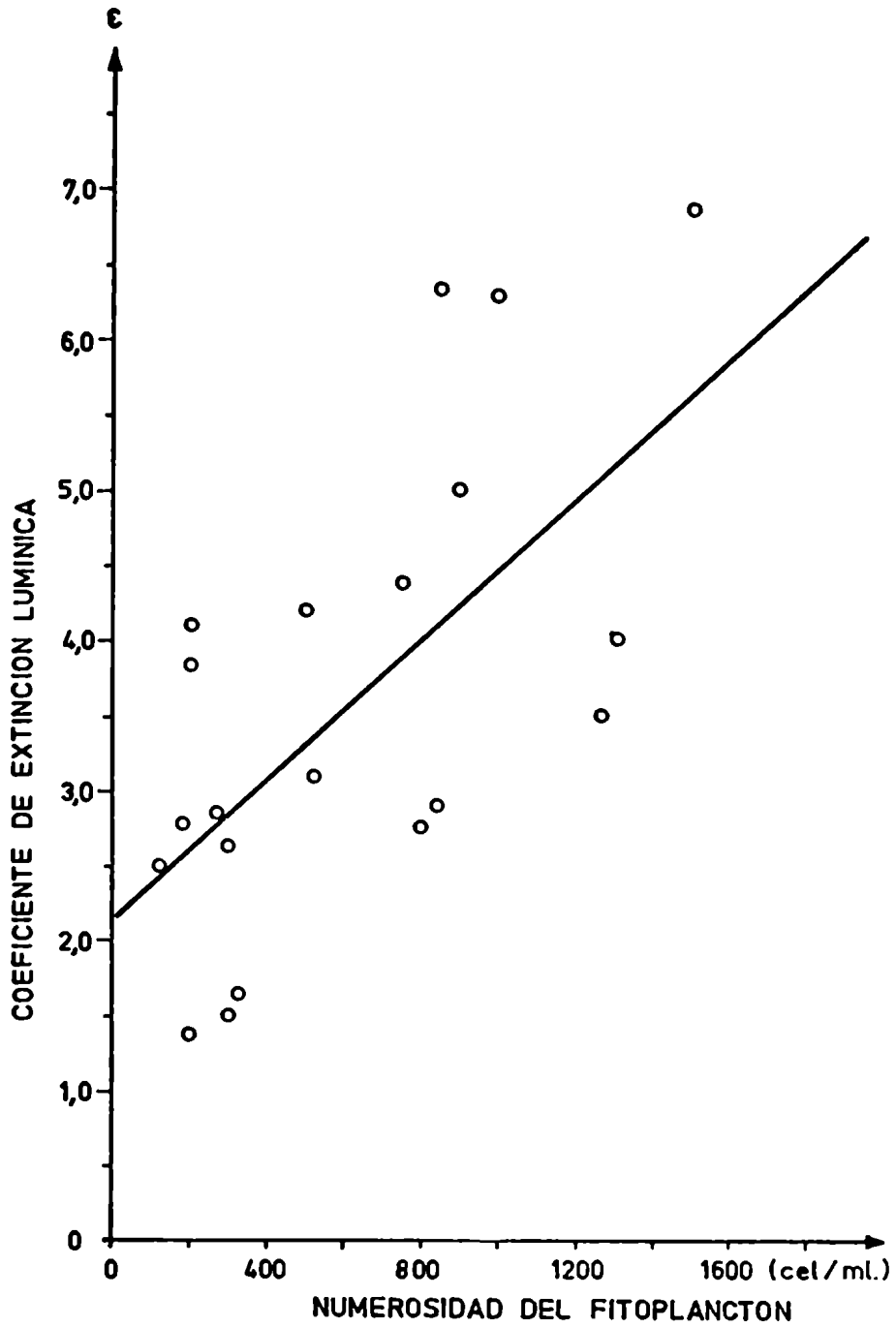


Fig. 16: Coeficiente de extinción lumínica del agua en función de la densidad de población del fitoplancton en la laguna La Herradura (Formosa).



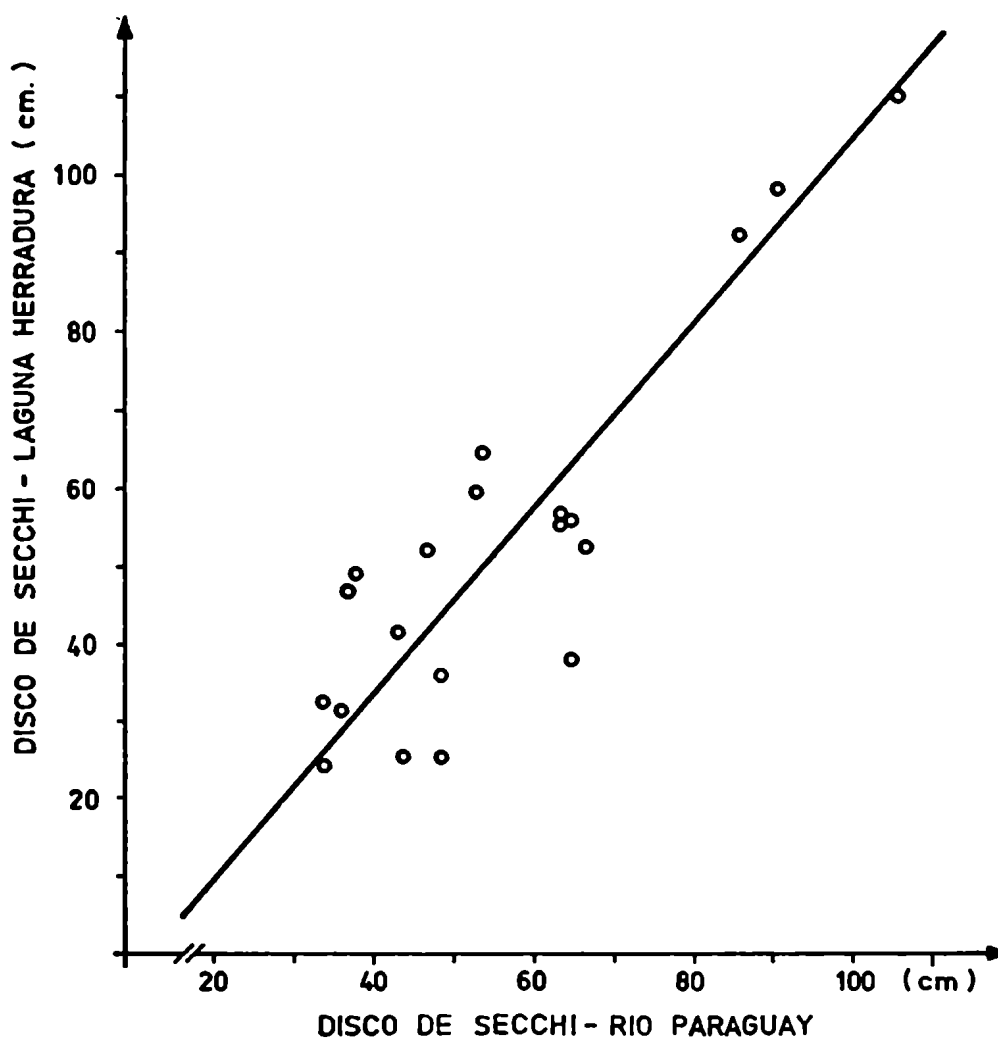


Fig. 17: Lectura del disco de Secchi en la laguna La Herradura en función de las lecturas del disco de Secchi en el río Paraguay (Formosa).

to entre la laguna y el río, las variaciones en la transparencia de ambos cuerpos de agua mostraron una correlación positiva (coeficiente de correlación  $r = 0,85$ ), siendo máxima durante la creciente, posiblemente por la dilución tanto del fitoplancton como de la materia orgánica disuelta, y mínima durante aguas bajas o medias.

La conductividad del agua varió en un rango comprendido entre 65 (6/VII/79) y 310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (3/III/78). En la figura 18 se ha representado la conductividad del agua de la laguna en función de la altura hidrométrica del río Paraguay. La concentración mínima de electrolitos se produjo durante la creciente de 1979, posiblemente por dilución de las sales disueltas debido al influjo de aguas con menor contenido salino. Durante el período de aguas medias a bajas se produjeron marcadas variaciones de la conductividad, con tendencia a elevarse durante el estiaje de dicho río (coeficiente de correlación  $r = 0,62$ ).

El pH en superficie a medio día, osciló entre 6,7 (12/XI/79) y 8 (26/I/79). Durante los meses de otoño-invierno se produjeron pequeñas variaciones diurnas. Comúnmente osciló de 6,6 a 6,8 unidades al amanecer, incrementándose en algunas oportunidades hasta 6,8 - 7 hacia el atardecer, sin presentar diferencias en profundidad. Durante los meses de verano, por el contrario, coincidentemente con los muestreos en que se observó estratificación térmica, se produjeron marcadas variaciones en profundidad. En superficie, la fluctuación diaria fue asimismo elevada, debido a la mayor actividad fotosintética. El 26 de enero de 1979 a las 18 hs, se determinó el máximo valor observado durante el período de estudio, de 8,2 unidades, mientras que a las 6 hs del día siguiente, se redujo a 7,6. El 27 de diciembre de 1978 varió de 8,1 a 7,2 unidades. El estrato inferior, por debajo de la discontinuidad térmica, tuvo un valor menor (de 6,6 a 6,8) durante todo el verano, sin presentar fluctuaciones diarias.

La marcha diaria del oxígeno disuelto resultó semejante a la

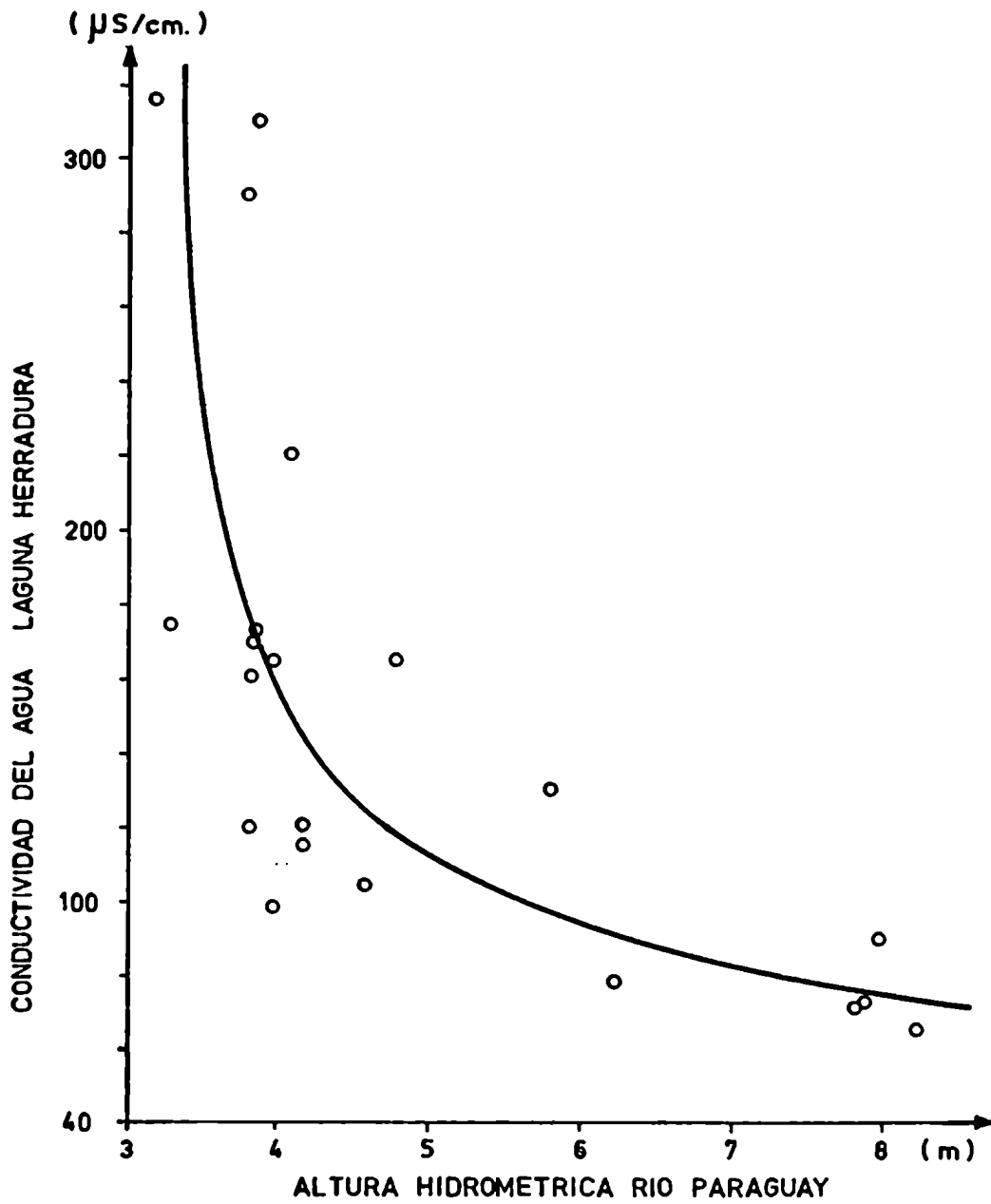


Fig. 18: Conductividad del agua en la laguna La Herradura en función de la altura hidrométrica del río Paraguay (Formosa).

del pH. Durante el verano, en coincidencia con la estratificación térmica, se produjeron marcadas fluctuaciones en el estrato superior, con una pronunciada disminución en profundidad. El 7/XII/78, por ejemplo, la concentración del oxígeno disuelto en superficie a las 18 hs fue de 8,26 mg/l, reduciéndose a 3,23 a 5 m de profundidad. A la mañana siguiente, la concentración superficial fue de 5,8 mg/l a las 7 hs y 6,7 mg/l a las 12 hs. Durante el otoño-invierno en cambio los perfiles resultaron aproximadamente uniformes, con pequeñas fluctuaciones diarias cuya magnitud se relacionó con la intensidad del proceso fotosintético. En ningún muestreo se observó agotamiento total del oxígeno disuelto.

La concentración de nitratos presentó un rango de variación de 0,124 (15/VIII/79) a 0,797 mg/l (7/XII/78), con una concentración media de 0,45 mg/l. Los menores valores se registraron en ocasión del incremento del volumen de agua durante la creciente del río Paraguay de 1979, y los mayores durante el período de aguas bajas en diciembre de 1978.

La concentración de fosfatos osciló entre 0,06 (27/VII/78) y 0,840 mg/l (7/XII/78), con una media de 0,27 mg/l. La relación  $N-NO_3^- / P-PO_4^{3-}$  resultó en todos los muestreos inferior a 10, con un cociente medio para dicho período de 2,6.

#### b) FITOPLANCTON Y SU PRODUCTIVIDAD PRIMARIA

Debido a la elevada turbiedad del agua, los perfiles de productividad mostraron, con sólo una excepción, máximos superficiales disminuyendo rápidamente en profundidad. El estrato trofogénico osciló entre 1 y 2,5 m, registrándose este último valor el 19/IX/79, en forma coincidente con la máxima lectura del disco de Secchi, de 110 cm. La tasa de fijación de carbono en superficie, mostró variaciones que se correlacionaron con las de la numerosidad del fitoplancton (figura 19) y con la intensidad lumínica incidente, observa

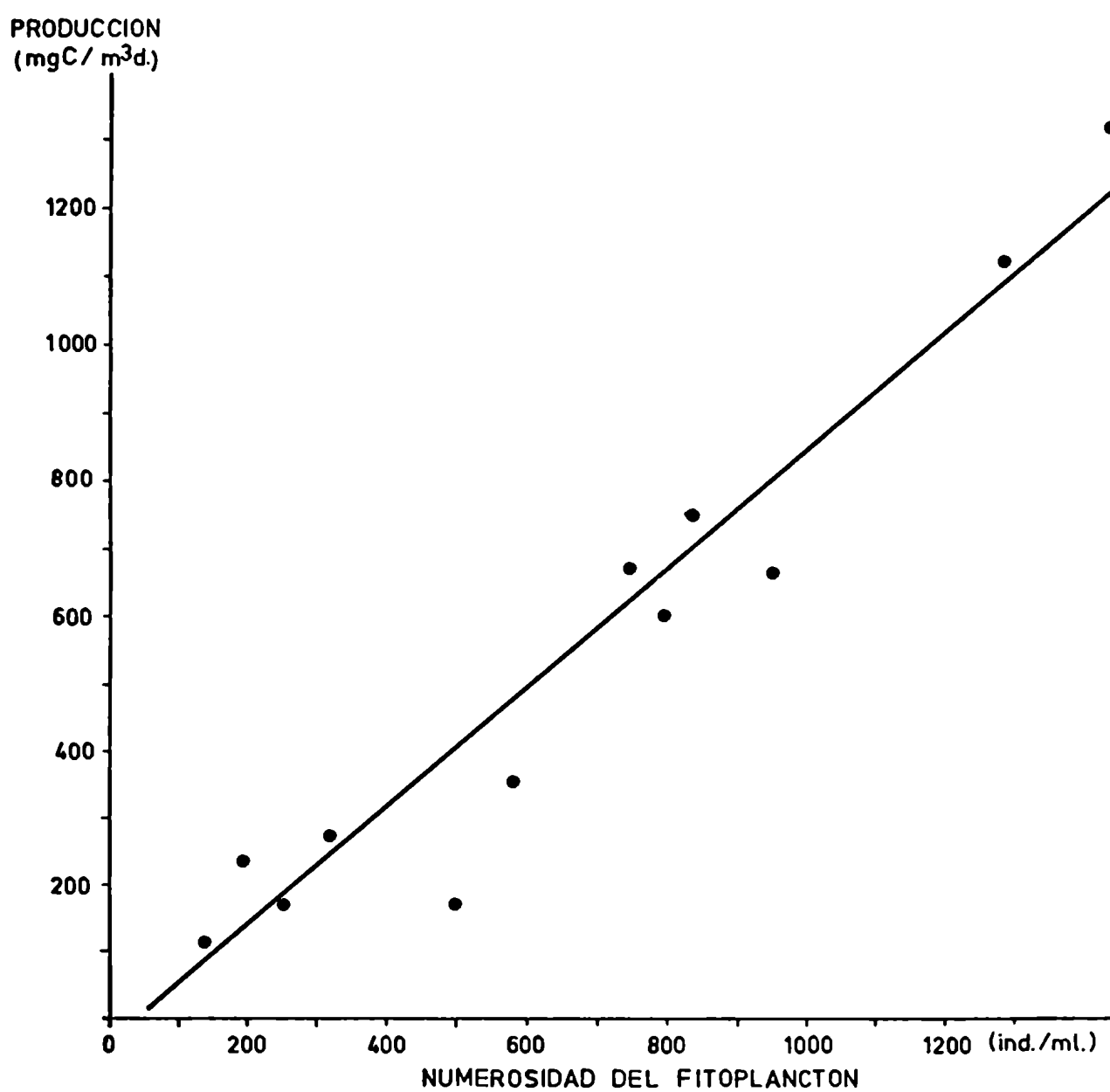


Fig. 19: Producción primaria del fitoplancton en función de la densidad de población del fitoplancton en la laguna La Herradura (Formosa).

vándose valores comprendidos entre  $35 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ , en octubre de 1978, durante un día de cielo completamente cubierto, y  $1.360 \text{ mgC/m}^3\text{d}$  a principios de noviembre de 1978. La productividad por unidad de área, por otra parte, mostró variaciones que se vincularon tanto con la densidad numérica del fitoplancton y la intensidad de iluminación, como con la transparencia del agua, oscilando entre 16 (7/VI/79) y  $450 \text{ mgC/m}^2\text{d}$  (2/XI/78). La numerosidad del fitoplancton y su productividad alcanzaron valores más altos en primavera-verano para decrecer en otoño invierno. En febrero de 1978, se observó la máxima numerosidad con 2.550 ind/ml, con dominancia de Cyclotella meneghiniana (figura 20). En abril del mismo año se produjo un segundo pulso, correspondiendo esta vez la dominancia a Peridinium sp. con 960 ind/ml y una tasa de fijación de  $670 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ . Entre los meses de junio y setiembre, la densidad algal y la actividad fotosintética resultaron bajas. En los muestreos de agosto, setiembre y octubre, realizados en condiciones meteorológicas adversas, con cielo completamente cubierto, las estimaciones de productividad fueron menores de  $60 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . La dominancia correspondió al género Chlamydomonas en mayo, a Cyclotella meneghiniana en junio y julio, y a Melosira granulata en agosto. Hacia el mes de octubre se operó un pronunciado incremento de la densidad celular protagonizado fundamentalmente por Cyclotella meneghiniana que culminó en un pulso de 1.500 ind/ml a principios de noviembre, y una productividad estimada de  $450 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . A fines de noviembre se desarrolló la discontinuidad térmica, separando dos estratos que rápidamente se diferenciaron en su pH, concentración de oxígeno disuelto y de dióxido de carbono. Durante el período de estratificación, hasta fines de febrero de 1979, la densidad celular fue decayendo progresivamente, de 1.500 ind/ml en noviembre, hasta 750 ind/ml a fines de enero. La dominancia correspondió a Cyclotella meneghiniana en noviembre y diciembre, sucediéndole Schroederia sp. en enero. Durante este lapso la productividad primaria fue elevada, en concordancia con la comparativamente alta densidad de fitoplancton, la mayor

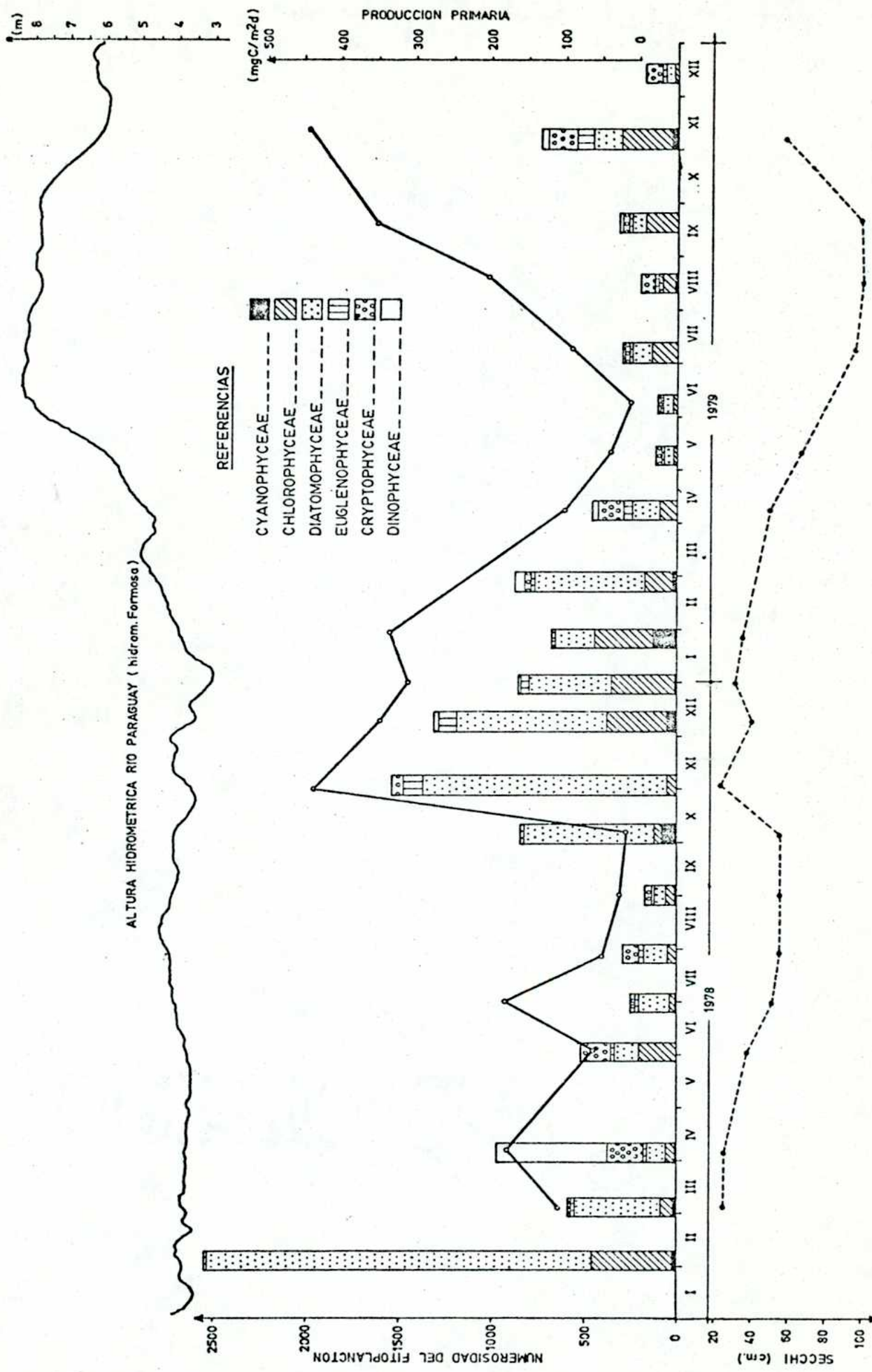


Fig. 20: Producción primaria, densidad y composición del fitoplancton, transparencia del agua en la laguna La Herradura (Formosa) y altura hidrométrica del río Paraguay (Formosa).

intensidad lumínica y la longitud del fotoperíodo. El 2/XI/78 se de terminó la máxima tasa de fijación de carbono, con 1.120 mgC/m<sup>3</sup>d. La mayor actividad fotosintética y la estratificación térmica se tradujeron en marcadas fluctuaciones diarias del pH, de las con centraciones de oxígeno disuelto, y de dióxido de carbono en el estra to superior.

En febrero, una fuerte tormenta disipó la estratificación, re sultando el 28/II/79 la temperatura uniforme (de 28°C) en todo el perfil. El pH (6,9 unidades) y la concentración de CO<sub>2</sub> (11,4 mg/l), fueron también uniformes, correspondiendo su valor al del estrato inferior durante el período de estratificación. La numerosidad celular sufrió un repentino incremento para alcanzar a 1.320 ind/ml con la dominancia de varias especies del género Melosira.

En abril, la numerosidad fue menor (531 ind/ml) y si bien Me losira fue todavía el género más abundante, los grupos de las crip- tofíceas y clorofíceas estuvieron también bien representados. La producti- vidad resultó comparativamente baja, con 172 mgC/m<sup>3</sup>d.

A partir de enero, mes en que se registró la mínima altura hi- drométrica del período (3 m), se produjo un paulatino incremento del nivel de aguas del río hasta culminar en el mes de junio con u na altura máxima de 8 m, que persistió con pequeñas variantes, has ta octubre en que comenzó a descender. El mayor aporte de agua de río durante la creciente introdujo una serie de cambios físicos, químicos y biológicos en la laguna. La conductividad, el pH y la concentración de nitratos y fosfatos, generalmente mayores en las aguas de la laguna que en las del río, tendieron a disminuir, has ta alcanzar el nivel mínimo en julio-agosto. La dilución, tanto del fitoplancton como de la materia orgánica, produjo un incremento de la transparencia cuyo máximo se observó en agosto con 110 cm de lec tura del disco de Secchi. La densidad celular, que fue baja duran- te todo este período, registró su mínimo de sólo 120 ind/ml en ma- yo. Su composición difirió de la del río predominando Cyclotella



meneghiniana en mayo y junio, Dictyosphaerium ehrenberghianum y Monoraphidium contortum en julio, y Crucigenia quadrata en setiembre, mientras que en el río Paraguay, Melosira resultó dominante en todo el período. Los muestreos de mayo, junio y julio se realizaron con cielo cubierto, redundando en bajas tasas de fijación de carbono (menores de  $90 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ ). Entre agosto y noviembre la numerosidad del fitoplancton se incrementó levemente. Si bien los aumentos en la tasa de fijación de carbono en superficie fueron sólo moderados, la mayor transparencia del agua permitió la expansión del estrato trofogénico, traduciéndose en una comparativamente más alta tasa de fijación por unidad de área, que en noviembre de 1979 alcanzó a  $440 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

Entre agosto y noviembre la densidad celular se incrementó sucesivamente de 200 a 314, y de esta cifra a 800 ind/ml en los muestreos del 15/VIII; 19/IX y 6/X/79, respectivamente. La intensidad de fotosíntesis en la profundidad de iluminación óptima mostró también una tendencia ascendente, con estimaciones de 260, 280 y  $600 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ , en dichos muestreos. En agosto y setiembre la transparencia del agua resultó, para este cuerpo de agua, excepcionalmente alta, con lecturas del disco de Secchi superiores a un metro de profundidad, posibilitando un mejor desarrollo vertical del perfil, con un estrato trofogénico de hasta 2,5 m, incrementándose también, por tal motivo, la fijación de carbono por unidad de área, resultando de 215, 360 y  $440 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

Con el objeto de profundizar el análisis de los factores que regulan el proceso fotosintético, particularmente respecto de la importancia de los nutrientes como posibles factores limitativos del mismo, se realizaron bioensayos en los cuales se comparó la tasa de fijación de carbono en muestras testigo incubadas in situ, con respecto a muestras enriquecidas con distintos nutrientes.

Tal como se expuso anteriormente, durante el mes de diciembre de 1978 se desarrolló una discontinuidad térmica en la laguna, dife

renciándose un estrato superficial más cálido y uno profundo más frío. A principios de diciembre (7/XII/78), la adición de nutrientes no produjo incrementos en la actividad fotosintética, siendo ésta máxima en la botella testigo, mientras que, por el contrario, a fines de diciembre y enero se produjeron aumentos, correspondiendo en ambos casos las mayores estimaciones a la muestra enriquecida con nitrato. Disipada la estratificación a fines de febrero, en abril la máxima tasa de fijación correspondió nuevamente a la botella testigo. En julio se produjo un leve incremento en la productividad de la botella enriquecida con nitrato, aun cuando la escasa densidad celular y la baja productividad observadas, hicieron difícil suponer que la concentración de ese nutriente en el agua (0,288 mg/l) pudiera ser limitativa. En noviembre, al igual que en dicho mes del año anterior, se produjo un pulso en la densidad celular. La intensidad de fotosíntesis resultó elevada sin redundar el enriquecimiento de nutrientes en efecto estimulante alguno.

### c) DISCUSION

Las pronunciadas variaciones de temperatura en profundidad observadas durante gran parte del verano, confirieron a este cuerpo de agua algunas particularidades de interés. La influencia que dichas variaciones pueden ejercer sobre la productividad general de la laguna, como así también sobre sus rasgos limnológicos distintivos es, a estar de la escasa información reunida hasta el momento, difícil de precisar. En los tres muestreos realizados en diciembre de 1978 y enero de 1979, se observaron discontinuidades térmicas muy pronunciadas durante el día. A la noche, el enfriamiento superficial debilitó dicha estratificación, cuya persistencia en el tiempo dependería, por lo tanto, de las condiciones meteorológicas, pudiendo mantenerse durante períodos de muy variable duración.

Las diferencias en la densidad del agua resultantes de la dis

continuidad térmica pueden llegar a ser muy altas, de hasta  $20 \cdot 10^{-4}$  mg/ml.m, el 7/XII/78, confiriéndole gran estabilidad, del mismo orden de magnitud que la observada en la termoclina de algunos lagos templados (Hutchinson, 1967; Wetzel, 1981). Tales diferencias de densidad se redujeron a  $1-5 \cdot 10^{-4}$  mg/ml.m durante el enfriamiento nocturno.

Cabe citar, a los efectos comparativos, que la variación máxima de densidad en Windermere, Inglaterra (Talling, 1966), es de  $24 \cdot 10^{-4}$  mg/ml.m. Lagos tropicales profundos, tales como el lago Victoria (Uganda, Africa) pueden mantener estratificación durante prolongados períodos de tiempo, aun con variaciones menores de densidad, del orden de  $0,6$  a  $0,8 \cdot 10^{-4}$  mg/ml.m (Talling, 1966; Beadle, 1974), produciéndose la discontinuidad a profundidades mayores. La forma elongada y sus márgenes escarpadas cubiertas por bosque en galería, constituyen una defensa efectiva contra el viento, contribuyendo a alargar su persistencia. Sobre la base de los muestreos realizados en diciembre de 1978 y enero de 1979, no es posible aventurar opinión sobre si la estratificación se mantuvo en forma permanente durante dicho lapso. Sin embargo, la numerosidad y composición del fitoplancton, que resultó máxima en noviembre con 1.500 cel/ml y dominancia de Cyclotella meneghiniana, sufriendo sucesivas reducciones a 1.300, 840 y 670 cel/ml en los muestreos del 7/XII; 28/XII y 27/I/79, presenta analogía con la evolución de las poblaciones de diatomeas durante el proceso de formación de la termoclina en primavera-verano en algunos lagos templados. En Windermere (Talling, 1965), la máxima densidad se produce poco tiempo después de la estratificación, declinando posteriormente por efecto conjunto del agotamiento de la sílice en el epilimnio y por la profundización paulatina de la población.

En noviembre se produjo la máxima tasa de fijación de carbono, decreciendo en diciembre y más aun, en enero. El 7/XII/78, la incubación de botellas enriquecidas con nitrato y fosfato no produjo

incrementos en la intensidad de fotosíntesis, mientras que en los muestreos del 28/XII/78 y 27/I/79, por el contrario, se observaron aumentos en la productividad, sugiriendo cierto grado de deficiencia, al menos en el estrato superior.

Tal como se expresó repetidamente, la estratificación fue disipada en febrero, redundando, el 28/II/79, en perfiles de temperatura, oxígeno disuelto, pH y dióxido de carbono homogéneos. La numerosidad celular se incrementó a 1.320 cel/ml, correspondiendo la dominancia a Melosira granulata, cuya densidad, en el muestreo anterior había sido sólo de 30 cel/ml. El notable incremento de esta especie quizás dependa más que de la multiplicación celular, de la resuspensión de células sedimentadas, producido por el ahora completo mezclado de la columna de agua.

En el distrito de los lagos ingleses, en Windermere, la especie Melosira italica produce repentinos picos de numerosidad en otoño cuando se destruye la estratificación térmica (Hutchinson, 1976). El aumento es tan repentino que no puede ser explicado por división celular. Lund (1954, 1955, citado por Hutchinson) sostiene que es el resultado de la resuspensión de material depositado en el fondo en primavera-verano, que ha sobrevivido en vida latente durante el período de estratificación. En experimentos de laboratorio, M. italica subartica sobrevivió en anaerobiosis hasta 18 meses, y algunos filamentos hasta 3 años. Muestras de M. granulata obtenidas de los sedimentos de Frederik Castle Lake, sobrevivieron por más de 10 meses. En invierno, la alta velocidad de hundimiento produce una disminución de la población (si el lago es dimíctico), para incrementarse nuevamente durante el período de mezcla en primavera, desapareciendo con posterioridad durante la estratificación de verano. Hutchinson (1976), concluye que el ciclo anual de muchas especies de diatomeas está regido, en lo fundamental, por los procesos de sedimentación y resuspensión asociados a los cambios en la estratificación térmica de los lagos.

Perotti de Jorda (1977) encontró diferencias de hasta 4°C en profundidad, en una laguna isleña del Paraná Medio. En su trabajo no se comentan fluctuaciones diarias en dicha discontinuidad, pero citando trabajos anteriores (Bonetto y Ferrato, 1966), se puede concluir que no existe estratificación térmica estable en los ambientes someros del área. Schmidt (1973) en su estudio sobre una laguna en contacto permanente con el río Solimoes (40 km al sur de Manaus), observó estratificación térmica persistente durante los períodos de aguas altas (marzo-agosto), y perfiles homogéneos, con completo mezclado, durante el estiaje del río. El citado autor resume el peculiar régimen térmico de la laguna del siguiente modo: "durante el período de aguas bajas, el lago podría ser clasificado como polimíctico, mientras que durante el período de aguas altas, por el contrario, como oligomíctico".

La productividad primaria del fitoplancton en la profundidad de iluminación óptima, mostró variaciones que se relacionaron con las de la numerosidad del fitoplancton y la intensidad de energía incidente, siendo máxima en los meses de primavera-verano y mínima en otoño-invierno. Sus valores absolutos tanto máximos como medios, aparecen como comparativamente modestos dentro del conjunto citado por la bibliografía especializada. La eficiencia fotosintética, en cambio, resultó elevada, sobre todo en los meses de verano, disminuyendo en el invierno.

En el muestreo realizado a principios de diciembre, en que la especie dominante fue Cyclotella meneghiniana, tal valor correspondió a 0,045 mgC/mm<sup>3</sup>h, expresado en función del volumen celular. Talling (1965b) sugiere que la eficiencia fotosintética es dependiente de la temperatura, habiéndose observado los valores más elevados en ambientes tropicales, alcanzando a 0,067 mgC/mm<sup>3</sup>h en una laguna litoral en contacto con el río Nilo (Talling, 1965a), de 0,037-0,068 en el lago de represa de Gebel Aulia, sobre el Nilo Blanco, 45 km al sur de Kartum, y 0,056 en la Bahía de Pilkinton, en el la

go Victoria. La productividad por unidad de área resultó también comparativamente modesta, variando en relación a la transparencia del agua, la intensidad de iluminación y la densidad celular del fitoplancton. Las bajas tasas de fijación observadas, parecen deberse a la elevada turbiedad del agua, como así también a la baja numerosidad del fitoplancton. En la figura 16, donde se representa el coeficiente de extinción lumínica en función de la numerosidad del fitoplancton, se observa una gran dispersión de los puntos ( $r=0,62$ ), sugiriendo una alta extinción no planctónica. Más aun, si se considera que la intersección de la recta de regresión con el eje de las ordenadas representa la extinción media no planctónica (Bindloss, 1974), el valor resultante (2,2) fue asimismo muy elevado. Bindloss en Loch Leven (Escocia), un pequeño lago muy eutrófico y poco profundo, observó una ordenada al origen de 0,7 y un coeficiente de correlación de 0,84, mientras que Ganf (1974) en el lago George (Uganda), obtiene un valor de 2,55, con coeficiente de correlación de 0,76, concluyendo que una alta proporción de la atenuación lumínica se debería a factores distintos que la concentración de clorofila.

Las experiencias en que se comparó la actividad fotosintética de muestras testigo con respecto a botellas enriquecidas con nitratos y fosfatos, sugieren que durante la mayor parte del año no serían los nutrientes los factores limitativos del proceso fotosintético. En dos ocasiones, durante el verano, en coincidencia con el período de estratificación térmica, su adición redundó en un incremento de la tasa de fijación de carbono, indicando una deficiencia parcial de nutrientes en el estrato superior. Con excepción de ese período, sólo en abril de 1979, el agregado de nitrógeno produjo un leve incremento respecto de la botella testigo, sin resultar el fosfato en efecto estimulador alguno. En coincidencia con la abundancia relativa de  $N-NO_3^-$  con respecto a la de  $P-PO_4^{3-}$ , que como se expuso anteriormente, resultó un valor medio de 2,1, muy bajo res-

pecto de la relación media en que dichos elementos se encuentran en la biomasa celular, la respuesta al nitrógeno fue siempre mayor que la respuesta al fósforo.

Si bien la literatura disponible sobre estudios realizados en cuerpos de agua leníticos asociados al valle de inundación de grandes ejes potámicos es comparativamente escasa, la misma coincide en señalar al régimen hidrológico de tales ríos como determinantes de las principales características limnológicas de esos ambientes. En la laguna Los Matadores (Perotti de Jorda, 1977) la turbiedad del agua, la concentración de fosfatos, la productividad, el pH, y la concentración de oxígeno disuelto, mostraron patrones de variación que se vieron afectados por las fluctuaciones de altura del río Paraná. De igual modo, en el lago Castanho (Schmidt, 1973) la turbiedad del agua, la productividad, la concentración de sales y el oxígeno disuelto, y en gran medida la estratificación térmica, mostraron variaciones anuales vinculadas a las fluctuaciones del nivel de aguas del río Solimoes.

La alternancia de períodos de aguas bajas, durante los cuales la influencia del río es menor (y en los cuales se observaron picos de productividad, con mayor densidad de organismos, elevada concentración de materia orgánica disuelta y particulada, alta turbiedad y distribución clinograda del pH y del oxígeno disuelto), con períodos de inundación (con la consecuente dilución y exportación del contenido planctónico y materia orgánica, disminución de la productividad, aumento de la transparencia y del contenido de oxígeno disuelto, cuya distribución es homogénea), concuerda en líneas generales con la descripción funcional que Bonetto (1976) realizara para los ambientes de la cuenca de inundación del Paraná Medio. Estos estarían caracterizados en lo fundamental por sufrir pulsos de alta productividad y acumulación de materia orgánica en las postrimerías de la etapa de aguas bajas (primavera-verano), sucedidos por un proceso de eliminación más o menos brusco del contenido biótico

durante aguas altas (verano-comienzo del otoño), lo que le permitiera al citado autor asimilar estos ambientes al concepto de "Ecosistema de nivel fluctuante" desarrollado por Odum (1969).



## CAPITULO IV

### RIO PARANA

#### a) CARACTERIZACION SUMARIA DE LA CUENCA

El río Paraná resulta, tanto por su enorme cuenca de captación (de 2.800.000 km<sup>2</sup> de superficie), su elevado caudal medio (superior a los 16.000 m<sup>3</sup>/s) y su longitud (de casi 4.000 km), el segundo río en importancia en América del Sur, después del Amazonas.

El Paraná tiene su origen en la Sierra dos Preneos (Brasil), aproximadamente a los 15°30' de latitud, de donde descienden los ríos Sao Bartolomeu, Sao Barcos y Corumbá, los que confluyen con otros varios para dar nacimiento al río Paranaíba, que corre de NE a SO, hasta reunirse con el río Grande, a partir de donde toma el nombre de Paraná. El relieve, montañoso y accidentado, determina que tanto los mencionados ríos como sus afluentes principales, el Tieté, el Río do Peixe y el Paranápanema, presenten cauces tortuosos y accidentados, encontrando en su recorrido numerosos rápidos y restingas. Unos 800 km aguas abajo de la confluencia del Paranaíba y del Grande, el río es represado por la sierra de Maracayú, formando un lecho amplio, de unos 3.800 m de ancho, con márgenes bajas e inundables. Al horadar dicha sierra se produce la caída de agua conocida como Salto das Sete Quedas o Cataratas del Guayra. Aguas a bajo del salto, el río corre por una falla abierta en el sustrato basáltico, que siendo muy profundo y de márgenes escarpadas en la zona del cañón del Guayra, va ensanchándose paulatinamente hasta te ner más de 300 m de ancho frente a Puerto Iguazú, en su confluencia con el río del mismo nombre.

La dirección del río, que en todo el tramo es de NNE a SSO, tuerce bruscamente hacia el oeste, unos 150 km aguas abajo de Puerto Iguazú. Hasta este punto, corre por un cauce único, estrecho y

profundo, sin meandros ni islas. En su nueva dirección, el valle continúa ensanchándose y el río pierde regularidad. Frente a Corpus el ancho del valle es de 1.500 m, para pasar a unos 2.000 frente a San Ignacio, y a unos 2.500 m aproximadamente frente a Posadas. A poca distancia hacia el oeste de Posadas, el río diverge formando grandes meandros que encierran las islas de Ibicuy, Talavera, Yacyretá y Apipé, y otras menores. La distancia entre ambos márgenes, que es de 25 km frente a Ituzaingó, disminuye hasta sólo 3,5 km en la zona de confluencia con el río Paraguay. La constitución del cauce aguas abajo de Ituzaingó, ya no corresponde a la meseta basáltica anterior, sino que corta formaciones sedimentarias de arenas y arcillas cuaternarias (Teruggi, 1970). Pocos kilómetros aguas abajo de la confluencia, tuerce nuevamente de dirección para adquirir, a partir de ese punto, una dirección predominante N-S.

Desde Resistencia hasta Coronda la margen es baja, anegadiza (la que es cubierta en una extensión variable durante los períodos de creciente), reconstándose el canal sobre la margen izquierda, más alta. El valle de inundación continúa ensanchándose aguas abajo, desde 13 km en la sección Corrientes-Resistencia, hasta llegar a 56 km en la sección Rosario-Victoria.

Hacia el sur de Diamante comienza el delta del Paraná. El cauce principal se bifurca repartiendo su caudal entre el Paraná de las Palmas y el Paraná Guazú, desarrollándose igualmente una intrincada red de cursos de variada importancia, limitando una enorme formación de islas en un área que se expande en abanico hasta latitud de la ciudad de Buenos Aires.

En su largo recorrido de dirección predominante norte-sur, el Paraná atraviesa territorios de variadas características climáticas. De acuerdo al informe de la OEA relativo a la Cuenca del Plata (1969) donde se adopta la clasificación climática estacional de Troll (1965) pueden distinguirse en la cuenca dos grandes unidades: la zona tropical y la zona subtropical calurosa templada. El alto Paraná y el

Paraguay se encontrarían incluidos en la primera. Esta unidad se subdivide, a su vez, en un área de clima tropical con lluvias vera niegas, abarcando la parte superior de la alta cuenca, incluyendo la de algunos afluentes, tales como los ríos Paranaíba y Grande; un área de clima tropical pluvial sin ninguna o con corta interrupción de estación lluviosa, abarcando la mayor parte de la alta cuenca, y un área de clima tropical seco-lluvioso, abarcando la parte noroeste de la cuenca, especialmente la de algunos afluentes como el Pilcomayo y Bermejo.

El Paraná Medio y todo el Paraná Inferior corresponden a la zona subtropical calurosa templada, abarcando fundamentalmente dos subunidades: una subzona con invierno seco, y otra de clima permanentemente húmedo hacia el final de su recorrido.

Como consecuencia de tales características climáticas en su cuenca, el ciclo hidrológico del río presenta un período de creciente estival, con alturas máximas en febrero-marzo, y un período de bajante que se inicia a fines de otoño, con estiajes mínimos en agosto-setiembre. Dicho ciclo resulta constante a lo largo del curso total del Paraná (Soldano, 1947), aun cuando algunos afluentes de importancia, tales como el Paraguay e Iguazú, presenten ciclos distintos.

El presente estudio se basa en la información obtenida en la estación ubicada en la localidad de Corrientes, donde se realizaron operaciones de muestreo con periodicidad mensual, a partir de febrero de 1978 hasta junio de 1981, y en la estación de Itá Ibaté, 150 km aguas arriba, donde se realizaron muestreos mensuales desde junio de 1978 hasta noviembre de 1980.

El Paraná, en el área de su confluencia con el Paraguay, registra marcadas variaciones en las características físicas, químicas y biológicas de sus aguas entre ambas márgenes, como consecuencia de los aportes producidos por el último río, cuyas aguas tienden a desplazarse sobre la costa chaqueña. El completo mezclado de ambos

aportes recién se produciría a más de 200 km aguas abajo. Por tal motivo, en la estación de muestreo de Corrientes, se establecieron 2 puntos operativos: uno a 50 m de la costa correntina, y otro a 50 m de la costa chaqueña.

b) ESTACION CORRIENTES, MARGEN IZQUIERDA

I) Algunas características limnológicas

La temperatura del agua osciló, en el período de estudio, entre 17 (18/IX/80) y 30°C (10/II/78 y 14/II/79).

La transparencia del agua, estimada con el disco de Secchi, resultó generalmente baja, variando en un rango comprendido entre 7 (6/IV/78) y 100 cm (19/V/78). Como puede apreciarse en la figura 21 donde se representa el coeficiente de extinción lumínico en función de la concentración de sólidos en suspensión, la elevada turbiedad del agua se relaciona, en lo fundamental, con los sedimentos aportados por el río ( $r = 0,735$ ). La concentración mínima de sedimentos fue medida durante el estiaje, con 14 mg/l, el 26/VI/78, y la máxima, de 94 mg/l, durante un repentino pulso de creciente operado a fines de julio de 1978. En la figura 22 se representa la transparencia del agua en función de la altura hidrométrica del río. Si bien los puntos de la gráfica presentan una gran dispersión, es evidente la tendencia al incremento de la transparencia cuando el nivel de aguas es bajo. En general, pudo observarse que, para una misma altura pueden corresponderse valores muy distintos de transparencia, según el río esté creciendo, bajando, o se encuentre estabilizado. En la figura se han representado los puntos de tres formas distintas, en función de las variaciones de altura operadas en los cinco días previos a cada muestreo ( $\Delta H_5$ ), clasificándolos a tal efecto en los intervalos siguientes:

a) Variaciones menores de 0,2 m (representados con cuadrados)

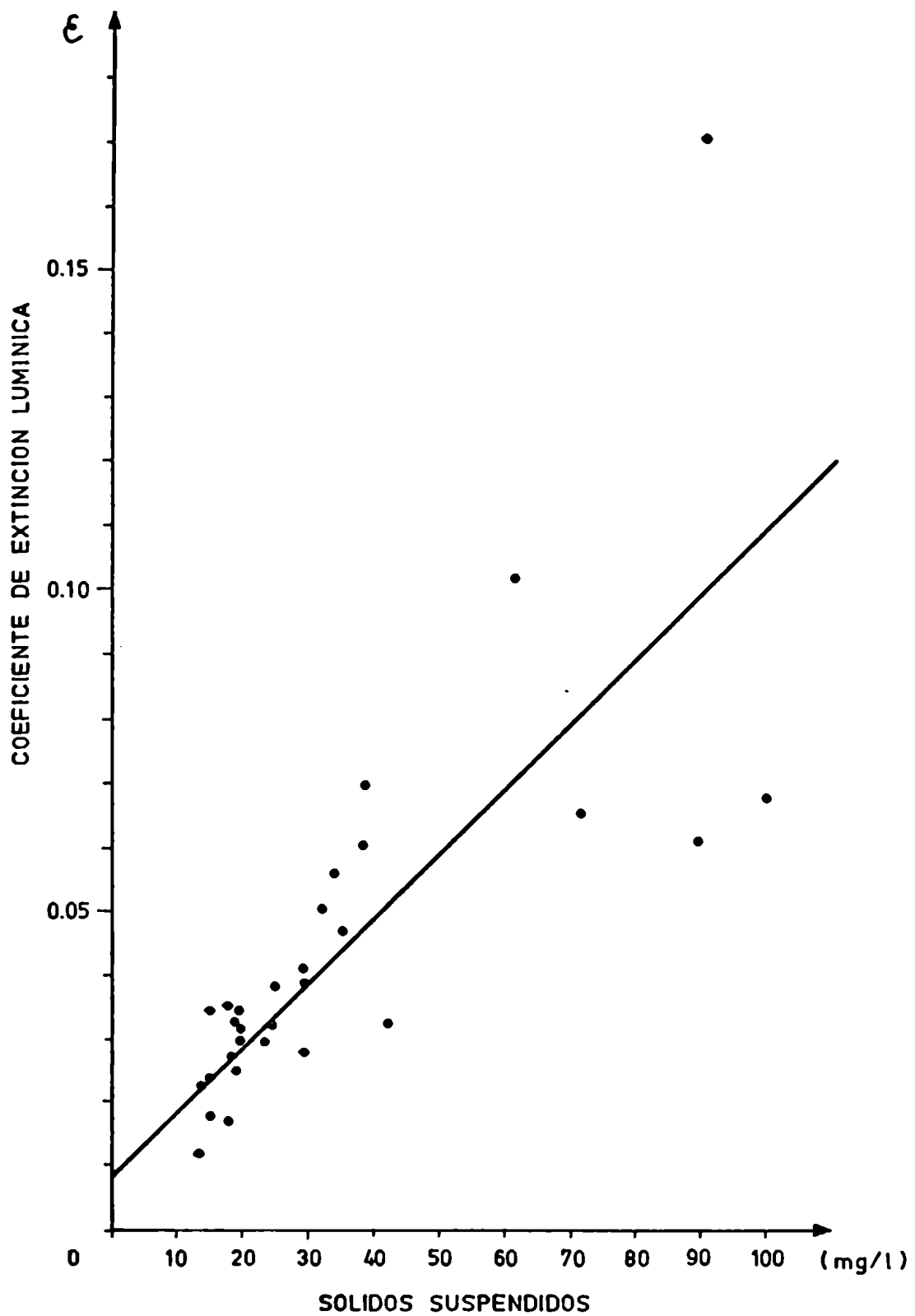


Fig. 21: Coeficiente de extinción lumínica del agua en función de la concentración de sólidos en suspensión en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

- b) Variaciones de altura comprendidas entre 0,2 y 0,3 m (representados con triángulos)
- c) Variaciones mayores de 0,3 m (representados con círculos).

Los mayores valores de transparencia corresponden a situaciones caracterizadas por la escasa variación de altura en los días previos al muestreo (valores pequeños de  $\Delta H_5$ , representados con cuadrados en la figura), mientras que los menores, en la parte inferior de la misma, coinciden con períodos de mayor variación del nivel hidrométrico (valores mayores de  $\Delta H_5$ , círculos en la figura). En todos los muestreos en que la lectura del disco de Secchi resultó mayor de 80 cm, el río se encontraba estacionario. Por el contrario, las lecturas menores de 15 cm Secchi derivan de repentinos pulsos en que la variación de altura fue superior al medio metro, en los días que antecedieron al muestreo.

Para cada uno de los tres intervalos de variación de alturas en que se clasificaron los puntos de la figura 22, se observó una buena correlación entre transparencia y altura hidrométrica, correspondiendo en los tres casos a funciones exponenciales (de la forma  $y = a e^{-bx}$ ), con coeficientes de correlación de 0,85-0,72 y 0,6 para cada uno de los tres intervalos señalados, respectivamente.

La conductividad del agua resultó baja, registrando valores extremos de 32 (15/VIII/80) y 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (10/II/78). Sin embargo, el rango de variación fue generalmente más estrecho, oscilando el resto de las medidas entre 35 y 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , sin presentar sus variaciones ninguna relación aparente con el caudal o la altura hidrométrica del río.

El pH resultó neutro, con tendencia a desplazarse ligeramente hacia la alcalinidad, oscilando así entre 6,8 (23/V/79 y 12/XI/79) y 7,8 (3/VII/79). Si bien esas variaciones no observan estrecha correlación con el nivel de las aguas, los valores menores coincidieron con el inicio de las crecientes, o durante pulsos de mayor caudal.

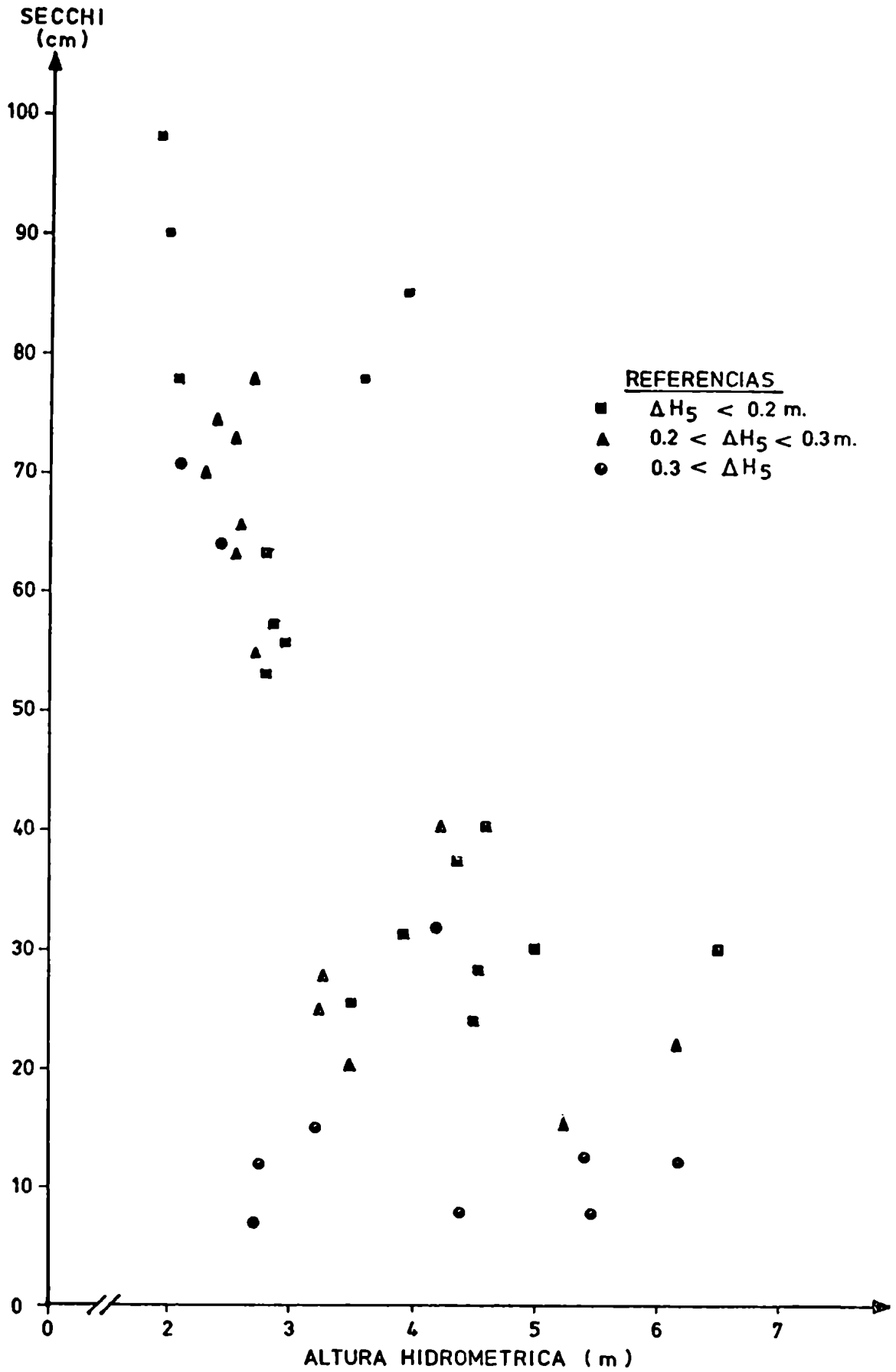


Fig. 22: Límite de visibilidad del disco de Secchi en relación a la altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen izquierda). Los puntos se representan de tres formas distintas según las variaciones de altura en los días previos al muestreo.

La concentración de oxígeno disuelto resultó siempre elevada, con valores extremos de 6,15 (78% de saturación, 6/II/78) y 13,5 (155% de saturación, 15/V/81). No obstante, en la mayoría de los muestreos, las concentraciones fluctuaron poco en torno al punto de saturación, con un valor medio de 96%, sin mostrar su incremento relación con la productividad del fitoplancton, pareciendo deberse, en lo fundamental, a la difusión superficial y mezcla turbulenta por el viento.

La tipología iónica no difiere mayormente de la del Alto Paraná, correspondiendo al tipo bicarbonatada-cálcico-magnésico (Maglianesi, 1973; CECOAL, 1977; EBY, 1979).

La concentración de nitratos osciló entre 0,035 (31/VII/79) y 3,63 mg/l (1°/VIII/78), con un valor medio de 0,77 mg/l. En general, se insinuó una tendencia a observar valores altos durante la primera parte de la creciente, coincidiendo con el período de rápido incremento del nivel de aguas. Así, la concentración máxima se determinó durante el repentino pulso de creciente operado a fines de julio de 1978. En tal oportunidad, la altura del río aumentó 1,5 m en menos de una semana y la concentración de nitratos cambió de 0,35 el 25 de julio a 3,6 mg/l el primero de agosto. Durante la creciente estival de 1978-1979, la concentración de nitratos resultó de 0,611 mg/l en el muestreo de fines de enero, cuando la altura del río alcanzó a 4,36 m, para decaer con posterioridad, en febrero y marzo, aun cuando el nivel de aguas se mantuvo elevado. En mayo de 1979, en ocasión de un pronunciado pico de creciente, en el cual el río creció 2,2 m en poco más de una semana, la concentración de nitratos fue igualmente elevada (0,69 mg/l). Tal situación se repite en mayo de 1981. Entre el 1 y 6 de mayo la altura del agua ascendió de 3,2 a 5 m, registrándose 1,3 mg/l en el muestreo inmediato posterior a dicho pulso.

La concentración de fosfatos varió en un rango comprendido entre 0,027 (25/VII/78) y 0,434 mg/l (28/IX/79), con un valor medio



de 0,06 mg/l. La relación N/P resultó inferior a 10 en la mayoría de los muestreos, si bien en los comentados pulsos de creciente en que la concentración de nitratos aumenta, puede tomar valores muy superiores a dicha cifra.

La concentración de clorofila a osciló entre 1,2 (23/V/79) y 19,5 mg/l (17/XII/80), registrando sus variaciones estrecho grado de correlación con la densidad de población del fitoplancton.

## II) Fitoplancton, composición específicas y rasgos estructurales

El grupo taxonómico mejor representado fue el de las diatomofíceas, principalmente el de las diatomeas céntricas del género Melosira. Dicho grupo resultó dominante en 25 de los 40 muestreos realizados (figura 32). Las especies más abundantes resultaron: M. granulata, M. italica, M. pseudogranulata, habiéndose observado también, si bien en menor proporción, las diatomeas céntricas Cyclotella meneghiniana, Melosira herzogii, M. dickiei y Terpsinoe musica.

Durante los meses de verano, en correspondencia con el incremento de la temperatura del agua, la dominancia correspondió a las cianofíceas. En febrero y marzo de 1978, con una temperatura de 30°C, la especie dominante fue Lyngbya limnetica, siendo reemplazada en abril por Raphidiopsis mediterranea. En mayo, el grupo mejor representado fue el de las clorofíceas, entre las que cabe citar los géneros Monoraphidium (M. contortum), Scenedesmus (S. quadricauda, S. falcatus, Scenedesmus spp.), Pediastrum, Crucigeniella, Schroederia y Tetrastrum.

Desde junio hasta diciembre de 1978, el grupo mejor representado fue, invariablemente, el de las diatomofíceas correspondiendo la dominancia a distintas especies del género Melosira.

En enero y febrero de 1979, con temperaturas de 29 y 30°C, respectivamente, se observó nuevamente el predominio de Lyngbya limne-

tica y Raphidiopsis mediterranea. En el muestreo del mes de mayo, realizado durante una brusca caída del nivel de aguas, ambas especies representaron el 24% del total, que en esa ocasión resultó bastante reducido (la dominancia correspondió a Melosira granulata con el 51%) para aumentar hasta el 52% durante el mes de abril.

A partir de mayo, hasta diciembre de 1979, nuevamente el grupo dominante fue el de las diatomofíceas, siendo la especie mejor representada Melosira granulata.

En diciembre de 1979 y enero de 1980, Lyngbya limnetica y Raphidiopsis mediterranea fueron nuevamente las especies más abundantes. Hacia el mes de abril de 1980, son reemplazadas por las clorofíceas como grupo dominante. En esa oportunidad Scenedesmus sp., Monoraphidium sp. y Schroederia setigera, fueron las especies más comunes.

Desde junio hasta noviembre de 1980, son las diatomofíceas el grupo mejor representado, resultando Melosira granulata la especie numéricamente más importante.

En diciembre de 1980, cuando la temperatura del agua alcanzó los 29°C, se produce un rápido incremento de las cianofíceas, correspondiendo a Raphidiopsis mediterranea la mayor densidad celular. A fines de diciembre y principios de enero se produce un fuerte incremento del nivel hidrométrica, disminuyendo en forma muy marcada la densidad del plancton. En el muestreo del 6/I/81 fue Melosira granulata la especie más abundante, siendo reemplazada como dominante por Scenedesmus sp., Monoraphidium contortum y Oocystis lacustris, en febrero y marzo de 1981.

Si bien en los tres años y medio de estudios no se repitió la misma secuencia en cuanto a la composición estructural, es manifiesta una tendencia al predominio de las cianofíceas durante el verano, generalmente en los meses de diciembre, enero, febrero y eventualmente marzo, de las clorofíceas en el período de marzo a mayo,

y de las diatomofíceas el resto del año.

Los principales factores que regulan la abundancia relativa de cianofíceas y diatomofíceas parecen ser la temperatura del agua y las fluctuaciones del nivel del río, o algún factor vinculado al mismo (turbulencia, velocidad de la corriente, caudal, etc.). Hacia fines de primavera el contenido porcentual de cianofíceas en el fitoplancton es, por regla general, bastante bajo, produciéndose siempre un brusco incremento en diciembre o enero, sólo después que la temperatura del agua alcanza valores elevados, del orden de los 29-30°C. La tendencia general parecería ser el reemplazo de las cianofíceas por las clorofíceas hacia fines del verano. Sin embargo dicha tendencia puede alterarse si se producen bruscas variaciones del nivel hidrométrico, como en marzo de 1979 o enero de 1980, redundando en una drástica disminución de la numerosidad total y un notable incremento en la proporción de Melosira granulata, que en esas circunstancias resulta dominante, interrumpiendo la secuencia señalada.

Las variaciones en la densidad del fitoplancton a lo largo del año mostraron cierto grado de relación con las de la transparencia del agua ( $r = 0,57$ ), vinculándose además, al igual que dicho parámetro, con la altura hidrométrica y con los cambios operados en dicha altura en los días previos al muestreo. No se observó, en cambio, relación alguna entre la densidad del fitoplancton y la concentración de nitratos o fosfatos. En la figura 23 se representa la numerosidad celular en función de la altura hidrométrica del río. Los puntos de la gráfica se han representado en tres formas distintas según la variación de nivel del río en los 10 días anteriores a cada muestreo ( $\Delta H_{10}$ ), clasificándolos, a tal efecto, de la forma siguiente:

- a) Variaciones menores de 25 cm (representados con cuadrados en la figura).
- b) Variaciones de altura comprendidas entre 25 y 85 cm (representados con triángulos en la figura).

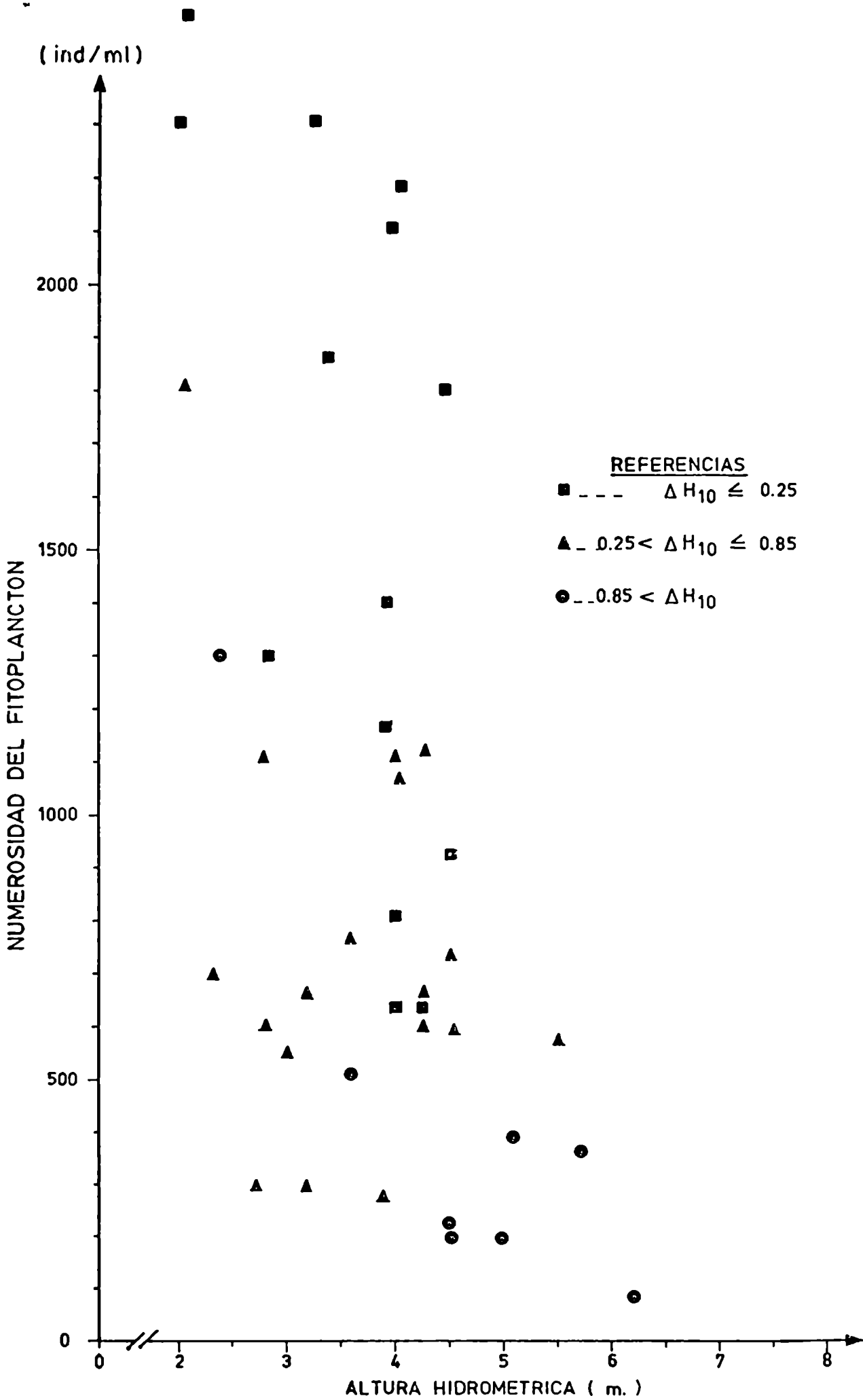


Fig. 23: Densidad de población del fitoplancton en relación con la altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen izquierda). Los puntos se representan de tres formas distintas según las variaciones de altura en los días previos al muestreo.

c) Variaciones mayores de 85 cm (representados con círculos en la figura).

Los puntos de la parte superior de la figura, en que la numerosidad resultó elevada, corresponden a situaciones caracterizadas por la estabilidad del río en los días previos al muestreo (valores pequeños de  $\Delta H_{10}$ ), mientras que los de la parte inferior de la misma, con menor densidad de organismos, coinciden con etapas de grandes fluctuaciones del nivel hidrométrico (valores elevados de  $\Delta H_{10}$ ).

Se procedió seguidamente a encontrar las funciones que vinculan la numerosidad celular con la altura para cada uno de los intervalos señalados, observándose que en todos los casos ajustan a funciones exponenciales con coeficientes de correlación de 0,79 - 0,56 y 0,75, para los intervalos a, b y c, respectivamente.

La información así reunida sugiere que se podría describir las variaciones de la densidad celular en función de la altura hidrométrica con una familia de curvas exponenciales (de la forma  $y = a e^{-bx}$ ) donde los coeficientes  $a$  y  $b$  sean, a su vez, función de la variación de altura en los 10 días anteriores al muestreo (figura 24). En la figura 25 se describe al coeficiente  $a$  como una función lineal de las variaciones de altura ( $\Delta H_{10}$ ), mientras que la función que describe a  $b$  sería de la forma

$$y = k \frac{x}{x + t} \quad (1)$$

Las ecuaciones de las funciones que se representan en la figura 25 son:

$$a = 3.800 - 1.600 \Delta H_{10} \quad (2)$$

$$b = 0,5 \frac{\Delta H_{10}}{\Delta H_{10} + 0,17} \quad (3)$$

De esta manera, si se dispone de la altura del río en una fe-

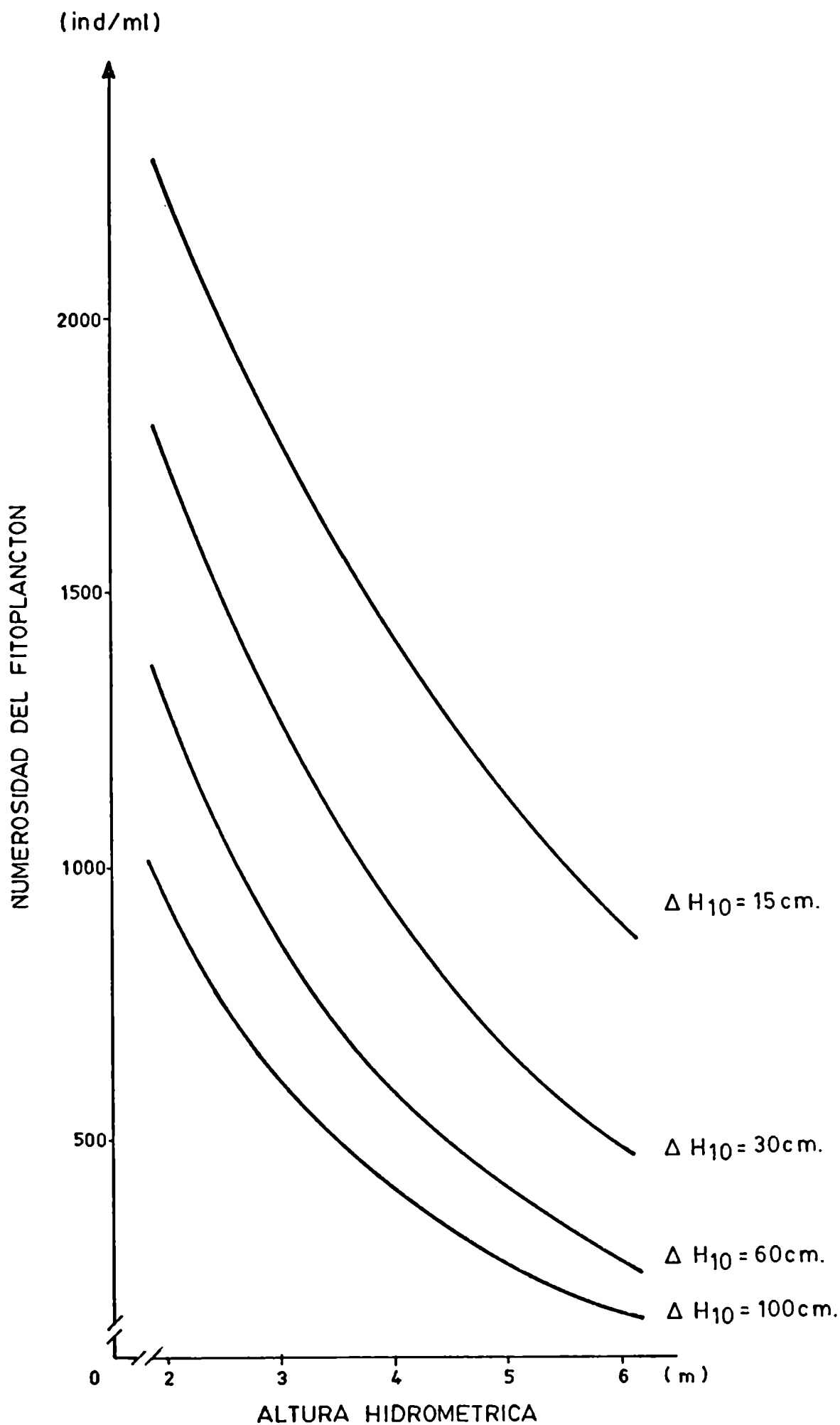


Fig. 24: Densidad de población del fitoplancton en función de la altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen izquierda) y de las variaciones de altura operadas en los 10 días anteriores al muestreo.

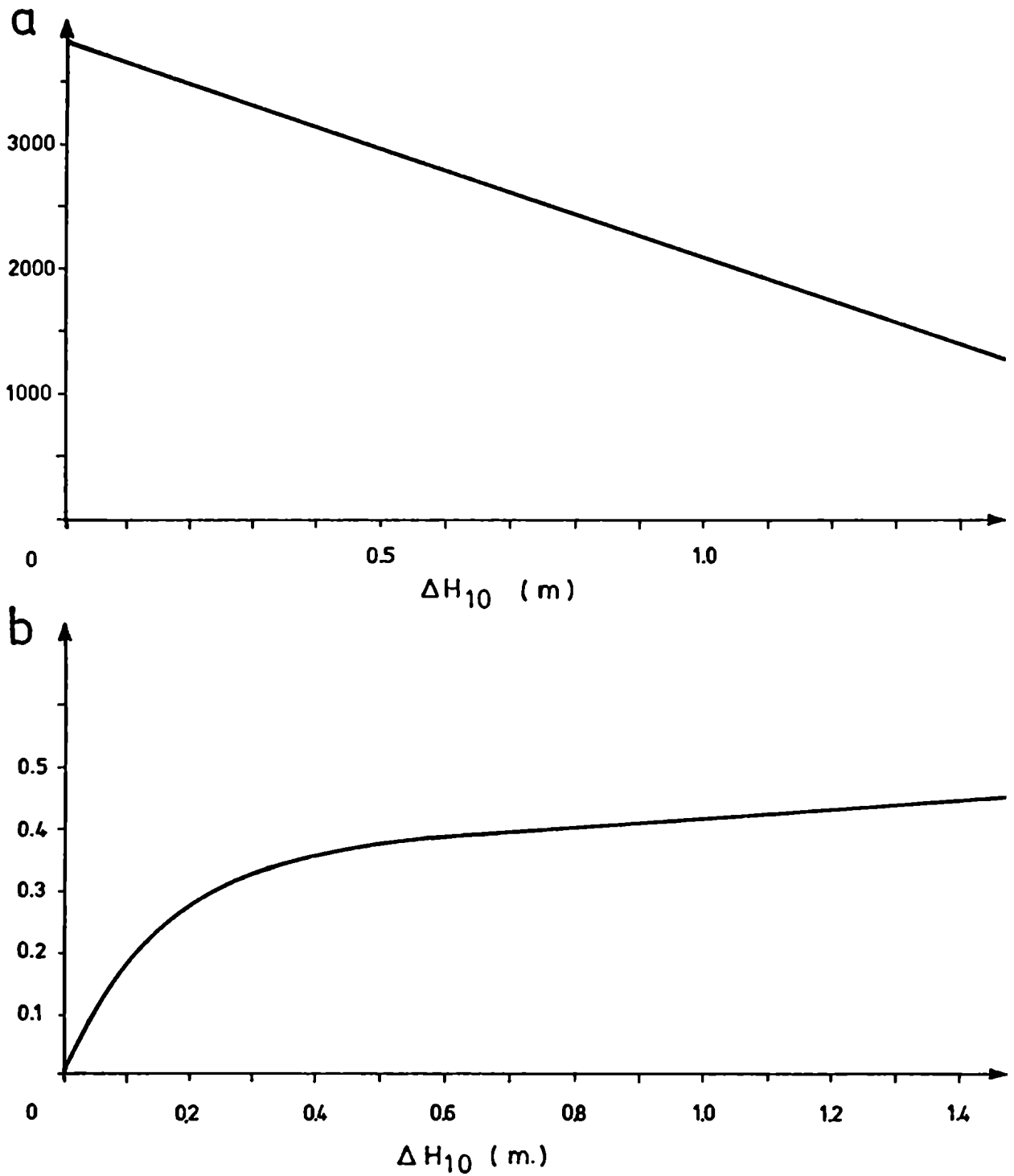


Fig. 25: Variación de los coeficientes  $a$  y  $b$  en función de la variación de altura del río Paraná en los 10 días anteriores a cada muestreo (Corrientes, margen izquierda).

cha en particular y de los cambios operados en la altura en los días previos, podría realizarse una estimación de la numerosidad celular realizando primero el cálculo de los coeficientes  $a$  y  $b$  a partir de  $\Delta H_{10}$ , de acuerdo a las expresiones (2) y (3), para hallar la numerosidad con la expresión

$$N = ae^{-bh}$$

Donde  $N$  es la numerosidad del fitoplancton expresada en ind/ml;  $h$  la altura hidrométrica en metros; y  $a$  y  $b$  los coeficientes estimados con (2) y (3).

En la figura 26 se representa la numerosidad así estimada en función de la numerosidad real observada. La dispersión es considerable, presentando ambas variables un coeficiente de correlación de 0,61. Se observó en dicha gráfica que en aquellos casos en que el valor predicho sobreestima el valor real, correspondían generalmente a muestreos en los que en el período anterior al mismo el río había permanecido relativamente estable, produciéndose la variación de altura en forma inmediatamente anterior al momento de colección de la muestra. Por el contrario, si la variación de altura en los 10 días anteriores al muestreo se había producido en la primera parte de dicho período, resultando el nivel estable en los 4 ó 5 días inmediatamente anteriores, el valor estimado subestima el valor real.

Se desprende de lo antedicho, que las variaciones de nivel en los 10 días anteriores a cada muestreo no provee suficiente información como para predecir la densidad de organismos, ya que la evolución del nivel en ese lapso fue igualmente importante. Se incorporó entonces un segundo parámetro: la variación de altura en los 5 días anteriores al muestreo. A tal efecto se buscó una función que modifique el coeficiente  $b$  en la expresión (3), en relación con la evolución del nivel de aguas, teniendo en cuenta tanto las variaciones producidas en los 10 días, como también en los 5 días ante-



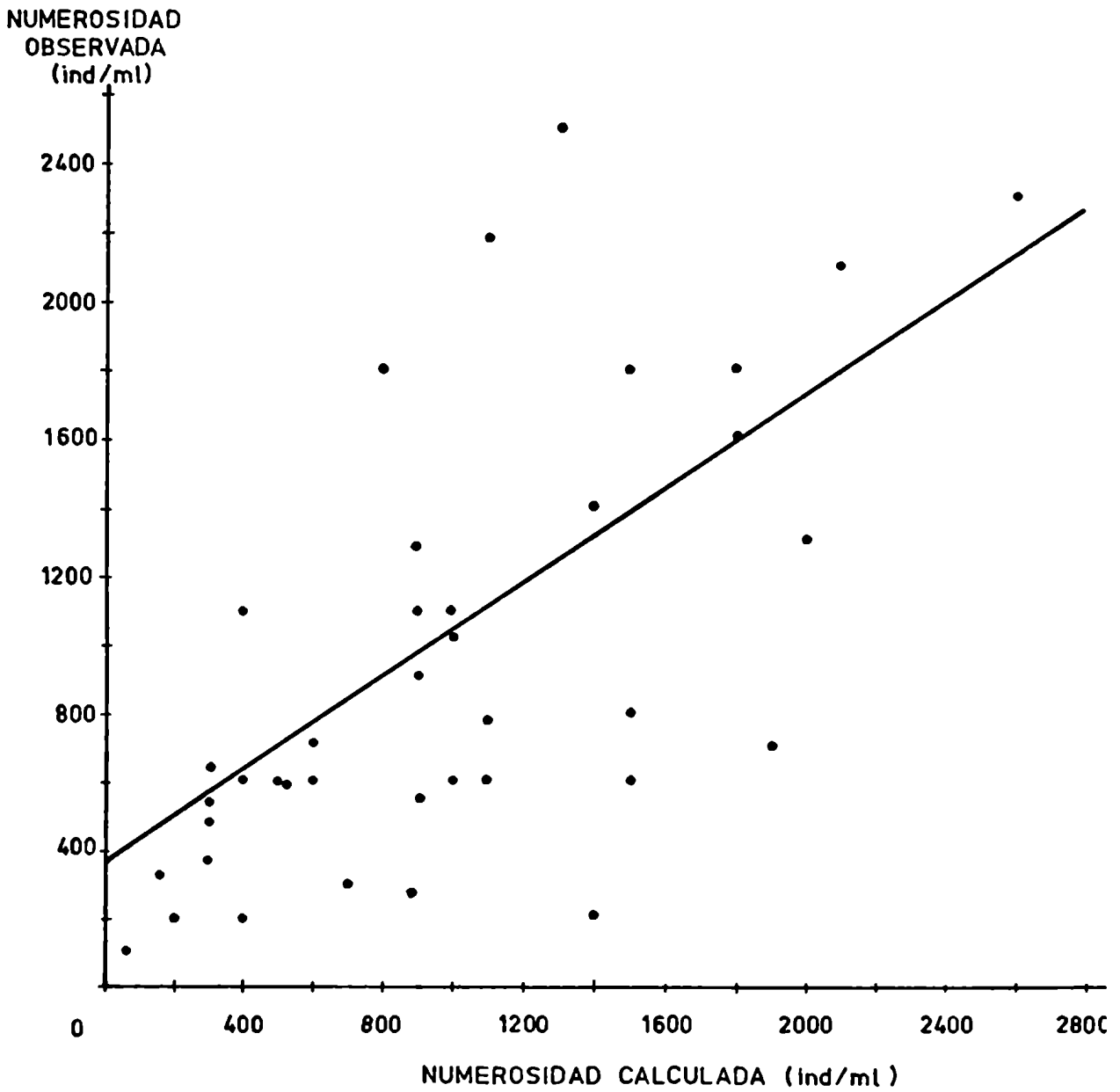


Fig. 26: Densidad de población observada del fitoplancton en función de la calculada por el modelo en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

riores al muestreo. En la figura 27 se propone una expresión que coloca la constante  $t$  de la ecuación (1) (a la cual en la expresión (3) se le asignó el valor 0,17), como función del parámetro  $\Delta H_{10} - \Delta H_5$ , resultando

$$t = 0,05 + \frac{0,15 (\Delta H_{10} - \Delta H_5)}{(\Delta H_{10} - \Delta H_5) + 0,025} \quad (4)$$

Esta función permite aumentar la estimación de la numerosidad celular  $N$ , en los casos en que el río produzca variaciones de nivel al principio de los 10 días previos, estabilizándose hacia la fecha del muestreo, porque  $(\Delta H_{10} - \Delta H_5)$  tendrá, en esa circunstancia, un valor elevado, reduciendo el valor del coeficiente  $b$ . Por el contrario, si el río permanece estable al principio de los 10 días previos, produciéndose una variación de nivel hacia la fecha del muestreo  $(\Delta H_{10} - \Delta H_5)$ , tendrá un valor cercano a cero, incrementando el de  $b$  para reducir  $N$ .

En la figura 28 se presenta un programa de computación, escrito en FORTRAN, que permite realizar una estimación de la numerosidad del fitoplancton a partir de las alturas diarias del río. El programa procede calculando primeramente los parámetros  $\Delta H_{10}$  y  $\Delta H_5$  y seguidamente el coeficiente  $t$  de acuerdo a la siguiente expresión:

$$t = 0,05 + 0,15 \frac{(\Delta H_{10} - \Delta H_5)}{0,025 + (\Delta H_{10} - \Delta H_5)}$$

Con el valor de  $t$  así obtenido se determina el coeficiente  $b$ :

$$b = 0,5 \frac{\Delta H_{10}}{t + \Delta H_{10}}$$

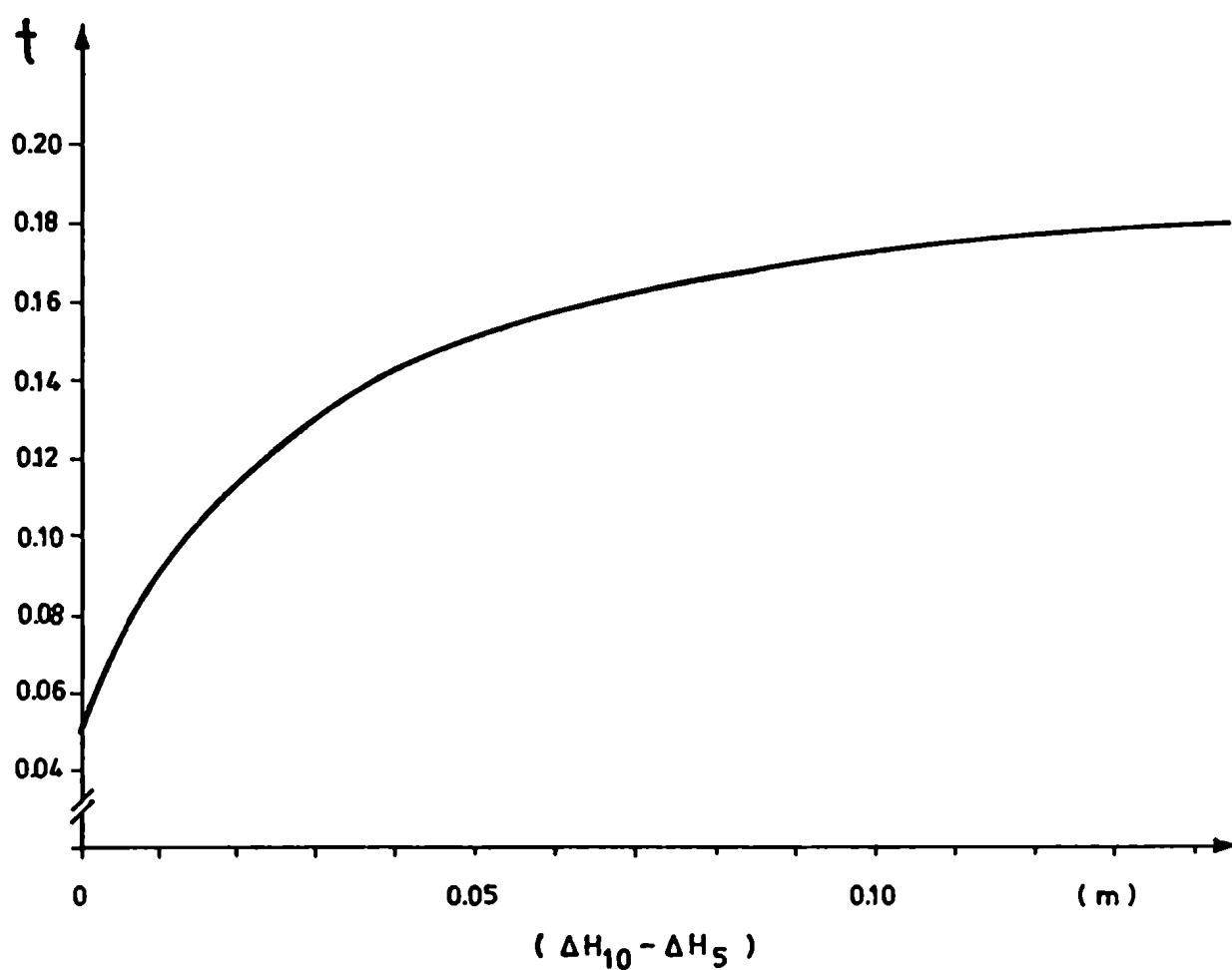


Fig. 27: Variación del coeficiente  $t$  en función de la diferencia entre la variación de altura del río Paraná en los 10 y 5 días previos a cada muestreo (Corrientes, margen izquierda).

```

10 READ(1,10)((ALT(I)=1,10),FECHA)
   FØRMAT(10(F3.0),F6.0)
   HDMAX=ALT(1)
   HDMIN=ALT(1)
   HCMAX=ALT(5)
   HCMIN=ALT(5)
   DØ60=1,9
   IF(HDMAX-ALT(I))40,30,30
30 HDMAX=ALT(I)
40 IF(HDMIN-ALT(I))50,50,60
50 HDMIN=ALT(I)
60 CØNTINUE
   DØ80=5,9
   IF(HCMAX-ALT(I))70,65,65
65 HCMAX=ALT(I)
70 IF(HCMIN-ALT(I))75,75,80
75 HCMIN=ALT(I)
80 CØNTINUE
   DIFD1=ABS(HDMAX-ALT(10))
   DIFD2=ABS(HDMIN-ALT(10))
   DIFC1=ABS(HCMAX-ALT(10))
   DIFC2=ABS(HCMIN-ALT(10))
   IF(DIFD1-DIFD2)81,83,83
81 DELHD=DIFD1
   GØTØ85
83 DELHD=DIFD2
85 IF(DIFC1-DIFC2)86,88,88
86 DELHC=DIFC1
   GØTØ90
88 DELHC=DIFC2
   TCØEF=0,05+0,15*((DELHD-DELHC)/(0,025+(DELHD-DELHC)))
   BCØEF=0,5*(DELHD/(TCØEF+DELHD))
   CCØEF=3800-1600*DELHD
   FITØP=ACØEF*EXP(BCØEF*ALT(10))
   WRITE(2,100)FECHA,FITØP
100 FØRMAT(1HØ,"FECHA",2X,F6.0,10X,"DENSIDAD DE POBLACION
* DEL FITOPLANCTON",2X,F5.2)

```

Fig. 28: Programa escrito en FORTRAN para el cálculo de la densidad del fitoplancton en función de la altura hidrométrica y sus variaciones en los días previos al muestreo.

Y el del coeficiente  $a$ :

$$a = 3.800 - 1.600\Delta H_{10}$$

Y seguidamente, con los coeficientes  $a$  y  $b$  así obtenidos se halla  $N$  a partir de la función exponencial

$$N = ae^{-bh}$$

En la figura 29 se representan los valores de  $N$  calculados en función de los observados, siendo dable destacar una menor dispersión de los puntos que en la figura 26, con un coeficiente de correlación más alto, de 0,71.

En la figura 30 se representa la numerosidad celular calculada con el modelo y la real, observada durante los años 1978, 1979, 1980 y parte de 1981.

### III) Producción primaria del fitoplancton

En la figura 31 se representan los perfiles de producción y la lectura del disco de Secchi determinados en el período 1978-1981. Como puede observarse, dada la escasa transparencia del agua, la profundidad del estrato trofogénico fue muy escasa, no superando, por lo general, los 2 m, llegando excepcionalmente a los 2,5 m de profundidad.

El desarrollo vertical de los perfiles es, asimismo, muy limitado, hallándose la profundidad de iluminación óptima, ya sea en su superficie, ya en los primeros 50 cm, disminuyendo rápidamente hacia el fondo, sin producirse en tal circunstancia inhibición fotosintética severa por exceso de luz.

La tasa de fijación de carbono en el punto de máxima productiividad osciló en un rango comprendido entre 10 (23/V/79) y 855 mgC/m<sup>3</sup>d (22/V/78), mostrando sus variaciones estrecha relación con las

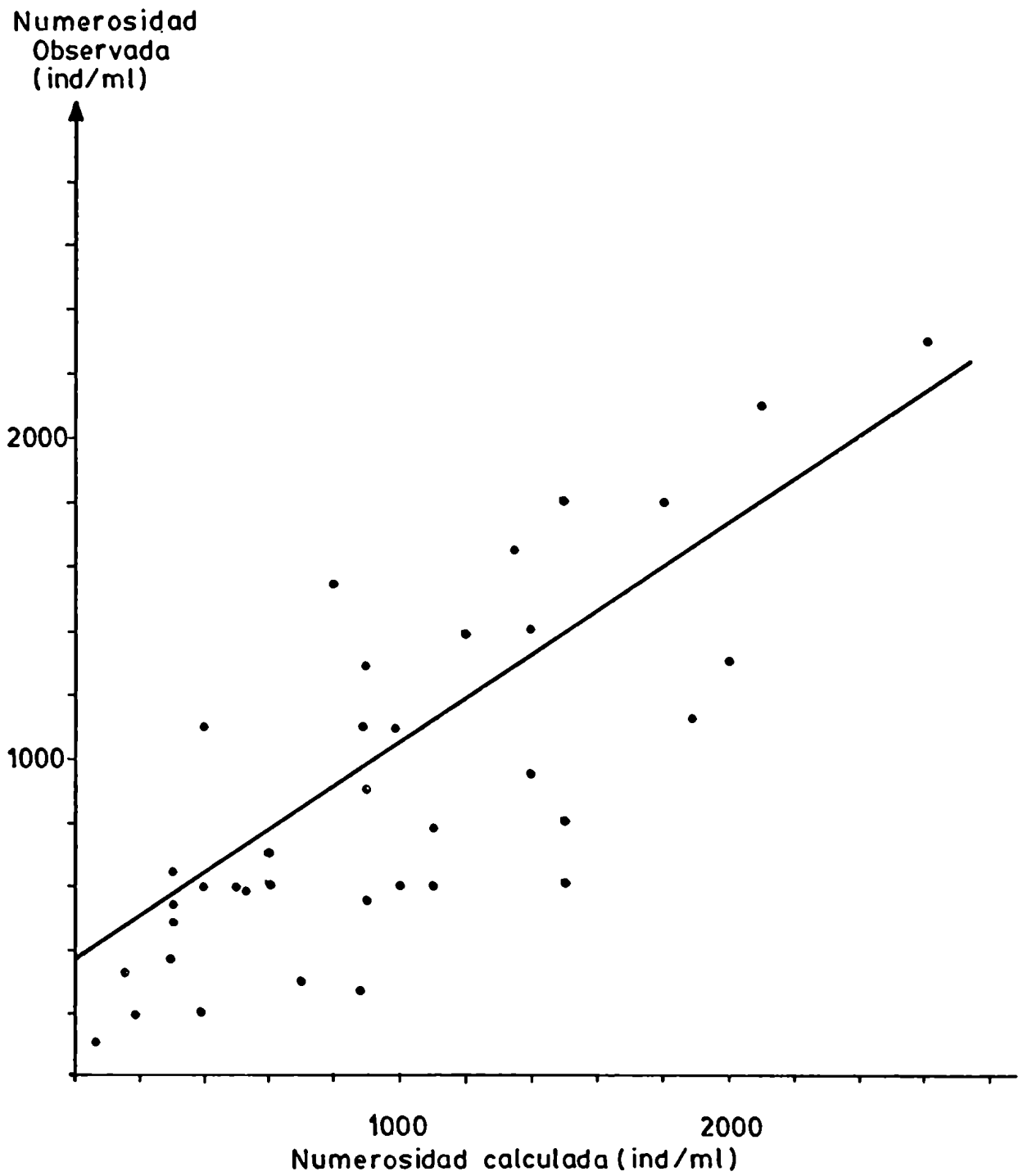


Fig. 29: Densidad de población del fitoplancton observada en el río Paraná, en función de la calculada (Corrientes, margen izquierda).



de la densidad del fitoplancton. La productividad por unidad de área varió entre 8 (23/V/79) y 980 mgC/m<sup>2</sup>d (17/X/78), guardando sus variaciones relación con las de la densidad del fitoplancton y las de la transparencia del agua.

En las figuras 32 y 33 se representa la altura hidrométrica del río, la transparencia del agua, la numerosidad y composición del fitoplancton y la productividad primaria por unidad de área, en los años 1978-1979 (figura 32) y 1980-1981 (figura 33). Como puede apreciarse en dichas figuras, los mayores registros de productividad se registraron con el río en estiaje, durante períodos en que el nivel de aguas resultó estable. En mayo de 1978, por ejemplo, el río mostró muy pequeñas variaciones de altura, estabilizándose en torno a los 2 m del hidrómetro de Corrientes, la menor altura observada durante el período de estudios. El escaso caudal del río en ese momento determinó que la carga de sedimentos fuera baja, de 18 mg/l y, por consiguiente, la transparencia elevada, de casi 100 cm de disco de Secchi. La numerosidad del fitoplancton resultó también elevada (2.300 ind/ml), condicionando una alta tasa de fijación de carbono de 900 mgC/m<sup>2</sup>d. Hacia fines de julio se produjo un pronunciado y repentino pulso de creciente. En tal circunstancia se realizaron 2 muestreos sucesivos, el 25/VII/78 y el 1/VIII/78, ascendiendo el nivel de aguas de 2,8 a 4,5 m en dicho lapso. El incremento de caudal diluyó la población fitoplanctónica que disminuyó de 1.100 a sólo 200 ind/ml, respectivamente. La transparencia del agua se redujo de 57 a 7 cm de lectura del disco de Secchi, redundando, en conjunto con los cambios citados, en una reducción de la intensidad de fotosíntesis que cayó de 340 a sólo 10 mgC/m<sup>2</sup>d.

Hacia el mes de octubre de 1978, con el río en estiaje (altura de 2,07 m), se repiten las condiciones señaladas en mayo del mismo año: baja concentración de sedimentos (15 mg/l) y comparativamente alta transparencia (90 cm del disco de Secchi). En esa ocasión se registró la máxima densidad fitoplanctónica durante los es



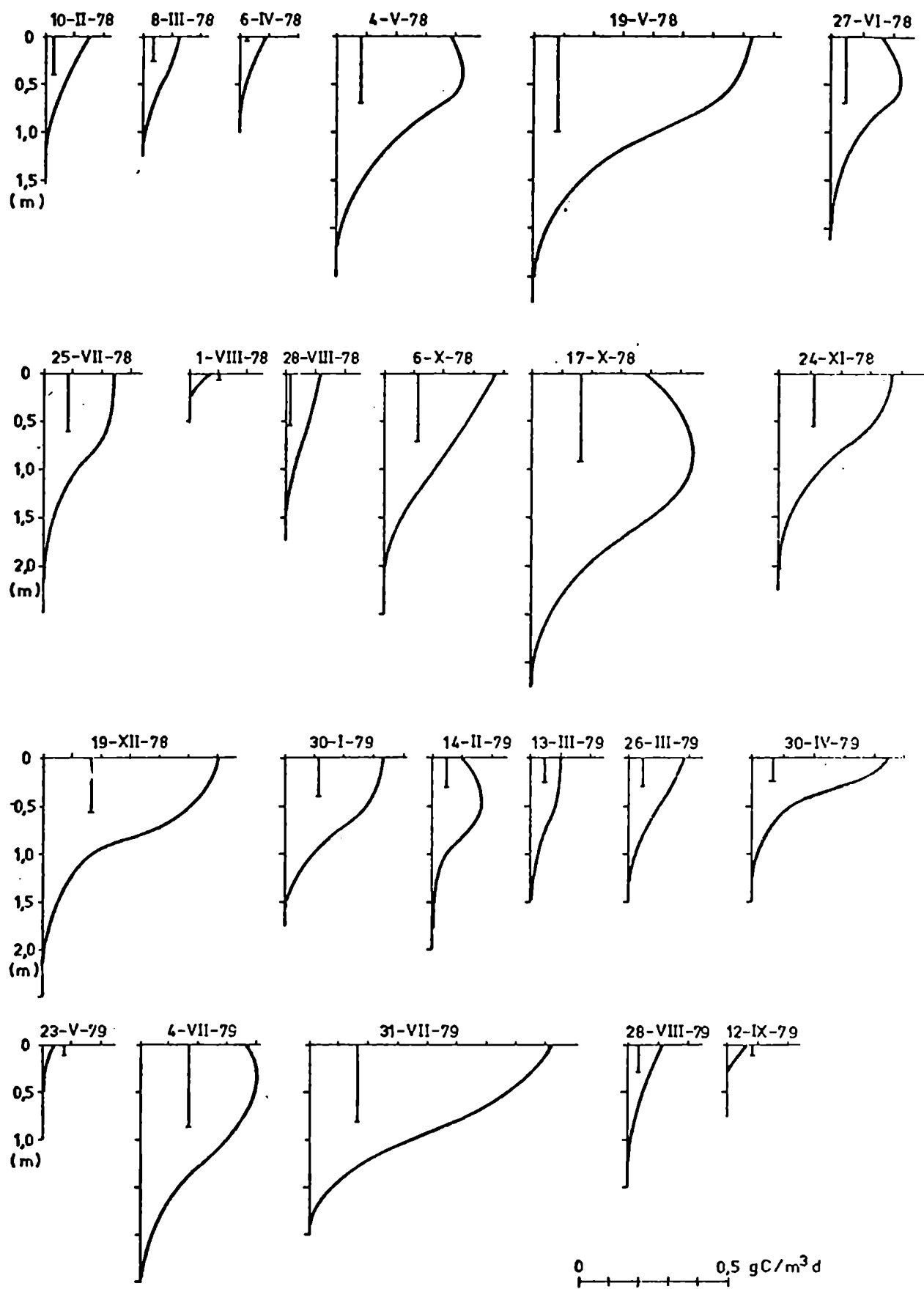


Fig. 31 a: Perfiles de producción primaria del fitoplancton determinados en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda) durante el período 10/II/78 - 12/IX/79.

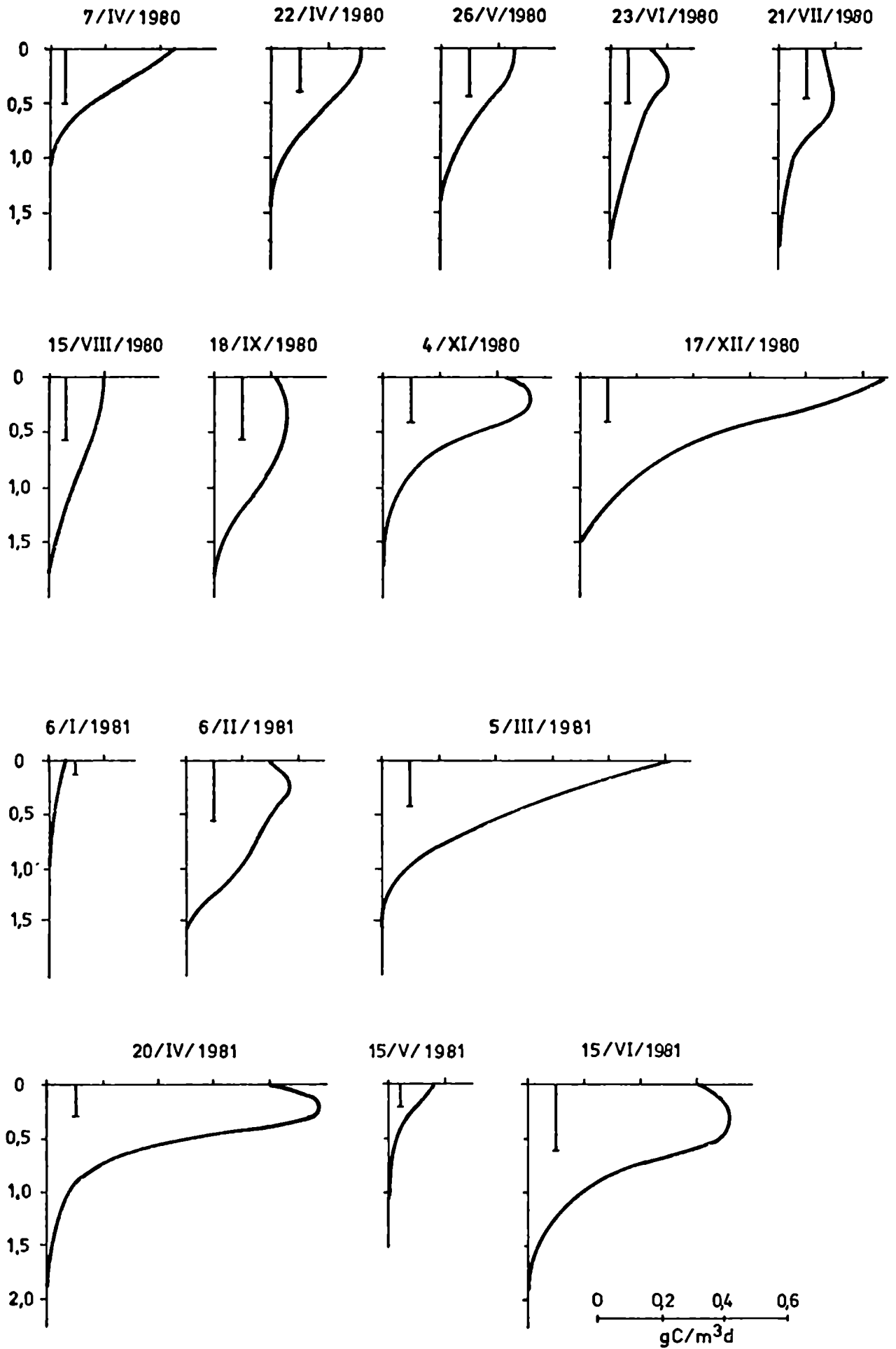


Fig. 31 b: Perfiles de producción primaria del fitoplancton determinadas en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda) durante el período 7/IV/80 - 15/VI/81.

tudios realizados, con 2.550 ind/ml, coincidiendo con la máxima tasa de fijación de carbono, de 980 mgC/m<sup>2</sup>d.

A principios de 1979, coincidiendo con la creciente estival del río, la numerosidad celular, la transparencia y la productividad son bajas, y la carga de sedimentos, elevada. En mayo de 1979 se produjo un nuevo y pronunciado pulso de creciente, ascendiendo el agua más de 3 m en 10 días. En el muestreo realizado el 23/V/79 la altura alcanzó a 6,02 m y la lectura del disco de Secchi resultó muy reducida, con 14 cm. En tal oportunidad se observó tanto la menor densidad celular del período, con 85 ind/ml, como así también la menor tasa de fijación de carbono, de sólo 8 mgC/m<sup>2</sup>d.

En julio y agosto se produjeron moderados incrementos en la producción primaria, para decaer nuevamente hacia la creciente estival de 1979-1980.

A partir de mayo y hasta diciembre de 1980, la altura del río fue elevada, permaneciendo relativamente constante, presentando sólo moderadas fluctuaciones en torno a los 4 m (figura 32, . En correspondencia con el referido período de estabilidad, los parámetros que contribuyen al proceso fotosintético presentaron igualmente muy escasa variación: la transparencia del agua osciló en ese lapso entre 32 y 40 cm, la densidad celular entre 630 y 935 ind/ml y la productividad entre 130 y 340 mgC/m<sup>2</sup>d.

Desde los primeros días de noviembre y hasta fines de diciembre, el nivel hidrométrico no mostró mayores variaciones, permaneciendo estable en unos 4 m. En el muestreo del 17/XII/80, pudo observarse un pulso de elevada numerosidad celular, de 2.160 ind/ml, simultáneamente con una fuerte tasa de fijación de 750 mgC/m<sup>2</sup>d. La alta temperatura del agua, la mayor duración del fotoperíodo, y el incremento de la intensidad de energía solar incidente, contribuyen igualmente a obtener una más elevada productividad en esta época del año.

El muestreo correspondiente a enero de 1981 fue realizado du-

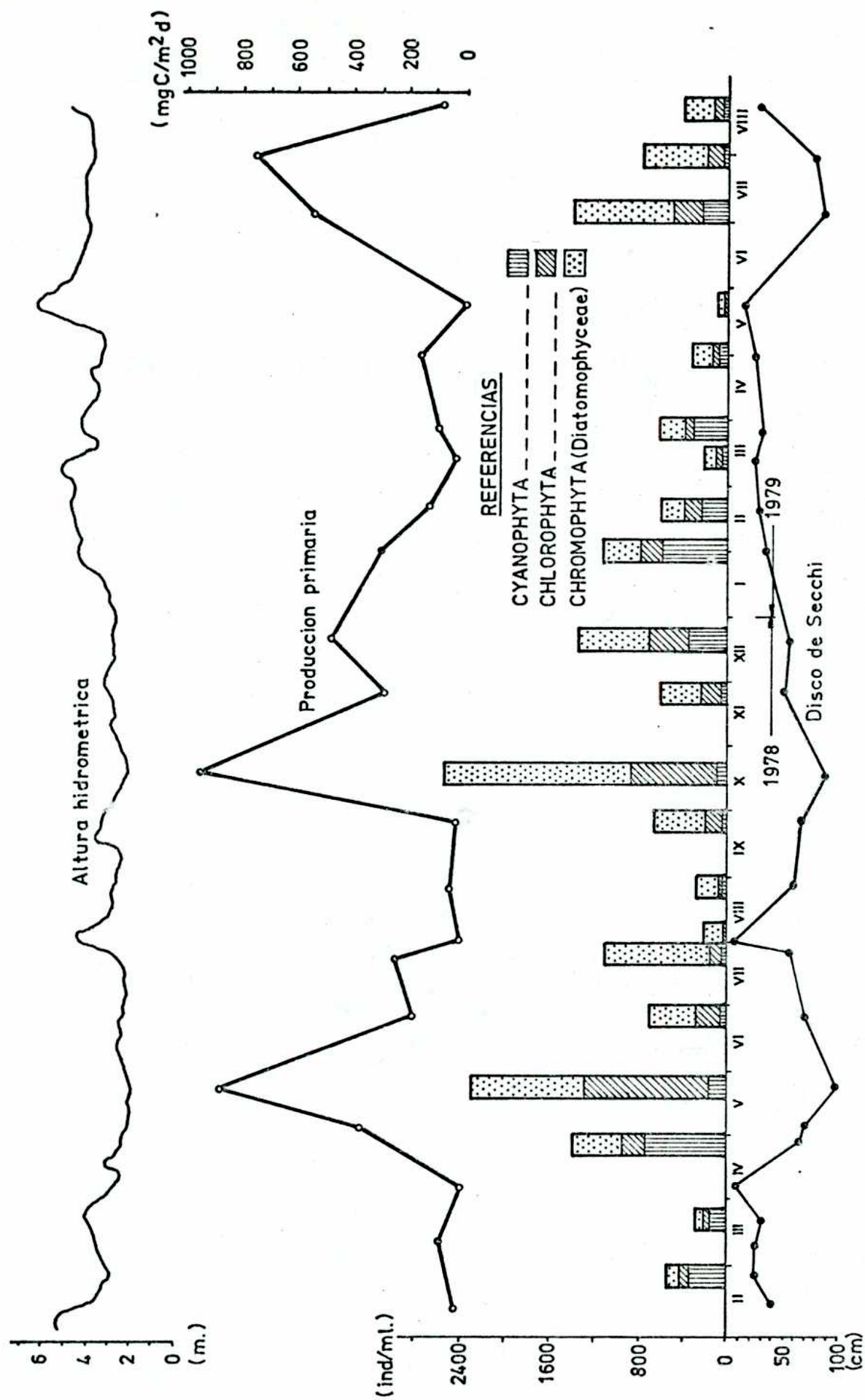


Fig. 32: Producción primaria, densidad y composición del fitoplancton, transparencia del agua y altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen izquierda) durante el período II/78 - VIII/79.

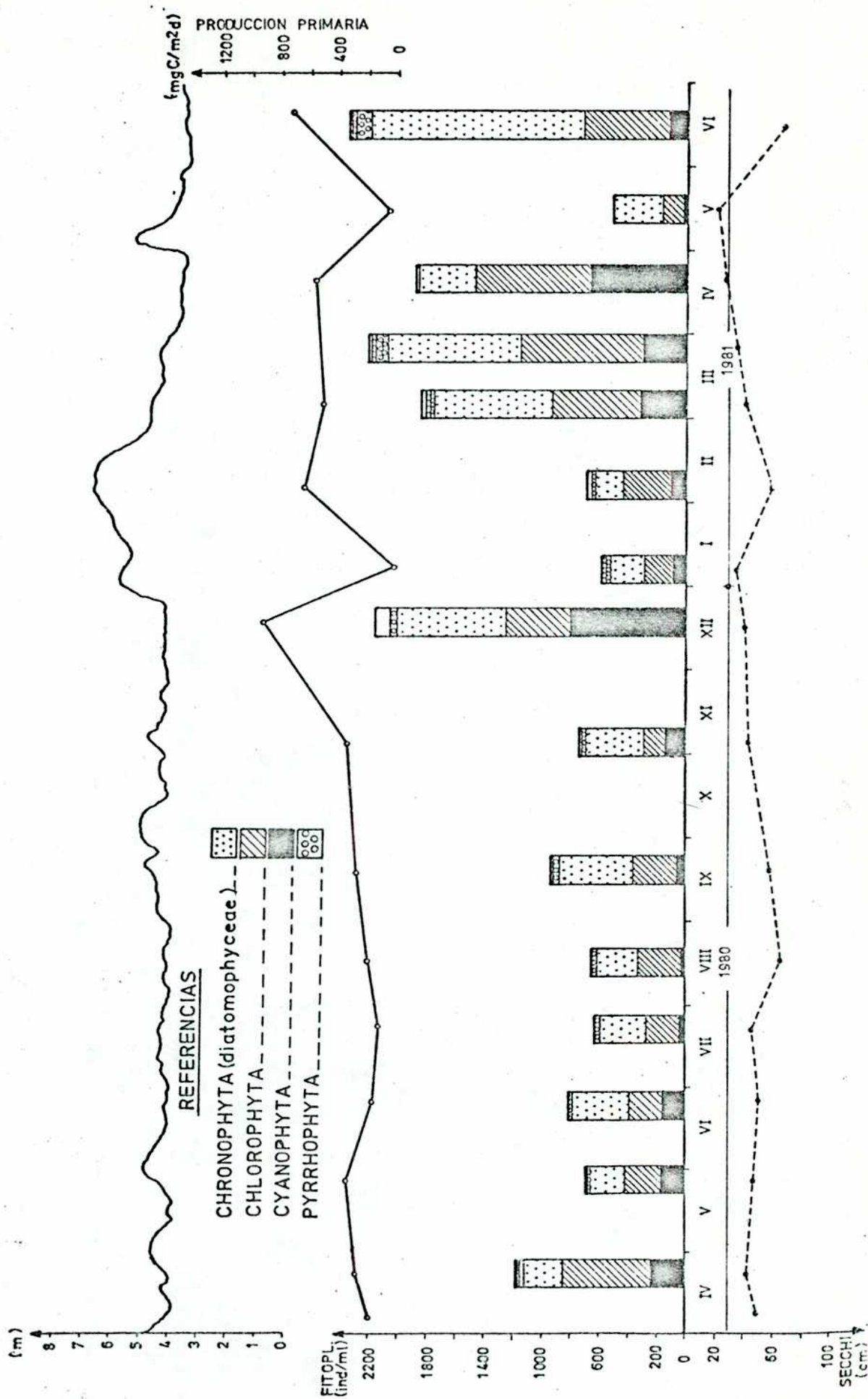


Fig. 33: Producción primaria, densidad de población y composición del fitoplancton, transparencia del agua y altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen izquierda) durante el período IV/80 - VI/81.

rante la primera fase de la creciente estival de 1980-1981, en un período de rápido incremento del nivel de agua, redundando en una baja productividad de  $35 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , con una población fitoplanctónica reducida a 580 ind/ml. Entre febrero y abril de 1981, y en la medida en que el nivel hidrométrico decrecía paulatinamente, se restableció la numerosidad celular, llegándose durante el estiaje a 2.330 ind/ml y valores de productividad igualmente elevados, de  $780 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

Tal como se expresó anteriormente, la tasa de fijación en la profundidad de iluminación óptima varió en forma proporcional a la numerosidad del fitoplancton. En la figura 34 se representa dicha tasa de fijación versus la densidad de organismos, observándose que los puntos del gráfico se ajustan a una función lineal con alto grado de correlación ( $r = 0,85$ ).

La tasa de fijación en el punto de máxima productividad del perfil ( $P_{\text{max}}$ ), puede expresarse como el producto de la densidad de organismos ( $F$ ), por la actividad fotosintética de los mismos ( $A_{\text{max}}$ ) es decir, la fijación de carbono por unidad de biomasa en un intervalo de tiempo dado, estimada en el presente trabajo en  $\text{mgC}/10^6 \text{ ind día}$ . Las fluctuaciones estacionales de la actividad fotosintética explica gran parte de la dispersión de los puntos en torno a la recta de proporcionalidad de la figura 34, y se relacionaron fundamentalmente con la temperatura del agua (coeficiente de correlación de 0,79) y con la intensidad de luz incidente (coeficiente de correlación de 0,67). Por análisis de regresión se obtuvo una función de dos variables que estima la actividad fotosintética en base a ambos parámetros:

$$A_{\text{max}} = -0,18 + 0,002 Q + 0,021 T \quad (5)$$

Donde  $A_{\text{max}}$  es la actividad fotosintética en  $\text{mgC}/10^6 \text{ ind día}$ ;  $Q$  es la cantidad de energía radiante diaria incidente, en  $\text{cal}/\text{cm}^2\text{d}$  y  $T$  la temperatura del agua en grados centígrados.

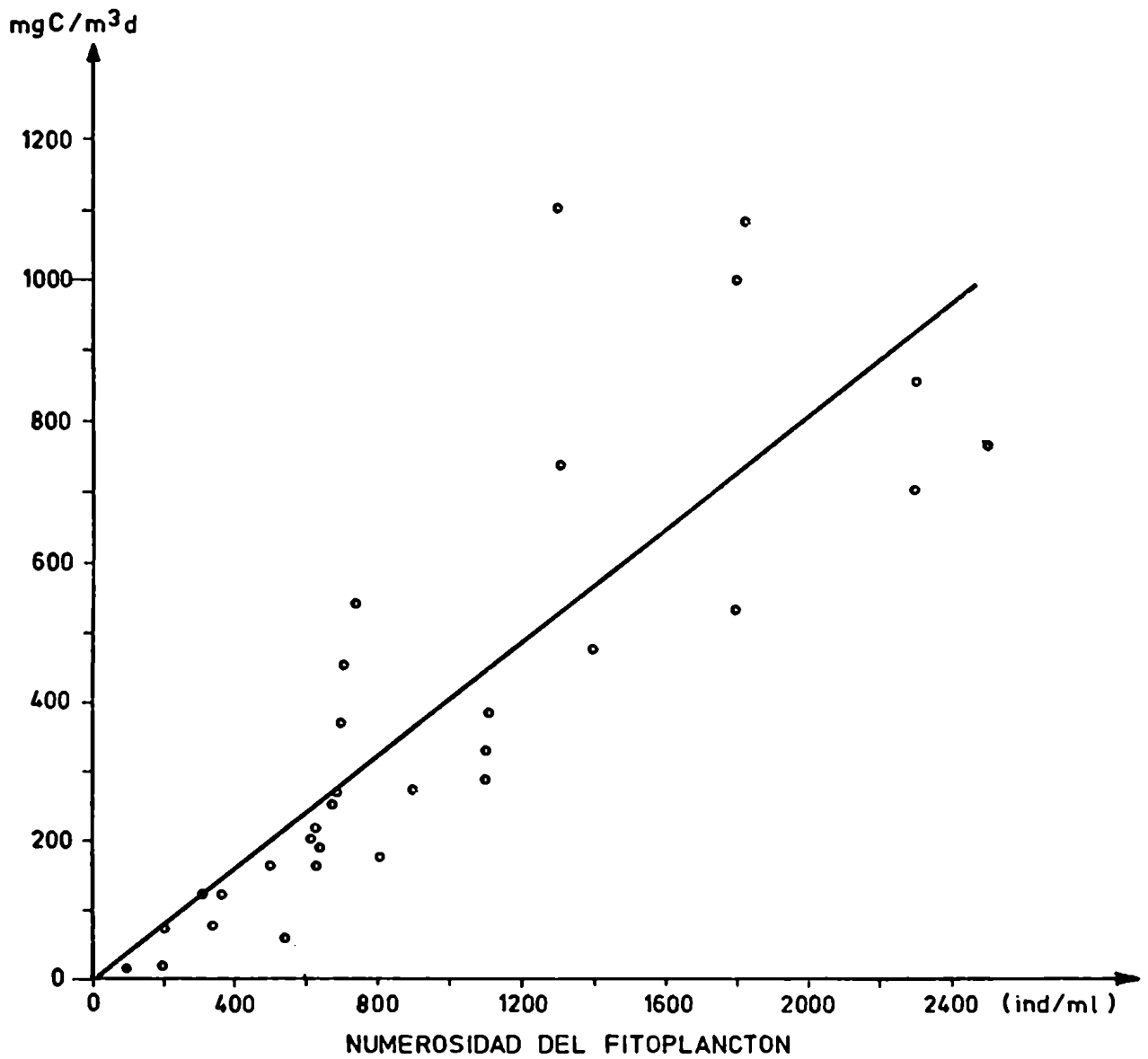


Fig. 34: Producción primaria por unidad de volumen ( $\text{mgC}/\text{m}^3\text{d}$ ) en función de la densidad de población del fitoplancton en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

La regresión entre la actividad fotosintética calculada con la expresión (5) y los valores determinados para cada muestreo arrojó un coeficiente de correlación de 0,84.

En la figura 35 se representa la productividad en la profundidad de iluminación óptima ( $P_{\max}$ ), en función del producto de la densidad del fitoplancton ( $F$ ), por su actividad fotosintética ( $A_{\max}$ ) calculada según (5). Los puntos del gráfico muestran un excelente ajuste a una recta con alto grado de correlación ( $r = 0,95$ ), siendo la dispersión mucho menor que en el gráfico de la figura 34, resultando la siguiente expresión:

$$P_{\max} = 36 + 1,02 (A_{\max} F) \quad (6)$$

que permite estimar la tasa de fijación de carbono en el punto del perfil de máxima productividad como función de la densidad del fitoplancton, la temperatura del agua y la energía lumínica diaria.

Para una tasa dada de fijación en la profundidad de iluminación óptima ( $P_{\max}$ ), la profundidad del perfil fotosintético, y por consiguiente, la productividad por unidad de área ( $P$ ), variará en relación a la transparencia del agua. En la figura 36 se representa el cociente entre ambos parámetros,  $P_{\max}/P$ , en función de la lectura del disco de Secchi. Los puntos de la figura describen una función exponencial con elevado grado de correlación ( $r = 0,77$ ):

$$\frac{P_{\max}}{P} = 3,45 e^{-0,019 S} \quad (7)$$

Donde  $P_{\max}$  es la producción por unidad de volumen en la profundidad de iluminación óptima (en  $\text{mgC}/\text{m}^3\text{d}$ );  $P$  es la producción por unidad de área (en  $\text{mgC}/\text{m}^2\text{d}$ );  $S$  lectura del disco de Secchi (en cm).

A partir de (7) se puede obtener una expresión que predice la producción por unidad de superficie en función de la producción por



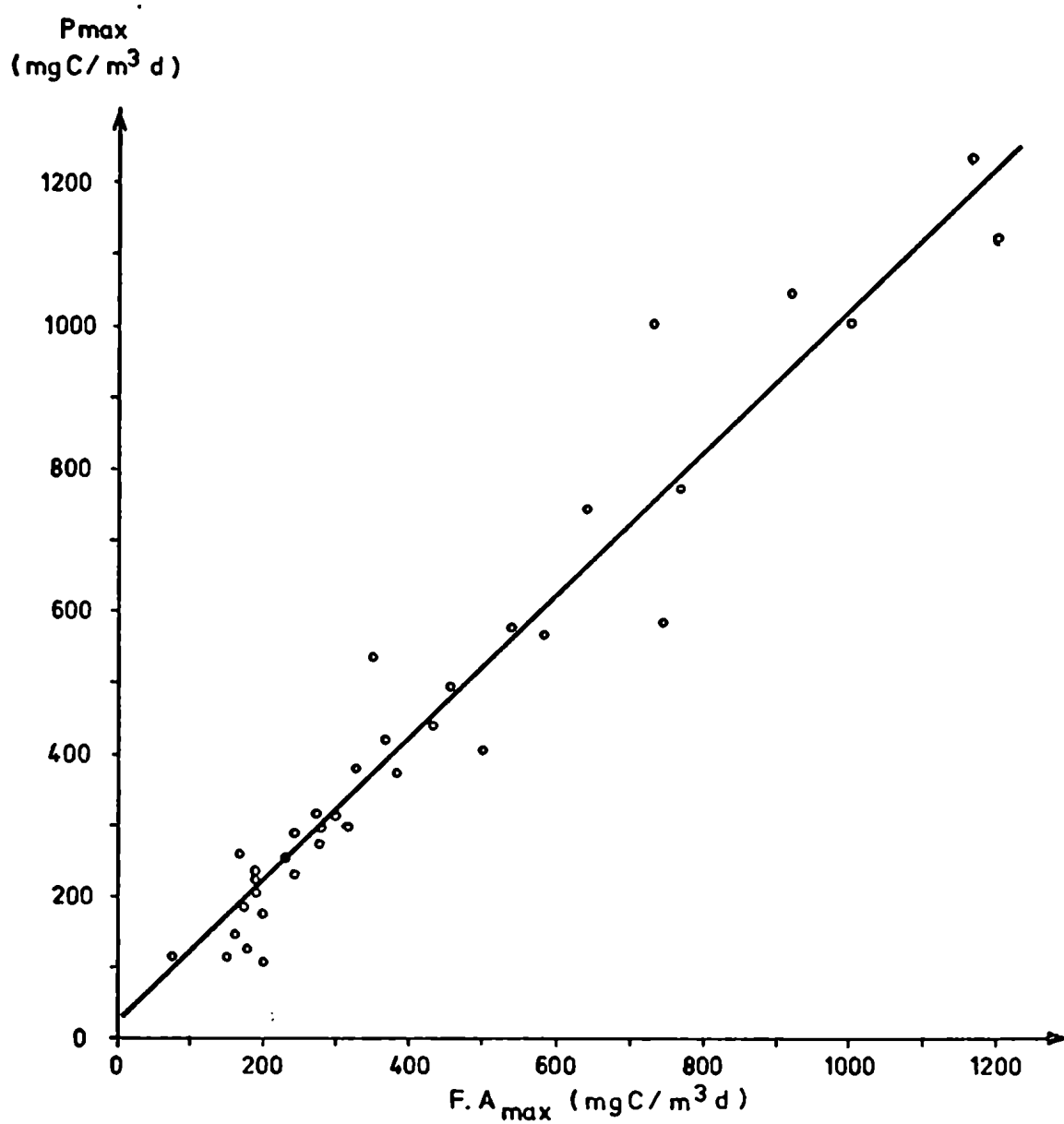


Fig. 35: Tasa de fijación de carbono en la profundidad de iluminación óptima ( $P_{max}$ ) en función del producto de la densidad de población del fitoplancton (F) por la actividad fotosintética del mismo ( $A_{max}$ ), en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

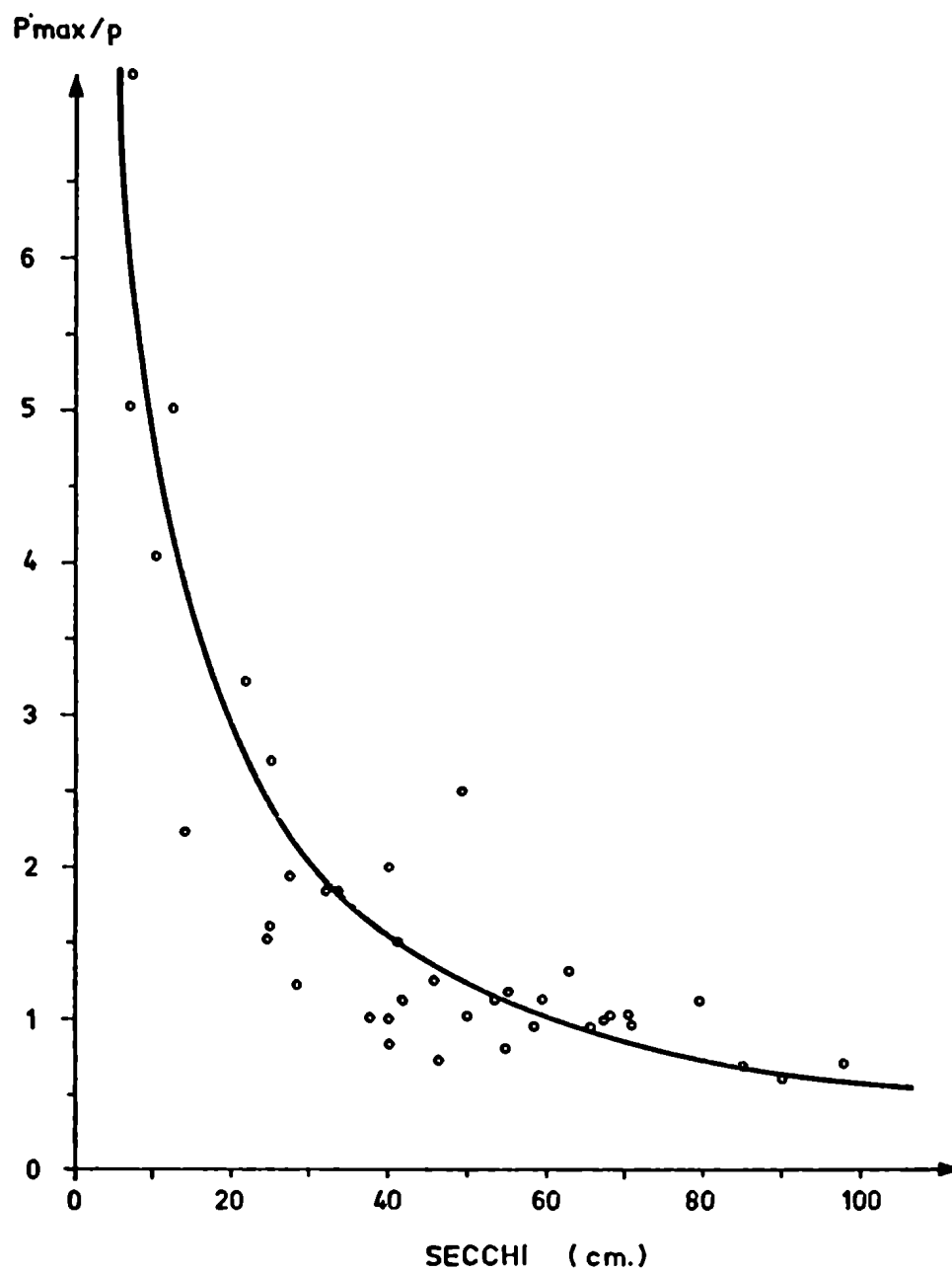


Fig. 36: Variación del cociente entre la tasa de fijación de carbono en la profundidad de iluminación óptima ( $P_{\max}$ ) y la producción por unidad de área ( $P$ ), en función de la transparencia del agua en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

unidad de volumen, y de la transparencia del agua:

$$P = P_{\max} 0,28 e^{0,019 S} \quad (8)$$

Los valores de P calculados a partir de la expresión (8), representados en función de los valores reales determinados en las operaciones de muestreo, muestran un alto grado de correlación ( $r = 0,88$ ).

Finalmente, si en la expresión (8) se reemplaza el valor  $P_{\max}$  medido por el valor calculado a partir de la ecuación (6), en función de la numerosidad del fitoplancton y la actividad fotosintética, se obtiene la siguiente expresión:

$$P = \{10 + 0,28 (A_{\max} F)\} e^{0,019 S} \quad (9)$$

Donde  $A_{\max}$  se obtiene, a su vez, por cálculo en función de la temperatura e irradiación, según la expresión (5):

$$A_{\max} = -0,018 + 0,002 Q + 0,021 T$$

En la figura 37 se representa los valores de producción calculados con las ecuaciones (9) y (5), conjuntamente con los determinados en las operaciones de muestreo durante los años 1978-1981. El análisis de regresión entre ambas variables arrojó un coeficiente de correlación de 0,91, poniendo de manifiesto el alto grado de predictibilidad logrado con el modelo descripto.

Durante 4 años completos de muestreos no se ha observado relación alguna entre la tasa de fijación de carbono y la concentración de nutrientes.

Las relaciones encontradas entre la productividad y la numerosidad del fitoplancton y la transparencia del agua, y el alto grado de exactitud del modelo propuesto para predecir la intensidad

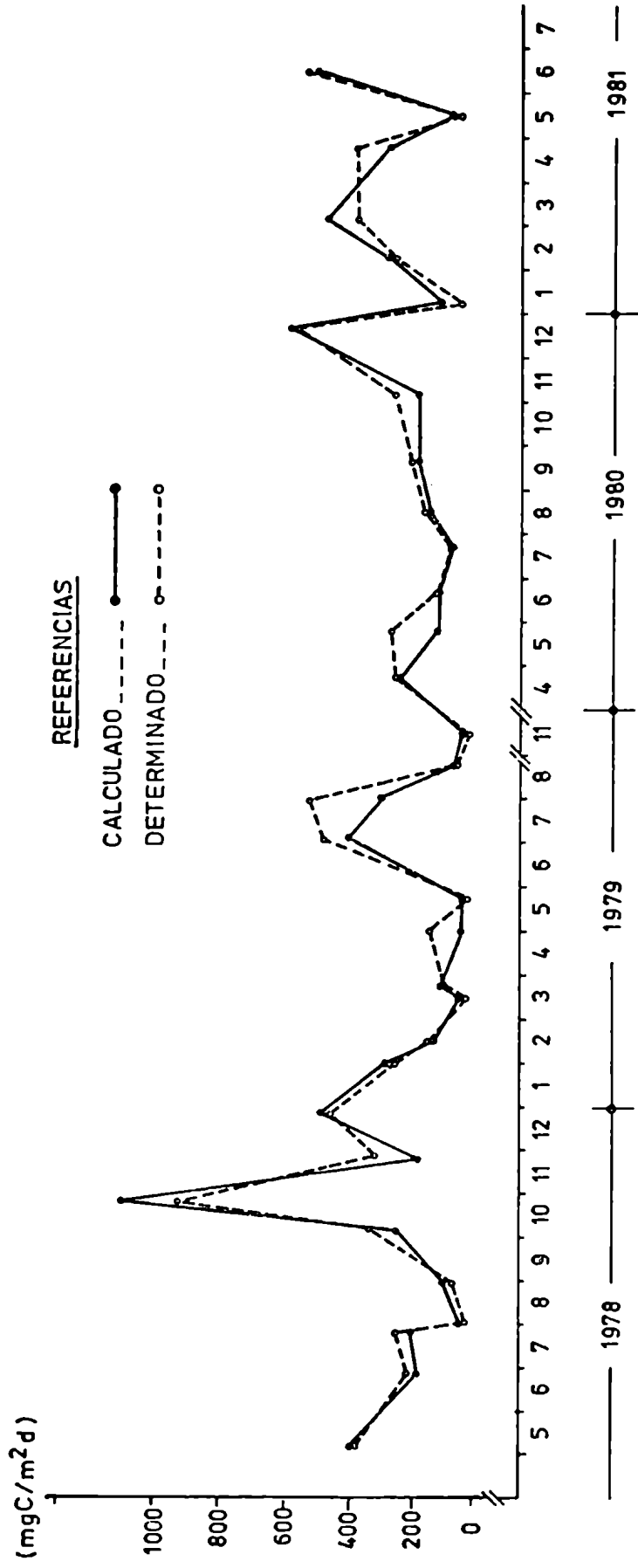


Fig. 37: Producción primaria del fitoplancton calculado con el modelo y determinada en las operaciones de muestreo entre los años 1978-1981 en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

de fotosíntesis en función de las variables antedichas, conjuntamente con la temperatura del agua y energía lumínica incidente, parecen sugerir que la concentración de nutrientes en sus niveles actuales sería suficiente para sustentar el crecimiento algal y que el mismo sería limitado principalmente por factores hidrodinámicos relacionados con el régimen hidrológico del río, toda vez que tanto la numerosidad como la transparencia tienden a variar en forma inversa al caudal.

Sin embargo, dado que la relación  $N-NO_3/P-PO_4$  resultó generalmente inferior a la proporción 10:1, proporción media en que se encuentran el nitrógeno y el fósforo en la biomasa celular, se consideró de interés realizar ensayos en los que se comparó el desarrollo de Scenedesmus falcatus en agua de río filtrada con respecto al obtenido en agua de río filtrada enriquecida con nitratos y fosfatos, siguiendo la metodología propuesta por Lund et al. (1971).

En el primer ensayo, realizado el 6/II/81, durante la creciente estival de 1980-1981 (figura 38), se produjo un gran incremento en el desarrollo de Scenedesmus en la muestra enriquecida con nitratos, llegando a un máximo de 100.000 ind/ml a los 13 días de haberse iniciado la incubación, mientras que la muestra enriquecida con fosfatos no produjo incremento respecto de la testigo. Las concentraciones de nitratos y fosfatos en el agua de río, en el momento del muestreo fueron de 0,06 y 0,04 mg/l, respectivamente, con una relación  $N-NO_3/P-PO_4$  de sólo 0,9. El segundo ensayo se realizó el 5/III/81 durante un período de rápido descenso del nivel de aguas. Las concentraciones de nitratos y fosfatos fueron de 0,18 y 0,05 mg/l, respectivamente, con una relación  $N-NO_3/P-PO_4 = 2,3$ . En tales circunstancias, el crecimiento de Scenedesmus resultó prácticamente idéntico en los tratamientos con nitratos y fosfatos, alcanzando a 83.000 y 81.000 ind/ml, respectivamente, a los 12 días de haberse iniciado el ensayo, mientras que el testigo sólo alcanzó 23.000 ind/ml en dicho lapso.

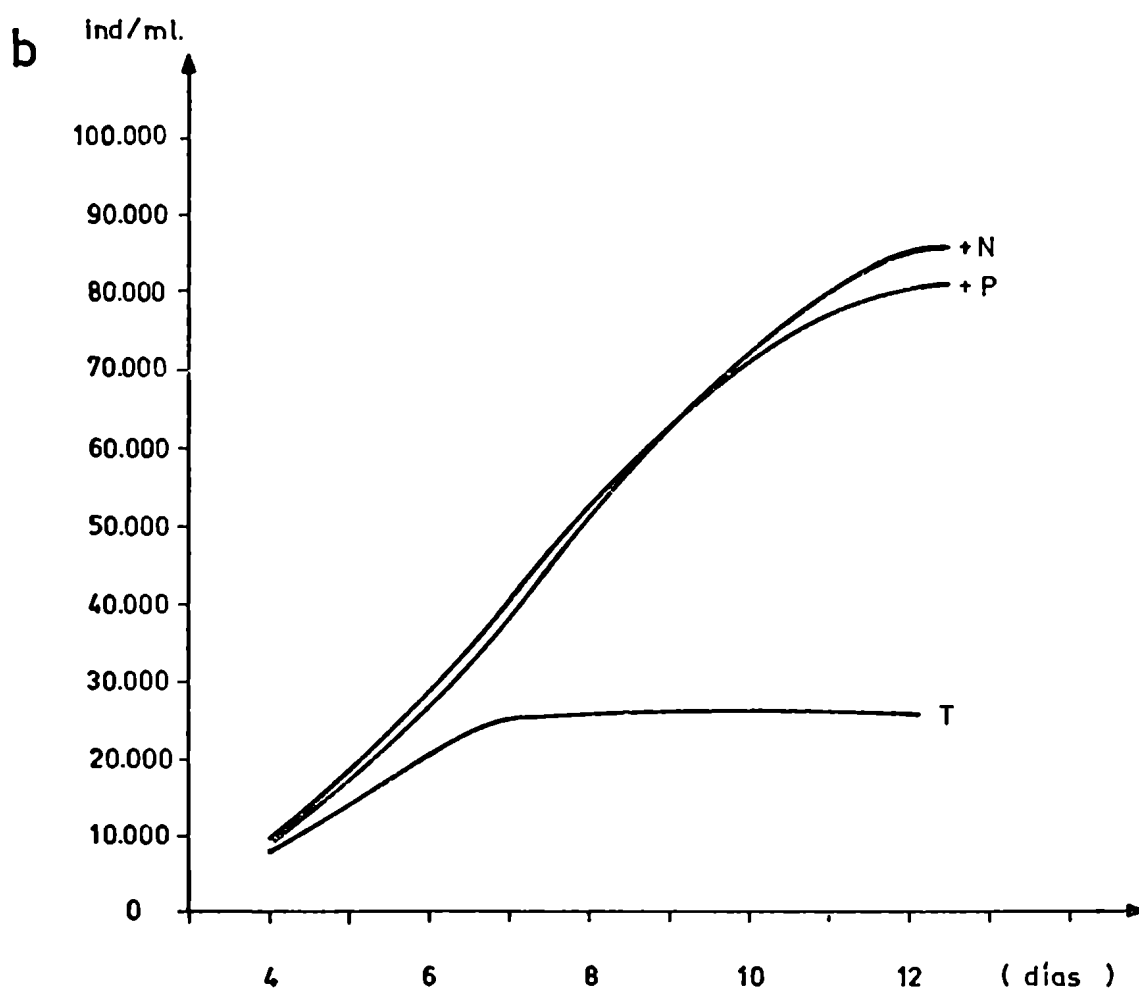
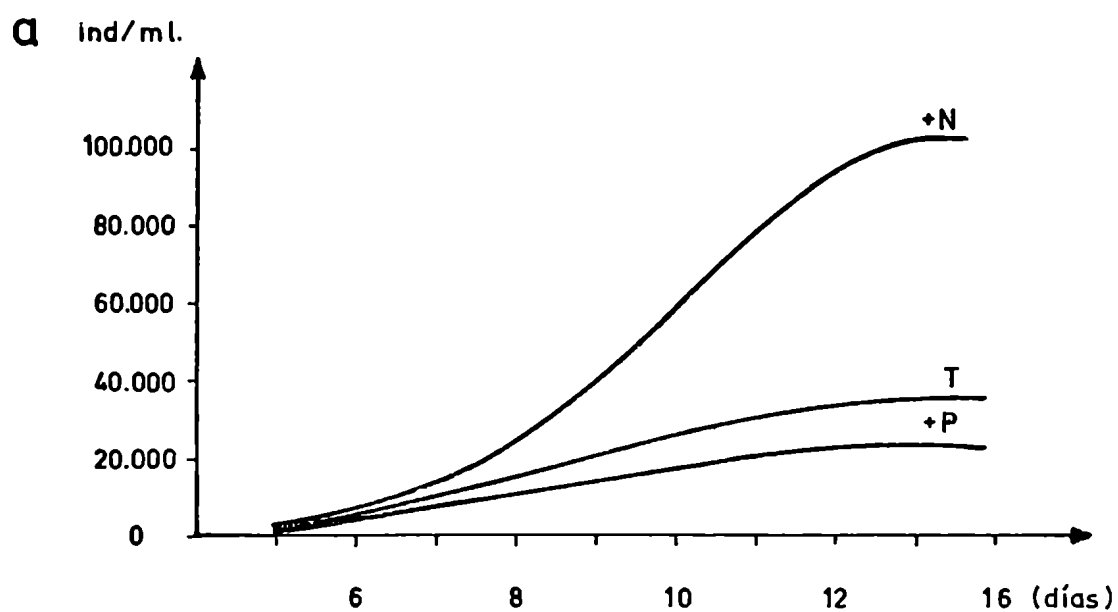


Fig. 38: Crecimiento de *Scenedesmus falcatus* en agua de río filtrada, enriquecida con nitrógeno (N), fósforo (P) y testigo (T) el 6/II/81 (a) y 5/III/81 (b) en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda).

El 5/V/81 se realizó un tercer ensayo. En esa fecha se operó un repentino pulso de creciente del río, aportando una alta concentración de sedimentos, los cuales conferían al agua una marcada tonalidad rojiza. La concentración de nitratos y fosfatos resultaron de 0,27 y 0,09 mg/l, respectivamente, con una relación  $N-NO_3/P-PO_4$  de 1,59. Se separaron dos fracciones, una filtrada a través de un filtro de fibra de vidrio (Whatman 6F) y otra a través de un filtro de membrana, Millipore de 0,45  $\mu$  de tamaño de poro. La primera fracción mantenía aun su coloración rojiza, poniendo de manifiesto el pequeño tamaño de grano de los sedimentos acarreados por el río, especialmente durante los repentinos pulsos de creciente.

En la fracción filtrada a través del filtro de membrana, el máximo desarrollo de Scenedesmus correspondió al agua enriquecida con nitrógeno (figura 39), alcanzando aproximadamente 65.000 ind/ml a los 22 días de iniciado el experimento. En el agua enriquecida con fósforo, la numerosidad algal alcanzó a 50.000 ind/ml, mientras que el testigo pudo sustentar el crecimiento de Scenedesmus hasta sólo 20.000 ind/ml. En la fracción filtrada a través de la fibra de vidrio, el desarrollo resultó menor en todas las botellas y las diferencias se atenuaron, produciéndose el mayor desarrollo en la botella enriquecida con fosfato. La diferencia obtenida entre ambas fracciones pone de manifiesto la importancia que para el desarrollo del fitoplancton tiene la fracción más fina (coloidal) de los sedimentos, ya sea a través de su influencia en la permeabilidad lumínica, como así también afectando la disponibilidad de nutrientes, variablemente adsorbidos por las partículas de arcilla (Golterman, 1973 ; 1980).

#### c) ESTACION CORRIENTES, MARGEN DERECHA

##### 1) Algunas características limnológicas

La temperatura del agua osciló en un rango comprendido entre

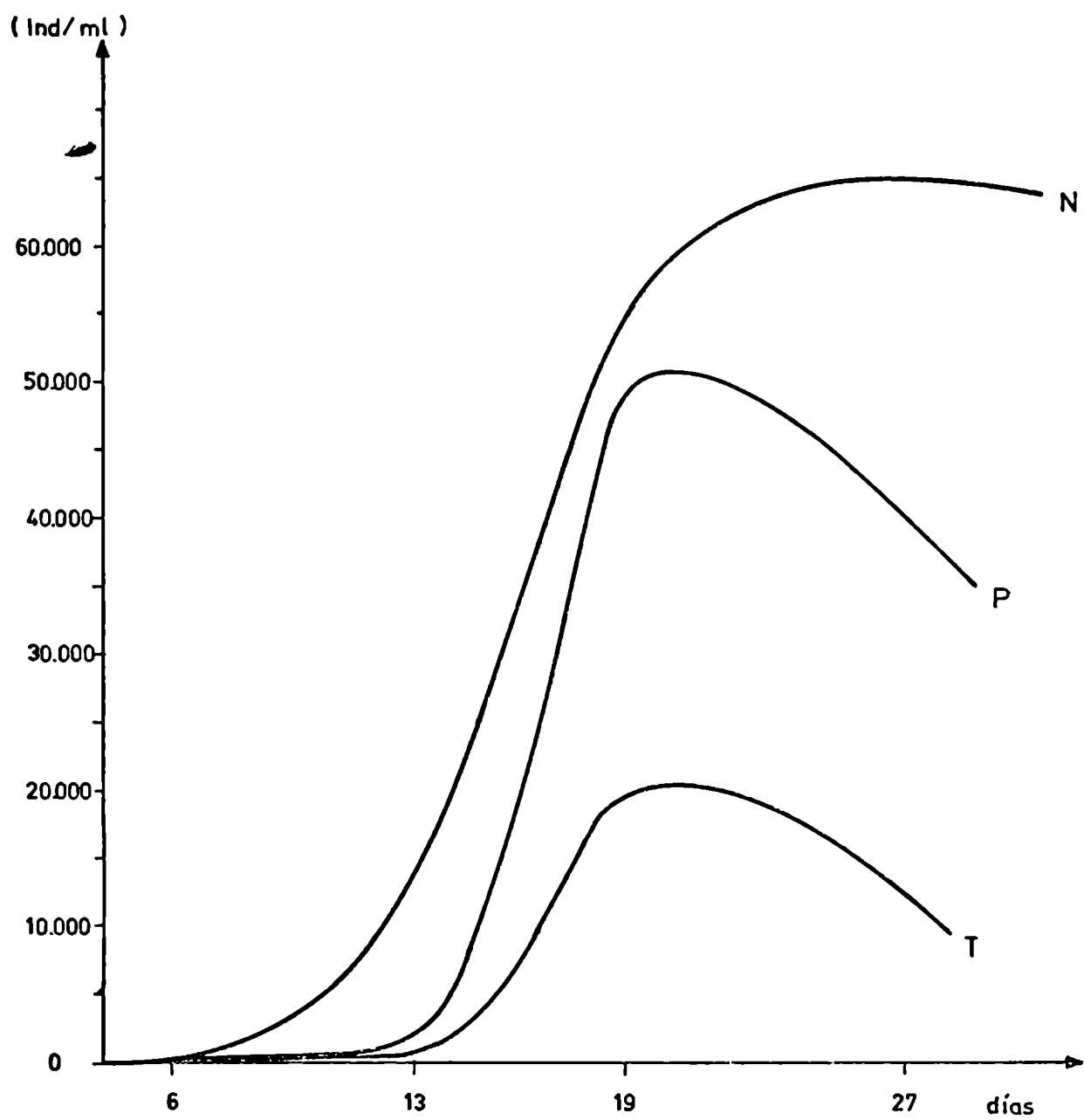


Fig. 39: Crecimiento de *Scenedesmus falcatus* en agua de río filtrada, enriquecida con nitrógeno (N), fósforo (P) y testigo (T) en el río Paraná (Corrientes, margen izquierda) el 5/V/81.



17,5 (27/VI/78) y 29,5°C (10/II/78). La transparencia del agua resultó siempre escasa, menor que sobre la margen izquierda, con lecturas del disco de Secchi que presentaron valores extremos de 2 cm (10/XI/78) y 50 cm (28/VIII/78). Tal como puede observarse en la figura 40, donde se representa el coeficiente de la extinción lumínica en función de la concentración de sólidos en suspensión, la turbiedad del agua se debe, fundamentalmente, a la carga de sedimentos del río, correspondiendo los puntos de la gráfica a una función lineal con alto grado de correlación ( $r = 0,95$ ). La intersección de la recta con el eje de las ordenadas presenta un valor muy bajo (0,018), sugiriendo que otras posibles causas de turbidez, tales como la concentración celular o la materia orgánica disuelta, contribuyen de manera insignificante a la extinción total observada.

En la figura 41 se representa las variaciones anuales de algunos parámetros físicos y químicos del agua, conjuntamente con la altura hidrométrica del río Bermejo, en 1978 y parte de 1979. La creciente de este río se produce en forma bastante regular durante los meses de verano (diciembre a abril), con aguas bajas el resto del año, alcanzando su punto mínimo entre junio y octubre. Durante el período de creciente el río Bermejo vuelca sobre el bajo Paraguay aguas de elevada conductividad y alto contenido de sedimentos, los cuales son, a su vez, transportados por este hasta el Paraná. Tal como puede observarse en la figura 41 la marcha anual de los sólidos suspendidos sobre la margen chaqueña del río Paraná, resultó condicionada por el ciclo hidrológico del Bermejo, alcanzando su valor máximo de 988 mg/l, en febrero de 1978 (10/II/78), declinando paulatinamente hasta sólo 52 mg/l, en agosto (28/VIII/78), durante el estiaje de dicho río, para elevarse nuevamente hasta 953 mg/l en febrero de 1979.

La conductividad del agua mostró un patrón de variación muy similar, con un valor máximo de 270  $\mu$ S/cm en marzo de 1978 (8/III/78) disminuyendo hasta 55  $\mu$ S/cm en agosto (28/VIII/78), ascendiendo nuev

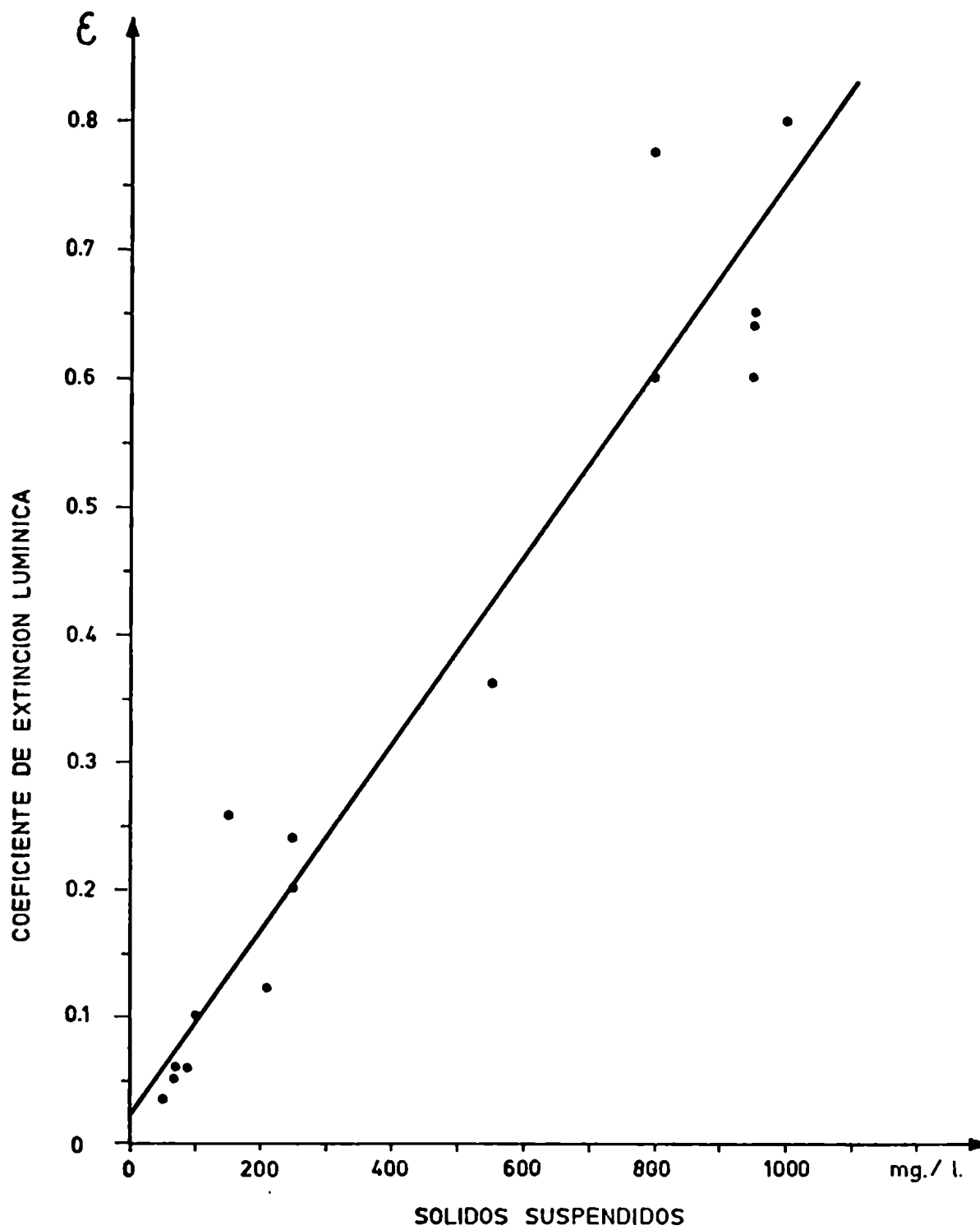


Fig. 40: Coeficiente de extinción lumínica en función de la concentración de sólidos en suspensión en el río Paraná (Corrientes, margen derecha).

vamente hasta 163  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en febrero de 1979 (14/II/79).

El pH resultó neutro a ligeramente alcalino, mostrando sus variaciones relación con el caudal del río Bermejo, oscilando entre un mínimo de 7 unidades en julio de 1978 (25/VII/78), con valores comparativamente elevados, de 7,9 en marzo de 1978 (8/III/78) y febrero de 1979 (14/II/79).

La concentración de oxígeno disuelto resultó generalmente elevada, con valores comprendidos entre 5,77 mg/l (73% de saturación 30/I/79) y 8,99 mg/l (115% de saturación, 10/XI/78). Sus variaciones no muestran relación con las de la producción primaria del fitoplancton, pareciendo deberse a la difusión a través de la interfase agua-aire y a la mezcla turbulenta por el cleaje y la acción del viento.

La concentración de nutrientes resultó mayor que en la costa correntina, oscilando la concentración de fosfatos entre valores límites de 0,075 (27/VI/78) y 1,72 mg/l (14/II/78), con tendencia a obtener valores más elevados durante la creciente del río Bermejo. La concentración de nitratos varió en un rango comprendido entre 0,24 (27/VI/78) y 2,28 mg/l (19/XII/78).

## II) Fitoplancton, composición específica y rasgos estructurales

La numerosidad del fitoplancton sobre la margen chaqueña, resultó comparativamente baja, oscilando entre 83 ind/ml (23/V/79) y 1.600 ind/ml (17/X/79) (figura 42).

La composición específica difiere de aquella observada sobre la costa correntina en que siempre correspondió a las diatomofíceas una fracción más importante del total. El género Melosira resultó el más abundante en la totalidad de los muestreos. Las especies más frecuentes fueron M. granulata var. granulata, M. pseudogranulata, M. italica, M. granulata var. angustissima, acompañadas, si bien en

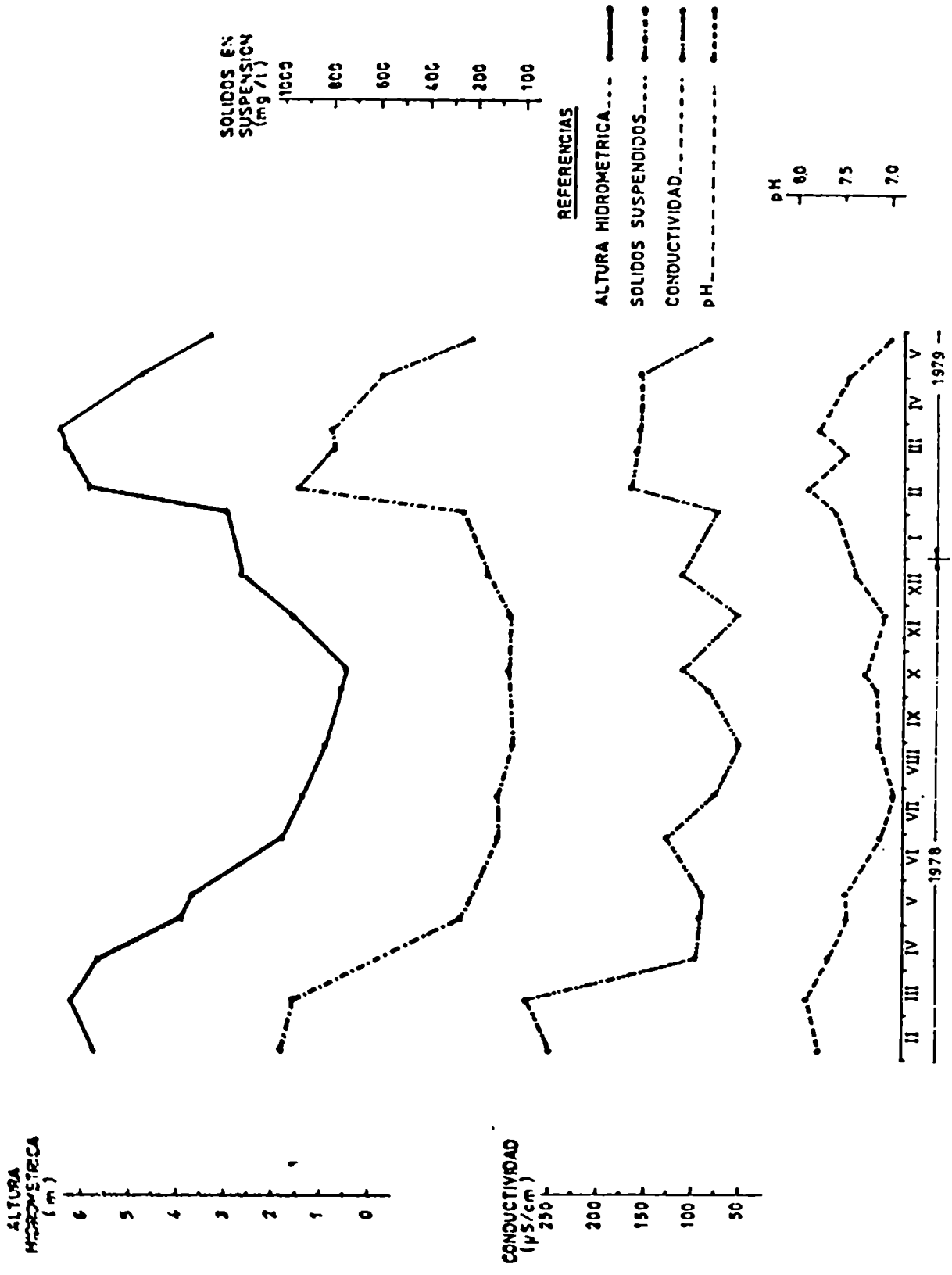


Fig. 41: Variaciones del pH, conductividad y sólidos suspendidos en el río Paraná (Corrientes, margen derecha) en relación con la altura hidrométrica del río Bermejo.

menor proporción, por M. granulata forma curvata, M. dickiei, M. herzogii, M. agassizi.

Sólo en el primer muestreo del período de estudios las cianofíceas alcanzaron porcentajes similares a los de las diatomofíceas.

En los primeros meses de 1978, la numerosidad celular fue del mismo orden de magnitud que en la costa correntina. No obstante, mientras en aquella margen las cianofíceas representaron el 62, 66 y 58% del total, el 24/II, 20/III y 26/IV/78, respectivamente, sobre la margen chaqueña constituyeron el 47, 42 y 11% de la comunidad, en esas fechas, resultando Melosira en los tres casos el género más significativo. La importancia relativa en la que se hallan representados los distintos grupos taxonómicos resulta más semejante a la observada en el río Paraguay, donde en los primeros muestreos de 1978 las diatomofíceas constituyeron entre el 71 y 88% del total.

Entre mayo y julio de 1978 la densidad celular fue reducida, con 317, 213 y 300 ind/ml, el 22/V, 26/VI y 24/VII/78, respectivamente, contrastando con las comparativamente altas numerosidades presentes en la margen correntina, de 2.300, 694 y 1.090 ind/ml, para las mismas fechas, como así también con los valores igualmente elevados del río Paraguay, en el mismo período.

En el mes de mayo, las clorofitas resultaron dominantes, tanto en la margen izquierda del río (donde Chlamydomonas fue el género mejor representado) como también en el río Paraguay, mientras que hacia la margen derecha del Paraná, el género Melosira fue pre dominante.

En el período que transcurre entre julio y diciembre de 1978, la composición específica y la densidad celular resultaron muy semejantes en ambas costas. A partir de diciembre y hasta el mes de marzo, se produce una nueva diferenciación; así, sobre la margen correntina prevalecieron las cianofíceas, con dominancia de Lyngbya

linnetica, mientras que sobre la margen chaqueña continuó la preeminencia absoluta de las diatomofíceas, especialmente Melosira, pareciéndose la composición específica, igual que en el mismo período del año anterior, a la del río Paraguay.

### III) Producción primaria del fitoplancton

La elevada turbiedad del agua determinó que los perfiles de producción tuvieran muy escaso desarrollo vertical, limitándose el estrato trofogénico a los primeros 50 cm, con excepción de sólo dos muestreos, en agosto y octubre de 1978. En todos los casos, la máxima tasa de fijación de carbono se produjo en superficie, disminuyendo rápidamente en profundidad, sin observarse inhibición fotosintética por exceso de luz. La intensidad de fotosíntesis en superficie mostró variaciones que se relacionan con los de la numerosidad del fitoplancton, oscilando en un rango comprendido entre 10 mgC/m<sup>3</sup>d (27/VI/78) con 213 ind/ml, y 180 mgC/m<sup>3</sup>d (17/X/78) con 1.600 ind/ml.

La producción por unidad de área mostró la influencia conjunta de la densidad celular y de la transparencia del agua. En la figura 42 se representa la marcha anual de la producción primaria por unidad de área, la numerosidad y composición del fitoplancton, las lecturas del disco de Secchi, y las alturas hidrométricas de los ríos Paraná y Bermejo. Durante la primera parte del año, hasta el mes de abril, coincidentemente con el período de creciente estival del río Bermejo, la transparencia del agua sobre la margen derecha del Paraná, resultó mínima, con lecturas del disco de Secchi inferiores a 5 cm. Tal como se explicó anteriormente, los sedimentos aportados por dicho río al bajo Paraguay y transportados por este al Paraná, determinan la elevada turbidez del agua.

A pesar de la moderada concentración celular del fitoplancton, que alcanzó a 1.100 ind/ml en abril, la tasa de fijación de carbono

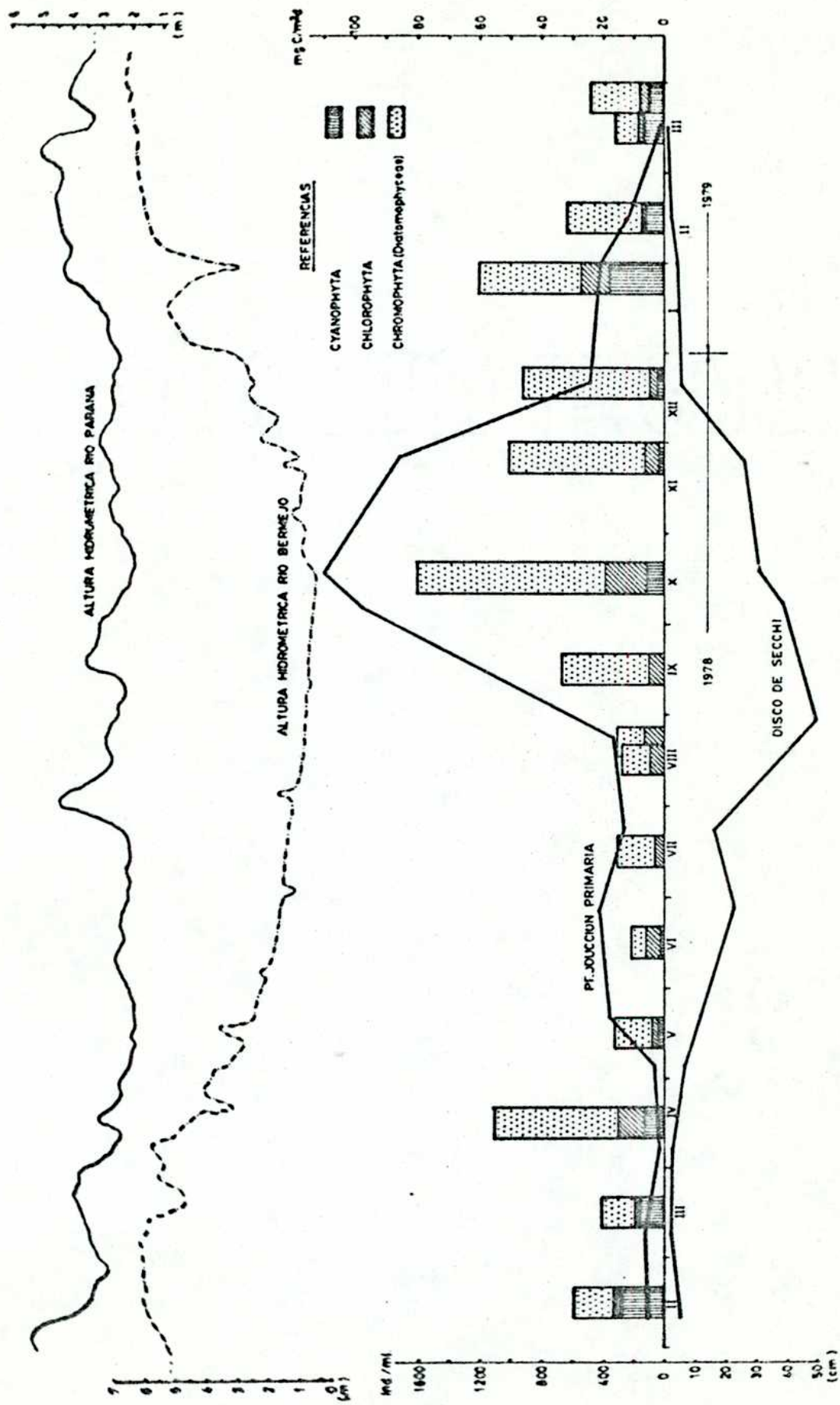


Fig. 42: Producción primaria y densidad de población del fitoplancton, transparencia del agua y altura hidrométrica del río Paraná (Corrientes, margen derecha), y altura hidrométrica del río Bermejo.

fue insignificante, con valores inferiores a los  $5 \text{ mgC/m}^2\text{d}$  debido a la escasa permeabilidad lumínica. Durante los meses siguientes se operó un progresivo incremento en la transparencia del agua, paralelamente a la disminución de la altura del río Bermejo, y por consiguiente un menor aporte de sedimentos. Durante dicho lapso la productividad tiende a aumentar ligeramente, con determinaciones que entre mayo y agosto oscilaron entre 10 y  $20 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . La máxima transparencia se produjo en el mes de agosto de 1978 con una lectura del disco de Secchi de 50 cm. Sin embargo, la baja densidad del fitoplancton en dicha oportunidad, de 270 ind/ml, y las condiciones climáticas adversas, condicionaron una baja productividad de sólo  $16 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . En el mes de octubre, fecha en la cual los ríos Paraná, Paraguay y Bermejo se encontraban en estiaje, se produjo la máxima numerosidad celular de 1.600 ind/ml, obteniéndose coincidentemente la mayor tasa de fijación de carbono, de  $120 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

A partir del mes de noviembre se incrementa nuevamente el nivel de aguas del río Bermejo, aumentando la concentración de sedimentos y por ende la turbidez del agua. Si bien la densidad del fitoplancton resultó aún comparativamente elevada, alcanzando 1.200 ind/ml el 30/I/79, la tasa de fijación de carbono se reduce progresivamente hasta alcanzar, en marzo de 1979, el mínimo valor determinado, de sólo  $2 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , con sólo 2 cm del disco de Secchi.

En la figura 43 se representa la producción por unidad de área en la margen derecha del río Paraná, en Corrientes, en función de la altura hidrométrica del río Bermejo, poniéndose de manifiesto la correlación inversa entre ambos parámetros. La concentración de sólidos en suspensión acarreados por el río Bermejo, cuyas variaciones como se explicó en el capítulo I guardan estrecha correlación con las de la altura hidrométrica, limitan la transparencia del agua sobre la costa chaqueña del Paraná, condicionando la actividad fotosintética del fitoplancton.



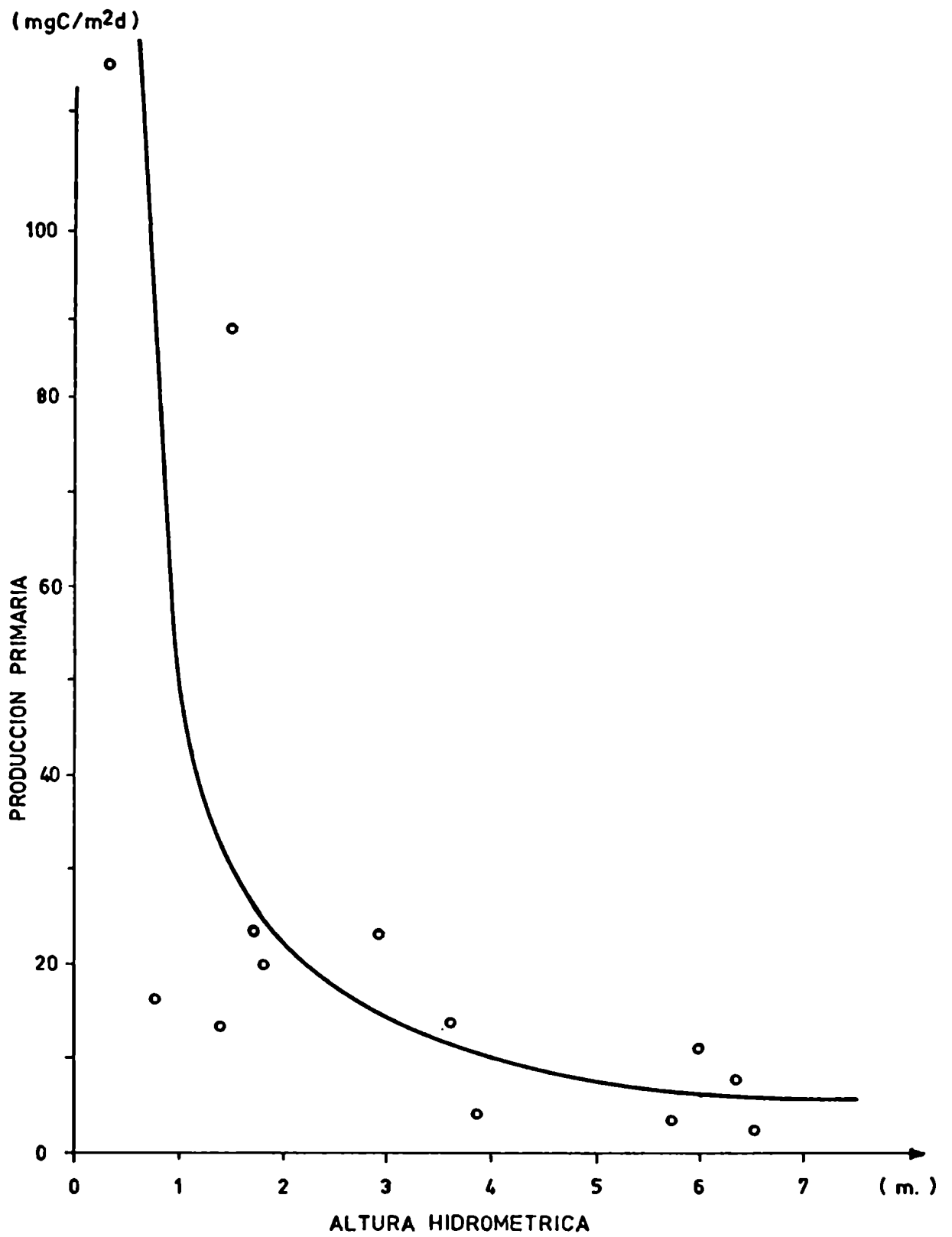


Fig. 43: Producción primaria del fitoplancton en el río Paraná (Corrientes, margen derecha) en función de la altura hidrométrica del río Bermejo.

## d) ESTACION ITA IBATE

I) Algunas características limnológicas

La temperatura del agua varió, durante el período de estudios, entre 16 (25/VIII/78 y 27/VI/80) y 30°C (12/II/79).

La transparencia del agua resultó generalmente escasa, con lecturas del disco de Secchi comprendidas entre 7 (21/XII/79) y 120 cm (18/X/78).

En la figura 44 se representa el coeficiente de extinción lumínica en función del contenido en sólidos suspendidos del agua. Como puede observarse, existe un alto grado de correlación ( $r = 0,95$ ) entre ambos parámetros. El bajo valor de intersección de la recta con el eje de las ordenadas es demostrativo de la escasa influencia que sobre la absorción lumínica tienen otros factores, tales como la densidad del fitoplancton, o la materia orgánica disuelta. El contenido de sedimentos, en superficie, osciló entre 10 (24/VI/78) y 120 mg/l (21/XII/79), siendo menor durante los estiajes y mayor durante las crecientes.

La conductividad del agua resultó comparativamente baja, reflejando el escaso contenido en electrolitos que caracteriza al río Paraná en el tramo considerado. Con la sola excepción del 24/VI/78, en que se observó el valor máximo de 76  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , todas las demás determinaciones resultaron comprendidas en el estrecho rango de 33 (29/I/79) a 55  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (25/IX/78).

Las variaciones observadas en el pH de las aguas fueron de muy escasa magnitud, delimitando un rango en torno al punto neutro, que se extendió desde 6,7 (2/XI/79) hasta 7,6 unidades (16/II/79), con un valor medio de 7,5.

Los tenores de oxígeno disuelto fueron siempre elevados, superando en ocasiones los valores de saturación, para disminuir en valor absoluto en los meses de verano, en relación inversa a la tem-

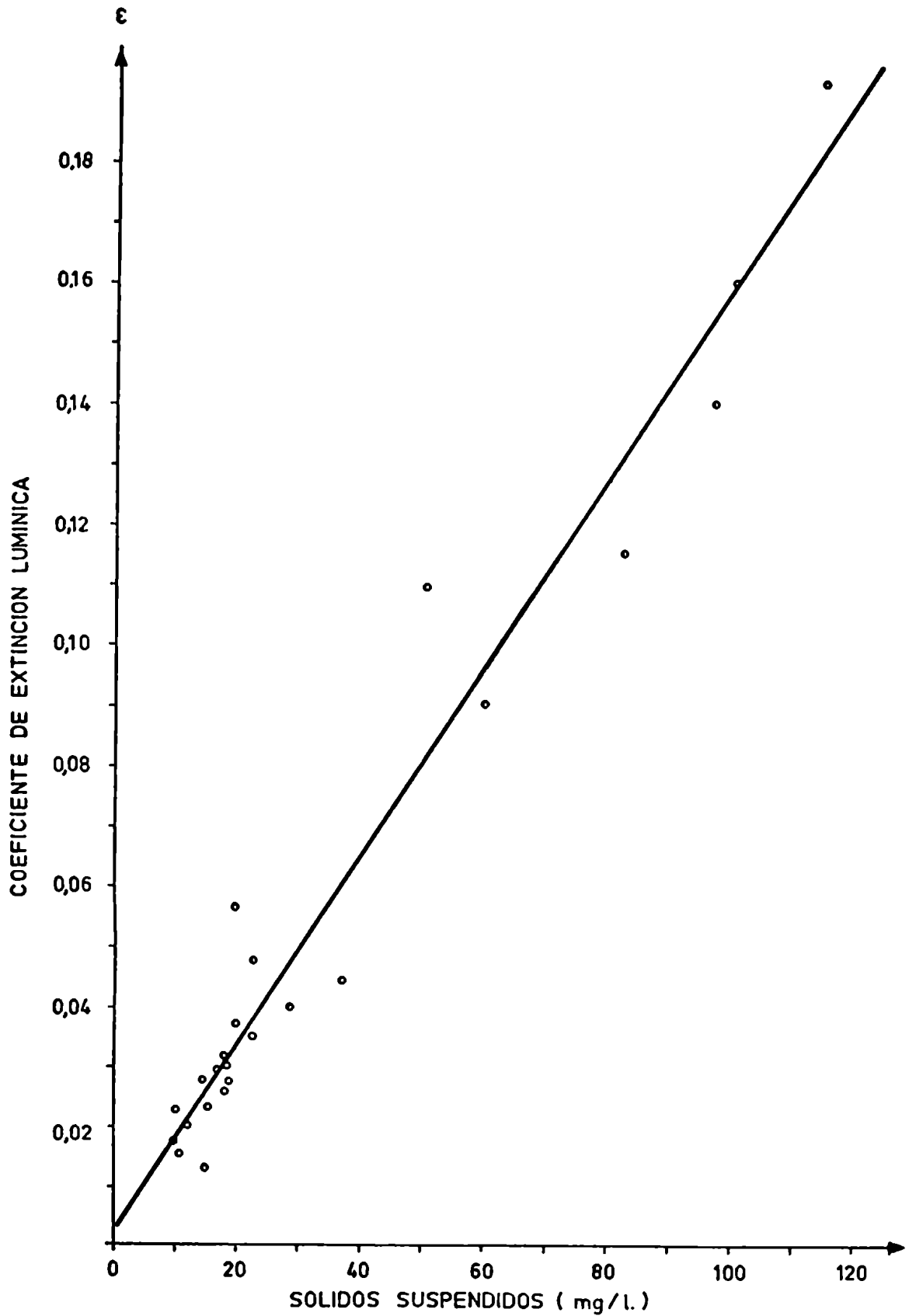


Fig. 44: Coeficiente de extinción lumínica del agua en función de la concentración de sólidos suspendidos del río Paraná (Itá Ibaté, Corrientes).

peratura del agua. El rango de variación osciló entre 6,5 (16/II/79) y 10 mg/l (25/VIII/78).

La concentración de nitratos resultó moderada, comprendida en un intervalo de 0,06 (30/VIII/79) hasta 1,2 mg/l (24/IX/79). Sus variaciones no presentaron relación evidente con las del caudal u otros parámetros determinados.

La concentración de fosfato acusó valores comprendidos entre 0,04 (24/VIII/78) y 0,27 mg/l (29/XI/79). La relación  $N-NO_3/P-PO_4$  resultó, al igual que en la estación de muestreo de Corrientes, baja, con un valor medio de 4,6.

## II) Fitoplancton, composición específica y rasgos estructurales

Si bien la composición específica fue similar, en términos generales, a la observada en la estación Corrientes sobre la margen izquierda, estructuralmente la comunidad fitoplanctónica manifestó una mayor importancia relativa de las cianofíceas respecto del total.

Esta diferencia se ajustaría a lo que parece ser una tendencia general al predominio de las cianofíceas, conforme aumenta la distancia aguas arriba de Corrientes. En la tabla 1 se registran los porcentajes del total que correspondieron a las cianofíceas en distintos muestreos realizados en Corpus, Posadas, Itá Ibaté y Corrientes entre los años 1977 y 1979.

Puede observarse claramente en la tabla, como se operaría una disminución gradual en la importancia relativa de las cianofíceas desde Corpus hasta Corrientes. Mientras en Corpus fueron el grupo mejor representado durante la mayor parte del año, generalmente entre los meses de noviembre y mayo, en Corrientes sólo resultaron dominantes en verano, generalmente en los meses de enero y febrero, eventualmente marzo y diciembre, encontrándose Itá Ibaté en una si

tuación intermedia. La irrupción de las cianofíceas que se encuentran en baja proporción durante el invierno, está asociada, al igual que en Corrientes, al ascenso de la temperatura del agua. El predominio de dicho taxón durante un período más largo del año, observado en la estación de Corpus, podría estar relacionado con las temperaturas más altas predominantes en ese sector del río.

Tabla 1

| Fecha     | Corpus | Posadas | Itá Ibaté | Corrientes |
|-----------|--------|---------|-----------|------------|
| 31/I/77   | 58     | 38      | 34        | 30         |
| 22/III/77 | 48     | 32      | 38        | 32         |
| 15/V/77   | 44     | 37      | 32        | 23         |
| 15/VI/77  | 19     | 23      | 14        | 1          |
| 4/VIII/77 | 5      | 4       | 7         | 1          |
| 22/XI/77  | 62     | 46      | 32        | 25         |
| 18/I/78   | 72     | 59      | 62        | 36         |
| 22/II/78  | 63     | 60      | 56        | 60         |
| 18/III/78 | 76     | 68      | 65        | 65         |
| 17/V/78   | 44     | 47      | 26        | 3          |
| 23/IX/78  | 14     | 19      | 5         | 1          |
| 21/III/79 | 67     | 50      | 46        | 51         |
| 25/IV/79  | 65     | 46      | 37        | 25         |

Durante la segunda mitad de 1978 (figura 45), la densidad del fitoplancton fue elevada, estando asociada con el estiaje del río. En el mes de julio, coincidentemente con la mínima altura hidrométrica del período (menos de un metro en el hidrómetro de Itá Ibaté) se produjo un pulso que alcanzó a 1.060 ind/ml, manteniéndose elevada hasta llegar, en diciembre, al máximo valor de todo el período de estudio de 1.200 ind/ml, con un nivel de aguas también bajo de 1,4 m. En ese lapso el grupo mejor representado fue el de las diatomofíceas, que oscilaron entre un 43 y 73% del total. La domi

nancia correspondió a Melosira granulata, acompañada de otras especies del mismo género, tales como M. herzogii, y M. dickiei. También resultaron abundantes entre otras, Nitzschia acicularis, Cyclotella meneghiniana, Navicula sp., Cymbella sp. y Synedra sp.. Le siguieron en importancia las clorofíceas, representadas en lo fundamental por los géneros Scenedesmus (S. quadricauda, S. intermedius, S. smithii, S. falcatus) y Monoraphidium (M. contortum, M. griffithii) que representaron entre el 20 y 30% del total. Las cianofíceas estuvieron presentes hasta el mes de noviembre, en porcentajes muy bajos, inferiores al 5%. En diciembre representaron el 23% de la comunidad algal, para resultar dominantes en enero y febrero con 48 y 46% cuando la temperatura del agua alcanzó los 29 y 30°C, respectivamente. En esa oportunidad las especies más abundantes fueron Lyngbya limnetica y Raphidiopsis mediterranea. También estuvieron presentes, si bien en muy baja proporción, Anabaena spiroides, Aphanocapsa sp., Mycrocystis sp. y Oscillatoria sp.

El muestreo de enero fue realizado durante la creciente estival y si bien la numerosidad resultó elevada (950 ind/ml) para el nivel hidrométrico en ese momento (3 m), se inicia un período caracterizado por pronunciadas fluctuaciones en el caudal, acompañado de una progresiva disminución en la densidad del fitoplancton. Durante el mes de mayo se produce un repentino pulso de creciente, ascendiendo el nivel de aguas a 4 m en menos de 10 días. En el muestreo del 25/V/79, realizado durante el rápido descenso del nivel de aguas posterior a dicho pulso, se observó la mínima numerosidad del fitoplancton en todo el período de estudios, con sólo 78 ind/ml. Desde el mes de abril y hasta noviembre de 1979, nuevamente las diatomofíceas fueron el grupo mejor representado, siendo Melosira granulata var. granulata la especie dominante, acompañada por Synedra sp., Cymbella sp. y Eunotia sp. en abril y mayo, y por M. italica, M. pseudogranulata, Nitzschia acicularis y Navicula sp., desde junio a octubre.

A partir de noviembre hasta marzo de 1980, las cianofíceas resultaron el taxón mejor representado, siendo Lyngbya limnetica la especie más abundante en todos los muestreos, con excepción del 29/II/80 en el que lo fue Raphidiopsis mediterranea.

En abril de 1980 se dio la única oportunidad, durante el período de estudio, en que las clorofíceas resultaron dominantes, representando el 42% del total, siendo Monoraphidium sp., M. contortum, Scenedesmus sp., S. quadricauda, S. intermedius, Kirchneriella sp., Mougeotia sp. y Tetraedron sp., las especies mejor representadas.

Durante el período comprendido entre junio de 1979 y abril de 1980, la densidad de organismos resultó comparativamente baja, con valores que oscilaron entre 230 (30/VIII/79) y 513 ind/ml (18/IV/80), probablemente asociado a las frecuentes y bruscas variaciones del caudal en dicho lapso.

Otros grupos tales como las crisofíceas, xantofíceas, criptofíceas y euglenofíceas fueron de aparición esporádica, siempre con muy escasa representación numérica.

### III) Producción primaria del fitoplancton

Dada la elevada turbiedad del agua, los perfiles de producción mostraron generalmente un máximo superficial, disminuyendo rápidamente en profundidad. El desarrollo del perfil y la ubicación del punto de máxima fijación de carbono, dependieron tanto de la transparencia del agua como de la intensidad de iluminación. Así, por ejemplo, el 22/VII/78 con una lectura del disco de Secchi de 80 cm y cielo despejado, la máxima intensidad de fotosíntesis se produjo a 0,5 m de profundidad, mientras que, por el contrario, el 18/X/78 con una lectura del disco de Secchi de 121 cm, durante un día de cielo completamente cubierto, la intensidad máxima se determinó en superficie. Muchos muestreos fueron realizados en condiciones de gran turbiedad, con lecturas del disco de Secchi inferiores a 20cm

alcanzando la zona fótica menos del metro de profundidad.

La tasa de fijación en la profundidad de máxima producción va rió entre  $7 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ , el 25/V/79, coincidiendo con la mínima numero sidad del fitoplancton durante el período de estudios, de sólo 78 ind/ml, y  $1.100 \text{ mgC/m}^3\text{d}$ , en oportunidad de observarse la máxima den sidad algal, de 1.200 ind/ml, el 18/XII/78. La profundidad del es- trato trofogénico mostró un rango de variación comprendido entre u nos pocos centímetros y 2,5 m.

Los valores de productividad por unidad de área fueron deter- minados en gran medida por la transparencia del agua y, en menor grado, por la numerosidad del fitoplancton.

En la figura 45 se representa la marcha anual de la producción primaria, la numerosidad y composición del fitoplancton, la trans- parencia del agua y el nivel hidrométrico del río, en la localidad de Itá Ibaté en 1978, 1979 y parte de 1980. En la segunda mitad de 1978 las tasas de fijación de carbono fueron comparativamente ele- vadas. En julio de 1978, durante el estiaje, con un nivel de agua de menos de 1 m en el hidrómetro de Itá Ibaté, se registró una ele vada numerosidad del fitoplancton, de 1.060 ind/ml, y una alta trans parencia del agua, con una lectura del disco de Secchi de 80 cm, re dundando en una igualmente elevada productividad, de  $320 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ . Los muestreos de agosto y setiembre, realizados con posterioridad a grandes variaciones del nivel de las aguas, muestran valores de productividad menores, de 90 y  $170 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , respectivamente. El 18/X/78 se produce la mínima altura hidrométrica del período de es tudios, con sólo 0,75 m, coincidiendo con la máxima transparencia del agua de 120 cm del disco de Secchi. La producción resultante fue asimismo elevada, de  $650 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , a pesar de haberse realizado la determinación durante un día de cielo completamente cubierto.

Hacia el mes de diciembre, con el río aun en estiaje (1,4m) se produjo en forma simultánea la máxima densidad de organismos ( $1.330 \text{ ind/ml}$ ), como así también la máxima tasa de fijación de car



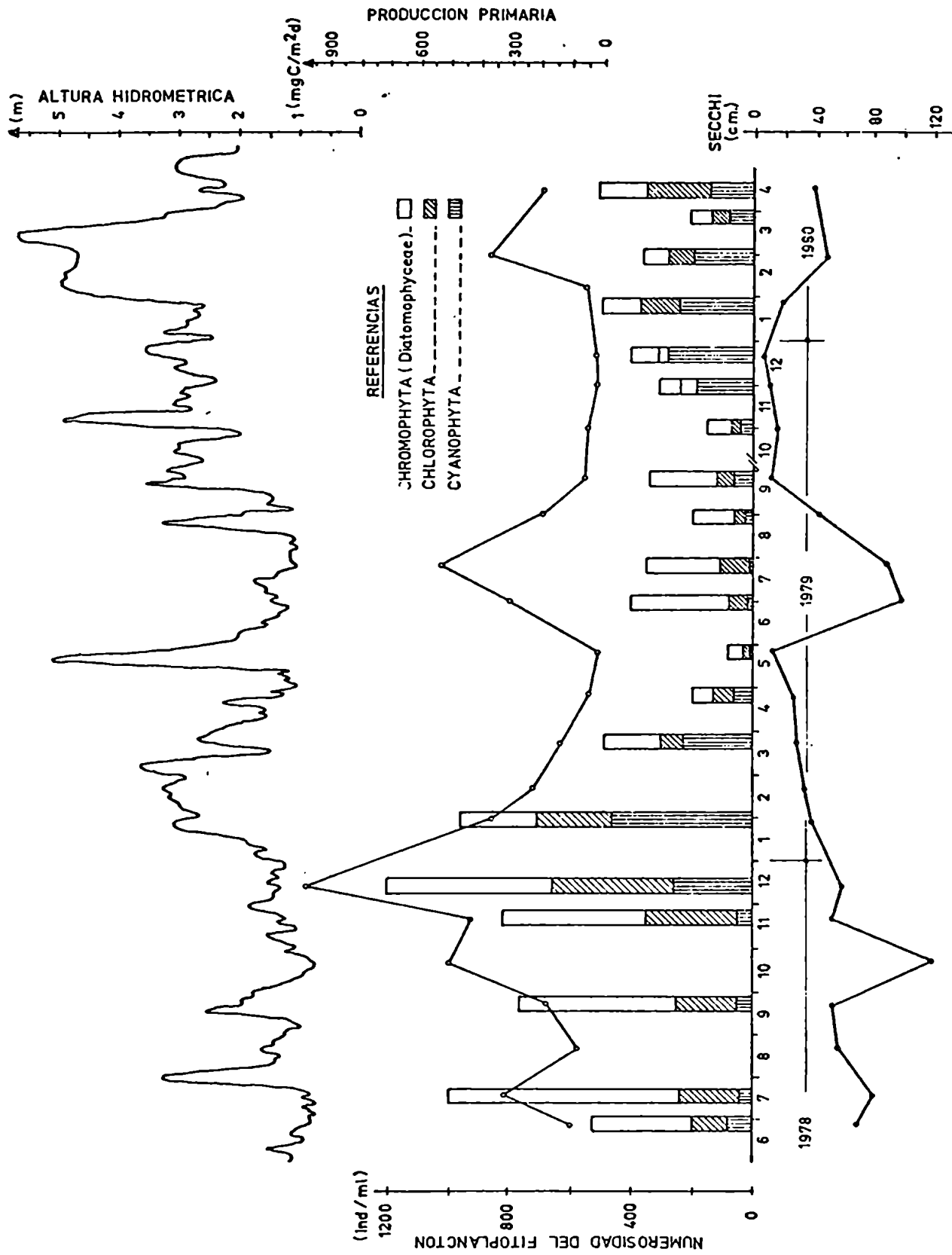


Fig. 45: Producción primaria y densidad de población del fitoplancton, transparencia del agua y altura hidrométrica del río Paraná en Itá Ibaté (Corrientes).

bono, de  $960 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

A partir de diciembre, coincidiendo con la creciente del río, se produce una progresiva dilución del fitoplancton que, conjuntamente con sucesivos incrementos en la turbiedad del agua, resulta en valores decrecientes de productividad.

Hacia el mes de mayo se produce un importante pulso de crecimiento, ascendiendo el agua más de 5 m en una semana. El muestreo del 25/V/79 fue realizado durante el rápido descenso del agua producido con posterioridad a dicho pulso. En tal oportunidad, la turbiedad fue muy elevada, con sólo 14 cm de lectura del disco de Secchi, la densidad del fitoplancton vino a ser la mínima del período de estudios, con 78 ind/ml, y, consecutivamente, la tasa de fijación de carbono resultó también la menor, con sólo  $2 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

En junio, julio y principios de agosto, nuevamente en estiaje, el nivel del agua osciló poco en torno a la altura de 1 m. Si bien la numerosidad del fitoplancton no es elevada, el incremento de la transparencia con lecturas de 100 y 90 cm del disco de Secchi, el 29/VI/79 y 27/VII/79, respectivamente, resultaron en una mayor profundidad del estrato trofogénico, aumentando la productividad por unidad de área a 290 y  $560 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ , respectivamente.

En los meses siguientes, las grandes y bruscas fluctuaciones del nivel hidrométrico trajeron como consecuencia una reducción en la transparencia del agua, creando condiciones adversas al proceso fotosintético. Las determinaciones efectuadas entre setiembre y diciembre se llevaron a cabo con lecturas del disco de Secchi inferiores a los 20 cm, resultando la productividad en dicho lapso muy baja, inferior a los  $50 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ .

Durante la creciente estival de 1980, se produce un pronunciado incremento del nivel hidrométrico durante el mes de enero, para estabilizarse alrededor de los 4,5 m en gran parte del mes de febrero. En el muestreo del 28/II/80 se observaron valores de trans-

parencia (48 cm) y productividad ( $370 \text{ mgC/m}^2\text{d}$ ) inusualmente elevados para el período de creciente, poniendo de manifiesto la importancia que los cambios de nivel en los días previos a la determinación tienen sobre la productividad, con tendencia a incrementarse en períodos de relativa estabilidad y a disminuir en caso de bruscas fluctuaciones.

#### e) DISCUSION

Las principales características físicas, químicas y biológicas del agua son muy semejantes en el río Paraná, en Itá Ibaté y en la margen izquierda frente a la ciudad de Corrientes, difiriendo considerablemente de la margen derecha, donde se hace manifiesta la influencia del río Paraguay.

La conductividad, sólidos en suspensión, concentración de nutrientes, el pH y la turbiedad del agua, fueron mayores sobre la costa chaqueña. Sus rangos de variación resultaron asimismo más extendidos, encontrándose los valores más altos durante la creciente del río Bermejo, y los más bajos, similares a los de la costa correntina e Itá Ibaté, durante el estiaje de dicho río.

La composición y numerosidad del fitoplancton resultó también muy semejante en Itá Ibaté y en Corrientes, sobre la margen izquierda, con la única diferencia de representar las cianofíceas una proporción levemente mayor de la población en Itá Ibaté, tendencia que se acentúa aguas arriba en Posadas y Corpus. En Corrientes, sobre la margen derecha, se hace más manifiesta la preeminencia de las diatomofíceas como dominantes absolutas a lo largo del año. En la margen correntina, si bien existen diferencias entre años sucesivos, suele observarse un predominio de las cianofíceas durante el verano, cuya aparición como grupo dominante se produjo durante el período de estudios, con temperaturas no menores de  $29^\circ\text{C}$ , en los meses de diciembre, enero y febrero, produciéndose por lo general, un

período posterior en el cual las clorofíceas son el grupo mejor representado. Sobre la margen chaqueña la composición por taxones resultó más semejante a la del río Paraguay que a la del Alto Paraná.

En la tabla 2, se representa la numerosidad del fitoplancton en ind/ml en distintas fechas para las estaciones de Itá Ibaté y Corrientes, en ambas márgenes.

Tabla 2

| Fecha          | Itá Ibaté | Corrientes<br>margen izquierda | Corrientes<br>margen derecha |
|----------------|-----------|--------------------------------|------------------------------|
| 22-24/II/78    | 990       | 550                            | 590                          |
| 18-22/V/78     | 743       | 2.300                          | 317                          |
| 24-26/VI/78    | 530       | 690                            | 210                          |
| 22-24/VII/78   | 1.060     | 1.090                          | 300                          |
| 25-26/IX/78    | 770       | 650                            | 470                          |
| 23-30/XI/78    | 823       | 760                            | 997                          |
| 13-19/XII/78   | 1.260     | 1.346                          | 910                          |
| 29-30/I/79     | 957       | 1.121                          | 1.180                        |
| 10-23/III/79   | 490       | 1.360                          | 300                          |
| 27-30/IV/79    | 200       | 320                            | 250                          |
| 23-25/V/79     | 78        | 85                             | 83                           |
| 29/VI-4/VII/79 | 410       | 1.450                          | 178                          |
| 27-31/VII/79   | 350       | 770                            | 220                          |
| 21-30/VIII/79  | 230       | 390                            | 145                          |
| 24-28/IX/79    | 340       | 380                            | 312                          |
| 1-15/XI/79     | 160       | 360                            | 370                          |

Las fechas que se consignan en la primer columna corresponden la primera al muestreo realizado en Itá Ibaté, y la segunda al realizado en Corrientes, en ambas márgenes. Por razones de orden operativo no siempre fue posible separar los muestreos un lapso de tiempo igual al que tarda el agua en recorrer la distancia que se-

para ambas estaciones de muestreo, lapso que varía entre 2 y 4 días según la altura del río.

Como puede verse en la tabla, la numerosidad del fitoplancton es ligeramente menor, aunque del mismo orden de magnitud en Itá Ibaté y la margen izquierda de Corrientes, mientras que la margen de recha es generalmente muy inferior.

Tanto la semejanza en la numerosidad como en la composición taxonómica sugieren que la comunidad fitoplanctónica en Corrientes, sobre la costa correntina, deriva de la del Alto Paraná, mientras que hacia la margen chaqueña se opera una compleja interacción y mezcla de poblaciones de distinto origen cuyo resultado, se torna, en general, impredecible.

Talling y Rzoska (1967), sugieren que las variaciones de densidad del fitoplancton en un sector de río puede ser interpretado como resultante de la acción contrapuesta de la tasa de crecimiento relativa de la población ( $\kappa$ ) y la tasa de dilución ( $\rho$ ) del río en ese sector, de modo tal que la numerosidad en un momento dado sería

$$N_1 = N_0 e^{(\kappa - \rho) t}$$

De igual forma, la numerosidad fitoplanctónica en la margen izquierda de Corrientes puede ser considerada como la resultante del aumento o disminución, según la relación entre las tasas  $\kappa$  y  $\rho$  de la población en Itá Ibaté.

El incremento que generalmente se observa al comparar la densidad en ambas estaciones de muestreo implicaría que en el sector comprendido, la tasa de crecimiento es ligeramente superior a la de dilución.

Las ocasiones en que se determinó un gran aumento de densidad entre ambas estaciones tales como por ejemplo en mayo de 1978 (743 ind/ml en Itá Ibaté contra 2.300 ind/ml en Corrientes), en junio de

1979 (409 ind/ml en Itá Ibaté contra 1.452 ind/ml en Corrientes) y julio de 1979 (356 ind/ml en Itá Ibaté contra 775 ind/ml en Corrientes), el río se encontraba en estiaje. Por el contrario, los muestreos en que la numerosidad fue superior en Itá Ibaté, o el aumento fue mínimo, se realizaron con el río en creciente, o bien durante períodos de bruscas fluctuaciones de nivel.

Muchos estudios realizados sobre fitoplancton de ambientes lóticos hacen referencia a una relación inversa entre el caudal y la numerosidad del mismo. Schiaffino (1977) en su estudio sobre el fitoplancton en afluentes del Paraná Medio, observó una evidente relación inversa entre ambos parámetros en los ríos Santa Fe, Coronada, Correntoso y El Cordobés. La importancia de las variaciones de caudal como factor determinante de la densidad del fitoplancton ha sido puesta de manifiesto también por Kofoid (1908) en el río Illinois, Allen (1920) en el río San Joaquín, Galstoff (1924) en el río Mississippi y Lack (1971) en el Támesis. Talling y Rzoska (1967) en su estudio sobre el plancton del río Nilo en Kartun (Sudán), observaron también una densidad mínima durante la creciente, mientras que durante el período de estiaje se produjo un rápido incremento, primero de diatomofíceas (Melosira spp.), seguido por cianofíceas (Anabaena flosaquae).

En este estudio se observó que tanto la altura del agua, como sus fluctuaciones son importantes como condicionantes de la numerosidad celular, pudiéndose desarrollar un modelo matemático en el cual, incorporando como dato las variaciones de nivel hidrométrico en los 10 días anteriores a cada muestreo y la altura del agua en ese momento, predice la densidad celular con considerable exactitud (coeficiente de correlación entre los valores calculados y los determinados de 0,7).

Las desviaciones entre el comportamiento predicho y el observado, se deberían a que muchos de los factores que influyen en el desarrollo del fitoplancton, tales como el aporte de los ambientes

leníticos del valle de inundación en distinto grado de conexión con el río, según la altura de este; el aporte de los afluentes; el consumo por el zooplancton; las diferentes velocidades de crecimiento de las distintas especies que componen la comunidad, y la influencia de la temperatura sobre tales velocidades, no han sido tomados en cuenta por el modelo.

No obstante, el referido modelo resultaría de interés en la medida que pone de manifiesto que a pesar de la enorme extensión y complejidad del sistema lótico-lenítico del valle de inundación del río, gran parte de las variaciones observadas pueden ser explicadas sólo en función del régimen hidrológico del mismo, con lo cual conociendo únicamente las fluctuaciones en el nivel hidrométrico -información suministrada por la Dirección Nacional de Navegación y Puertos- es posible trazar una gráfica continua de los cambios diarios a lo largo del año.

La tasa de fijación de carbono en la profundidad de iluminación óptima, generalmente en superficie, resultó proporcional a la densidad del fitoplancton, mientras que su valor integrado por unidad de área mostró variaciones que se relacionan tanto con la densidad del fitoplancton como con la transparencia del agua. La capacidad fotosintética del fitoplancton, es decir, la cantidad de carbono fijado por unidad de biomasa celular, lejos de resultar constante, presentó fluctuaciones anuales dependientes de la temperatura y de la energía radiante incidente. Se ha expuesto anteriormente, un modelo matemático que predice la producción primaria por unidad de área en función de las cuatro variables citadas (densidad del fitoplancton, transparencia del agua, temperatura y energía radiante), con alto grado de exactitud (coeficiente de correlación entre los valores predichos y los observados de  $r = 0,91$ ).

La relación entre la actividad fotosintética (P) y la intensidad de luz (I) ha sido estudiada por Smith (1936) en cultivos de

algas y corresponde a una función (figura 46) cuya expresión es la siguiente:

$$P = P_{\max} \frac{aI}{\sqrt{1 + (aI)^2}} \quad (10)$$

En la primer porción de la curva, la fotosíntesis es casi proporcional a la intensidad de luz. Si se extrapola esa línea recta hasta cortar la línea  $P = P_{\max}$  se obtiene un valor de iluminación definido por Talling (1957) como  $I_k$ . Talling observó que la linealidad entre ambas variables se mantiene hasta una iluminación cuyo valor es  $0,5 I_k$  (figura 46) y que el valor numérico de la constante  $a$  en la ecuación (10) es  $a = 1/I_k$ .

Como es bien conocido (Vollenweider, 1961; Hutchinson, 1967; Golterman, 1975), la atenuación de la luz en el agua es una función exponencial:

$$I = I_0 e^{-\epsilon z} \quad (11)$$

Donde  $I$  es la intensidad lumínica a una profundidad  $z$ ;  $I_0$  es la intensidad lumínica incidente en superficie;  $\epsilon$  es el coeficiente de extinción lumínico, y  $z$  es la profundidad.

De la composición de las ecuaciones 10 y 11 surge el perfil de producción en profundidad. Talling (1957) desarrolló un modelo matemático que describe la producción por unidad de área durante el tiempo de incubación de la siguiente manera:

$$P = \frac{F A_{\max}}{1,33 k_{\min}} \ln \left( \frac{I_0}{0,5 I_k} \right) \quad (12)$$

Donde  $P$  es la producción horaria por unidad de área ( $\text{mgC}/\text{m}^2\text{h}$ );  $k_{\min}$  es el coeficiente de extinción del componente más penetrante del espectro de luz incidente;  $F$  es la densidad del fitoplancton



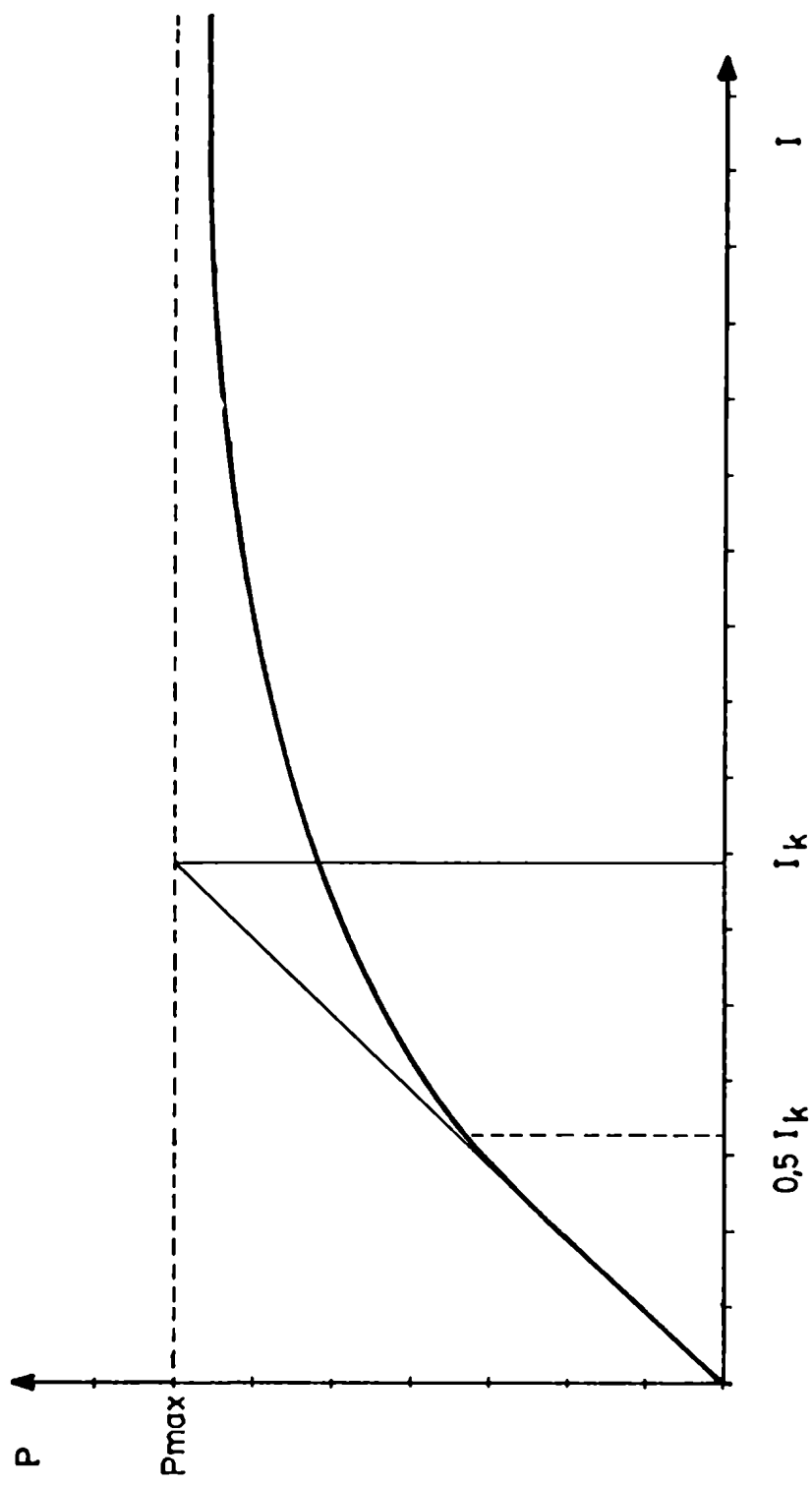


Fig. 46: Intensidad de fotosíntesis en función de la intensidad de iluminación.

(en el trabajo original expresada en  $\text{mgCl}_2/\text{m}^3$ );  $A_{\text{max}}$  es la actividad fotosintética en la profundidad de iluminación óptima ( $\text{mgC}/\text{mgCl}_2 \text{ h}$ );  $I_0$  es la intensidad de luz incidente en superficie;  $I_k$  es el límite de intensidad lumínica en que la actividad fotosintética es proporcional a la intensidad lumínica.

Según el citado autor, la producción diaria se obtiene a partir de la primera, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$P_{\text{diaria}} = P_{0,9} t \frac{(\log I'_0 - \log 0,5 I_k)}{(\log I''_0 - \log 0,5 I_k)} \quad (13)$$

Donde  $t$  es la duración del día en horas;  $I'_0$  es la intensidad media diaria de luz;  $I''_0$  es la intensidad media de luz durante el período de incubación.

Numerosos trabajos posteriores (Vollenweider y Nauwerk, 1961; Rodhe, 1965; Vollenweider, 1965, 1970; Talling, 1970; Bindloss, 1974) demostraron la validez y exactitud del mismo.

El modelo desarrollado en este trabajo fue elaborado sobre la base de las relaciones estadísticas observadas entre los valores de producción y los de aquellos parámetros cuyas variaciones mostraron correlación con los de la primera, llegándose así a la expresión anteriormente explicada en (9), de la forma:

$$P = \{a + b (A_{\text{max}} F)\} e^{0,019 S}$$

$$\text{con } A_{\text{max}} = a_0 + a_1 T + a_2 Q$$

En este modelo la producción por unidad de área es función exponencial de la lectura del disco de Secchi. Dicha función exponencial representada en la figura 47, se obtuvo por análisis de regresión y es la que mejor correlación presenta entre el cociente  $P/P_{\text{max}}$  (producción por unidad de área/producción en la profundidad de iluminación óptima) y la lectura del disco de Secchi.

Si bien formalmente confiere al modelo un alto grado de predictibilidad, presenta dos deficiencias importantes. En primer término, no pasa por el origen de coordenadas, siendo que, en el hipotético caso en que la transparencia fuera nula, la actividad fotosintética debería también ser cero. En segundo término, el bajo valor de la constante que acompaña la lectura del disco de Secchi como exponente de la función (0,019), le confiere una pendiente relativamente suave dentro del rango de variación de la lectura del disco de Secchi (10-100 cm), la cual se hace cada vez más empinada para valores superiores a 100 cm, por lo cual el modelo no parece apto para extrapolaciones a situaciones en que la transparencia sea mayor que la estrictamente observada durante el período de este estudio.

Vollenweider (1960, citado por Golterman, 1975), observó también que la relación entre la producción por unidad de área y la tasa de fijación máxima era función de la lectura del disco de Secchi proponiendo una función potencial para vincular ambos parámetros:

$$\frac{P}{P_{\max}} = 1,75 S^{0,7}$$

El referido modelo de Talling predice una relación lineal entre ambas variables.

Sustituyendo la función exponencial por una lineal, tal como la que se representa en la figura 47, el modelo disminuye levemente su valor predictivo, quedando reducido a la expresión:

$$P = (a' + b' (A_{\max} F)) S \quad (14)$$

La intensidad lumínica en la profundidad en que desaparece el disco de Secchi ( $I_s$ ) es una proporción fija de la intensidad lumínica en superficie ( $I_0$ ).

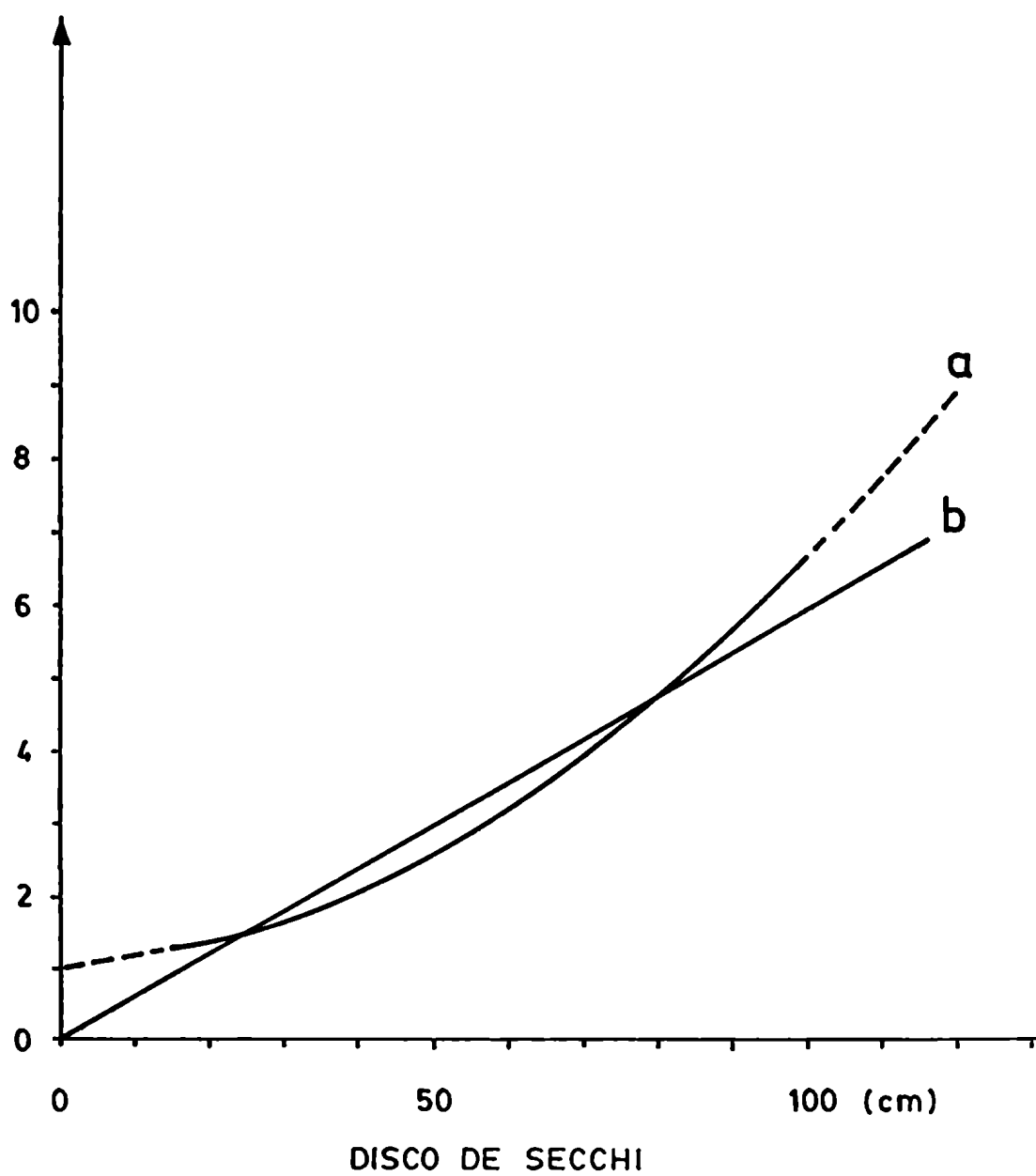


Fig. 47: Diferencias entre los valores de la función exponencial propuesta en el presente trabajo (a) y la lineal (b) correspondiente al modelo de Talling (1957).

Vollenweider (1974) resumiendo la información suministrada por varios autores, sugiere que en términos generales la intensidad de luz a la profundidad de desaparición del disco de Secchi, es aproximadamente el 15% de la intensidad en superficie. La relación observada en el río Paraná resulta algo mayor con un valor medio  $I_s = 0,2 I_0$ . Resulta posible entonces hallar una relación fija entre el coeficiente de extinción lumínica y la lectura del disco de Secchi:

$$I_s = I_0 e^{-Sk}$$

$$\frac{I_s}{I_0} = e^{-Sk} = 0,2$$

$$\ln 0,2 = -Sk$$

$$1,6 = Sk$$

$$S = 1,6/k$$

Si se expresa la ecuación (14) en función del coeficiente de extinción, la expresión resultante:

$$P = \frac{(A_{\max} F) b' + a'}{k}$$

guarda un notable parecido formal con la expresión de Talling:

$$P = \frac{A_{\max} F}{k_{\min}} \ln \frac{(2 I_0)}{I_k}$$

En ambos casos la producción es directamente proporcional a la densidad del fitoplancton ( $F$ ) y a la actividad fotosintética del mismo ( $A_{\max}$ ) e inversamente proporcional al coeficiente de extinción lumínica ( $k$ ).

La influencia de la intensidad de luz incidente viene dada por el término  $\ln 2 I_0/I_k$  en el modelo de Talling y por la función  $A_{\max} = -0,18 + 0,002 Q + 0,018 T$  (15) en el modelo aquí ex-

puesto; donde  $Q$  es la cantidad total diaria de energía en  $\text{cal/cm}^2\text{d}$  y  $T$  la temperatura del agua.

En ambos casos el modelo es relativamente insensible a las variaciones de energía incidente; en el primero porque todo el término no está afectado de una función logarítmica, de modo que para duplicar la producción, a igualdad de todos los demás factores, habría que aumentar  $I_0$  unas 100 veces. Por otra parte, tal como lo señalara Bindloss (1974)  $I_k$  no es constante durante el año, sino que varía en correspondencia con la temperatura del agua, de modo tal que si bien hacia el verano el valor de  $I_0$  asciende, al aumentar también  $I_k$ , el cociente  $I_0/I_k$  varía sólo levemente. En el modelo desarrollado para el Paraná, la actividad fotosintética es función de la cantidad de energía diaria y de la temperatura del agua. El bajo coeficiente (0,002) que acompaña a  $Q$  en la expresión (15), hace que grandes variaciones de  $Q$  redunden en sólo pequeñas modificaciones de  $A_{\text{max}}$ .

Si se utiliza el modelo en su forma original, se verá (figura 47) que el aumento resultante en la producción ante un incremento en la transparencia del agua será mayor en el caso de la función exponencial (b) que en el de la lineal (a). Tal vez la diferencia pudiera deberse a que el modelo de Talling fue desarrollado en ambientes leníticos, donde gran parte de la extinción lumínica se debe a la propia absorción del fitoplancton, de modo que un incremento de la transparencia está asociado a una reducción de la concentración de clorofila (Bindloss, 1974), mientras que en el río, la transparencia está regulada por la concentración de sólidos en suspensión, de modo tal que pequeñas variaciones en esta última tienen aparejado (de acuerdo al modelo presentado) mayores incrementos en la producción por unidad de área.

Asociada a la densidad del plancton y a la transparencia del agua, las variaciones en la producción primaria siguen a las de aquellos parámetros. Ya se ha discutido, en un párrafo anterior, las

relaciones que la numerosidad del fitoplancton guarda con el ciclo hidrológico del río. La transparencia del agua, a su vez, apareció en buena medida relacionada tanto con la altura hidrométrica, como con la relativa estabilidad de nivel en los días de operaciones. Aparentemente, cambios bruscos de nivel producirían activos incrementos de la concentración de sólidos en suspensión, con la consecuente reducción de la transparencia. Si el nivel de las aguas permanece sin experimentar mayores variaciones durante un período dado, la cantidad de sedimentos disminuye gradualmente hasta llegar a un valor estable, característico para la altura del río en ese momento. De igual forma, la transparencia mostrará una tendencia a aumentar y alcanzar valores más constantes. Consecuentemente, los más altos registros de transparencia observados se encontraron durante períodos de estiaje y de mayor estabilidad en el nivel de aguas.

La productividad primaria del fitoplancton, en concordancia con los altos valores de transparencia y densidad celular, resultó elevada durante los estiajes, y mínima, al igual que los citados parámetros, en períodos de grandes fluctuaciones del nivel de agua.

Como fuera expresado, no se ha observado relación alguna entre productividad primaria, densidad del fitoplancton y la concentración de nitratos y fosfatos. Por otra parte, las concentraciones de ambos nutrientes en aguas del río, estuvieron siempre por sobre los valores citados como limitantes por la literatura especializada. Según Vollenweider (1970), las concentraciones críticas, por encima de las cuales cabría esperar floraciones algales, serían 0,3 mg/l de nitratos y 0,01 mg/l de fosfatos. Todas las determinaciones de fosfatos estuvieron por encima de dicho umbral, y aproximadamente la mitad de los análisis de nitratos lo superaron.

Talling (1967) en su estudio sobre el plancton del Nilo Azul, en Kartum (Sudán), describe los cambios asociados al régimen hidrológico del río. Durante la creciente, que se opera en forma bastan

te regular entre los meses de junio y octubre, la densidad del fitoplancton resultó sumamente baja, debido a la turbiedad del medio y a la dilución por el elevado caudal. Hacia el final de la creciente se produjo un rápido incremento de Melosira granulata. La faz de máximo crecimiento fitoplanctónico fue acompañada de una pronunciada disminución en la concentración de nutrientes. Cuando los nitratos disminuyeron por debajo de 0,02 mg/l, Melosira granulata fue reemplazada por Anabaena flosaquae. El autor sugiere que tal concentración sería limitativa para el desarrollo de Melosira, mientras que la concentración de fosfatos, de 0,035 mg/l en esa ocasión, estaría muy por encima del umbral.

Las concentraciones de ambos nutrientes, en el río Paraná, fueron muy superiores a los tenores considerados como limitativos, y generalmente, más elevados aun que aquellos considerados suficientes para producir floraciones masivas de algas. El conjunto de observaciones citadas contribuye a aumentar las evidencias de que la concentración de nutrientes se encontraría en exceso respecto de los requerimientos necesarios para sustentar la productividad actual del río, pudiendo ésta aumentar notablemente si se incrementa la transparencia del agua.

La relación  $N-NO_3/P-PO_4$  resultó en la mayoría de los muestreos inferior a la proporción 10:1. Dicha proporción es la relación en que dichos nutrientes se encuentran presentes en la biomasa celular, y caracterizaría un medio equilibrado con los requerimientos de las algas (Golterman, 1975). Si bien se ha concluído que las concentraciones de nutrientes se encontrarían en exceso para la productividad actual del río, resulta de interés saber cual de ellos podría regular la densidad celular si cambiaran las condiciones imperantes favoreciendo el incremento de la productividad, como se produciría al ser retenida una fracción variable de los sedimentos en los lagos de represa de los futuros embalses en construcción y proyectados sobre el cauce del Paraná (Itaipú, Corpus, Yacyretá, Paraná Me-



dio).

Con dicho objeto se han realizado ensayos en los que se comparó el crecimiento de Scenedesmus falcatus en el agua del río y en agua enriquecida con nitratos y fosfatos. Si bien el resultado del ensayo varió en los distintos muestreos, llegó a observarse un mayor desarrollo algal en el agua enriquecida con nitratos, sugiriendo, al igual que la referida baja relación N/P, una deficiencia relativa en nitrógeno.

Golterman (comunicación personal), sugiere la posibilidad que la particular relación N/P del río podría estar relacionada con activos procesos de desnitrificación bacteriana que tendrían lugar en madrejones, lagunas isleñas y otros ambientes leníticos del valle de inundación. La desnitrificación sería máxima en la interfase agua-sedimento de aquellos ambientes con escaso tenor de oxígeno disuelto y abundante concentración de materia orgánica disuelta, característicos del valle aluvial.

En muestras de sedimento y agua del lago Smith (Alaska), incubadas en laboratorio con el agregado de nitrato marcado con  $N^{15}$ , prácticamente todo el nitrato agregado se transformó en  $N_2$  en el lapso de 9 días (Keeney et al., 1971). En sedimentos del lago Mendota (Wisconsin), el citado autor observó que sólo trazas del nitrato marcado agregado se recuperó a los 4 días de iniciado el experimento, encontrándose al final de dicho lapso, un 30% del nitrógeno agregado como nitrógeno orgánico (formando parte de la biomasa bacteriana), un 8% del mismo fue reducido a amonio, perdiéndose el 62% restante como nitrógeno molecular.

En sedimentos del lago Aculeo (Santiago, Chile), incubados en acuarios con aguas del mismo origen, con el agregado de 5 mg  $N-NO_3/l$  y 5 mg  $N-NH_3/l$ , a los 9 días de iniciado el experimento la concentración de amonio se había reducido a 2,3 mg/l y la de nitratos a 2,6 mg/l en el acuario mantenido en oscuridad, y sólo alcanzó a

0,72 mg N-NO<sub>3</sub>/l y 1,94 N-NH<sub>3</sub>/l en un acuario en el que, habiéndose mantenido a la luz, se había producido un activo crecimiento del fitoplancton. (La experiencia se llevó a cabo como parte del curso "Nutirent-trophic level interactions", dictado por el Dr. Golterman en la Universidad de Chile, en setiembre de 1981).

## CONSIDERACIONES FINALES

Se ha estudiado la productividad primaria del fitoplancton, su estructura y composición, y también algunas otras características limnológicas relacionadas con el proceso fotosintético de tres importantes ríos del norte argentino cuyas cuencas presentan rasgos fisiográficos, climáticos, topográficos, geomorfológicos y geológicos muy distintos. En la tabla 3 se resumen, con fines comparativos, algunos parámetros descriptivos de los ríos considerados y sus cuencas.

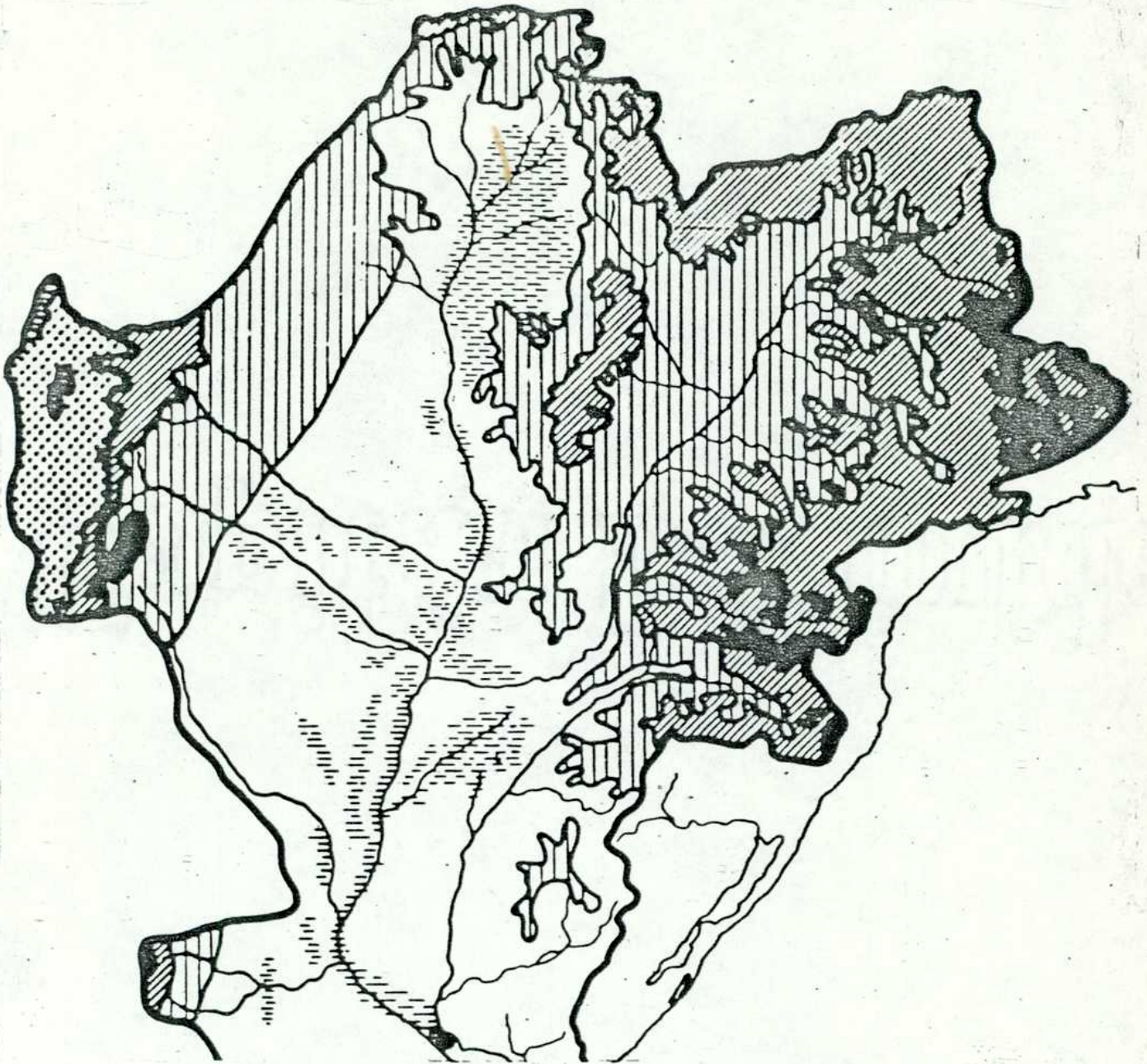
Tabla 3

| CUENCA  | RIO BERMEJO  | RIO PARAGUAY  | RIO ALTO PARANA   |
|---|--|---|---|
| Area (km <sup>2</sup> )   | 131.000  | 840.000   | 835.000   |
| Precipit. (mm)  | 540  | 1.350   | 1.500   |
| Climas  | Subtropical, caluroso templado, con invierno seco.   | Tropical pluvial<br>Tropical con lluvias de verano.                                   | Tropical pluvial<br>Tropical con lluvias de verano.<br>Subtropical con lluvias de verano              |
| Suelos  | Pardos forestales<br>Litosoles<br>Aluviales<br>Castaños<br>Planosoles<br>Halomórficos<br>Regosoles | Gley<br>Gley subhúmicos<br>Vertisoles<br>Histosoles<br>Aluviales<br>Salinos<br>Pardos | Latosoles<br>Latosoles húmicos<br>Latosoles forestales<br>Roxos<br>Ferruginosos-arenosos<br>Regosoles |
| Vegetación  | Pastizales de altura<br>Selva tucumano-boliviana<br>Monte chaqueño                                 | Sabana<br>Pastizal  | Cerrado<br>Selva paranense o subtropical oriental   |
| Caudal esp. (l/km <sup>2</sup> segundo)                           | 6  | 4   | 9   |
| Tasa de transporte de sólidos susp. (ton/km <sup>2</sup> año)     | 1.100  | 3   | 40  |
| Tasa de transporte de sólidos disueltos (ton/km <sup>2</sup> año) | 27   | 8   | 22  |

La cuenca del río Bermejo es la de más alto relieve de las tres con alturas que llegan hasta los 3.000 m (figura 48). De sus dos principales vertientes, en la alta cuenca, el Grande de Jujuy drena un área de gran pendiente y escasas precipitaciones (figura 49). Los suelos son poco desarrollados, predominando los litosoles, fluviosoles y regosoles (figura 50). La vegetación está representada por pastizales de altura, de poca cobertura, observándose vastas áreas de materiales sueltos, ya sean areniscas o de tipo pedregoso. El Alto Bermejo también drena áreas de relieve alto y accidentado, con precipitaciones estivales más abundantes y vegetación de mayor cobertura e importancia, generalmente representada por la selva tucumano-boliviana. Los suelos son forestales ácidos, asociados también a litosoles. Estos suelos poco desarrollados aportan a los cuerpos de agua materiales gruesos y, en algunos sectores, sales solubles.

El efecto combinado del relieve, clima y características edáficas redunda en una muy alta tasa de transporte sólido, tanto suspendido (1.100 ton/km<sup>2</sup>año) como disuelto (27 ton/km<sup>2</sup>año), en relación con un ciclo hidrológico caracterizado por las grandes crecientes estivales.

El río Paraguay, por el contrario, posee una cuenca de muy es caso relieve, superando sólo algunos afluentes de la alta cuenca los 200 m de altura. El clima es tropical con lluvias de verano (aunque la pluviosidad se extiende a 7-9 meses) en la parte superior de la cuenca, tendiendo a tropical pluvial sin ninguna o corta interrupción de la estación lluviosa en la parte inferior de la misma. Las precipitaciones son acumuladas en la enorme depresión del Pantanal, que actúa moderando el flujo de derrame del río, resultando este muy regular. El paisaje es chato y el drenaje pobre. Los suelos formados son hidromórficos, dominando los Gley subhúmicos y lateritas hidromórficas, asociados a vertisoles. En las márgenes y depresiones se encuentran suelos pantanosos. A medida que



REFERENCIAS

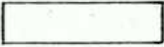

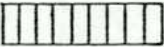
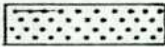

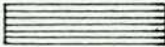
|                    |   |                     |   |
|--------------------|---|---------------------|---|
| De 0 a 200m.---    |  | De 1000 a 2000m.--- |  |
| De 200 a 500m.---  |  | De 2000 a 4000m.--- |  |
| De 500 a 1000m.--- |  | Más de 4000m.---    |  |

Fig. 48: Mapa topográfico de la cuenca del Plata (A.A.Bonetto, 1975)

se recorre la cuenca aguas abajo, el tamaño de grano de estos suelos decrece y aumenta la materia orgánica coloidal, la cual puede ser arrastrada por las aguas junto con coloides minerales y solutos ricos en hierro, para precipitar finalmente en áreas menos corrientosas, contribuyendo a aumentar la potencialidad bioproductiva de sus aguas. La tasa de transporte de sólidos en suspensión refleja la influencia conjunta de la escasa pendiente y el efecto de embalse compensador producido por el Pantanal, resultando sumamente baja, de sólo 3 ton/km<sup>2</sup>año, inferior a la de sólidos disueltos, de 8 ton/km<sup>2</sup>año.

La cuenca del Paraná posee un relieve intermedio entre los extremos representados por los del Bermejo y del Paraguay. La mayor parte de la cuenca drena un área comprendida entre los 200 y 500 m de altura, aunque algunos afluentes de la margen izquierda tienen sus orígenes en zonas más altas y accidentadas. Se pueden reconocer, a grandes rasgos, tres grandes unidades fisiográficas. La parte superior de la cuenca, comprendiendo la zona del "cerrado" (Cabrera y Willink, 1973), caracterizado por una vegetación de sabana, con arbustos y árboles de bajo porte y un estrato herbáceo de gramíneas. El clima, según el criterio adoptado en el estudio de la OEA sobre la cuenca del Plata (1969) correspondería al tipo tropical subhúmedo con sequías invernales (de unos 6 meses de duración) de la clasificación estacional de Troll (1965). El relieve es levemente ondulado. Los suelos predominantes son latosoles, amarillos o rojo amarillentos, pobres en bases, de muy baja fertilidad (Etcheverehere, 1969). En la región central del Brasil, el paisaje es de colinas onduladas, sobre sedimentos clásticas de rocas volcánicas básicas. La vegetación es la característica de la Provincia Paranaense (Cabrera y Willink, 1973), y el clima presenta períodos secos de unos 4 meses durante el invierno. Los suelos más comunes son ferruginosos arenosos, latosoles forestales, y latosoles rojos. Hacia el sur de Brasil y en la provincia argentina de Misiones, se encuen

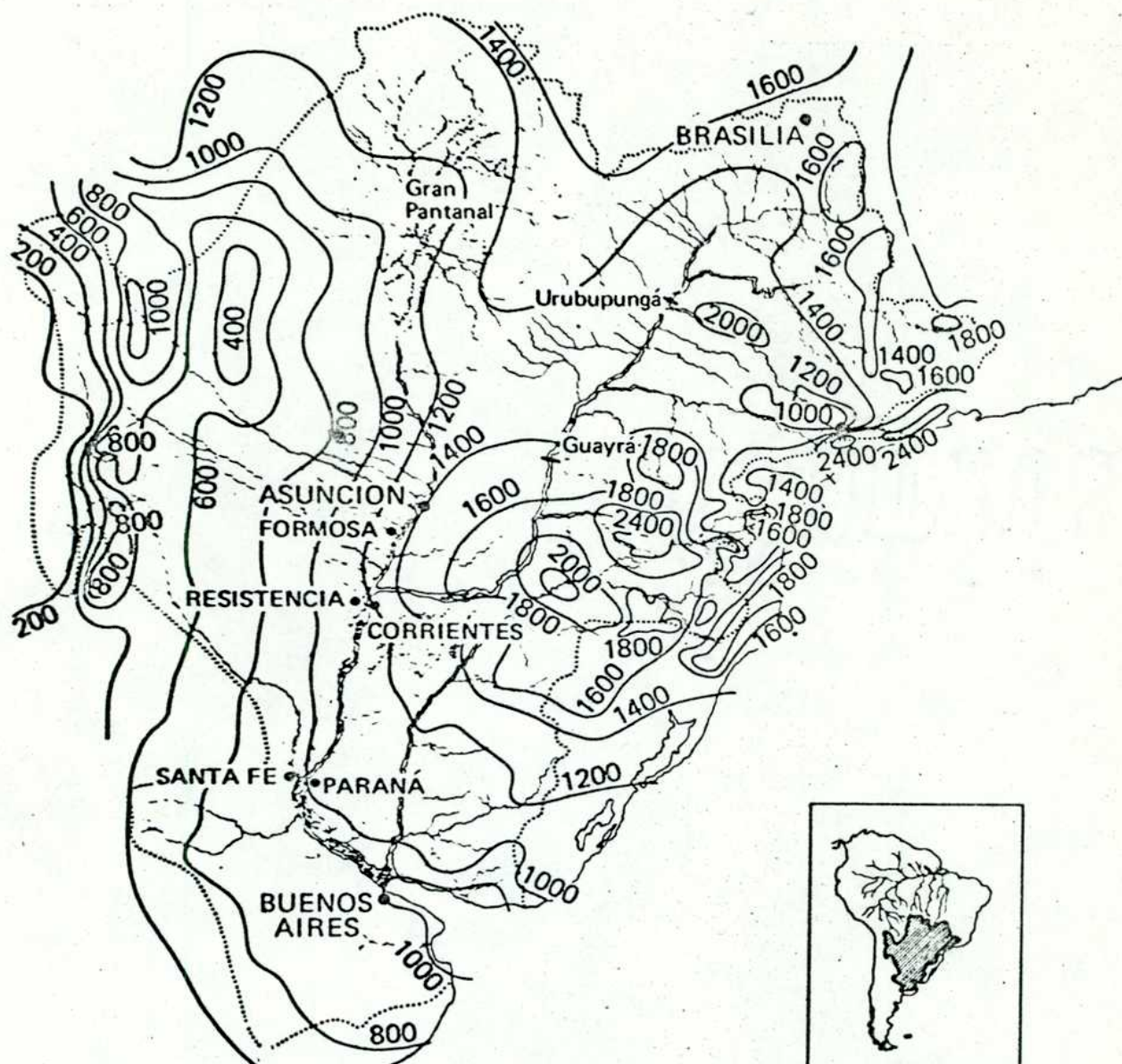
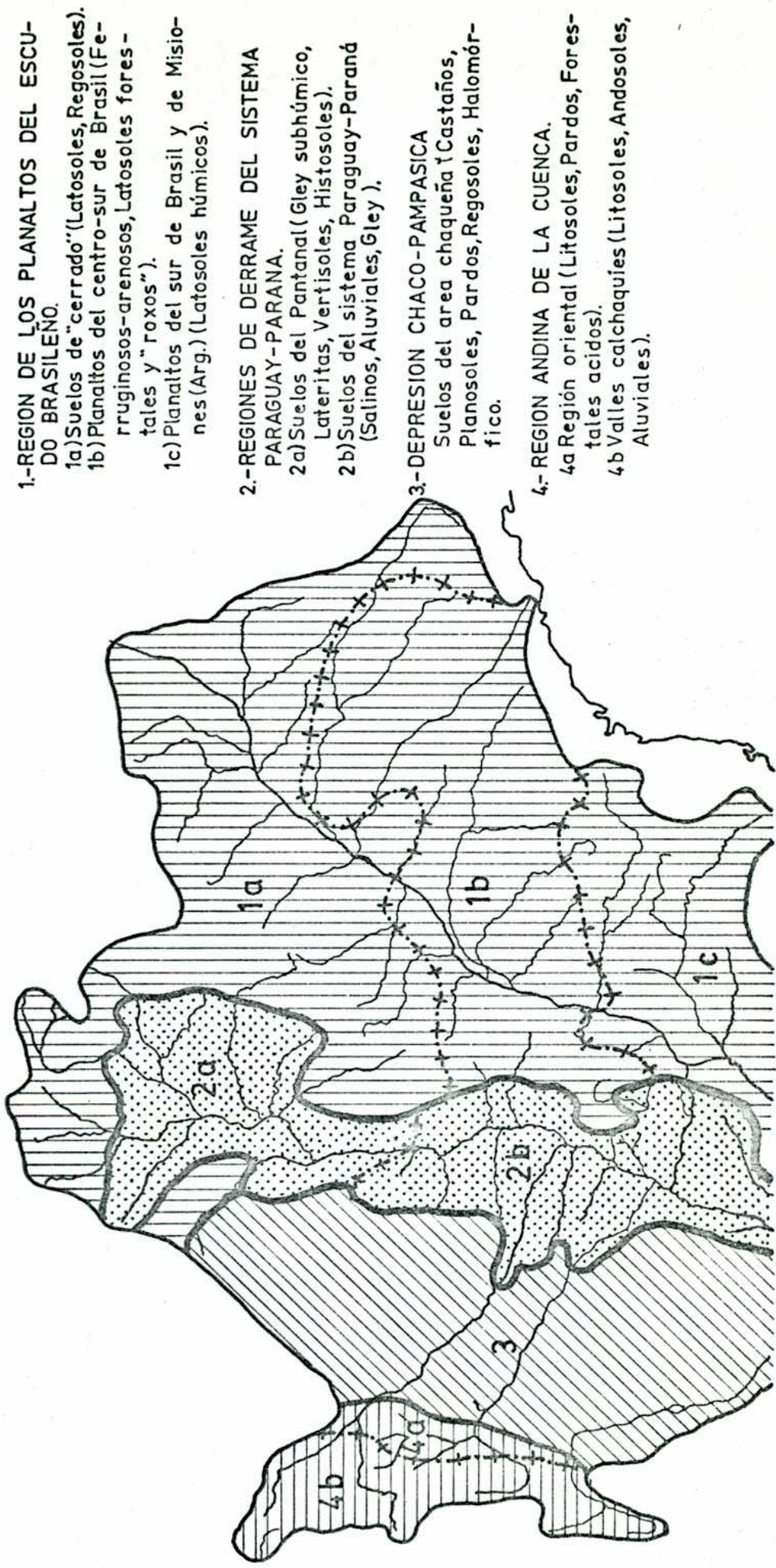


Fig. 49: Mapa de precipitaciones correspondiente a la cuenca del Plata (OEA, 1969).



1.-REGION DE LOS PLANALTOS DEL ESCUDO BRASILEÑO.

- 1a) Suelos de "cerrado" (Latosoles, Regosoles).
- 1b) Planaltos del centro-sur de Brasil (Ferruginosos-arenosos, Latosoles forestales y "roxos").
- 1c) Planaltos del sur de Brasil y de Misiones (Arg.) (Latosoles húmicos).

2.-REGIONES DE DERRAME DEL SISTEMA PARAGUAY-PARANÁ.

- 2a) Suelos del Pantanal (Gley subhúmico, Lateritas, Vertisoles, Histosoles).
- 2b) Suelos del sistema Paraguay-Paraná (Salinos, Aluviales, Gley).

3.-DEPRESION CHACO-PAMPASICA

- Suelos del area chaqueña (Castaños, Planosoles, Pardos, Regosoles, Halomórfico).

4.-REGION ANDINA DE LA CUENCA.

- 4a) Región oriental (Litosoles, Pardos, Forestales ácidos).
- 4b) Valles calchaquies (Litosoles, Andosoles, Aluviales).

Fig. 50: Esquema de las principales regiones del suelo de la cuenca de los ríos Bermejo, Paraguay y Alto Paraná (Etchevehere, 1969).



tran latosoles húmicos y el clima es subtropical con veranos cálidos e inviernos con heladas. El conjunto de los suelos de la cuenca por lo general permeables, han sido literalmente lavados en épocas pretéritas perdiendo sales solubles y coloides, y en la actualidad las aguas que se desprenden de ellos son de baja conductividad. El resultado de esta combinación de factores edáficos y climáticos es una tasa de transporte de sólidos suspendidos intermedia entre los extremos representados por los ríos Bermejo y Paraguay, de unos 40 ton/km<sup>2</sup>año, y de sólidos disueltos de 22 ton/km<sup>2</sup>año (Depetris y Griffin, 1968).

En la tabla 4 se resume la información obtenida sobre algunos parámetros físicos, químicos y biológicos de las aguas de los tres ríos.

La concentración de sólidos, tanto disueltos como particulados resultó mucho más alta en el río Bermejo, con valores medios de 308  $\mu$ S/cm y 3.200 mg/l, respectivamente, con la menor transparencia del agua que llega a sólo 6 cm de valor medio del disco de Secchi. La concentración de nutrientes, especialmente nitratos y fosfatos, fue también muy superior a la de los otros dos ríos. No sólo los valores medios fueron más elevados, sino también los rangos de variación, presentando diferencias notables entre los máximos y los mínimos, en coincidencia con un ciclo hidrológico caracterizado por presentar diferencias extremas de caudal entre los períodos de creciente (en que alcanza a 11.000 m<sup>3</sup>/s), y los de estiaje (en que puede llegar a interrumpirse el flujo de agua).

La elevada turbiedad y alta velocidad del agua crean condiciones muy restrictivas para el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, resultando esta poco desarrollada, habiéndose observado la presencia de sólo 36 especies, representadas siempre por un muy bajo número de individuos. Durante la creciente, la densidad celular es prácticamente nula, al igual que la productividad, incrementándose levemente durante el estiaje, aunque sin llegar a los valores re

Tabla 4

Valor medio y rango de variación -entre paréntesis- de algunos parámetros limnológicos en los ríos Bermejo, Paraguay y Alto Paraná.

|                                | RIO BERMEJO     |                  | RIO PARAGUAY   |                             | RIO ALTO PARANA           |                  |  |
|--------------------------------|-----------------|------------------|----------------|-----------------------------|---------------------------|------------------|--|
|                                | Pto. Velaz      | La Herradura     | Pto. Bermejo   | Corrientes margen izquierda | Corrientes margen derecha | Itá Ibaté        |  |
| PO <sub>4</sub> (mg/l)         | (0,03-2,4) 0,44 | (0,03-0,22) 0,12 | (0,02-0,8) 0,3 | (0,02-0,4) 0,06             | (0,07-1,7) 0,5            | (0,04-0,27) 0,09 |  |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)         | (0,16-2,7) 1,3  | (0,12-1,1) 0,3   | (0,17-3) 0,7   | (0,03-3,6) 0,77             | (0,24-2,3) 0,9            | (0,06-1,6) 0,45  |  |
| O <sub>2</sub> disuelto (mg/l) | (5,5-10) 8      | (4,3-10) 7,2     | (5-9) 6,4      | (6,15-13,5) 8,1             | (5,8-9) 7,3               | (6,5-10) 8,4     |  |
| pH                             | (7,1-8,7) 7,9   | (6,7-8,2) 7      | (6,7-8,2) 7,2  | (6,8-7,8) 7,2               | (7-7,9) 7,5               | (6,7-7,6) 7,1    |  |
| Secchi (cm)                    | (<1-15) 6       | (34-106) 56      | (1-65) 25      | (7-100) 48                  | (2-50) 15                 | (7-120) 48       |  |
| Sólidos suspendidos (mg/l)     | (8-9520) 3200   | (8,8-50) 25      | (12-2720) 720  | (14-94) 35                  | (52-988) 434              | (10-120) 32      |  |
| Conductividad (µS/cm)          | (110-650) 308   | (45-135) 76      | (48-245) 114   | (32-90) 47                  | (55-270) 121              | (33-76) 42       |  |
| D Q O (mg/l)                   | (3,11-6,5) 4,7  | (2,3-11,2) 6,5   |                | (2-4,2) 2,7                 |                           |                  |  |
| Fitoplancton (ind/ml)          | (<100-150)      | (160-4000)       |                | (85-2500)                   |                           |                  |  |

gistrados en los otros dos ríos.

La concentración de materia orgánica disuelta es baja y el consumo de oxígeno igualmente escaso, resultando usualmente en elevados tenores de oxígeno disuelto por mezcla turbulenta en superficie.

Características diametralmente opuestas fueron observadas en el río Paraguay. Su módulo de derrame es muy regular, y la escasa pendiente de su cuenca, como también la presencia de esa enorme área anegada denominada Pantanal en su cuenca superior, le confieren a este río características distintivas. La escasa velocidad del agua determina que la concentración de sólidos suspendidos sea la menor de los tres ríos estudiados, con un valor medio de sólo 25 mg/l. Correlativamente, la transparencia del agua fue la mayor de los tres y, a diferencia de los otros dos (Alto Paraná y Bermejo), el clima óptico resultó en buena medida determinado por la materia orgánica del agua. La densidad del fitoplancton fue también la más alta, con un valor máximo de casi 4.000 ind/ml, contra sólo 2.500 en el río Paraná. La composición específica presentó también diferencias significativas. La mayor transparencia del agua y la más alta densidad del fitoplancton condicionan una más alta productividad primaria, con un valor medio de 400 mgC/m<sup>2</sup>d, contra 250 mgC/m<sup>2</sup>d del Paraná. La elevada producción bacteriana, indica que gran parte de la materia orgánica es de origen alóctono. La abundante macrofitia, especialmente Eichhornia crassipes que es transportada por el río en las crecientes, contribuye a incrementar la evidencia de que la elevada concentración de materia orgánica del agua se vincularía a los aportes del complejo de sistemas lótico-lenítico, de elevada productividad, asociados al Pantanal. La demanda química de oxígeno, la más elevada de los ambientes estudiados, es igualmente indicativa del mayor grado de trofismo de este cuerpo de agua. A pesar de su más elevada productividad, el mayor consumo de oxígeno redundó en un balance neto de oxígeno menos favorable que en otros ríos del área, en que tanto la concentración media (7,2 mg/l), co-

mo la mínima (4,3 mg/l), fueron menores a las del Paraná (8,1 y 6,15 mg/l, respectivamente) y a las del Bermejo (8 y 5,5 mg/l, respectivamente).

La comunidad fitoplanctónica se caracterizó, como en los demás ríos estudiados, por la dominancia de las diatomofíceas, siendo Melosira el género mejor representado. Tal particularidad que parece ser de ocurrencia general en aguas lóaticas, ha sido puesta de manifiesto por numerosos investigadores (Allen, 1920; Prowse y Talling, 1958; Greenberg, 1964; Talling y Rzoska, 1967; Whitton, 1975).

Sin embargo, la composición taxonómica del fitoplancton de los tres ríos mostró diferencias significativas. Las cianofíceas, que en el río Paraná fueron en los meses de verano el grupo numéricamente más importante, estuvieron muy escasamente representadas en los ríos Paraguay y Bermejo, sin superar en muestreo alguno el 11% de la comunidad. Las clorofíceas, en los ríos Paraguay y Bermejo, fueron el segundo grupo en importancia, representando una fracción del total muy estable a lo largo del año, en contraposición a su menor importancia numérica en el río Paraná, donde presentaron grandes fluctuaciones durante el ciclo anual, siendo por regla general, menos numerosas que el de las cianofíceas. Euglenofíceas, dinofíceas y criptofíceas fueron de aparición constante en el río Paraguay, siempre con comparativamente elevado número de especies y a veces también de individuos. Las mismas fueron sólo de aparición esporádica en el río Paraná.

La comunidad fitoplanctónica del río Paraguay resultó de mayor diversidad, habiéndose diferenciado 135 especies, con una distribución más uniforme entre los grupos y una densidad más estable durante el ciclo anual del río.

En el río Alto Paraná se observaron 115 especies resultando sumamente variables las proporciones en que se hallaron representados los distintos taxa a lo largo del año, al igual que la numerosidad

total de organismos.

El río Bermejo resultó el más pobre, con sólo 36 especies presentes siempre en muy escasa densidad.

El ciclo hidrológico del río Paraná se caracteriza por las crecientes estivales, y los estiajes en invierno. Sin embargo, dicho régimen no es muy regular, presentando variaciones a veces pronunciadas en años sucesivos, produciéndose, además, en cualquier época del año -aunque generalmente en primavera-, pulsos repentinos de creciente, de gran caudal y escasa duración, cuya influencia en la biota ha sido señalada en varias ocasiones a lo largo de este estudio.

El valor medio de los parámetros resumidos en la tabla 4, denota una situación intermedia entre los valores extremos obtenidos en el río Bermejo y en el Paraguay. La concentración de sólidos suspendidos, cuyo valor medio resultó de 48 mg/l, vino a ser muy inferior a la extremadamente elevada del río Bermejo, y algo superior a la del río Paraguay. El clima óptico estuvo condicionado, en lo fundamental, a las características y concentración de los sólidos suspendidos, presentando también un valor medio (48 cm de lectura del disco de Secchi), intermedio entre los 6 cm del Bermejo, y los 56 cm del Paraguay. A diferencia de este último, la materia orgánica no parece contribuir significativamente a la extinción lumínica, excepto durante los estiajes, cuando se desarrollan pulsos de mayor densidad del fitoplancton. La concentración de materia orgánica fue comparativamente baja. La comunidad fitoplanctónica presentó fluctuaciones que se relacionaron estrechamente con las del nivel hidrométrico, con densidades muy bajas durante los pulsos de creciente para elevarse rápidamente en períodos de estiaje o de relativa estabilidad del nivel de aguas. Su numerosidad resultó menor que la del río Paraguay, en dependencia de las mayores fluctuaciones e irregularidad del ciclo hidrológico del Paraná.

Coincidentemente con la menor transparencia del agua y la me-

nor densidad fitoplanctónica, la tasa de fijación de carbono resultó también menor que en el río Paraguay. Si bien la producción de oxígeno es menor que en dicho río, dado que la demanda es muy baja, y que las condiciones hidrodinámicas favorecen la mezcla turbulenta en superficie, el balance de oxígeno disuelto resultó más positivo manteniendo en todo el año altas concentraciones, siempre cercanas a la saturación o levemente sobresaturadas.

La concentración salina del agua resultó la menor de los ríos considerados, debido a la extrema pobreza de los suelos lixiviados de la cuenca, característica más manifiesta en la parte superior de la misma, en las regiones del cerrado.

En los tres ríos estudiados, la densidad del fitoplancton varió en forma inversa al caudal. La concentración de sólidos suspendidos y la turbiedad del agua en los ríos Paraná y Bermejo, también incrementan con el caudal, produciendo un efecto que se suma a la referida dilución de la concentración celular para reducir la productividad primaria. En el río Paraguay, por el contrario, tiende a disminuir la concentración de sólidos suspendidos y de materia orgánica durante la creciente, aumentando la transparencia del agua, produciendo un efecto que se contrapone a la disminución de la densidad fitoplanctónica, aumentando la profundidad de la zona fótica. Por tal motivo, la tasa de fijación de carbono tiene en el río Paraguay, valores mínimos más altos, presentando una marcha anual más estable que en el río Paraná.

Como fuera señalado, de los tres ríos, el Paraguay fue el que detentó la mayor concentración de materia orgánica, contribuyendo a condicionar la misma algunas características físicas del medio, tal como por ejemplo el clima óptico del agua. En dicho río se observó, además, la mayor riqueza específica, complejidad y estabilidad de la comunidad fitoplanctónica, la más elevada productividad, con un comparativamente bajo cociente producción/respiración y producción/biomasa, rasgos que suelen asociarse con ecosistemas madu-

ros; (Margalef, 1974; Odum, 1977), característicos de etapas sucesionales avanzadas.

El río Bermejo presentó características asociadas a ecosistemas inmaduros o de etapas sucesionales incipientes.

El río Alto Paraná se encontraría en una situación intermedia, con alguna semejanza a aquellos sistemas que son mantenidos en una etapa particular de su evolución mediante pulsos periódicos, representados en este caso por los picos de crecienta que interrumpen los períodos de desarrollo y multiplicación del fitoplancton, trayendo la comunidad a un estadio anterior de organización, cuyas características dependerán de la intensidad y duración del pulso.

Los estudios realizados en la laguna Herradura son asimismo indicativos de la influencia preponderante del ciclo hidrológico del río también en los ambientes leníticos del valle de inundación. Las observaciones realizadas coinciden con los resultados de otros estudios en lagunas del Alto Paraná, tales como la laguna Sirena (EBY, 1979), y Merilla (CECOAL, 1977), en el área de Yacyretá, y en ambientes leníticos en el área del Paraná Medio (Bonetto, et al., 1972; Bonetto, 1976), donde, en forma semejante al concepto de "ecosistema de nivel fluctuante" descrito por Odum (1969), se produce una situación de compromiso entre estadios alternados de "madurez" y "rejuvenecimiento", representados en este caso por la tendencia a una elevada productividad y acumulación de materia orgánica en las postrimerías de la etapa de aguas bajas (primavera-inicios del verano en el caso del río Paraná), el cual es sucedido por un proceso de eliminación más o menos brusco de una parte importante de su contenido biótico y sus detritus, en la etapa de aguas altas. Los fenómenos de inundación permitirían eliminar la excesiva acumulación de materia orgánica introduciendo una variable pero efectiva recuperación.

La elevada producción bacteriana, generalmente superior

a la fotosintética, indicativa del origen alóctono de la materia orgánica en el río Paraguay, es consistente con la suposición de que la más importante ruta de flujo de energía en ecosistemas acuáticos circula a través de la cadena de detritus (Odum, 1962; Wetzel, et al., 1972) y con el hecho de que la composición de la fauna íctica del sistema Paraná-Paraguay presenta una preeminencia absoluta, en términos de biomasa, de la especie iliófaga Prochilodus platensis (sábalo) (Bonetto, 1970). Tal dominancia de los peces detritívoros sería una característica común a grandes ejes potámicos en áreas tropicales y subtropicales (Lowe-McConnell, 1975). En áreas templadas la energía de las cadenas de detritus se vehiculizaría a través de las comunidades de invertebrados bentónicos (Odum, 1970). Esa diferencia en el uso de los detritus significaría para Lowe-McConnell (1975) un aumento de la eficiencia trófica del sistema.

La elaboración de la información producida durante el presente estudio, permite plantear algunos interrogantes y sugerir líneas de investigación futura.

Los tres ríos y la laguna estudiados poseen una baja relación N/P. Tal relación resulta particularmente baja en el río Paraguay, donde los análisis químicos coinciden con los resultados de los bioensayos efectuados en señalar que sus aguas son deficientes en nitrógeno.

La posibilidad de que la deficiencia relativa en nitrógeno sea una característica regional, común a la alta cuenca de los tres ríos presenta interés teórico y práctico.

Esta particularidad ha sido observada en algunos ambientes de Africa ecuatorial y se la supuso relacionada a una mayor desnitrificación en zonas de climas tropicales (Talling, 1965a). Rai (1980) observó en lagunas del valle de inundación del río Negro (Manaos, Brasil) una relación C:N:P de 420:0,8:1, extremadamente deficiente



en nitrógeno. La actividad bacteriana presentó en esos lagos ("Lagos de Varzea") estrecha correlación con las variaciones en la citada proporción N/P.

La mayoría de los cuerpos de agua europeos y norteamericanos son deficientes en fósforo, y la eutroficación cultural de sus aguas continentales se relaciona con el incremento de dicho elemento. Vollenweider (1976) desarrolló un modelo matemático que permite predecir la concentración de clorofila en un lago en función de la carga de fósforo que recibe el mismo. Dicho modelo fue concebido con la finalidad de orientar a las autoridades sanitarias en la decisión de establecer una "carga crítica" de fósforo permisible para cada lago en particular, de acuerdo al grado de trofismo que se especifique en cada caso como aceptable, en función del uso del agua (potable, recreacional, pesca, etc.).

Golterman (M.S.) supone que la concentración de clorofila en un lago puede ser estimada en forma aproximada con la expresión siguiente:

$$(Cl_a) = (P)_{\text{lago}}^{1,5}$$

Y la concentración de fósforo de acuerdo a la experiencia europea, estaría dada por la expresión (Vollenweider, 1976; Golterman, 1980a):

$$(P)_{\text{lago}} = \frac{L}{\bar{z} (\rho + \sigma)} \quad (15)$$

Donde L es la tasa de carga, en  $\text{kg/m}^2\text{año}$ ;  $\rho$  es el coeficiente de escurrimiento (la inversa del tiempo de residencia del agua:  $\rho = 1/t_w$ );  $\sigma$  es la tasa de sedimentación; y  $\bar{z}$  la profundidad media del lago. En esta expresión el factor más difícil de estimar es  $\sigma$ , la tasa de sedimentación que depende de una variada gama de factores entre los que aparecen como determinantes la concentración de

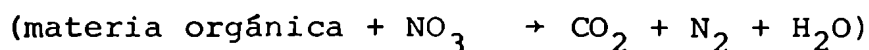
Ca y Fe del agua, la concentración de sólidos en suspensión, el pH y la alcalinidad.

Como se ha visto, la productividad primaria del fitoplancton en los ríos estudiados está limitada por la transparencia del agua. En los futuros lagos de represa, tanto en Yacyretá como en Paraná Medio, el incremento de la sedimentación aumentará dicha transparencia. La productividad primaria y el grado de trofismo de los embalses se incrementará hasta que la concentración de fósforo o nitrógeno se transformen en limitantes.

A pesar de la importancia fundamental que tiene el conocimiento cuantitativo de las cantidades de nitrógeno y fósforo aportados por el río para predecir la calidad de aguas de los futuros embalses, aún no se dispone de información completa sobre el tema.

Todas las referencias editadas consultadas incluyen determinaciones de nitratos, nitritos, amonio y fosfatos, siendo prácticamente inexistente la información referente a las concentraciones de nitrógeno total y orgánico, fósforo total, orgánico y adsorbido a los sólidos en suspensión. Con la realización conjunta de análisis de todas las formas de N y P complementadas con técnicas de bioensayos, se podría detectar cual de los dos nutrientes será limitativo, y que cambio cuantitativo es necesario para que el otro lo sea.

Si el nitrógeno fuese limitativo habría que incluir en la fórmula antes referida (15), un término que represente la desnitrificación, fenómeno que puede resumirse como:



transformándose la expresión en

$$(N) = \frac{L}{\bar{z} (\rho + \sigma + \delta)}$$

donde  $\delta$  es la tasa de desnitrificación.

La desnitrificación aumenta cuando disminuye la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Los madrejones del valle de inundación del río Paraná actuarían como grandes piletas de desnitrificación, reduciendo, la flora microbiana, los nitratos y sulfatos para oxidar la materia orgánica producida por la macrofitia y el bosque en galería en un ambiente que se caracteriza por la baja concentración de oxígeno disuelto (Golterman, com.pers.).

Durante las primeras etapas del llenado de los embalses es dable esperar que la mineralización de la vegetación superior y la materia orgánica de los suelos cubierta por las aguas cauce la desaparición completa de los nitratos transformándose el nitrógeno en el elemento limitante y provocando como efecto colateral la preeminencia de cianofitas fijadoras de nitrógeno.

Se desprende también de la discusión que antecede, la necesidad de mejorar nuestra comprensión sobre algunos procesos que influyen en el ciclo del fósforo.

Como se sabe, una fracción variable de los fosfatos en solución es adsorbida a la fracción arcillosa de los sedimentos en suspensión y los coloides de hierro. La cinética de la reacción de adsorción-desorción ha sido estudiada por Olsen (1964). La reacción de equilibrio se puede describir de acuerdo a la siguiente expresión:

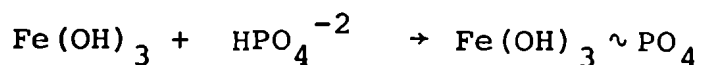
$$(P)_{\text{adsorbido}} = K (P)_{\text{solución}}^V \quad \text{con } V \text{ menor que } 1$$

Las constantes K y V varían con la composición mineralógica del sedimento y la composición química del agua, siendo en el caso particular de los sedimentos estudiados por Olsen,  $K = 0,62$  y  $V = 0,34$ . La sedimentación de una parte de los sólidos suspendidos, en el futuro lago, arrastrará también cantidades variables de fósforo. La determinación de las constantes K y V para las aguas y sólidos suspendidos del río Paraná, resulta de especial interés a los efec

tos de tener una estimación de la cantidad de fósforo que precipitará en el lago, es decir, evaluar el parámetro  $\sigma$  de la expresión (15).

La cantidad de fósforo que es retenida en los sedimentos por este proceso puede ser muy importante. Wagner (1976) estimó que en el lago Constanza (Suiza) hasta el 70% del fósforo que ingresa al lago es fijado a los sedimentos.

En ríos como el Alto Paraná, que drenan áreas de suelos lateríticos, y tienen alto contenido en hierro, el metabolismo del fósforo se encuentra fuertemente influenciado por el del hierro, por el proceso de adsorción:



Este proceso fue estudiado, entre otros, por Lijklema (1976) y está fuertemente influenciado por el pH y el potencial redox.

La sedimentación de una parte del fósforo que ingresa al lago no necesariamente implica que el mismo haya sido sustraído en forma definitiva al ciclo biogeoquímico. El fósforo adsorbido, tanto a arcillas como a coloides de hierro es accesible para el fitoplancton. Golterman (1969) pudo desarrollar cultivos de algas en medios carentes de fósforo con el agregado de sedimentos provenientes de lagos eutróficos holandeses como única fuente de dicho nutriente.

En lagos poco profundos (la profundidad media de Paraná Medio es de 12 m y la de Yacyretá de 10 m), la superficie de contacto entre el agua y los sedimentos es mayor, y una parte proporcionalmente más alta de los mismos es factible de ser removida por el oleaje produciendo, a intervalos regulares, la resuspensión de material sedimentado.

Si se desarrolla estratificación térmica, con el subsiguiente consumo del oxígeno disuelto en el compartimiento inferior, la

reducción del hierro presente en el sedimento como ión férrico a ferroso, traerá aparejada la liberación masiva del fósforo combinado (Mortimer, 1942), con la consecuente producción de floraciones masivas de algas.

No obstante, la escasa profundidad media y el bajo tiempo de residencia del agua en ambos embalses (una semana en Yacyretá; 1,3 meses en Paraná Medio) permiten suponer que la velocidad de circulación del agua y la acción del viento impedirán el desarrollo de estratificación térmica estable, al menos en la zona del canal de navegación.

La captación de agua para las turbinas, estará localizada en profundidad, sobre el canal principal, en ambos emprendimientos, produciendo un flujo de agua hacia abajo que tenderá a oponerse al gradiente de densidad producido por el calentamiento superficial

La desembocadura del río Bermejo sobre el Paraguay, y la posterior confluencia de este con el Paraná, unos 50 km aguas abajo, resulta en una extensa área de mezcla, confiriéndole a las aguas de la zona características físicas, químicas y biológicas variadas y cambiantes, cuya resultante depende, entre otros factores, de la relación de caudales aportada por los tres ríos en cada momento en particular. En la tabla 4 se pone de manifiesto el gran cambio producido en las aguas del río Paraguay, entre las estaciones de muestreo de La Herradura y Puerto Bermejo, como consecuencia del aporte del río homónimo. La concentración de sólidos disueltos y particulados, resultó muy superior en la estación de Puerto Bermejo, coincidiendo los máximos con la creciente de dicho río, y los mínimos, del mismo orden de magnitud que los hallados aguas arriba de la confluencia, con el estiaje del río Bermejo. Como consecuencia del aporte de sedimentos volcados sobre el Bajo Paraguay, la transparencia del agua resultó muy disminuída y también la densidad algal y la productividad primaria, aun cuando la concentración de nutrientes fue más elevada.

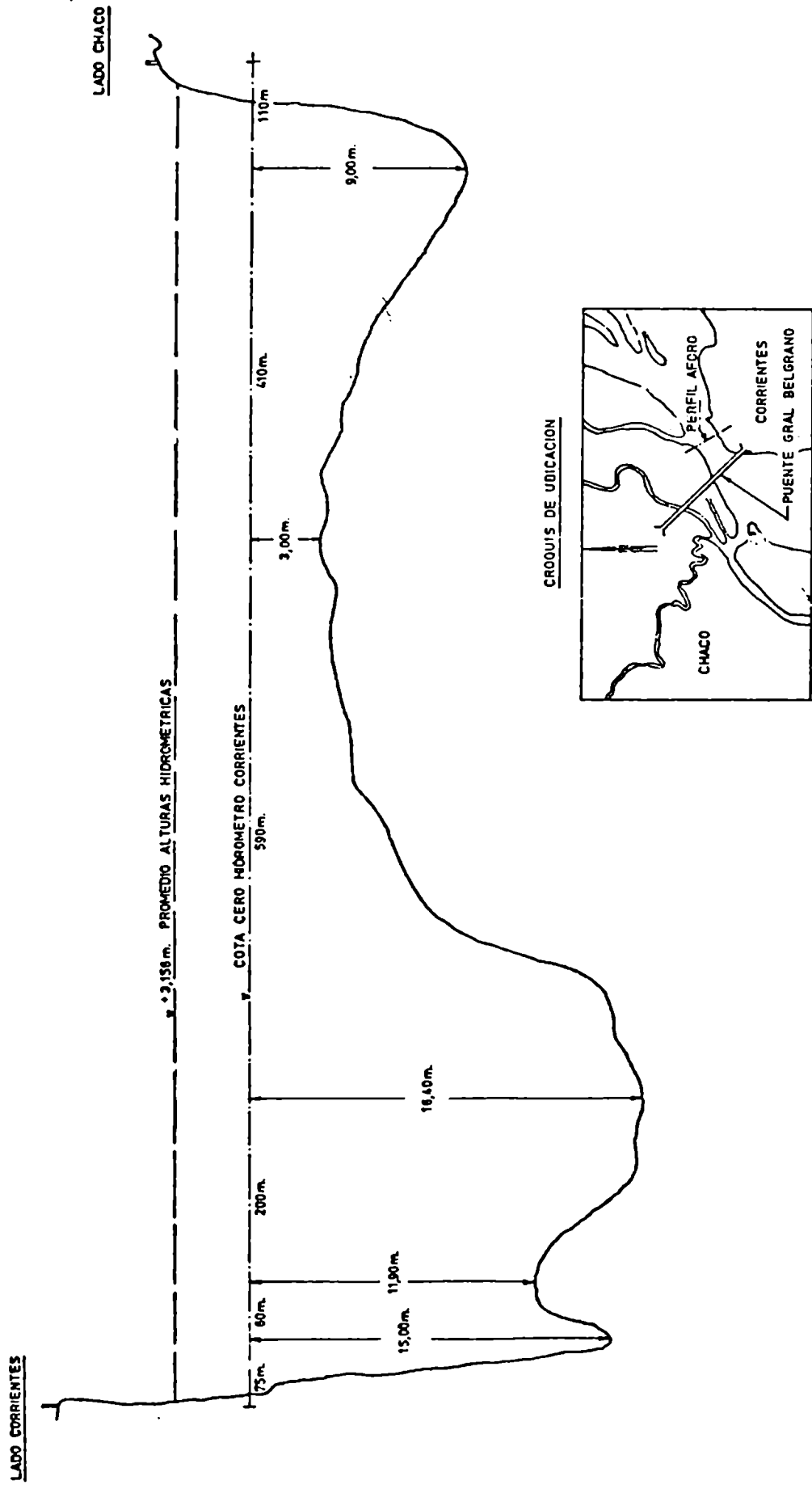


Fig. 51: Perfil de aforo del río Paraná frente a la ciudad de Corrientes.

En la figura 51 se representa un perfil batimétrico del río Paraná, frente a la ciudad de Corrientes, unos 30 km aguas abajo de la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay, observándose claramente dos canales de mayor profundidad, separados por una dorsal. Las aguas del río Paraguay tienden a desplazarse a la derecha, mientras que las del Alto Paraná lo hacen por la izquierda, produciéndose el completo mezclado de las mismas recién muchos kilómetros aguas abajo. Las notables diferencias, entre ambos sectores, en la concentración de sólidos suspendidos y disueltos, en la transparencia del agua, en la densidad del fitoplancton y su productividad, son expresivas de la influencia del río Bermejo a través del Bajo Paraguay, sobre este trecho del río Paraná. De igual modo, la gran similitud existente entre los parámetros medidos en el sector izquierdo a la altura de la ciudad de Corrientes y en la estación de Itá Ibaté, de la misma provincia, en el Alto Paraná son igualmente expresivos del escaso mezclado producido en los primeros kilómetros aguas abajo de Confluencia.

51

*[Handwritten signature]*

## BIBLIOGRAFIA

- AGUA Y ENERGIA ELECTRICA. 1966. Resumen de la estadística hidrológica hasta 1962. Buenos Aires, pp: 1-318.
- ALLEN, W. 1920. A quantitative and statistical study of the plankton of San Joaquin River and its tributaries in and near Stockton, California in 1913. Univ.Calif.Publ.Zool., 22: 1-292.
- APHA. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th edition. American Public Health Association. Washington, pp: 1-1194.
- BEADLE, L. 1974. The inland waters of tropical Africa. Longman, Londres, pp: 1-365.
- BERTOLDI de POMAR, H. 1979. Sedimentología de las arenas del cauce del río Paraguay. Rev.Asoc.Cienc.Nat.Lit., 10: 1-12.
- BETHGE, H. 1825. Melosira und ihre Planktonbegleiter. Planzenforschung, 3: 1-80.
- BINDLOSS, M. 1974. Primary productivity of phytoplankton in Loch Leven, Kinross. Proc.R.Soc.Edinb.B., 74: 157-181.
- BONETTO, A. 1970a. Nuevos aportes al conocimiento de las poblaciones ícticas en cuencas temporarias del valle de inundación del Paraná Medio. (Jornadas Argentinas de Zoología, Santa Fe, 1969). Acta Zoológica Lilloana, 27: 135-154.
- BONETTO, A. 1970 b. Principales rasgos limnológicos del noreste argentino. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica XI (Suplemento): 184-211.
- BONETTO, A. 1975. Hydrologic Regime of the Parna River and its Influence on Ecosystems, pp: 175-197, en: A. Hasler (Ed.). Coupling of Land and Water Systems. Springer-Verlag. Berlin, New York.
- BONETTO, A. 1976. Calidad de las aguas del río Paraná. INCYTH-PNUD ONU. Buenos Aires, pp: 1-202.
- BONETTO, A. y MARTINEZ de FERRATO, A. 1966. Introducción al estudio del zooplancton de las cuencas isleñas del Paraná Medio. Physis, 26(72): 385-396.
- BONETTO, A.; PAGGI, J.; NEIFF, J.J. y GARCIA de EMILIANI, O. (1972) El ecosistema de nivel fluctuante y fenómenos ecológicos conexos en el Paraná Medio e Inferior. Presentado en la 1ra. Reunión Argentina de Ecología, Vaquerías, Córdoba, (Inédito).
- BRUNIARD, E. 1979. El gran Chaco Argentino. Geográfica 4: 1-259
- CABRERA, L. y WILLINK, A. 1973. Biogeografía de América Latina. Monogr. Cient. OEA, (13): 1-120.
- CARO, P.; BONETTO, C. y ZALOCAR, Y. 1979. Producción primaria del fitoplancton de lagunas del noreste de la provincia de Corrientes. Ecosur, 6 (11): 83-100.
- CENTRO DE ECOLOGIA APLICADA DEL LITORAL. 1977. Estudios ecológicos en el área de Yacyretá. Informe de Avance N°2. Corrientes, pp: 1-204.



- CENTRO DE ECOLOGIA APLICADA DEL LITORAL. 1980. Estudios ecológicos en el área de Yacyretá. Informe de Avance N° 4. Corrientes. Argentina, pp: 1-310.
- CONCAP-DNCP y VN-A y E. 1973. Estudio hidrológico y sedimentológico del río Alto Paraná. Buenos Aires, pp: 1-1216.
- DEPETRIS, P. y GRIFFIN, J.J. 1968. Suspended load in the río de la Plata drainage basin. Sedimentology, 11: 53-60.
- 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.
- DUDGALE, R. y DUDGALE, V. 1961. Sources of phosphorus and nitrogen for lakes on Afongnak Island. Limnol.Oceanogr., 6: 13-23.
- EMERY, R.; MOON, C. y WELCH, F. 1973. Enriching effects of urban runoff on the productivity of a mesotrophic lake. Water Res., 7: 1505-1516.
- ENGELBRECHT, R. y MORGAN, J. 1959. Studies on the occurrence and degradation of condensed phosphate in surface water. Sew. Ind. Wastes, 31: 458-478.
- ENTIDAD BINACIONAL YACYRETA. 1979. Estudios ecológicos en el área de Yacyretá. Informe de Avance N° 3. Buenos Aires, pp: 1-152.
- ETCHEVEHERE, H. (1969) Los suelos de la Cuenca del Plata. Conferencia dictada en las 2das. Jornadas Argentinas de Zoología-Biota de la Cuenca del Plata. Santa Fe. (Inédito).
- GALSTOFF, P.S. 1924. Limnological observations in the upper Mississippi. U.S.Bur.Fish.Bull., 39: 347-438.
- GANF, G. 1974. Incident solar irradiance and underwater light penetration as factors controlling the chlorophyll a content of a shallow equatorial lake (lake George, Uganda), J.Ecol. 62: 593-609.
- GANF, G. y MILBURN, L. 1971. A conductimetric method for the determination of total inorganic and particulate organic carbon fraction in freshwater, Arch.Hydrobiol., 69 (1): 1-13.
- GARCIA de EMILIANI, M. 1973. Ultraestructura y polimorfismo de Melosira pseudogranulata A. Cl. y cambios en la densidad de su población en el lago Mascardi. Soc.Científ.Arg.Sec.Santa Fe, 1: 1-10.
- GIBBS, R. 1967a. Amazon River: environmental factors that control its dissolved and suspended load. Science, 156 (3783): 1734-1736.
- GIBBS, R. 1967b. The geochemistry of the Amazon river. Geol.Soc. Am.Bull., 78:1203-1232.
- GOLDMAN, C. 1960a. Primary productivity and limiting factors in three lakes of the Alaska Peninsula. Ecol.Monogr., 30: 207-230.
- GOLDMAN, C. 1960b. Molybdenum as a factor limiting primary productivity in Castle lake, California. Science, 132: 1012-1013.

- GOLDMAN, C. 1961. The contribution of alder trees (Alnus tenuifolia) to the primary productivity of Castel lake, California. Ecology, 42: 282-288.
- GOLDMAN, C. 1963. The measurement of primary productivity and limiting factors in freshwater with carbon-14, pp: 103-113, en: Proc.Conf.Primary Pdocutivity Measurement (1961). U.S.A.E.C. TID-7633.
- GOLDMAN, C. 1964. Primary productivity and micro-nutrient limiting factors in some North American and New Zealand lakes. Verh. Int.Verein.Limnol., 15: 365-374.
- GOLDMAN, C. 1968. The use of absolute activity for eliminating serious errors in the measurement of primary productivity with <sup>14</sup>C. J.Cons.Perm.Int.Explor.Mer., 32: 172-179.
- GOLDMAN, C. y WETZEL, R. 1963. A study of the primary productivity of Clear lake, California. Ecology, 44: 283-294.
- GOLTERMAN, H. 1969. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters. Blackwell, London, IBP Handbook N° 8, pp: 1-156.
- GOLTERMAN, H. 1973. Natural phosphate sources in relation to phosphate budget: a contribution to the understanding of eutrophication. Water Res., 7: 3-17.
- GOLTERMAN, H. 1975. Physiological limnology. Elsevier, Amsterdam, pp: 1-489.
- GOLTERMAN, H. 1980a. Quantifying the eutrophication process: difficulties cused, for example, by sediments. Prog.Wat.Tech., 12: 63-80.
- GOLTERMAN, H. 1980b. Phosphate models, a gap to bridge. Hydrobiología, 72: 61-71.
- GOLTERMAN, H. (M.S.) Informe presentado a Agua y Energía Eléctrica sobre el taller Calidad de Aguas en el Proyecto Paraná Medio. Santa Fe, agosto 31-setiembre 4, 1981.
- GOLTERMAN, H.; BAKELS, G. y JALOBIS-MOGELLIN, R. 1969. Availability of mud phosphates for the growth of algae. Verh.Int.Verein.Limnol., 17: 467-479.
- GREENBERG, A. 1964. Plankton of the Sacramento river. Ecology, 45 (1): 40-49.
- HOLEMAN, J. 1968. The sediment Yield of major rivers of the world. Water Res. Research 4 (4): 737-747.
- HOLT, R. 1969. Runoff and sediment as nutrient sources, pp: 35-38, en: Water polution by nutrients. Sources, effects and control. Water Resources Center, Univ. of Minnesota, Minneapolis, W.R.R.C.Bull. 13.
- HUTCHINSON, G. 1967. A Treatise on Limnology. Vol.I. Geography, Phisics and Chemistry. Wiley, New York, pp: 1-1015.
- HUTCHINSON, G. 1976. A Treatise on Limnology. Vol.II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. Wiley, New York, pp: 1-1115.
- JAWORSKI, N.A.; VILLA, O. y HETLING, L. 1969. Nutrients in the Potomac river basin. Chesapeake Tech. Support Lab. Middle Atlantic Region. Fed.Wat.Pollut.Gob.Administration U.S. Dept. of Interior Technical Report, (9): 1-40.

- KEENEY, J.; CHEN, R. y GRAENTZ, M. 1971. Importance of denitrification and nitrate reduction in sediments to the nitrogen budgets of lakes. Nature, 233 (3): 66-67.
- KOFOID, C. 1908. The plankton of the Illinois river 1894-1899. Part II. Constituent organisms and their seasonal distribution. Bull. Illinois State Lab. Nat. Hist., 8: 3-361.
- KUZNETSOV, S. y ROMANENKO, W. 1966. Produktion der Biomass Heterotropher Bakterien und die Geschwindigkeit ihrer Vermehrung im Rybinsk-Stausee. Verh. Int. Verein. Limnol., 16: 1495-1500.
- LACK, T. 1971. Quantitative studies on the phytoplankton of the rivers Thames and Kennet at Reading. Freshwater Biol., 1: 213-224.
- LANGBEIN, W. y SCHUMM, R. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. Trans. Am. Geophys. Union, 39(6); 1076-1084.
- LIJKLEMA, L. 1976. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments, pp: 313-317, en: Golterman, H. (Ed.): Interactions between sediments and freshwater. W. Junk Publ., Amsterdam, 1976.
- LIVINGSTONE, D. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. U. S. Survey Prof. Paper, 440-G: Data on Geochemistry (6th. Ed.), pp: 1-61.
- LOWE-McCONNELL, R. 1975. Fish communities in tropical freshwaters, Longman, New York, pp: 1-335.
- LUND, J. 1970. Primary production. Water Treat. Exam., 19: 332-358.
- LUND, J.; JAWORSKI, G. y BUCKA, H. 1971. A technique for bioassay of freshwater, with special reference to algal ecology. Acta Hydrobiol., 13(3): 235-249.
- MACKENTHUN, K.; INGRAM, W. y PORGES, R. 1964. Limnological aspects of recreational lakes. U.S. Dept. Health, Education and Welfare. Pub. Health Ser., pp: 1-176.
- MACKERETH, F.; HERON, J. y TALLING, J. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Scientific publication N° 36, Kendal, pp: 1-120.
- MAGLIANESI, R. 1973. Principales características químicas y físicas de las aguas del Alto Paraná y Paraguay Inferior. Physis, 32(85): 185-197.
- MARGALEF, R. 1969. Size of centric diatoms as an ecological indicator. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 17: 202-210.
- MARGALEF, R. 1974. Ecología. Ediciones Omega, Barcelona, pp: 1-951.
- MEYBECK, M. 1976. Dissolved and suspended matter carried by rivers: composition, time and space variations, and world balance, pp: 25-36, en: Golterman, H. (Ed.) Interactions between sediments and freshwater. Junk Publ. The Hague, Holanda.
- MISSINGHAM, G. 1967. Occurrence of phosphates in surface waters and some related problems. J. Am. Wat. Wks. Ass., 59: 183-211.
- MITCHELL, D. 1973. Supply of plant nutrient chemicals in lake Kariya, pp: 165-169, en: AKERMAN, W.; WHITE, G. y WORTHINGTON,

- E. (Ed.) Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Geophys. Monogr. Ser. 17.
- MORELLO, J. 1970. Ecología del Chaco. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, XI (Suplemento): 133-161.
- MORELLO, J. y ADAMOLI, R. 1967. Vegetación y ambiente del nordeste del Chaco Argentino. Boletín N° 3 de la Estación Experimental Agropecuaria de Colonia Benitez.
- MORTIMER, C. 1941-42. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J. Ecol., 29: 280-329; 30: 147-201.
- MOSS, B. 1969. Limitation of algal growth in some central african waters. Limnol.Oceanogr., 14: 591-601.
- MULLER, K. y FORSTNER, R. 1968. General relationship between suspended sediment concentration and water discharge in the Alpenrhein and some other rivers. Nature, 217: 244-245.
- ODUM, E. 1962. Relationships between structure and function in the ecosystem. Japanese Journal of Ecology, 12: 108-118.
- ODUM, E. 1969. The strategy of ecosystem development. An understanding of ecological succession provides a basis for evolving man's conflict with nature. Science, 164 (3877): 262-270.
- ODUM, E. 1970. Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the striped mullet Mugil cephalus. En: J.H. Steel (Ed.) Marine Food Chains. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- ODUM, E. 1977. Ecología. Interamericana. México DF, pp: 1-639.
- OEA. 1969. Cuenca del río de la Plata. Estudio para su planificación y desarrollo. Inventario de datos hidrobiológicos y climatológicos.
- OLSEN, S. 1964. Phosphate equilibrium between reduced sediments and water, laboratory experiments with radioactive phosphorus. Verh.Int.Verein.angew.Limnol., 15: 333-341.
- OVERBECK, J. 1979a. Dark CO<sub>2</sub> uptake. Biochemical background and its relevance to in situ bacterial production. Arch.Hydrobiol., 12: 38-47.
- OVERBECK, J. 1979b. Studies on heterotrophic functions and glucose metabolism of microplankton in Plubsee. Arch. Hydrobiol. Beih., 13: 56-76.
- PEROTTI de JORDA, N.M. 1977. Pigmentos y producción primaria en el Paraná Medio: laguna "Los Matadores" (Santa Fe, Argentina) Physis, 35 (92): 89-113.
- PROWSE, G. y TALLING, J. 1958. The seasonal growth and succession of plankton algae in the White Nile. Limnol.Oceanogr., 3: 222-238.
- RAI, H. y HILL, G. 1980. Classification of central Amazon lakes on the basis of their microbiological and physico-chemical characteristics. Hydrobiología, 72: 85-99.
- REYNOLDS, R. y BUTTERWICK, J. 1979. Algal bioassay of unfertilized and artificially fertilized lake water maintained in Lund tubes. Arch. Hydrobiol., 56: 166-183.

- ROBARTS, R. y SOUTHALL, G. 1977. Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical Man-made lakes, with special reference to lake McIlwaine, Rhodesia. Arch.Hydrobiol., 79 (1): 1-35.
- RHODE, W. 1965. Standard correlations between pelagic photosynthesis and light. Mem. Ist.Ital. Idrobiol., 18 (suppl.): 365-381.
- ROMANENKO, W. 1964. Heterotrophic assimilation of CO<sub>2</sub> by the aquatic microflora. Microbiología, 33(4): 679-683.
- SAKAMOTO, M. 1966. The chlorophyll amount in the euphotic zone of some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. Bot.Mag.Tokio, 79: 77-88.
- SCHIAFFINO, M. 1977. Fitoplancton del río Paraná.I. Sus variaciones en relación al ciclo hidrológico en cauces secundarios de la llanura aluvial. Physis, 36(92): 115-125.
- SCHMIDT, G. 1973. Primary production of phytoplankton in the three types of amazonian waters. III. Primary productivity of phytoplankton in a tropical flood-plain lake of Central Amazonia, Lago do Castanho, Amazonas, Brasil. Amazoniana, IV (2): 379-404.
- SCHMIDT, G. 1976. Primary production of phytoplankton in the three types of amazonian waters. IV. On the primary productivity of phytoplankton in a bay of the lower Rio Negro. (Amazonas, Brasil), Amazoniana, V (4): 517-528.
- SMITH, E. 1936. Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. Proc.Nat.Acad.Sci. USA, 22: 1-504.
- SOLDANO, F. 1947. Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina. Cimera, Buenos Aires, pp: 1-277.
- SOROKIN, Y. 1965. On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies. Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 18 (Suppl.): 187-205.
- SOROKIN, Y. y KADOTA, H. 1972. Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in freshwaters. IBP Handbool N° 23, Blackwell Sci.Publ., Oxford, pp: 1-112.
- STEEMANN NIELSEN, E. 1952. The use of radioactive carbon (C-14) for measuring organic production in the sea. J.Cons.Int.Explor. Mer., 18: 117-140.
- STEEMANN NIELSEN, E. y KHOLY, A. 1956. Use of <sup>14</sup>C-technique in measuring photosynthesis in phosphorus or nitrogen deficient algae. Physiologia Plantarum, 9: 144-153.
- STRICKLAND, J. y PARSONS, S. 1960. A manual of seawater analysis. Bull.Fish.Res.Bd.Canada, 125: 1-185.
- TALLING, J. 1957. The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. New Phytol., 56: 133-149.
- TALLING, J. 1965a. The photosynthetic activity of phytoplankton in East African lakes. Int.Rev.Ges.Hydrobiol.Hydrogr., 50(1): 1-32.

- TALLING, J. 1965b. Comparative problems of phytoplankton production and photosynthetic productivity in a tropical and a temperate lake. Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 18 (Suppl.): 399-424.
- TALLING, J. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in lake Victoria. Int.Rev.Res.Hydrobiol., 51(4): 545-621.
- TALLING, J. 1970. Generalized and specialized features of phytoplankton as a form of photosynthetic cover, pp: 431-445, en: Prediction and Measurement of Photosynthetic Productivity.Proc. IBP/PP Tech. Meet. 1969. Trebon, PUDOC, Wageningen.
- TALLING, J. 1971. The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplankton. Mitt. Internat. Verein.Limnol., 19: 216-243.
- TALLING, J. 1973. The application of some electrochemical methods to the measurements of photosynthesis and respiration in freshwaters. Freshwater Biol., 3: 335-362.
- TALLING, J. y RZOSKA, J. 1967. The development of plankton in relation to hydrological regime in the Blue Nile. J.Ecol., 55: 637-662.
- TERUGGI, M. 1970. Bosquejo geológico del Paraguay y la Provincia de Corrientes. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, XI (Suplemento): 1-17.
- THOMAS, E. 1973. Phosphorus and eutrophication, pp: 585-611, en: Griffith, E.; Beeton, A.; Spencer, J. y Mitcell, D. (Ed.) Environmental Phosphorus Handbook. Wiley, New York.
- TOSSINI, L. 1941. El río Paraguay. Anales de la Sociedad Científica Argentina. Tomo CXXXII.
- TOSSINI, L. 1959. El sistema hidrográfico de la cuenca del Río de la Plata. Anales de la Sociedad Científica Argentina, 167 (3-4): 41-64.
- TROLL, C. 1965. Jahreszeitenklimate der erde; World Maps on Climatology. Sprinver Verlag, New York, 2nd ed.
- VINER, A. 1973. Responses of a mixed phytoplankton population to nutrient enrichments of ammonia and phosphate, and some associated ecological implications. Proc. R.Soc.Lond.B., 183: 351-370.
- VOLLENWEIDER, R. 1961. Photometric studies in inland waters. I. Relations existing in the spectral extinction of light in water. Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 13: 87-113.
- VOLLENWEIDER, R. 1965. Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. Proc.IBP simp. on prim. prod. in aquatic environments. Pallanza, Italy. April, 1965.
- VOLLENWEIDER, R. 1970a. Models for calculating integral photosynthesis and some implications regarding structural properties of the community metabolism of aquatic systems, pp: 455-472, en: Prediction and measurement of photosynthetic productivity. Proc. IBP/PP. Tech.Meeting. 1969. PUDOC Wageningen.

- VOLLENWEIDER, R. 1970b. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organisation for economic cooperation and development (OECD) Paris, pp: 1-189.
- VOLLENWEIDER, R. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook N° 12. Blackwell, Oxford, pp: 1-225.
- VOLLENWEIDER, R. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist.Ital. Idrobiol., 33: 53-83.
- VOLLENWEIDER, R. y NAUWERCK, A. 1961. Some observations on the  $^{14}\text{C}$  method for measuring primary production. Verh.Int.Verein. Limnol., XIV: 134-139.
- WAGNER, G. 1976. Simulations modeele der Seeneutrophierung, dargestellt am Beispiel des Bodensee-Obersees. Arch. Hydrobiol., 78 (I): 1-41.
- WETZEL, R. 1965. Nutritional aspects of algal productivity in marl lakes with particular reference to enrichment bioassays and their interpretation. Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 18 (Suppl.): 137-157.
- WETZEL, R. 1981. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona, pp: 1-679.
- WETZEL, R.; RICH, M.; MILLER, M. y ALLEN, H. 1972. Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 29 (Suppl.): 185-244.
- WHITTON, B. 1975. River Ecology. University of California Press. Berkeley, pp: 1-725.