

# Carbono, nitrógeno y fósforo en la parte baja del río Ebro y en los canales de riego del Delta

ISABEL MUÑOZ

Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona. España

Recibido: Junio 1996

Aceptado: Septiembre 1996

## SUMMARY

**C, N and P in the lower part of the river Ebro and in the irrigation channels of the Ebro Delta.** Nutrient dynamics (dissolved and particulate C, N and P) in the river water (last 60 km) and in the channels that irrigate the Ebro delta were studied during 1986 and 1987. In the river, when discharge is lower than  $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a salt water underflow appears. This produces high organic accumulation in the bottom layers and, as a result, there are very low dissolved oxygen content and high phosphorous and ammonia contents in the bottom water.

The consumption of nutrient and oxygen is high in the irrigation channels. The oxidized forms of nutrients decrease in concentration and the reduced forms increase at the mouth of the channels.

**KEYWORDS:** nutrients, particulate matter, salt wedge, Ebro river, irrigation channels, river regulation.

## RESUMEN

Se ha estudiado durante los años 1986 y 1987 la dinámica de nutrientes (C, N y P disueltos y particulados) en los últimos 60 km del río Ebro y en los canales que irrigan su delta. En el río, cuando el caudal es menor de  $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , el agua del mar penetra por el fondo del río en forma de cuña salina. Esta estructura estratificada favorece una importante acumulación de materia orgánica en las capas del fondo, que produce una disminución de la concentración de oxígeno y un aumento en las concentraciones de fósforo y amonio.

El consumo de nutrientes y de oxígeno es alto en los canales de riego. Las formas oxidadas de los nutrientes disminuyen a lo largo del recorrido de los canales siendo más importantes las formas reducidas hacia el final del canal.

**PALABRAS CLAVE:** nutrientes, material particulado, cuña salina, río Ebro, canales de riego, regulación.

## INTRODUCCIÓN

En contraste con los numerosos trabajos sobre el funcionamiento de los estuarios que existen en otros muchos países desde hace años, sólo recientemente ha empezado a estudiarse el curso inferior de los principales ríos españoles (Toja *et al.*, 1986; Muñoz, 1990).

La importancia económica del curso inferior del río Ebro y el interés de su zona deltaica fueron determinantes para llevar a cabo un

proyecto multidisciplinar en 1986 y 1987 para el estudio de los flujos de C, N y P en el sistema deltaico, del cual forman parte los resultados presentados en este trabajo y otros ya publicados anteriormente (Prat *et al.*, 1987, 1988; Muñoz & Prat, 1989, 1990; Sabater & Muñoz, 1990).

El sistema deltaico está constituido por diferentes subsistemas, entre ellos el río y los canales de riego que suministran agua a los campos de cultivo. El río y los canales tienen

un funcionamiento dinámico y transportan agua del mismo origen hacia el mar, el río o las bahías. El río sigue su curso natural desde las zonas de erosión a las de deposición aguas abajo, y los canales tienen un flujo continuo que atraviesa campos de arroz y lagunas costeras con una producción propia. A lo largo de este recorrido el agua sufre diferentes transformaciones.

El objetivo principal de este trabajo es determinar la evolución espaciotemporal de la concentración de nutrientes (C, N y P), tanto en sus formas disueltas como particuladas, del agua que circula a través del río y de la red de canales de riego.

está fuertemente regulado tanto en su canal principal como en los afluentes, con unos 25 embalses en toda la cuenca, principalmente para uso hidroeléctrico y de irrigación. La zona de estudio se localiza en los últimos 60 km del río. En su desembocadura el río forma un importante delta con una gran actividad agrícola, cuya irrigación se alimenta del agua del río ( $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para cada uno de los dos canales principales de riego), que se distribuye a través de una red de canales que atraviesan todo el delta y que funcionaban, hasta 1990, de abril a noviembre, de acuerdo con el ciclo de cultivo del arroz.

## ÁREA DE ESTUDIO

El río Ebro, con una longitud de 908 km, es el más importante del NE de la península ibérica y drena un área de 88.835 km<sup>2</sup>. El río

## RÉGIMEN HIDROLÓGICO DURANTE EL ESTUDIO

Los datos hidrológicos utilizados corresponden a las medias diarias recogidas por la Confederación Hidrográfica del Ebro en el

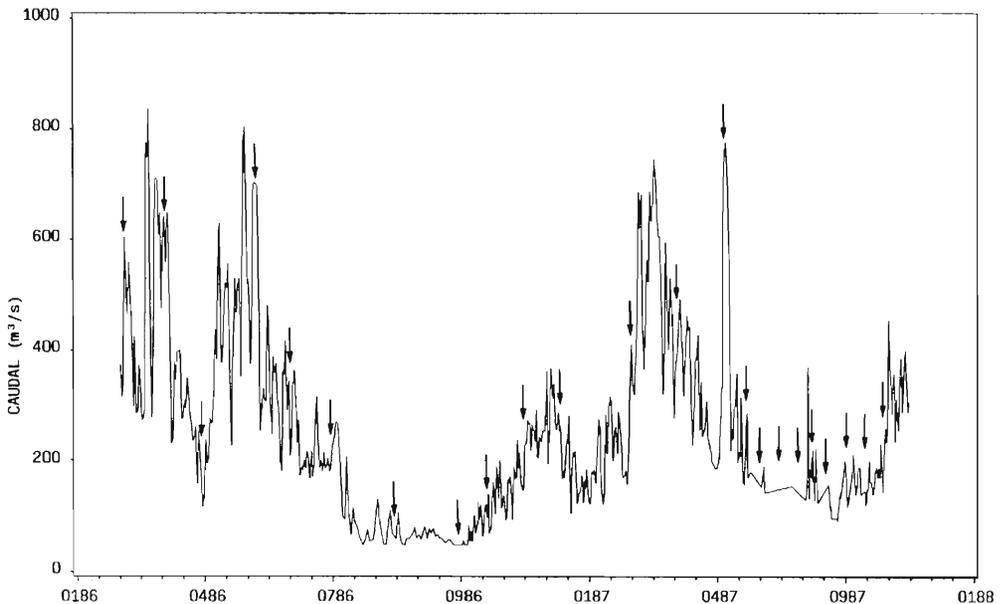


FIGURA 1. Descarga diaria en la estación de Tortosa. Las flechas señalan el momento del muestreo.  
*Daily discharge at Tortosa station. The arrows show the sampling dates.*

aforamiento localizado en Tortosa. En el hidrograma (Fig. 1) del período de estudio se advierte que la parte baja del Ebro se caracteriza hidrológicamente por caudales mínimos en verano e invierno y máximos en primavera. Este es un hidrograma típico de régimen nivo-pluvial determinado principalmente por el sistema de los ríos Cinca y Segre, que aportan un caudal muy importante en los últimos 150 km del río.

Existen ciertas diferencias entre los dos años estudiados: en 1986 los caudales son altos desde finales del invierno hasta junio, excepto los mínimos que se observan a finales de marzo. Durante este año el estiaje se extiende a lo largo de julio, agosto y septiembre. Los máximos de la primavera de 1987 tienen una duración más corta que el año anterior, y desde el mes de mayo hasta principios de octubre los caudales más bajos son más moderados (aproximadamente unos  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  de media) que los de 1986 (con valores de  $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). La descarga fluvial total estimada es de  $7.555 \text{ hm}^3$  durante 1986 y de  $8.000 \text{ hm}^3$  en 1987.

La climatología de la zona determina muy poco el régimen hidrológico de la parte baja del río, que responde al régimen de sus afluentes pirenaicos. Otras variaciones intermensuales no son naturales y están sujetas a las necesidades de agua para fines hidroeléctricos o de regadío reguladas por los embalses, principalmente Mequinenza ( $1530 \text{ hm}^3$ ) y Ribarroja ( $291 \text{ hm}^3$ ).

La relación entre la regulación de los embalses y los cambios en la descarga anual queda demostrada cuando se representa la media anual de los flujos antes y después de la construcción de los embalses con los datos obtenidos en los últimos 75 años (Catalán, 1966; MOP, 1972-1985). La descarga invernal queda reducida (Fig. 2), especialmente en los años más secos (1980-1986) y los máximos se han desplazado a finales de la primavera. Los caudales mínimos se mantienen durante el verano.

El patrón de descarga diaria queda también afectado por el efecto de la regulación (Fig. 3). El nivel del agua puede variar mucho en pocas horas y el caudal aumentar varios órdenes de magnitud. Los máximos se observan en las primeras horas de la noche y en la madrugada, los mínimos se distribuyen a lo largo de las horas con luz natural.

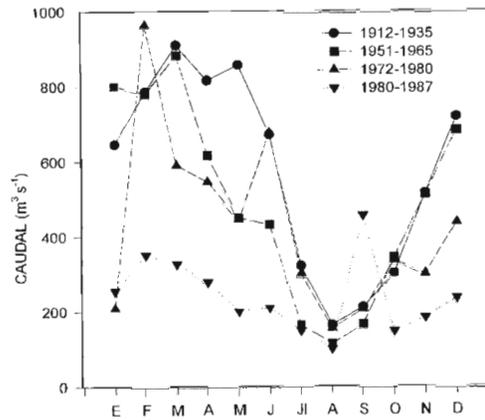


FIGURA 2. Caudal medio mensual en Tortosa para diferentes períodos. El período 1912-1935 es anterior a la construcción de los embalses.

*Mean monthly discharge at Tortosa station for different periods. The period 1912-1935 is before dam construction.*

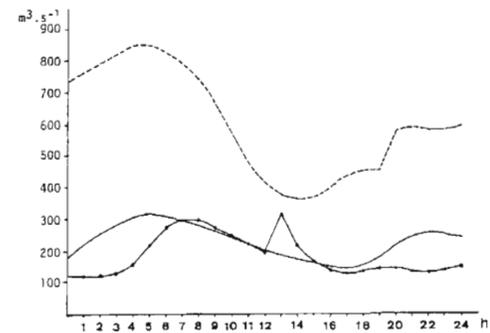


FIGURA 3. Fluctuaciones diarias del caudal: línea discontinua, 4/2/86; línea con puntos, 9/9/86; línea continua, 28/7/87.

*Daily fluctuations of discharge: dashed line, 4/2/86; dotted line, 9/9/86; solid line, 28/7/87.*

### Características físicas

#### Río

Según Verdaguer *et al.* (1985), en el curso inferior del río Ebro se pueden definir, de acuerdo con la morfología y el tipo de sedimento, cuatro ambientes diferentes (Fig. 4):

- Dominio fluvial, que se desarrolla hasta 11 km aguas abajo de Tortosa, con sedimentos de tipo grava y lutitas. La profundidad media es de 3 m y predominan los procesos de erosión y transporte. A partir de esta zona el río tiene ya una importante influencia de la zona deltaica.

- Dominio fluvio-deltaico, que va desde Amposta a La Cava. El límite superior coincide con el de la planicie deltaica. Tiene sedimentos dominados por las fracciones lutitas y arena y abundan los depósitos procedentes de la fauna marina y restos vegetales.

- Dominio fluvio-marino, se extiende desde La Cava hasta la isla de Buda, en total unos 12 km. Los depósitos tienen una constitución similar a la zona anterior y su límite superior coincide con la presencia de la cuña salina de forma permanente durante el estiaje.

- Dominio de la desembocadura, desde la isla de Buda hasta el mar. Los depósitos están

constituidos por arena y barro de diferente origen. La profundidad vuelve a ser de pocos metros por efecto de los bancos de arena que se forman cuando entran en contacto las aguas del río y el mar.

Hay que destacar la presencia de pozos (*peixeres*) a lo largo de todo el perfil, que pueden ser de gran profundidad (15 m o más) y en muchos casos son surgencias de agua dulce.

La velocidad de la corriente es también diferente a lo largo del eje longitudinal. Mediciones efectuadas en Xerta y Tortosa dan una velocidad media de  $0,97 \pm 0,28 \text{ m s}^{-1}$  con variaciones según el caudal del río. Mientras en la parte más baja, en Amposta, la velocidad es de  $0,21 \pm 0,07 \text{ m s}^{-1}$ , y de  $0,25 \pm 0,07 \text{ m s}^{-1}$  en la desembocadura.

De forma más general, la parte baja del río Ebro puede separarse en dos partes en función de estos parámetros. La primera es el compartimiento reófilo, de unos 20 km de extensión desde Xerta hasta unos 11 km por debajo de Tortosa, donde el río tiene unos 100 m de ancho y 3 m de profundidad media. El lecho del río está formado por guijarros, piedras y en muchos casos arena. La velocidad de la corriente es próxima a  $1 \text{ m s}^{-1}$ , lo que origina un transporte rápido de materiales río abajo.

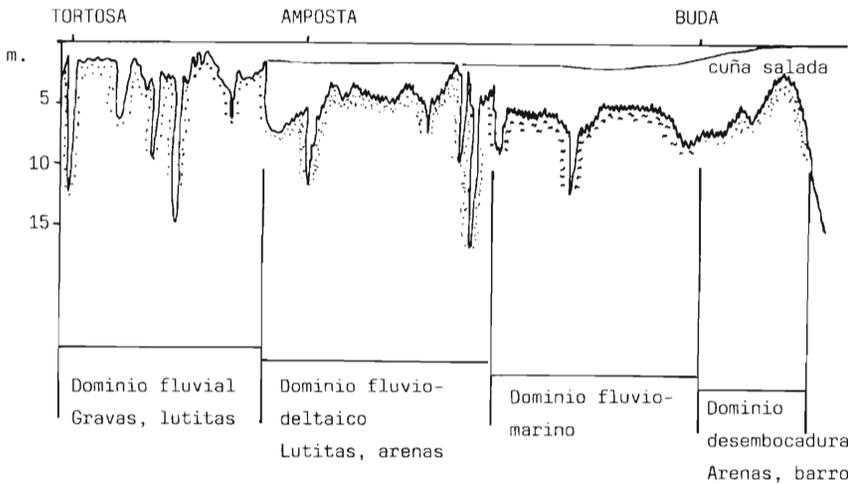


FIGURA 4. Esquema morfo-sedimentológico del curso inferior del Ebro (modificado de Verdaguer *et al.*, 1985). *Morphological and sedimentological structure of the lower Ebro river (modified after Verdaguer et al., 1985).*

La segunda parte es el compartimiento estuarino, de unos 30 km de extensión, donde empieza el dominio deltaico y la influencia marina. El río tiene unos 150-200 m de ancho y profundidades superiores a 4 m salvo en la zona cercana a los bancos de arena, y un fondo de arena y barro. La corriente es más lenta y el transporte vertical importante.

### Canales

Los dos canales principales (canal de la derecha y de la izquierda del Ebro) tienen su origen en el río, unos 60 km por encima de la desembocadura, cerca de Xerta; discurren paralelos al río hasta llegar cerca del mar, dejando los restos de agua de nuevo en el río. De estos canales salen otros canales secundarios que siguen dividiéndose hasta llegar a cada uno de los campos que han de regar. Desde los campos de arroz salen nuevos canales que recogen el agua y la llevan hasta las bahías o al mar directamente, son los canales de desagüe. Éste es el modelo general, pero cada canal tiene un funcionamiento particular según las necesidades de agua que requieran los campos que alimenta. Hay canales que después de pasar por los campos de arroz llevan el agua directamente a las bahías, mientras que otros desembocan previamente en una laguna y de ésta sale otro canal hasta la bahía.

### Estaciones de muestreo

En el río se escogieron cinco estaciones (Fig. 5): XER (cerca de Xerta, donde toman agua del río los canales de riego) y TOR (en Tortosa), en el compartimiento reófilo y AMP (en Amposta), DES (en la desembocadura) y GRA (a la altura de la isla de Gracia), en el compartimiento estuarino; estas tres últimas estaciones se muestrearon en superficie y fondo debido a la profundidad del río. La estación de la isla de Gracia se muestreó solamente durante el estiaje de 1987.

En los canales, las estaciones de muestreo

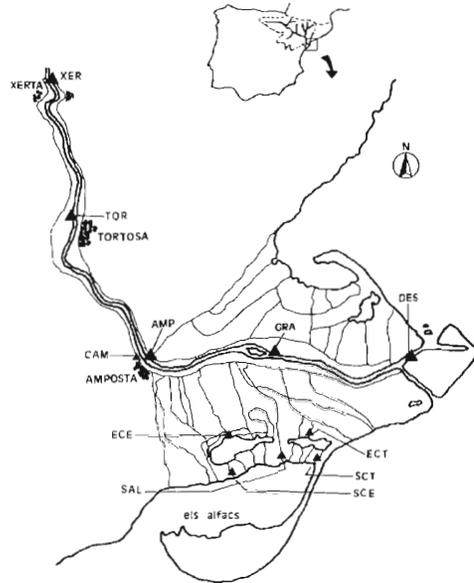


FIGURA 5. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo. *Study site and sampling station location.*

se distribuyeron a lo largo de toda la red que atraviesa la parte derecha del delta (Fig. 5). Cada canal muestreado tiene unas características particulares lo que ayudará a determinar las diferencias en el proceso de transformación de las características del agua: CAM (Canal de Amposta), antes de la diversificación en canales secundarios; SAL (acequia del Ala), canal de desagüe que no atraviesa ninguna laguna; ECE, ECT, canales de entrada a las lagunas de l'Encanyissada y de la Tancada, respectivamente; SCE, SCT, canales de desagüe de las mismas lagunas.

### MÉTODOS

Se midió *in situ* la temperatura, pH y conductividad. Mediante una botella oceanográfica de tipo Niskin, en cada estación se recogía agua de superficie y también del fondo en las estaciones estuarinas; en la estación de la isla de Gracia se recogía, además, agua

en la interfase entre el agua dulce y la salada. De estas muestras se obtenían alícuotas para medir en el laboratorio: concentración de oxígeno, alcalinidad, nitratos, nitritos, amonio, ortofosfato, material en suspensión, materia orgánica y C, N y P particulados.

En cada estación se filtraba agua a través de un filtro de fibra de vidrio (0,4 mm) para cuantificar el material en suspensión, P, C y N particulados totales y en las diferentes fracciones, después de mantener contra corriente y en superficie dos redes, una de 50 mm de poro, para recoger el material fino (de 50 mm a 1 mm) y otra de 1 mm de poro para el material grueso, superior a 1 mm. El material ultrafino (0,4 mm-50 mm) se calculaba por diferencia entre el total y las dos fracciones. Se calculaba el volumen de agua que atravesaba la red a partir de un medidor de flujo.

La metodología para cada análisis químico sigue los *Standard Methods* y se explica en Muñoz (1990).

**RESULTADOS**

**Conductividad**

La cuenca del Ebro se caracteriza por una elevada concentración de rocas evaporíticas que se distribuyen principalmente en la parte central de la cuenca. Este tipo de rocas, junto con otras sedimentarias (calizas, margas, lutitas, etc.), presentan una muy fuerte vulnerabilidad a la disolución (Meybeck, 1979). Esto hace que las aguas de la parte baja del río Ebro se caractericen por una conductividad relativamente alta (alrededor de 1 mS cm<sup>-1</sup>; fig. 6).

En las estaciones XER y TOR (parte reófila del río) los valores de conductividad varían poco a lo largo del año y oscilan entre 0,7 y 1,2 mS cm<sup>-1</sup>. En el compartimiento estuarino las variaciones son más marcadas, con valores más altos en verano y con claras diferencias entre superficie y fondo. En el fondo de

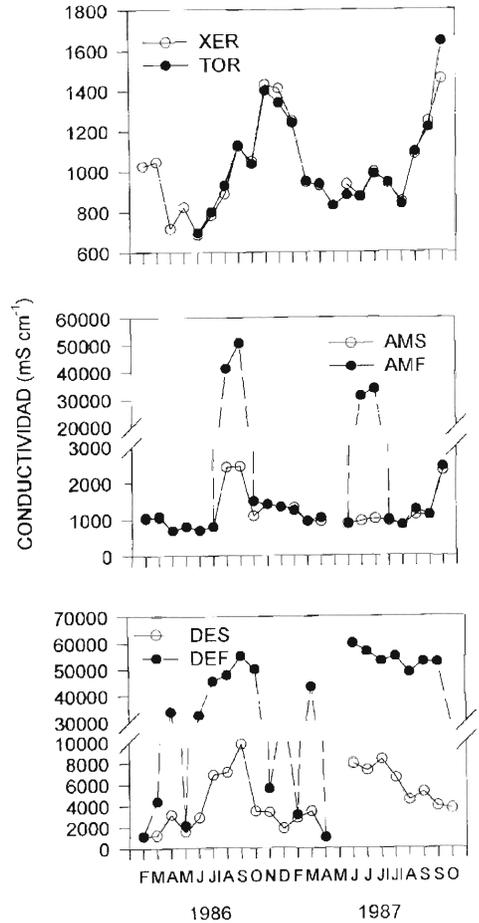


FIGURA 6. Evolución anual de los valores de conductividad en el agua del río. *Water conductivity values at the river stations.*

AMP destacan dos picos, uno en agosto y septiembre de 1986, de 41,4 y 50,7 mS cm<sup>-1</sup>, respectivamente, y el segundo entre finales de junio y principios de julio de 1987 (31 y 34 mS cm<sup>-1</sup>). Ambos corresponden a momentos de estiaje acusado.

En el fondo de DES los valores son altos (40-55 mS cm<sup>-1</sup>) a lo largo de prácticamente todo el año y sólo presenta valores propios del agua del río (1 mS cm<sup>-1</sup>) en invierno y con máximos de caudal (mayo 1986; abril 1987).

### Cuña salina

A pesar de que el Mediterráneo no tiene mareas, en función de ciertas condiciones climáticas o del tipo de régimen hidrológico del río, la parte final del Ebro (unos 30 km) puede pasar a comportarse como un estuario, con una entrada de agua de mar que va progresando por el canal del río por debajo del agua dulce. Las condiciones para que se desarrolle esta cuña salina son esencialmente dos: la existencia de caudales bajos en el río y/o la persistencia de vientos fuertes de componente E o SE.

En el primer caso, como la superficie del mar y el agua del río se encuentran prácticamente en el mismo nivel en los últimos 25 km, un descenso en el caudal del río permite que el agua de mar no encuentre obstáculo para introducirse por el canal del río, de forma que se establece una corriente subfluvial desde el mar hacia el río. A medida que el caudal se reduce lo hace la resistencia de las aguas fluviales frente a las marinas, y más aún en los períodos de estiaje. Si las condiciones son favorables, la corriente de agua salada va avanzando y puede llegar hasta unos 4-5 km por encima de la ciudad de Amposta, a unos 30 km desde la desembocadura, donde el propio

perfil del río crea un obstáculo natural (Verdaguer *et al.*, 1985).

El delta del Ebro está orientado hacia el este; cuando se dan de forma persistente fuertes vientos de componente E o SE, el agua de mar es físicamente arrastrada hacia el canal del río al mismo tiempo que el agua dulce es retenida. En estos casos la cuña no se extiende más allá de unos pocos kilómetros desde la desembocadura.

Cuando la cuña salina está bien establecida se pueden diferenciar tres capas de conductividad diferente (Fig. 7): una superficial con conductividades propias del agua del río; otra profunda, con conductividades muy altas propias del agua de mar; y una intermedia, de transición entre las dos anteriores, con gradientes importantes de conductividad. El grosor de cada capa es variable en cada punto del río.

También es variable la localización de la cuña a lo largo del río. Con caudales extremadamente bajos (menores de  $100\text{-}150\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ ) y persistentes, la cuña salina puede llegar unos 4-5 km aguas arriba de la ciudad de Amposta (Fig. 7); éste es el punto más interno del río en el que se ha encontrado (Muñoz & Prat, 1989; Sorribes & Grau, 1985; Verdaguer *et al.*, 1985; Ibáñez & Prat, en pre-

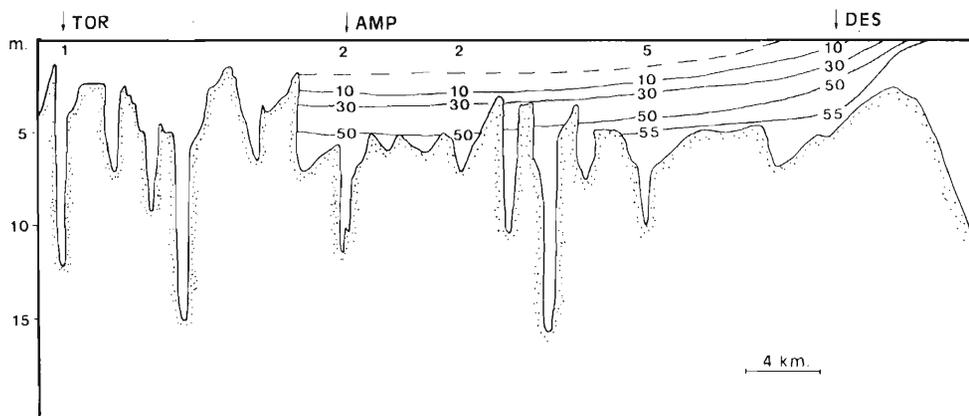


FIGURA 7. Perfiles de conductividad ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) en el río durante el verano de 1986. River conductivity profiles ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) during summer 1986.

sa). Con caudales entre 150 y 300 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, la cuña se localiza en la entrada de la isla de Gracia, donde existe otra barrera natural en el lecho del río. La cuña se mantiene en esta situación si el caudal no disminuye progresivamente. En la figura 8 se ilustra la conductividad en las tres capas diferenciadas cuando la cuña se sitúa en la isla de Gracia desde finales de julio a octubre de 1987.

La presencia de la cuña en el Ebro está demostrada desde hace años (Aragón, 1943) y es una característica de muchos ríos mediterráneos en los meses de estiaje (Saad & Abbas, 1985; Boldrin & Rabatti, 1986; Pauc, 1987). En la actualidad este efecto está agravado por los caudales mínimos determinados por las operaciones de los embalses, con lo que la presencia de la cuña salina se puede extender a períodos no propios del estiaje. La dinámica de funcionamiento de esta cuña ha sido bien estudiada por Ibáñez (1993).

### Canales de riego

La conductividad del agua de los canales aumenta desde su entrada en el delta (0.98±0.09 mS cm<sup>-1</sup>) hasta que sale a las bahías. La conductividad del agua se incrementa a medida que atraviesa los campos de arroz fuertemente abonados (Forès, 1989). El agua que entra en las lagunas también supera siempre 1 mS cm<sup>-1</sup>, y aumenta aún más después de atravesarlas (SCE  $\bar{x}$ =13±3,13; SCT  $\bar{x}$ =19±3,4 mS cm<sup>-1</sup>). Algunos de estos valores están claramente relacionados con la estrecha comunicación entre los canales de desagüe de las lagunas y las bahías.

### pH

Los valores de pH oscilan entre 7,0 y 8,6. No se observa un patrón claro de variación río abajo ni a lo largo del tiempo. Existen ciertas diferencias entre la superficie y el fondo en las estaciones de AMP y DES (Fig. 9), especialmente en algunos meses de verano ligados a períodos de máxima producción fitoplanctónica.

El agua del Canal de Amposta tiene un pH similar a las aguas del río (8,2±0,13), que disminuye cuando sale hacia la bahía después de atravesar los campos de arroz (SAL, 7,6±0,18).

En los canales que atraviesan las lagunas el resultado es diferente: en l'Encanyissada el pH de entrada es 7,52±0,08 y el de salida 8,02±0,11. Lo mismo sucede en la Tancada: 7,82±0,27 y 8,22±0,13, respectivamente.

### Alcalinidad y carbono inorgánico

Los valores de alcalinidad medidos en la parte baja del río Ebro tienen un rango de variación muy pequeño, desde 2,4 meq l<sup>-1</sup> en el agua de fondo de la desembocadura hasta 3,5 meq l<sup>-1</sup> medida en todas las estaciones, especialmente a lo largo de todo el invierno.

No se observa una variación importante de la alcalinidad aguas abajo (Fig. 9); tan sólo destaca una diferencia importante entre las aguas de superficie y fondo en DES. Estas diferencias se hacen más claras en los períodos de caudal más bajo. En el fondo los valores oscilan entre 2,4 y 2,9 meq l<sup>-1</sup>, mientras que en la superficie los mínimos no bajan de 2,8 meq l<sup>-1</sup> y los máximos son de 3,1 meq l<sup>-1</sup>.

Tampoco se observan fluctuaciones importantes a lo largo del año (Fig. 9). La estación más fluctuante es la desembocadura, especialmente las aguas del fondo, mayoritariamente de origen marino y de alcalinidad más baja que las aguas dulces del río. Durante el estiaje, parece que la alcalinidad tiende a disminuir en todas las estaciones, pero estas diferencias son muy pequeñas si exceptuamos la desembocadura.

La concentración media de carbono inorgánico, calculada a partir de la alcalinidad, oscila entre 3 y 3,2 mmol l<sup>-1</sup>, sin variaciones importantes a lo largo del año ni entre estaciones; sólo las aguas de fondo de la desembocadura presentan valores medios inferiores a 2,9 mmol l<sup>-1</sup>. Las formas en que se presenta el carbono inorgánico son: 96-97% de bicarbonato, 2-3% de ácido carbónico y 0,5-1% de carbonato.

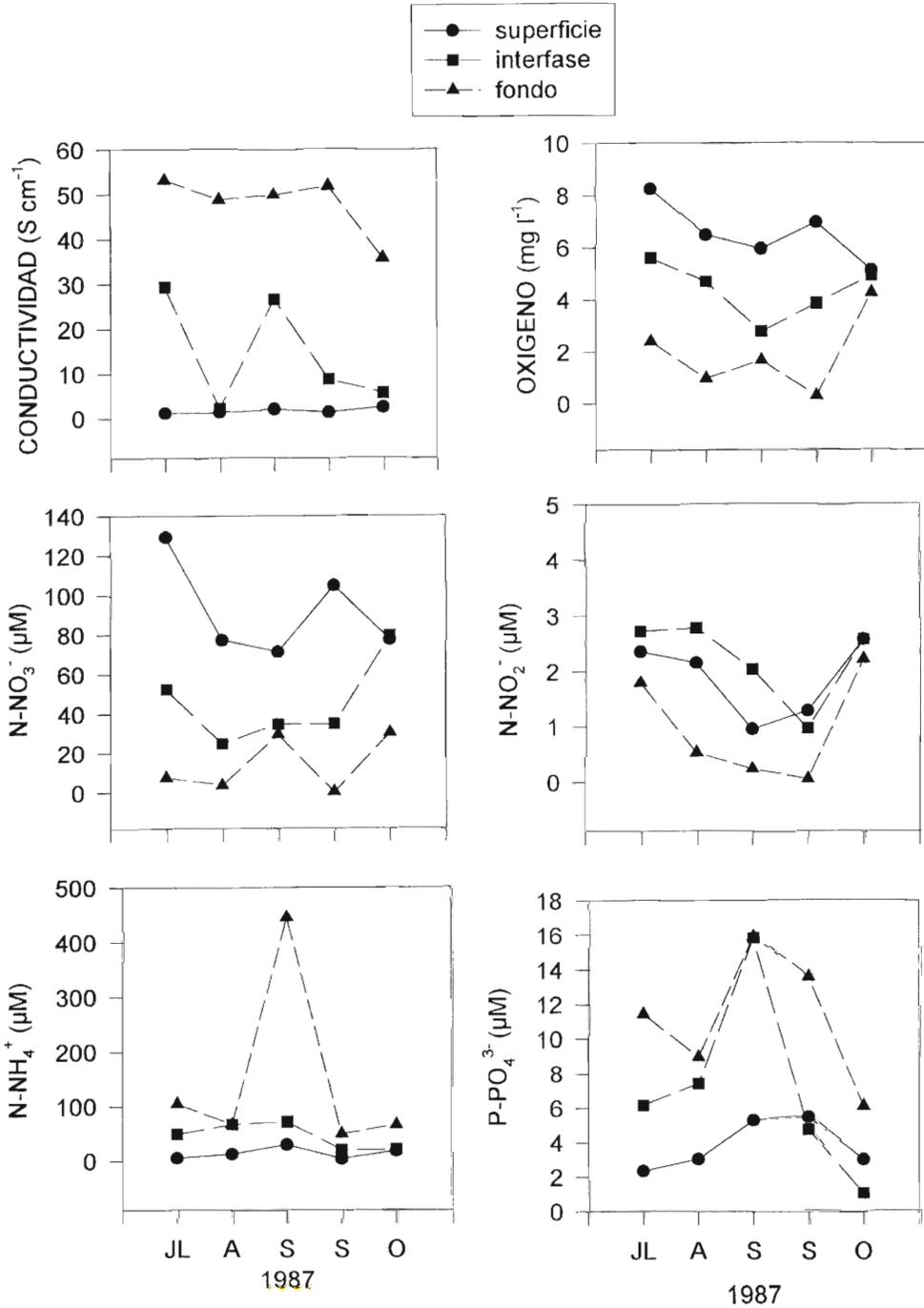


FIGURA 8. Valores de conductividad y concentraciones de oxígeno y nutrientes en la estación de la isla de Gracia en superficie, fondo e interfase, en el verano de 1987. *Conductivity values and oxygen and nutrient concentrations at Gracia island station in surface, bottom water and interface, during summer 1987.*

En los canales se observa que la alcalinidad en ALA es ligeramente superior a la alcalinidad de las aguas que llegan al sistema deltaico (CAM). La media en CAM es de  $3,68 \pm 0,42$  y

en SAL de  $4,06 \pm 0,38$  meq l<sup>-1</sup>. La alcalinidad en la salida de las lagunas disminuye (Encanyissada,  $3,72 \pm 0,20$ ; Tancada  $3,19 \pm 0,17$  meq l<sup>-1</sup>) respecto del agua de entrada.

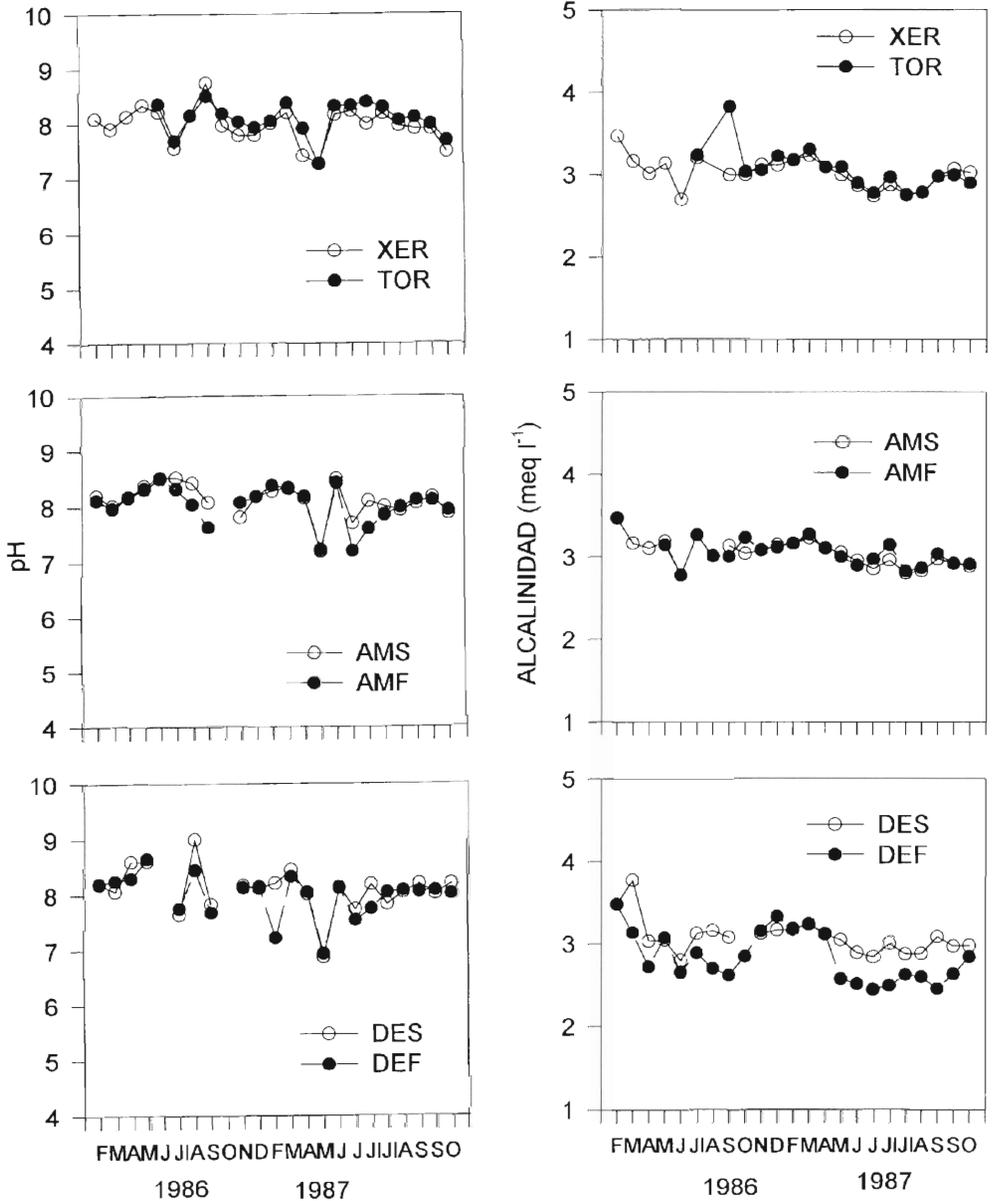


FIGURA 9. Variación mensual de los valores de pH y alcalinidad (meq l<sup>-1</sup>) en el río. *Monthly values of pH and alkalinity (meq l<sup>-1</sup>) at river stations.*

**Oxígeno**

La media de la concentración de oxígeno a lo largo de todo el río es de  $8,23 \pm 0,21 \text{ mg l}^{-1}$ . En general, se observan valores más altos ( $13 \text{ mg l}^{-1}$ ) en invierno, ligados a temperaturas más bajas del agua. En las épocas de máximo caudal (mayo de 1986 y abril de 1987) también se observan ligeros incrementos en la concentración de oxígeno en todas las estaciones (Fig. 10).

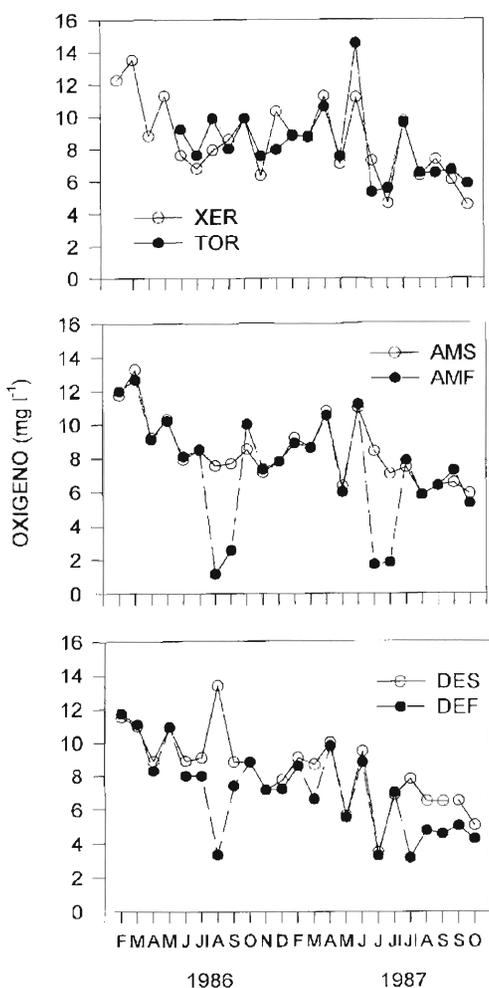


FIGURA 10. Variación mensual de la concentración de oxígeno ( $\text{mg l}^{-1}$ ) en el río. *Oxygen concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) in the river water.*

La situación cambia en verano, con temperaturas altas y proliferación de algas en el fitoplancton, así como con una mayor tasa de mineralización de la materia orgánica por parte de los heterótrofos. Las concentraciones de oxígeno están próximas a  $6 \text{ mg l}^{-1}$  (73%) en verano de 1987 y  $8 \text{ mg l}^{-1}$  (94% de saturación) en 1986.

A lo largo del eje vertical en las estaciones estuarinas (Fig. 10) se observan, en AMP, concentraciones mínimas en el fondo los dos veranos:  $1,14$  (15%) y  $2,54 \text{ mg l}^{-1}$  (30% de saturación) durante agosto y septiembre de 1986, respectivamente. Durante el verano de 1987 los valores fueron inferiores ( $0,42 \text{ mg l}^{-1}$  o 5% de saturación).

En cuanto a la concentración de oxígeno en la estación adicional de la isla de Gracia y en presencia de cuña salina (Fig. 8), los valores mínimos del fondo son estables a lo largo de todo el verano y sólo al final del período la concentración aumenta y se aproxima al los valores de superficie. Se observa un claro gradiente en la concentración de oxígeno a través del perfil vertical, desde un 87% de saturación en superficie a un 56% en la interfase y un 18% en el fondo; en esta zona, cuando el verano está muy avanzado, los valores pueden llegar a ser nulos.

En la desembocadura los valores de verano son siempre inferiores en el fondo que en superficie, y las concentraciones se apartan entre sí a medida que avanza el verano. Estas diferencias entre superficie y fondo son siempre más marcadas en Amposta o Gracia, según se sitúe la cuña salina, que en aquella estación.

El proceso de déficit de oxígeno cuando hay mezcla entre agua salada y dulce se ha detallado en otros estuarios (Saad & Abbas, 1984; Morris *et al.*, 1978, 1982; Rince *et al.*, 1985; Saliot *et al.*, 1985; Boldrin & Rabitti, 1986) y se atribuye a fenómenos de acumulación de partículas en suspensión, muchas de ellas de origen orgánico que son oxidadas por vía química o bacteriana, y al efecto de barrera de la

quimioclina. Este efecto es diferente según la influencia directa del agua de mar (Peelen, 1974). El proceso se complica con el incremento de la sedimentación por parte de la importante producción primaria de superficie; la acumulación en el fondo puede ser una de las mayores causas de la anoxia (Kennish, 1986).

En los canales, el agua del canal principal (CAM) tiene una concentración de oxígeno que corresponde aproximadamente al 120% de saturación, concentración superior a la del propio río. La velocidad del agua y la turbulencia son muy importantes en el canal, lo que facilita la difusión del gas; además, se añade la importante producción de algas y macrófitos de las paredes. A medida que el agua atraviesa los campos de arroz, la concentración de oxígeno disminuye y en la bahía de Els Alfacs desemboca agua con un 85% de saturación desde el canal de la acequia del Ala.

El agua que llega a las lagunas tiene una concentración de oxígeno que oscila entre los 6,9 y 4,5 mg l<sup>-1</sup> en el canal de l'Encanyissada y entre 10,8 y 4,1 mg l<sup>-1</sup> en el de la Tancada. La concentración aumenta cuando el agua sale de las lagunas: del 70% de saturación en la entrada de l'Encanyissada al 90% en la salida, y del 85% en la entrada de la Tancada al 95% en la salida.

## Nutrientes disueltos

### Nitrato

Los nitratos oscilan entre los 30 y 200 mM (Fig. 11) en las estaciones de superficie (94% del nitrógeno inorgánico total), con valores mínimos a lo largo de todo el verano. La actividad del fitoplancton regula, entre otras, la concentración de nitratos; un incremento en la actividad fotosintética se traduce en un consumo importante de nitrato (Wetzel, 1983; Fisher *et al.*, 1988; Saad & Abbas, 1985; Lindeboom *et al.*, 1983; Peterson *et al.*, 1985). El decremento se observa en todas las estaciones de superficie, especialmente en verano, y las

concentraciones son más bajas en la desembocadura que en las otras tres estaciones.

La estratificación del agua del río genera variaciones verticales de la concentración de nitrato. En AMP la concentración en el fondo es similar a la de superficie excepto en los meses con presencia de cuña salina (agosto y septiembre de 1986 y desde finales de junio a principios de julio de 1987), con concentración mínima. Ésta también es muy baja en el fondo de la estación de Gracia con cuña salina (Fig. 8). Se puede observar un gradiente desde los máximos de superficie (92,1±10,9 μM) a los mínimos de fondo (14,43±6,45 μM), pasando por valores intermedios en la interfase (45,34±9,64 μM).

En la desembocadura, la concentración en el fondo tiene muchas oscilaciones ligadas a la influencia del agua de mar. Cuando la conductividad es alta la concentración de nitratos es baja, del orden de 10 μM. Con caudales altos la influencia del mar no existe y las concentraciones son similares a las de superficie.

Los nitratos pueden ser consumidos por los organismos fotosintéticos, pero también se puede perder nitrato por desnitrificación cuando las condiciones son intensamente anaeróbicas o el sedimento es anóxico y existe una concentración de materia orgánica oxidable importante. En Amposta o en la isla de Gracia, cuando llega la cuña salina, se establece una capa de agua salada en el fondo con un tiempo de renovación muy alto. La misma topografía del río hace difícil esta renovación, y sólo un caudal importante (200 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> o superior) puede romper la estratificación. La materia orgánica que se produce en superficie va sedimentando hacia el fondo favorecida por la poca corriente del agua dulce superficial. La oxidación de esta materia orgánica requiere una fuente de oxígeno importante, pero cuando éste se agota a medida que progresa la situación de cuña salina, los microorganismos pueden utilizar el nitrato como fuente de oxígeno. Esta desnitrificación

está presente en las zonas de contacto entre agua dulce y salada, especialmente en ambientes estuarinos (Kennish, 1986) y sobre todo en verano cuando el caudal del río es bajo y la producción primaria importante.

La desnitrificación determina el comportamiento no conservativo del nitrato en los meses de mayo a julio en el estuario del río Choptank (Ward & Twilley, 1986) y en el estuario del Loira también en verano y con dé-

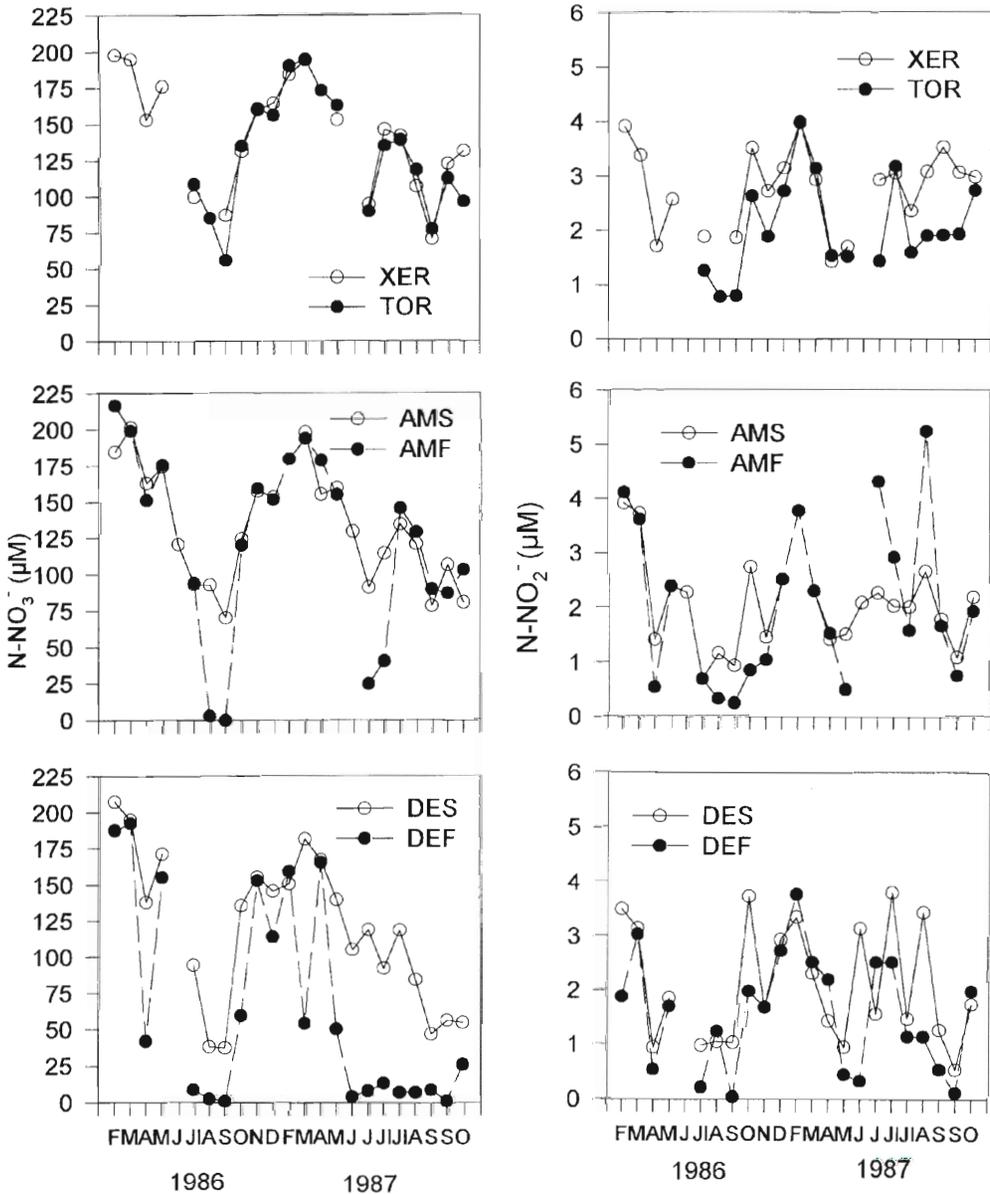


FIGURA 11. Variación mensual de la concentración de nitratos y nitritos en el río. *Nitrate and nitrite concentration in the river water, at monthly intervals.*

ficits de oxígeno (Rince *et al.*, 1985; Meybeck *et al.*, 1988). Hill (1979) estima que la desnitrificación en los tramos bajos de los ríos que ha estudiado representa entre el 5 y 6% del transporte anual de nitrógeno hacia el mar.

En los canales, la concentración de nitratos disminuye a medida que el agua atraviesa el sistema deltaico (Fig. 12). Desde una concentración cercana a los 100  $\mu\text{M}$  ( $98,6 \pm 12,7$ ) del canal de Amposta se llega a la mitad en el desagüe de la acequia del Ala ( $50,43 \pm 7,6$ ) y a concentraciones aun más bajas en el resto de canales (ECE,  $24,01 \pm 10,99$ ; ECT,  $3,17 \pm 1,71$   $\mu\text{M}$ ), disminuyendo aún más en las salidas de las lagunas (SCE,  $16,74 \pm 9,74$ ; SCT,  $2,6 \pm 1,42$   $\mu\text{M}$ ).

### Nitritos

La concentración de nitritos varía entre 1 y 4 mM en las estaciones de superficie (Fig. 11),

lo que supone un 1-2% del nitrógeno inorgánico total.

Durante el verano la concentración disminuye respecto al invierno. Como en los nitratos, la desembocadura presenta valores un poco más bajos que el resto de estaciones. En las estaciones del fondo la concentración de nitritos es en general más baja que en superficie. En Amposta, con cuña salina existen valores diferentes en los dos veranos muestreados. En 1986 se localizan mínimos de 0,33 y 0,25  $\mu\text{M}$ , y en 1987 las concentraciones son de 4,3 y 2,9  $\mu\text{M}$ . En la isla de Gracia (Fig. 8) la concentración del fondo es siempre más baja (aproximadamente 1  $\mu\text{M}$ ), mientras que los valores de superficie e interfase son más próximos entre sí y oscilan entre 1 y 3  $\mu\text{M}$ . En la desembocadura las aguas de fondo presentan fluctuaciones importantes cuando están en contacto con el agua de mar.

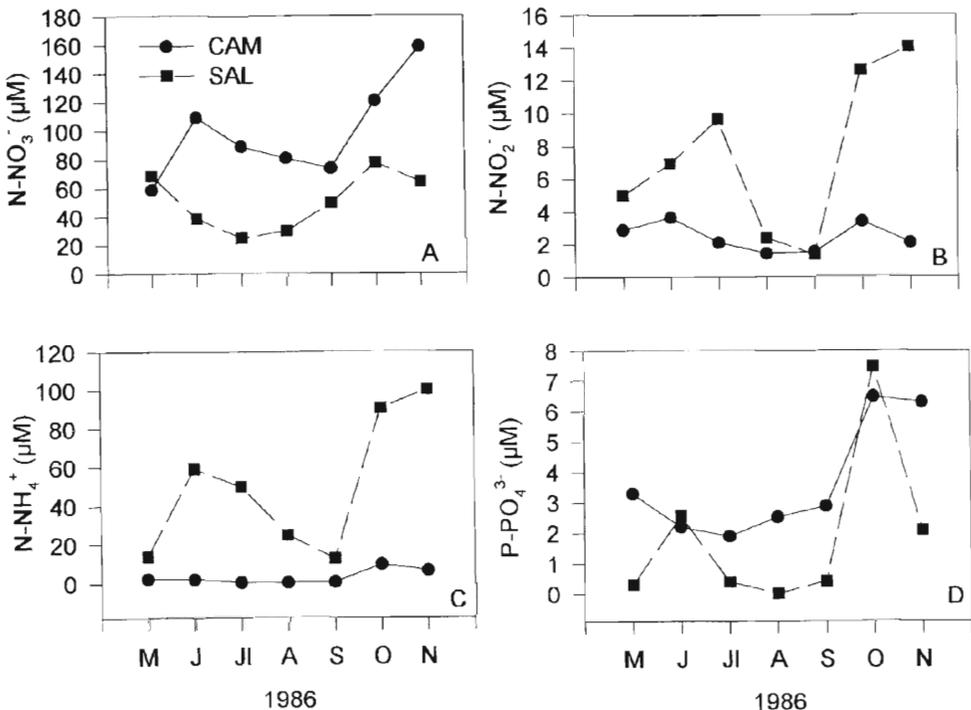


FIGURA 12. Evolución mensual de la concentración de nitrato (A), nitrito (B), amonio (C) y fosfato reactivo soluble (D) en los canales de riego. *Monthly concentration of nitrate (A), nitrite (B), ammonia (C) and soluble reactive phosphate (D) at the irrigation channels.*

Mientras que los nitratos disminuían a lo largo del sistema de canales, los nitritos presentan concentraciones superiores en los canales que salen de los campos de arroz directamente hacia las bahías (Fig. 12). Se pasa de una media de  $2,44 \pm 0,33 \mu\text{M}$  en el canal de Amposta a  $7,43 \pm 1,86 \mu\text{M}$  en la acequia del Ala.

En los canales que entran a las lagunas la concentración es baja (ECE,  $2,43 \pm 0,54$ ; ECT,  $1,78 \pm 1,05 \mu\text{M}$ ) y generalmente disminuye todavía más en las salidas (SCE,  $2,25 \pm 1,28$ ; SCT,  $1,45 \pm 0,81 \mu\text{M}$ ).

### Amonio

Los valores medios de amonio para las estaciones de superficie son de  $11,54 \pm 2,23 \mu\text{M}$  en Xerta,  $8,49 \pm 2,39$  en Amposta y  $12,03 \pm 2,53 \mu\text{M}$  en la desembocadura. Esto supone entre un 4 y un 5% de la concentración total de nitrógeno inorgánico disuelto. A lo largo del ciclo anual hay pocas variaciones (Fig. 13), con algunos máximos en invierno. En la desembocadura las oscilaciones son importantes y las concentraciones son diferentes a lo largo de los dos años; el verano de 1987 presenta valores superiores a los  $30 \mu\text{M}$ .

En la estación de Amposta y con cuña salina se observan en el fondo concentraciones de amonio extraordinariamente altas,  $65,7$  y  $118,23 \mu\text{M}$  en agosto y septiembre de 1986, respectivamente, y  $92,2$  y  $78,3 \mu\text{M}$  a finales de junio y principios de julio de 1987. Esta acumulación está relacionada también con los déficits de oxígeno, la acumulación de materia orgánica y los mínimos de nitrato. Según Wetzel (1983), cuando el hipolimnion de un lago eutrófico empieza a ser anaeróbico, la nitrificación se para y la interfase sedimento-agua queda también anóxica. Esta anoxia reduce la capacidad de adsorción del sedimento, con lo que se da un incremento en la difusión del amonio desde el sedimento a la columna de agua. Como resultado de los dos procesos, la concentración de amonio en el hipolimnion aumenta. Cuando el río presenta

cuña salina se podría comparar a un lago en este aspecto; la baja velocidad de corriente del agua dulce en estos períodos favorece este comportamiento.

Cuando la cuña salina se localiza en la isla de Gracia (Fig. 8) la concentración de amonio aumenta hacia el fondo, pero se llega a concentraciones máximas (a principios de septiembre) cuando el agua lleva ya un cierto tiempo sin renovación.

La relación nitrato:amonio es de aproximadamente 21:1 en las estaciones de superficie, pasa a 7:1 en el fondo de la desembocadura y se invierte (1:473) en el fondo de las estaciones con la cuña salina bien establecida.

La concentración de amonio en los canales aumenta a lo largo de su recorrido (Fig. 12) respecto a la concentración que llega desde el canal de Amposta ( $3,21 \pm 1,34 \mu\text{M}$ ). La media en la acequia del Ala es de  $50,33 \pm 13,42 \mu\text{M}$ . En la entrada del canal de l'Encanyissada la concentración es unas tres veces superior ( $20,76 \pm 10,5$ ) a la que sale ( $6,77 \pm 2,73$ ). En los canales de la Tancada la entrada de nitrógeno en forma de amonio es más baja que en el canal que entra en l'Encanyissada, y las diferencias entre las entradas y salidas son más pequeñas (ECT,  $5,53 \pm 1,82$ ; SCT,  $8,47 \pm 3,28 \mu\text{M}$ ).

### Ortofosfato

Mientras que en Xerta, Tortosa y Amposta en superficie la concentración está cerca de  $4 \text{ mM}$ , en la desembocadura disminuye hasta  $3,33 \mu\text{M}$ . En las tres primeras estaciones (Fig. 13) se observa un ligero comportamiento estacional, con valores más bajos a finales de la primavera y principios de verano ( $1,6$ - $2,8 \mu\text{M}$ ). Estas variaciones no son tan claras en la desembocadura.

En Amposta, en profundidad, la concentración es similar a la de superficie menos en los períodos con cuña salina (Fig. 13); el mismo patrón sigue la estación de la isla de Gracia cuando la cuña se establece en este lugar (Fig.

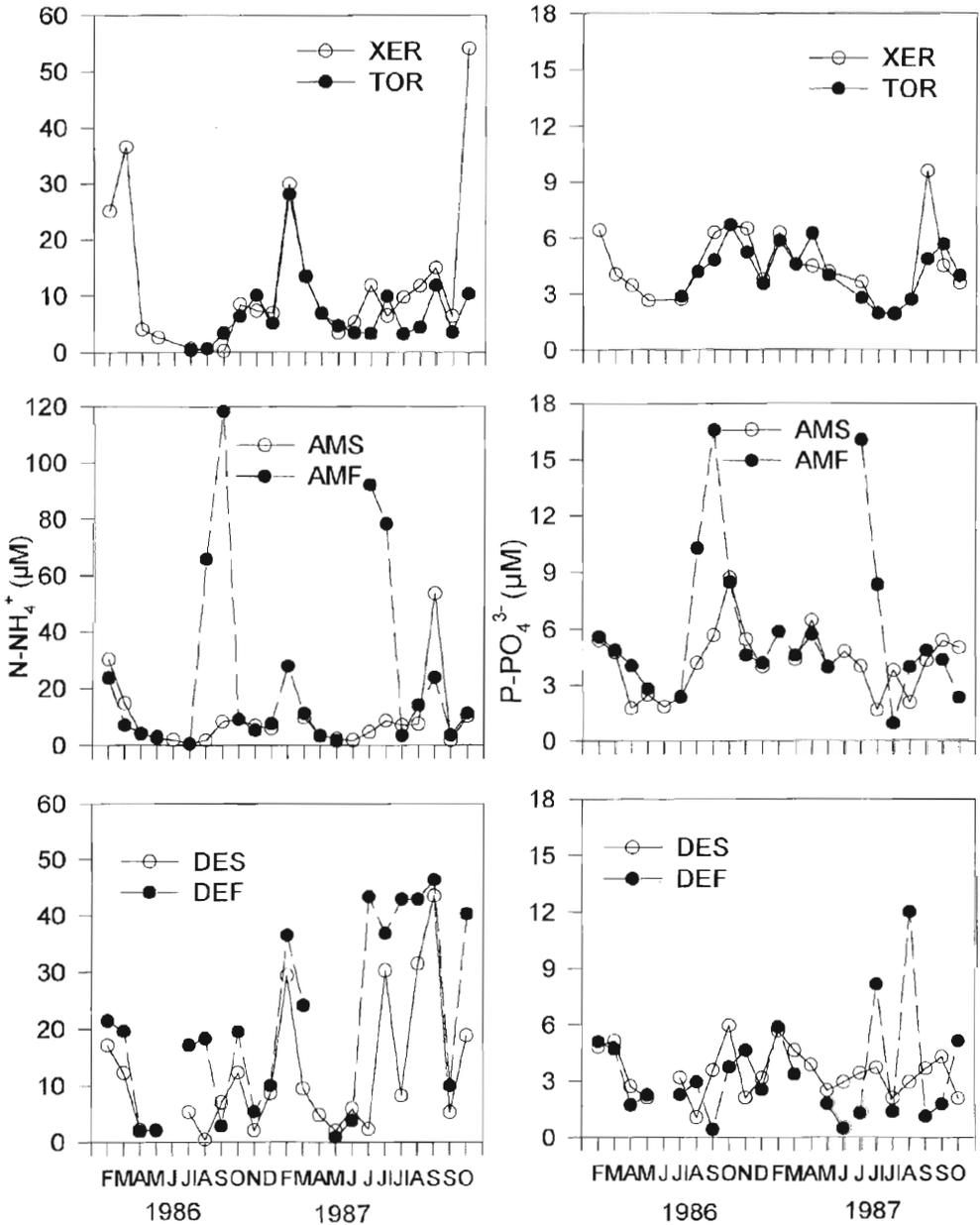


FIGURA 13. Evolución mensual de la concentración de amonio y fósforo reactivo disuelto en el río. *Monthly concentration of ammonia and soluble reactive phosphate at the river stations.*

8). Las concentraciones en esta situación pasan a ser máximas, del orden de 10-16  $\mu\text{M}$ . La degradación microbiana de la materia orgánica acumulada en el fondo es el principal proceso de consumo de oxígeno y de difusión de fósforo, hierro y manganeso hacia la columna de agua (Wetzel, 1983). Procesos químicos similares han sido descritos por Fox *et al.* (1986) en el estuario del Amazonas o por Meybeck *et al.* (1988) en el Loira, y como un proceso normal en lagos eutróficos con eustratificación en verano (Wetzel, 1983).

En la desembocadura, las variaciones en la concentración de fósforo inorgánico soluble en el fondo estarían ligadas al hidrodinamismo del agua de mar que evitaría los períodos de anoxia.

La concentración de fósforo inorgánico disuelto en los canales de riego tiene un comportamiento diferente a lo largo del ciclo (Fig. 12): mientras disminuye en el principio y mitad del período en que los canales están abiertos, aparecen dos picos en junio y octubre con concentraciones superiores a las que el canal principal aporta.

Las concentraciones de entrada a las lagunas son siempre superiores a las salidas y son más importantes en la Tancada ( $3,95 \pm 1,75$  mM) que en l'Encanyissada ( $2,2 \pm 0,79$ ). Las salidas raramente superan 1  $\mu\text{M}$ . De nuevo se repiten los picos de junio y octubre en la entrada de la Tancada.

## Material particulado

### Sólidos en suspensión

El material que queda retenido por filtración al vacío en un filtro de 0,45 mm y después de haber perdido el exceso de agua al secarlo en una estufa a 60°C, es una medida de los sólidos en suspensión que hay en el agua. Además, es conveniente separar este material particulado en diversas fracciones: ultrafina (entre 0,45 mm y 50  $\mu\text{m}$ ); fina (50  $\mu\text{m}$  y 1 mm) y gruesa (mayor de 1mm).

En la parte baja del río Ebro la concentración total de sólidos en suspensión varía entre 4,2 y 142  $\text{mg l}^{-1}$  y aumenta normalmente hacia el fondo, pero no aguas abajo (Tabla I, Fig.14).

No existe una correlación significativa entre el material en suspensión y el caudal (Tabla II), pero se observan concentraciones máximas cuando el caudal es muy alto (mayo 1986 y abril 1987). Con caudales altos el río arrastra mucho material, principalmente inorgánico; cuando el caudal descende o se hace más constante, la relación no es tan clara y depende de otros factores como la estacionalidad, la disponibilidad de material para transportar y la presencia de embalses.

La correlación entre el caudal y el material en suspensión es significativa ( $p < 0,0001$ ) cuando se utiliza una serie larga de datos

TABLA I. Valores medios, mínimos y máximos del material en suspensión ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para las estaciones del río. *Mean, minimum and maximum values of the suspended solid concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at river stations.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
XER	15,46 $\pm$ 1,78	44,5	4,2	0,58 $\pm$ 0,09	1,63	0,1	0,025 $\pm$ 0,005	0,09	0,5 <sup>-3</sup>
TOR	13,11 $\pm$ 1,24	28,0	6,8	0,48 $\pm$ 0,08	1,06	0,01	0,012 $\pm$ 0,003	0,04	0,3 <sup>-3</sup>
AMS	14,33 $\pm$ 1,52	42,3	6,1	0,27 $\pm$ 0,07	1,54	0,01	0,009 $\pm$ 0,004	0,10	0
AMF	32,23 $\pm$ 5,98	116,8	4,9						
DES	15,50 $\pm$ 1,96	55,1	5,6	0,11 $\pm$ 0,05	1,20	0,002	0,4 <sup>-3</sup> $\pm$ 0,3 <sup>-3</sup>	0,004	0
DEF	42,12 $\pm$ 6,0	142,0	9,6						

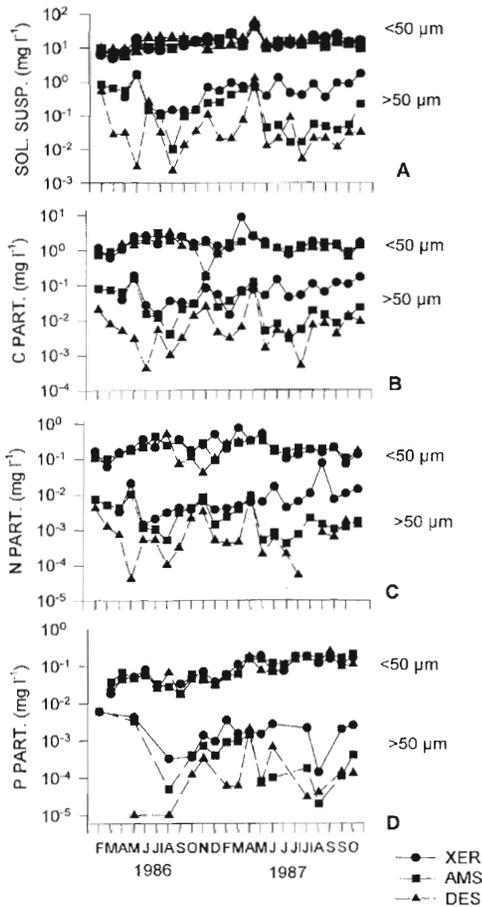


FIGURA 14. Variación mensual de la concentración de material en suspensión (A), carbono orgánico particulado (B), nitrógeno orgánico particulado (C) y fósforo particulado (D) en las fracciones ultrafina (<50μm) y fina+gruesa (>50μm) en las diferentes estaciones de superficie del río. *Monthly concentration of suspended solids (A), particulate organic carbon (B), particulate organic nitrogen (C) and particulate phosphorus (D), in ultrafine (<50μm) and fine+coarse (>50μm) fractions at surface river stations.*

(MOP, 1972-1985) y es mejor aguas arriba de los embalses (estación de Sástago, a 40 km de Mequinenza) que en la estación de Tortosa. Máximos importantes de caudal durante este período con un considerable transporte de material explicarían esta relación. En la mayoría de los años o en los años secos, es más difícil encontrar una correlación entre el cau-

TABLE II. Correlaciones entre el material en suspensión y el caudal. Sástago = estación 40 km aguas arriba de los embalses. \* $p < 0.0001$ . *Correlation between suspended solid concentration and discharge. Sástago = sampling station 40 km upstream dams. \* $p < 0.0001$ .*

Estación	años	n	r <sup>2</sup>	Fuente
SASTAGO	1972-1985	120	0,2855***	MOP
TORTOSA	1972-1985	122	0,1505***	MOP
XER	1986-1987	22	0,0909 ns	Este estudio
TOR	1986-1987	18	0,0945 ns	Este estudio
AMP	1986-1987	22	0,1015 ns	Este estudio
DES	1986-1987	22	0,2008 ns	Este estudio

dal y el material en suspensión, especialmente después de la influencia de los embalses.

La retención por los embalses de parte de los sedimentos que transporta el río ha reducido el transporte total de sedimentos hacia el mar en muchos ríos del mundo. En el caso del Ebro, datos recogidos desde el año 1961 (Catalán, 1966; Maldonado, 1977; MOP, 1972-1985) muestran como se ha reducido (Fig. 15) la concentración de material en suspensión desde la construcción de los embalses (Mequinenza, Ribarroja y Flix): de aproximadamente el 80% en valores medios desde 1961 a 1987.

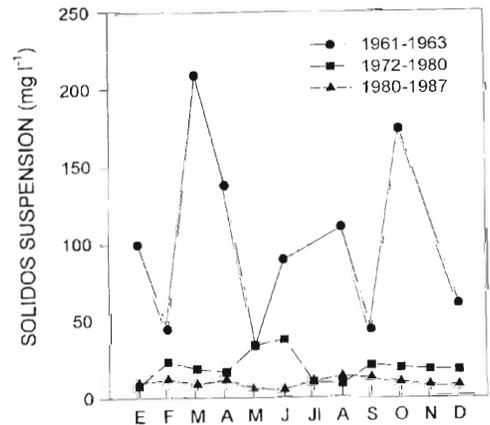


FIGURA 15. Concentración media mensual del material en suspensión en Tortosa. El período 1961-1963 corresponde a antes de la construcción de los embalses. *Mean monthly concentration of suspended solids at Tortosa station. The period 1961-1963 is before dam construction.*

La estación de Amposta (Fig. 16, Tabla I) en el fondo presenta concentraciones ligeramente superiores a las de superficie y en las épocas con cuña salina las diferencias son mucho más importantes. Lo mismo sucede en la isla de Gracia, donde la concentración de sólidos en suspensión pasa de 15 mg l<sup>-1</sup> a más de 80 mg l<sup>-1</sup> cuando hay agua salada en el fondo (Fig. 17). En el fondo de la desembocadura (Fig. 16) esta acumulación no es tan marcada y los máximos oscilan a lo largo de toda la época de caudales bajos. Se observa un pico en las dos estaciones en abril de 1987, debido al aumento de caudal, lo cual no se repite en el aumento de caudal de mayo de 1986.

Las máximas concentraciones en el fondo se deben principalmente a la acumulación de material inorgánico que resulta de dos procesos: a) la sedimentación de las partículas de

superficie, b) la resuspensión hidrodinámica de la porción más fina del sedimento del fondo. La sedimentación está favorecida por la inercia mecánica de la capa de agua salada que frena la capa fluvial (Pauc, 1987). La diferencia de densidad del agua provoca un cambio en la velocidad de sedimentación de las partículas, como se observa en la interfase de la estación de la isla de Gracia (Fig. 17).

Procesos similares se dan en el delta del Po (Boldrin & Rabatti, 1986) del Danubio (Spataru *et al.*, 1969) o del Mazafran en Argelia (Pauc, 1987), y es un fenómeno descrito en muchos estuarios (Rince *et al.*, 1985; Saliot *et al.*, 1984; Ward & Twilley, 1986; Nichols *et al.*, 1986; Morris *et al.*, 1982; Peelen, 1967, 1970, 1974).

El material en suspensión disminuye en concentración a medida que aumenta el tamaño de las partículas. La suma del material fino y grueso es de un 4 y 3% del material total en las estaciones de Xerta y Tortosa, respectivamente. Un 95-96% está compuesto por partículas muy finas menores de 50  $\mu$ m (Fig. 14, Tabla I). La cantidad de material particulado fino y grueso decrece aguas abajo y llega a ser indetectable en el caso del material grueso en AMP y DES. En estas estaciones el material ultrafino es siempre superior al 99%.

En los canales, la concentración de material en suspensión total aumenta desde el canal principal hasta su salida a las bahías a través de la acequia del Ala (Tabla III). También la concentración es superior en los canales de entrada a las lagunas y aumenta todavía más en su salida; este incremento es en la fracción del material ultrafino, ya que el fino y grueso disminuye respecto a las entradas.

En general, el material ultrafino es superior al 90% en casi todos los canales (Fig. 18). En el canal de entrada a la Tancada las proporciones se invierten y en algunos meses el material grueso puede ser muy importante y superior a las otras fracciones. En el mes de julio, por ejemplo, la concentración de material superior a 1 mm en la entrada de la

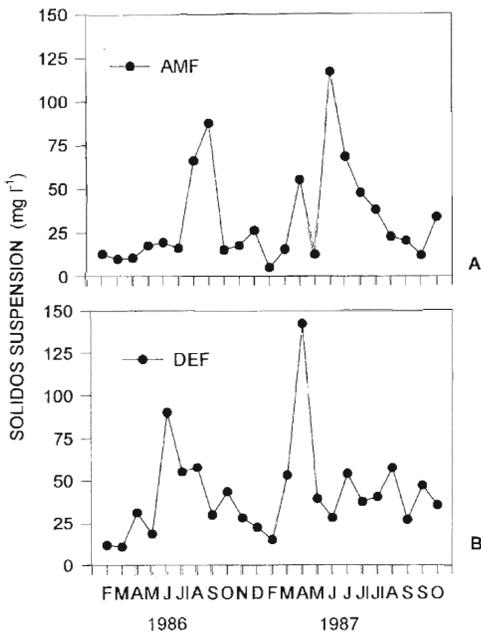


FIGURA 16. Variación de la concentración de material en suspensión en las estaciones del fondo del río: A) Amposta fondo, B) desembocadura fondo. *Suspended solids concentration at river bottom stations: A) Amposta, B) river mouth.*

Tancada es de 188,6 mg l<sup>-1</sup>, superando la concentración de fino y ultrafino (81,11 mg l<sup>-1</sup>). Este caso pone en cuestión aquella metodología que sólo mide el material en suspensión de un pequeño volumen de agua, especialmente

en aquellos sistemas ricos en material grueso como cabeceras de ríos o canales. En el caso de los canales de riego del delta del Ebro, el origen de este material es el aporte periódico por la limpieza de la vegetación litoral.

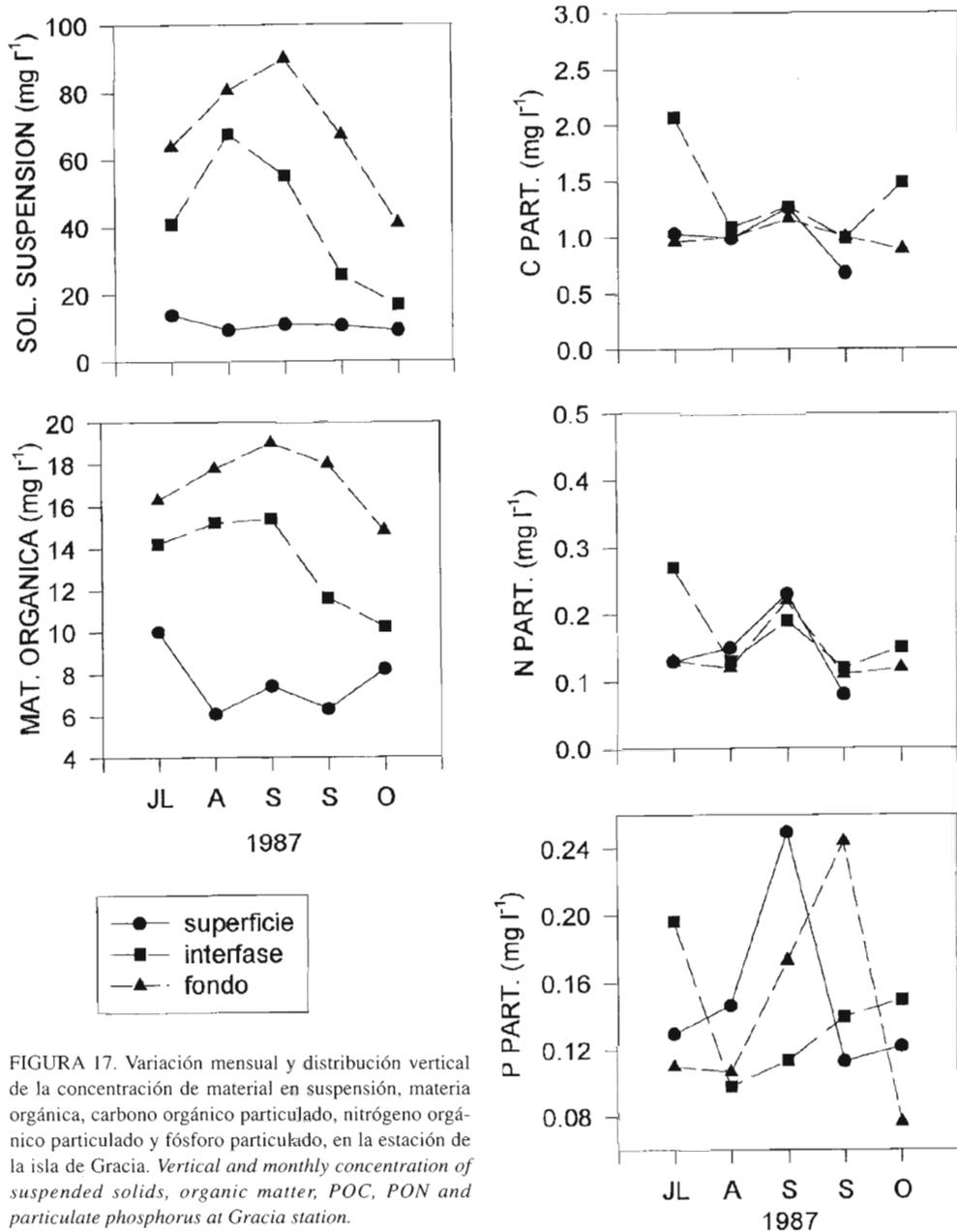


FIGURA 17. Variación mensual y distribución vertical de la concentración de material en suspensión, materia orgánica, carbono orgánico particulado, nitrógeno orgánico particulado y fósforo particulado, en la estación de la isla de Gracia. Vertical and monthly concentration of suspended solids, organic matter, POC, PON and particulate phosphorus at Gracia station.

TABLA III. Valores medios, mínimos y máximos del material en suspensión ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para los canales de riego. *Mean, minimum and maximum values of the suspended solid concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at irrigation channels.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
CAM	13,90 $\pm$ 2,18	24,0	6,7	0,33 $\pm$ 0,08	0,78	0,13	0,15 $\pm$ 0,02	0,22	0,05
SAL	70,90 $\pm$ 16,87	157,3	27,4	0,72 $\pm$ 0,62	4,44	0,02	0,67 $\pm$ 0,30	2,14	0,006
ECE	32,48 $\pm$ 10,26	90,9	11,0	0,61 $\pm$ 0,54	3,84	0,01	2,34 $\pm$ 1,53	8,99	0,01
SCE	55,35 $\pm$ 6,53	77,5	33,1	0,19 $\pm$ 0,08	0,63	0,01	1,16 $\pm$ 1,15	8,04	0,001
ECT	29,98 $\pm$ 9,24	81,1	5,0	0,22 $\pm$ 0,13	0,85	0,03	37,86 $\pm$ 37,68	188,60	0,06
SCT	45,06 $\pm$ 6,53	72,5	15,8	0,16 $\pm$ 0,09	0,69	0,01	0,04 $\pm$ 0,02	0,13	0,001

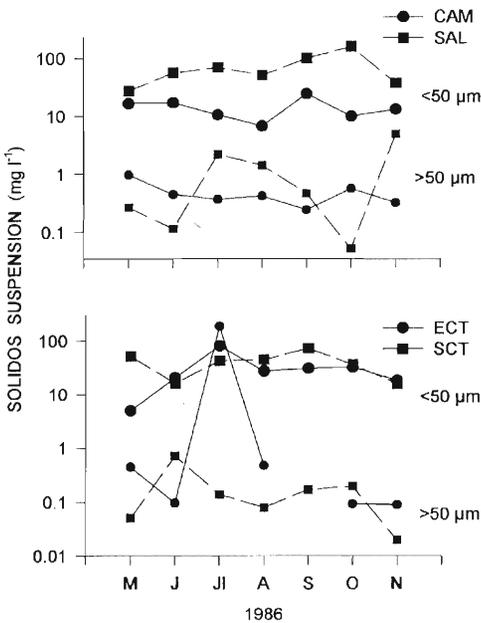


FIGURA 18. Concentración del material en suspensión en los canales de riego. *Suspended solids concentration at irrigation channels.*

**Materia orgánica particulada**

La concentración media en todas las estaciones de superficie es muy similar (Tabla IV) y varía entre los 6,08  $\text{mg l}^{-1}$  en Xerta y los 7,4  $\text{mg l}^{-1}$  en la estación de la desembocadura. La concentración de la materia orgánica representa entre el 48 y el 55% del material en suspensión total según las estaciones. Este porcentaje es mayor aguas abajo por la mayor proporción de materia orgánica de origen fitoplanctónico y disminuye hasta valores del 28% cuando el pico de material en suspensión se debe a un incremento en el caudal, como en el caso de abril de 1987, cuando el material inorgánico es más importante.

El porcentaje de materia orgánica respecto al material en suspensión total es diferente según la fracción considerada; así, la materia orgánica es del 50% en las estaciones de superficie en la fracción ultrafina. La materia orgánica de la fracción fina (MOPF) supera

TABLA IV. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de materia orgánica ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para las estaciones del río. *Mean, minimum and maximum values of the organic matter concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at river stations.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
XER	7,02 $\pm$ 0,48	12,3	2,4	0,08 $\pm$ 0,01	0,26	0,02	0,018 $\pm$ 0,004	0,08	0,2 <sup>-3</sup>
TOR	7,17 $\pm$ 0,40	10,0	4,3	0,05 $\pm$ 0,008	0,12	0,001	0,008 $\pm$ 0,002	0,003	0,3 <sup>-4</sup>
AMS	7,32 $\pm$ 0,40	12,0	2,4	0,04 $\pm$ 0,009	0,21	0,002	0,007 $\pm$ 0,004	0,10	0
AMF	10,40 $\pm$ 0,94	19,6	3,7						
DES	7,94 $\pm$ 0,54	14,9	3,4	0,02 $\pm$ 0,006	0,13	0,2 <sup>-3</sup>	0,3 <sup>-3</sup> $\pm$ 0,2 <sup>-3</sup>	0,004	0
DEF	10,36 $\pm$ 0,92	22,0	4,0						

Tabla V. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de materia orgánica ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para los canales de riego. *Mean, minimum and maximum values of the organic matter concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at irrigation channels.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
CAM	6,94 $\pm$ 0,45	8,4	5,1	0,05 $\pm$ 0,01	0,10	0,03	0,10 $\pm$ 0,02	0,21	0,03
SAL	18,55 $\pm$ 3,09	35,3	11,2	0,16 $\pm$ 0,14	0,97	0,01	0,50 $\pm$ 0,27	1,89	0,004
ECE	13,25 $\pm$ 2,12	24,8	7,8	0,12 $\pm$ 0,09	0,62	0,003	1,23 $\pm$ 0,74	3,91	0,008
SCE	18,34 $\pm$ 2,68	31,6	10,3	0,10 $\pm$ 0,05	0,37	0,005	0,57 $\pm$ 0,56	3,93	0,001
ECT	14,02 $\pm$ 3,94	31,7	3,1	0,08 $\pm$ 0,05	0,35	0,01	21,08 $\pm$ 20,87	104,57	0,05
SCT	13,43 $\pm$ 1,42	19,7	7,4	0,04 $\pm$ 0,02	0,14	0,001	0,03 $\pm$ 0,01	0,11	0,001

generalmente el 20% del material total, y en la fracción gruesa la proporción es de más del 90%. La concentración de materia orgánica es más alta en las estaciones del fondo que en la superficie (Tabla IV) y en la interfase también existe cierta acumulación (Fig. 17).

En los canales, al igual que con el material en suspensión, la concentración de materia orgánica aumenta desde el canal de Amposta hacia las bahías (Tabla V). La fracción más abundante de la materia orgánica que circula a través del sistema es la ultrafina, excepto en el caso del canal de la entrada a la Tancada, donde algunos meses se observan concentraciones elevadas en la fracción gruesa.

### Carbono orgánico particulado (COP)

Las oscilaciones en la concentración de COP (Fig. 14) están relacionadas con las diferencias en el transporte de material particulado. Estas oscilaciones disminuyen a lo largo del verano, época en la que el caudal también tiene un com-

portamiento más constante. En general, la concentración aumenta a medida que avanza el verano (2,4-3  $\text{mg l}^{-1}$ ) para bajar a los valores mínimos en invierno (0,6 y hasta 0,19  $\text{mg l}^{-1}$  en noviembre de 1986 en la desembocadura). En profundidad la concentración de COP es diferente según la estación; en Amposta la concentración es siempre superior (Tabla VI) a los valores de superficie. Cuando la cuña salina se sitúa en la isla de Gracia (Fig. 17) la concentración es muy similar entre superficie (0,97  $\text{mg l}^{-1}$ ) y fondo (0,99  $\text{mg l}^{-1}$ ) y sólo hay acumulación en la interfase en ciertos períodos. En cambio, en la desembocadura los valores del fondo son siempre inferiores a los de superficie (Tabla VI).

La concentración de COP disminuye aguas abajo, a causa de la sedimentación y el consumo a lo largo de la parte final del río. La proporción de COP respecto del total de sólidos en suspensión es del 10% en las estaciones reófilas, del 9% en Amposta y del 8% en la desembocadura. En profundidad esta pro-

Tabla VI. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de carbono orgánico particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para las estaciones del río. *Mean, minimum and maximum values of the particulate organic carbon concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at river stations.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
XER	1,90 $\pm$ 0,37	8,82	0,60	0,062 $\pm$ 0,01	0,19	0,007	0,009 $\pm$ 0,002	0,031	2,4 <sup>-04</sup>
TOR	1,49 $\pm$ 0,13	2,59	0,55	0,045 $\pm$ 0,007	0,092	0,002	0,004 $\pm$ 0,001	0,016	1,2 <sup>-05</sup>
AMS	1,55 $\pm$ 0,12	3,08	0,75	0,031 $\pm$ 0,007	0,16	0,003	0,003 $\pm$ 0,001	0,020	0
AMF	2,02 $\pm$ 0,17	4,06	0,89						
DES	1,26 $\pm$ 0,13	3,16	0,19	0,010 $\pm$ 0,003	0,08	0,004	1,2 <sup>-05</sup> $\pm$ 9,6 <sup>-06</sup>	1,2 <sup>-04</sup>	0
DEF	1,24 $\pm$ 0,19	4,53	0,37						

porción es más baja: 6% en Amposta y 3% en la desembocadura. En general, son proporciones relativamente altas respecto a las que algunos autores (Richey, 1980) dan para ríos no tropicales (2%).

El COP de las fracciones fina y gruesa no supera el 3% de la concentración de C particulado total (Fig. 14); sólo en mayo de 1986 y a finales del verano de 1987 en Xerta y Tortosa son del 8%.

En los canales, la concentración de COP a lo largo del sistema de canales aumenta desde la entrada hasta la salida a la bahía. En l'Encanyissada las concentraciones de salida son muy superiores a las concentraciones de entrada en la red, mientras que no sucede lo mismo con la Tancada (Tabla VII).

Si en el río el COP de las fracciones más pequeñas (<50µm) era el más abundante, en los canales es superior, en valores medios, el de la fracción gruesa. El carbono particulado fino (0,4-50µm) disminuye a través del sistema y prácticamente no hay diferencias entre los canales de salida y entrada a las lagunas. El carbono de la fracción gruesa siempre es inferior en las salidas de las lagunas respecto a las cargas que entran.

**Nitrógeno particulado**

Las concentraciones medias varían entre los 0,20-0,24 mg l<sup>-1</sup> en las estaciones de Xerta y Tortosa hasta los 0,16 mg l<sup>-1</sup> de Amposta y la desembocadura (Tabla VIII). En la estación

de Amposta en profundidad existe una cierta acumulación (0,25±0,02 mg l<sup>-1</sup>). En la isla de Gracia no hay una acumulación importante de N particulado, lo mismo que sucedía con el C. El perfil vertical es muy similar en todo el ciclo (Fig. 17).

Respecto a la concentración de nitrógeno particulado en las diferentes fracciones, en las estaciones reófilas el N particulado fino corresponde al 2% de la concentración de N particulado total y el grueso al 0,2%. En las estaciones estuarinas se han sumado las dos fracciones porque la gruesa es prácticamente indetectable. En Amposta esta suma es un 2% del N particulado, y en la desembocadura de un 1%.

En los canales, la concentración de N particulado pasa de unos valores medios de 0,33±0,07 mg l<sup>-1</sup> en el canal de Amposta a 0,36±0,053 en la acequia del Ala (Tabla IX), con pocas diferencias a lo largo del período de funcionamiento.

En los canales que atraviesan las lagunas las concentraciones son diferentes: en l'Encanyissada la concentración en el canal de salida (0,47±0,079 mg l<sup>-1</sup>) es casi el doble que la de entrada (0,255±0,039 mg l<sup>-1</sup>) en valores medios, a pesar de que la mayor diferencia se observa en julio y agosto. En la Tancada las concentraciones de entrada y salida son más próximas (0,34±0,09 y 0,32±0,048 mg l<sup>-1</sup>, respectivamente).

La fracción fina del N particulado en los canales no supera 0,005 mg l<sup>-1</sup>, mientras que la gruesa es más importante, especialmente en

TABLA VII. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de carbono orgánico particulado (mg l<sup>-1</sup>) de las fracciones ultrafina (<50µm), fina (>50µm, <1mm) y gruesa (>1mm), para los canales de riego. *Mean, minimum and maximum values of the particulate organic carbon concentration (mg l<sup>-1</sup>) of ultrafine (<50µm), fine (>50µm, <1mm) and coarse (>1mm) fractions at irrigation channels.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media±SEM	max.	min.	media±SEM	max.	min.	media±SEM	max.	min.
CAM	1,856±0,16	2,42	1,35	0,037±0,010	0,08	0,011	0,062±0,011	0,1	0,011
SAL	4,722±1,13	9,16	1,36	0,014±0,007	0,045	0,002	0,241±0,125	0,88	0,002
ECE	2,154±0,18	2,85	1,57	0,053±0,044	0,32	9,6 <sup>-04</sup>	0,744±0,483	2,86	0,005
SCE	4,430±0,87	8,95	1,79	0,025±0,011	0,07	2,4 <sup>-04</sup>	0,430±0,415	2,5	9,6 <sup>-04</sup>
ECT	3,113±0,824	6,21	1,03	0,024±0,008	0,051	0,008	7,360±7,30	36,54	0,02
SCT	2,523±0,422	4,21	0,64	0,020±0,010	0,08	0,006	0,017±0,01	0,054	3,6 <sup>-04</sup>

TABLA VIII. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de nitrógeno orgánico particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para las estaciones del río. *Mean, minimum and maximum values of the particulate organic nitrogen concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at river stations.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
XER	0,24 $\pm$ 0,04	0,75	0,06	0,005 $\pm$ 8,4 <sup>-04</sup>	0,02	1,26 <sup>-03</sup>	8,4 <sup>-04</sup> $\pm$ 1,9 <sup>-04</sup>	3,4 <sup>-03</sup>	0
TOR	0,20 $\pm$ 0,02	0,31	0,07	0,004 $\pm$ 7 <sup>-04</sup>	0,012	1,4 <sup>-04</sup>	4,2 <sup>-04</sup> $\pm$ 0,001	0,0015	0
AMS	0,16 $\pm$ 0,02	0,49	0,04	0,003 $\pm$ 5,6 <sup>-04</sup>	0,011	4,2 <sup>-04</sup>	(Fracciones fina+gruesa)		
AMF	0,25 $\pm$ 0,02	0,44	0,07						
DES	0,16 $\pm$ 0,02	0,49	0,04	0,002 $\pm$ 5,6 <sup>-04</sup>	0,011	4,2 <sup>-04</sup>	(Fracciones fina+gruesa)		
DEF	0,16 $\pm$ 0,03	0,78	0,04						

Tabla IX. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de nitrógeno orgánico particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ), fina ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) y gruesa ( $>1\text{mm}$ ), para los canales de riego. *Mean, minimum and maximum values of the particulate organic nitrogen concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ), fine ( $>50\mu\text{m}$ ,  $<1\text{mm}$ ) and coarse ( $>1\text{mm}$ ) fractions at irrigation channels.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina			Fracción Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
CAM	0,330 $\pm$ 0,070	0,65	0,16	0,003 $\pm$ 8,4 <sup>-04</sup>	0,007	0,001	2,5 <sup>-03</sup> $\pm$ 2,8 <sup>-04</sup>	0,0035	0,002
SAL	0,356 $\pm$ 0,053	0,58	0,19	0,001 $\pm$ 4,2 <sup>-04</sup>	0,003	0,001	0,012 $\pm$ 4,9 <sup>-03</sup>	0,034	1,4 <sup>-04</sup>
ECE	0,255 $\pm$ 0,039	0,41	0,12	0,004 $\pm$ 0,003	0,024	0,001	0,060 $\pm$ 0,04	0,20	2,8 <sup>-04</sup>
SCE	0,473 $\pm$ 0,079	0,77	0,16	0,005 $\pm$ 0,003	0,02	2,8 <sup>-05</sup>	0,025 $\pm$ 0,024	0,146	1,4 <sup>-04</sup>
ECT	0,343 $\pm$ 0,092	0,77	0,16	0,002 $\pm$ 8,4 <sup>-04</sup>	0,0063	9,8 <sup>-04</sup>	0,671 $\pm$ 0,67	3,24	9,8 <sup>-04</sup>
SCT	0,320 $\pm$ 0,048	0,52	0,12	0,002 $\pm$ 8,4 <sup>-04</sup>	0,0067	1,4 <sup>-04</sup>	1,3 <sup>-03</sup> $\pm$ 4,2 <sup>-04</sup>	5,6 <sup>-04</sup>	0,003

la entrada de la Tancada (0,67 $\pm$ 0,67  $\text{mg l}^{-1}$ ). En el resto de canales la fracción ultrafina es superior al 90% del N particulado total.

### Fósforo particulado

El patrón de la evolución de la concentración de fósforo particulado cambia a partir de abril de 1987, después de un máximo que se corresponde con el máximo de caudal regis-

trado en las mismas fechas (Fig. 14). Desde entonces hasta el final del verano hay una tendencia hacia concentraciones cada vez más altas; este incremento no se da en el primer verano estudiado. La concentración media antes de abril de 1987 es de 0,046  $\text{mg l}^{-1}$  y a partir de abril de 0,12  $\text{mg l}^{-1}$ .

Hay una acumulación de fósforo particulado en las aguas de fondo de Amposta (Tabla X), especialmente el segundo año, pero

Tabla X. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de fósforo particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de las fracciones ultrafina ( $<50\mu\text{m}$ ) y fina+gruesa ( $>50\mu\text{m}$ ), para las estaciones del río. *Mean, minimum and maximum values of the particulate phosphorus concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) of ultrafine ( $<50\mu\text{m}$ ) and fine+coarse ( $>50\mu\text{m}$ ) fractions at river stations.*

Estación	Fracción Ultrafina			Fracción Fina+Gruesa		
	media $\pm$ SEM	max.	min.	media $\pm$ SEM	max.	min.
XER	0,096 $\pm$ 0,012	0,18	0,022	1,7 <sup>-03</sup> $\pm$ 3,1 <sup>-04</sup>	0,0043	6,2 <sup>-05</sup>
TOR	0,083 $\pm$ 0,012	0,18	0,012	8,7 <sup>-04</sup> $\pm$ 1,8 <sup>-04</sup>	0,0022	3,1 <sup>-05</sup>
AMS	0,100 $\pm$ 0,013	0,20	0,020	5,9 <sup>-04</sup> $\pm$ 2,2 <sup>-04</sup>	0,0034	3,1 <sup>-05</sup>
AMF	0,100 $\pm$ 0,015	0,30	0,03			
DES	0,082 $\pm$ 0,012	0,24	0,02	2,1 <sup>-04</sup> $\pm$ 1,2 <sup>-04</sup>	0,0018	0
DEF	0,060 $\pm$ 0,006	0,10	0,004			

no está relacionado con la presencia de la cuña salina. En la isla de Gracia (Fig. 17) no hay una acumulación clara y las concentraciones oscilan a lo largo del período estudiado.

En la desembocadura, las diferencias entre superficie y fondo son pequeñas durante el invierno. En cambio, cuando en la superficie la producción primaria es alta las diferencias son notables, como sucede en el verano de 1987.

Las fracciones fina y gruesa no llegan al 15% del P particulado total, siendo inferior el porcentaje aguas abajo (Fig. 14). A pesar de ello, la concentración de P particulado total es muy importante y puede llegar a ser del orden del 50% o más del fósforo total (particulado y soluble).

La concentración de P particulado, que en el canal de Amposta tiene una media de  $0,045 \pm 0,007 \text{ mg l}^{-1}$ , pasa a  $0,094 \pm 0,03$  en la acequia del Ala (Tabla XI) En los canales de salida a las lagunas las concentraciones disminuyen respecto a las entradas (Tabla XI). En el mes de octubre se observan en todos los canales concentraciones importantes que superan los  $0,18 \text{ mg l}^{-1}$ . En los canales no se han diferenciado las fracciones del fósforo particulado.

Tabla XI. Valores medios, mínimos y máximos de la concentración de fósforo particulado ( $\text{mg l}^{-1}$ ) para los canales de riego. Mean, minimum and maximum values of the particulate phosphorous concentration ( $\text{mg l}^{-1}$ ) at irrigation channels.

Estación	P particulado total		
	media±SEM	max.	min.
CAM	$0,045 \pm 0,0071$	0,074	0,018
SAL	$0,094 \pm 0,030$	0,235	0,041
ECE	$0,069 \pm 0,022$	0,182	0,018
SCE	$0,041 \pm 0,0087$	0,087	0,016
ECT	$0,087 \pm 0,044$	0,307	0,017
SCT	$0,040 \pm 0,08$	0,08	0,009

**Cambios en las relaciones de carbono, nitrógeno y fósforo**

Si se considera la relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto (nitrito, nitrato y amonio) y el fósforo reactivo soluble, la ma-

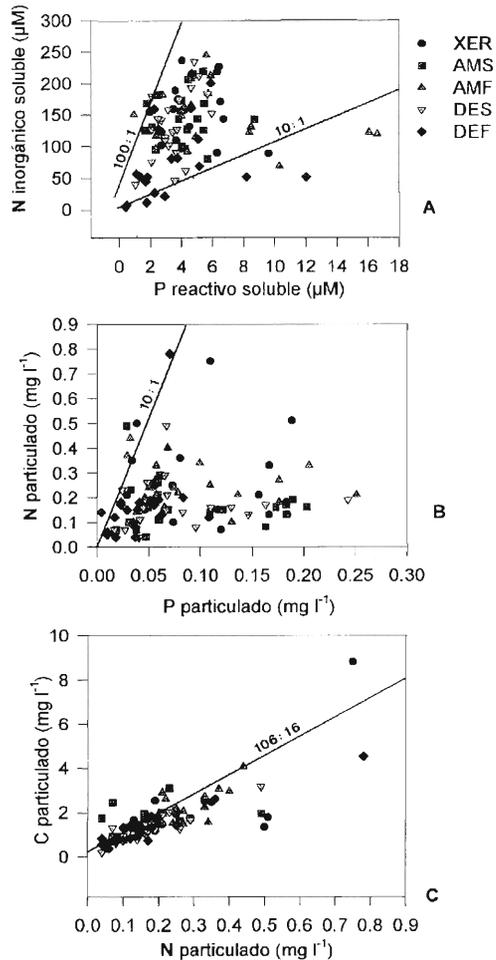


FIGURA 19. Relaciones entre las concentraciones de: A) nitrógeno inorgánico soluble y fósforo reactivo soluble, B) nitrógeno y fósforo particulados, C) carbono y nitrógeno particulados, en las estaciones del río. Relationships between A) dissolved N and dissolved P, B) particulate N and particulate P, C) particulate C and particulate N, at river stations.

yoría de los valores se sitúan por encima de la relación 16:1 (Fig. 19A), propuesta por Redfield para el fitoplancton, lo que indica una mayor participación de las formas del nitrógeno. Solo hay relaciones por debajo de ésta en la estación de Amposta en profundidad, coincidiendo con la presencia de cuña salina

con mínimos de nitrato y máximos de fósforo. Cuando la concentración de amonio es importante en las estaciones con cuña salina, el nitrógeno inorgánico disuelto vuelve a aumentar y mantiene valores totales similares a los períodos sin cuña; sólo la proporción entre las tres formas (nitrato, nitrito y amonio) ha cambiado. En el fondo de la desembocadura la relación es, a veces, baja en relación con las bajas concentraciones de los nutrientes.

Existe una amplia dispersión en los valores de la relación N/P particulados en favor mayoritariamente del fósforo, en todas las estaciones de superficie y de fondo con cuña salina (Fig. 19B).

La relación entre C y N particulados es próxima a 7 (cercana a la relación 106:16) especialmente en las estaciones estuarinas y en verano (Fig. 19C). En Xerta y Tortosa se mantiene alrededor de 10. Estos cambios están relacionados con el porcentaje de fitoplancton en el agua respecto a la contribución de detritos no orgánicos (Flemer & Biggs, 1971; Ward & Twilley, 1986), de forma que la relación es menor cuanto mayor es la importancia del fitoplancton, que es el caso de las estaciones estuarinas.

En los canales la relación más significativa es la de C/N particulados, que disminuye en CAM a medida que avanza el verano, mientras que en ALA aumenta. En el resto de canales esta relación presenta valores altos en el verano (agosto y septiembre) y más bajos al principio y final del ciclo. En ambientes de este tipo la proporción de detritos y de material poco lábil de difícil degradación es importante.

## DISCUSIÓN

Con el fin de determinar más claramente cuáles son los factores que inciden sobre la variabilidad espacial y temporal de la composición fisicoquímica del río, se ha realizado un tratamiento multivariable de los datos. Las

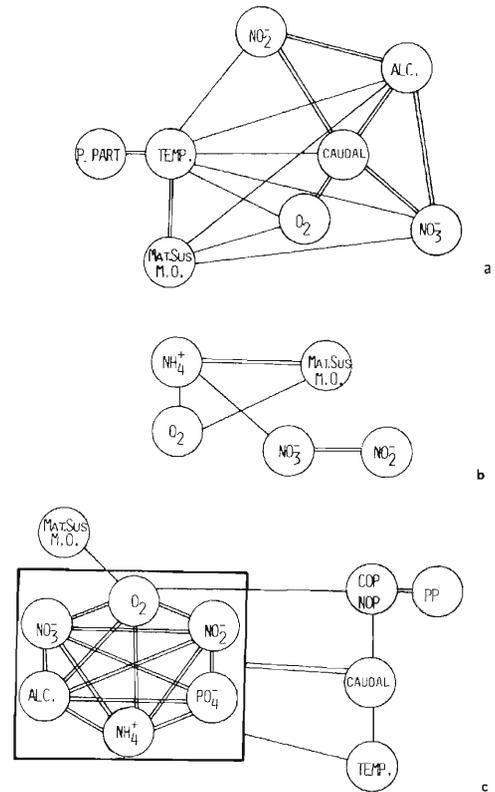


FIGURA 20. Correlaciones significativas ( $p < 0.001$ ) entre los parámetros fisicoquímicos en la parte baja del río Ebro: a) para el conjunto de los datos, b) para las épocas de caudal bajo ( $< 150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), c) para las épocas de caudal alto ( $> 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Doble trazo, correlaciones positivas; trazo sencillo, correlaciones negativas. *Significant correlations ( $p < 0.001$ ) between the physico-chemical values in the lower part of the Ebro river: a) for all the data, b) for the data only when the river discharge is low ( $< 150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), c) for the data only when the river discharge is high ( $> 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Double line, positive correlations; simple line, negative correlations.*

correlaciones estadísticas múltiples entre las diferentes variables se han representado gráficamente; los resultados se expresan primero conjuntamente para todos los datos, y después por grupos previamente establecidos. Los datos han sido normalizados para aquellas variables que no presentaban una distribución normal. El análisis de las correlaciones signi-

ficativas ( $p < 0.001$ ) permite estudiar qué correlaciones pueden describir mejor ciertas relaciones entre variables.

Las correlaciones obtenidas para todos los datos (Fig. 20a) indican que la temperatura y el caudal son los parámetros más correlacionados con otras variables. La alcalinidad, los nitratos, los nitritos y el oxígeno, con correlaciones positivas con el caudal pero negativas con la temperatura, determinan una disminución general en su concentración cuando el caudal es bajo y máxima la temperatura (estiaje). Dicha estacionalidad es más evidente con la correlación positiva entre la temperatura y el fósforo particulado, más importante en verano. Las concentraciones de sólidos en suspensión y materia orgánica son también más importantes en verano, especialmente en las estaciones del fondo. Estos parámetros están relacionados negativamente con el oxígeno y los nitratos, lo que indica el efecto de la presencia de la cuña salina.

El número de correlaciones significativas se reduce mucho cuando se considera solamente el período de caudal bajo del verano (Fig. 20b). Las correlaciones positivas entre el amonio, sólidos en suspensión y materia orgánica indican su acumulación con el consiguiente consumo de oxígeno y otras formas oxidadas (nitratos, nitritos).

Cuando el caudal presenta valores medios más altos propios del invierno, otoño o primavera, los nutrientes mantienen una fuerte correlación entre ellos (Fig. 20c) y con el oxígeno, así como con el caudal y la temperatura. La concentración de nutrientes en forma particulada está correlacionada negativamente con el caudal.

Estas relaciones reafirman la importancia de la marcada estacionalidad, caracterizada por un consumo de nutrientes en forma disuelta y un incremento de las formas particuladas en verano, todo ello acompañado de los efectos propios de la cuña salina.

Si los datos se distribuyen en dos nuevos grupos, por un lado las estaciones de superfi-

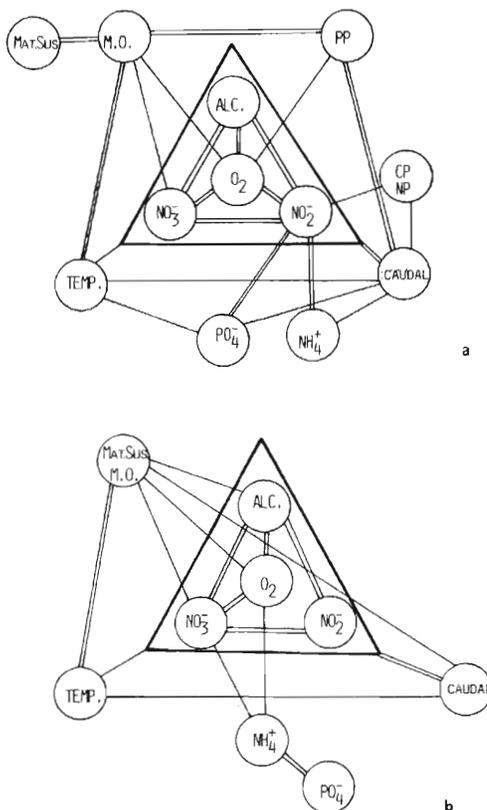


FIGURA 21. Correlaciones significativas entre los parámetros fisicoquímicos en la parte baja del río: a) para las estaciones de superficie, b) para las estaciones de profundidad. Doble trazo, correlaciones positivas, trazo sencillo, correlaciones negativas. *Significant correlations between the physico-chemical values in the lower part of the river: a) at the surface stations, b) at bottom stations. Double line, positive correlations; simple line, negative correlations.*

cie (Xerta, Tortosa, Amposta y la desembocadura en superficie) y por el otro las estaciones de profundidad (Amposta y desembocadura en el fondo), se vuelve a repetir el mismo patrón. En las estaciones de superficie (Fig. 21a) la estacionalidad determina la relación entre los parámetros, y en el fondo (Fig. 21b) las correlaciones más fuertes resultan de la acción de la cuña salina en estas estaciones.

Para confirmar esta imagen global de los

factores que mejor indican las condiciones de la parte baja del río Ebro, se ha aplicado un análisis de componentes principales. Los tres primeros factores generados explican un 76% de la varianza total. El primer factor explica el 39% y carga diez de las catorce variables. Con carga positiva sobre este eje están temperatura, materia orgánica, sólidos en suspensión y amonio (Fig. 22), es decir, aquellas variables con valores más altos en situación de cuña salina en profundidad. Con carga negativa, alcalinidad, oxígeno, nitrato, nitrito, pH y caudal. Este eje definiría el estiaje y la presencia de cuña salina. En el segundo eje, que explica el 20% del total de la varianza, cargan positivamente C y N particulados, sin carga negativa por parte de otras variables.

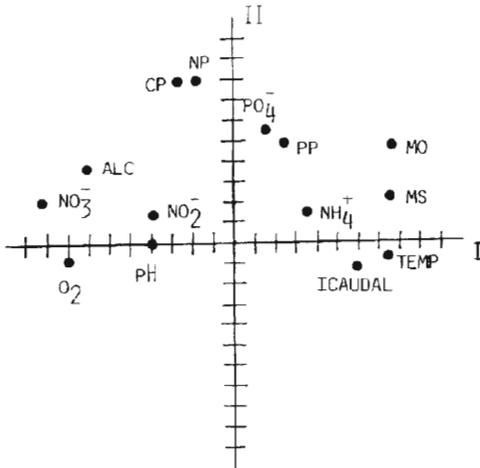


FIGURA 22. Representación de las variables en el espacio definido por los factores I y II del análisis de componentes principales. *Variables representation in the space defined by principal components I and II.*

Si el estiaje es una de las características determinantes en esta zona del río, éste puede ser más o menos acusado según el verano y puede extenderse a otras épocas del año según la regulación de los embalses, con la consiguiente alteración de las condiciones naturales del río (Vannote, 1981; Ward & Standford, 1983a, 1983b, 1984, 1987; Nichols *et al.*, 1986).

El efecto de la intrusión de agua de mar es diferente a lo largo de la parte estuarina del río. Si en Amposta o la isla de Gracia el agua salada del fondo parece que tiene un tiempo de residencia largo, la desembocadura, por su proximidad al mar abierto, presenta un hidrodinamismo importante y una renovación rápida que la diferencia de las otras estaciones. Si se comparan estadísticamente las estaciones estudiadas a partir de la comparación de las medias con un análisis de la varianza, las aguas del fondo de la desembocadura se diferencian de las otras estaciones por las siguientes variables: conductividad, alcalinidad, nitratos, nitritos, ortofosfato, fósforo y carbono particulados, con un 99% de nivel de confianza, lo que da idea de sus particularidades.

El transporte de material es también diferente desde las estaciones reófilas hacia las estuarinas. El material en suspensión de las fracciones fina y gruesa decrece aguas abajo (Vannote *et al.*, 1980) y se hace indetectable especialmente para la fracción mayor de 1 mm. La parte estuarina, con una velocidad de corriente más lenta y una mayor superficie de exposición a la luz, presenta un desarrollo más importante del fitoplancton. Esto se refleja en un incremento del C y P particulados, especialmente en verano, y en un comportamiento estacional de los nutrientes inorgánicos disueltos más estrechamente relacionados con la producción primaria. También hay diferencias en las relaciones C:N particulados, que es próxima a 7 en la parte estuarina y a 10 en las estaciones reófilas.

En los canales de riego el agua que llega desde el río sufre unos cambios muy diferentes a los del agua que sigue el curso del río. El agua, a medida que atraviesa la red de canales, pierde oxígeno y las formas oxidadas de los nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato) bajan en concentración y las formas más reducidas (amonio) aumentan. El pH disminuye como consecuencia del desagüe de los campos de cultivo (Comín, 1984) al final del verano. También se incrementa la concentración de

sólidos en suspensión y la relación C:N, lo que indica un aumento de material particulado más refractario de difícil degradación.

El agua que con estas características llega a las lagunas litorales es sometida a nuevas transformaciones, entre ellas una oxigenación importante facilitada por la agitación provocada por los frecuentes vientos que hay en la zona y por la actividad biológica (Comín, 1984), y en el caso de la laguna de la Tancada también por la presencia de macrófitos (Menéndez, 1989). Las lagunas actúan como cubetas de sedimentación del material particulado mayor de 1 mm y como exportadoras de material ultrafino, inferior a 50 mm. Cabe destacar la importancia que tiene el transporte de material particulado, especialmente en las fracciones más gruesas. Periódicamente se elimina la abundante vegetación de las paredes de estos canales, que se vierte directamente a los canales y llega a las lagunas y bahías. También es importante el cre-

cimiento masivo de algas y de cianofíceas, en algunas épocas del año.

Aproximadamente el 80% del agua que llega a la bahía desde los canales de riego proviene de dos canales, la acequia del Ala y el Desagüe general, de características similares al anterior; la influencia de los otros canales es menos importante. En general, junio y octubre son los meses con concentraciones más elevadas de nutrientes en los canales: junio coincide con el período del abono foliar (Forès, 1989) y en octubre los campos empiezan a vaciarse después de la cosecha.

A nivel del contenido global de nutrientes, el río no presenta modificaciones importantes en su curso, tan sólo un pequeño consumo respecto a la concentración de partida. Sin embargo, el agua que atraviesa los canales tiene una composición diferente en la salida del sistema respecto a la entrada. Véase en la figura 23 los ejemplos del fósforo y del nitrógeno.

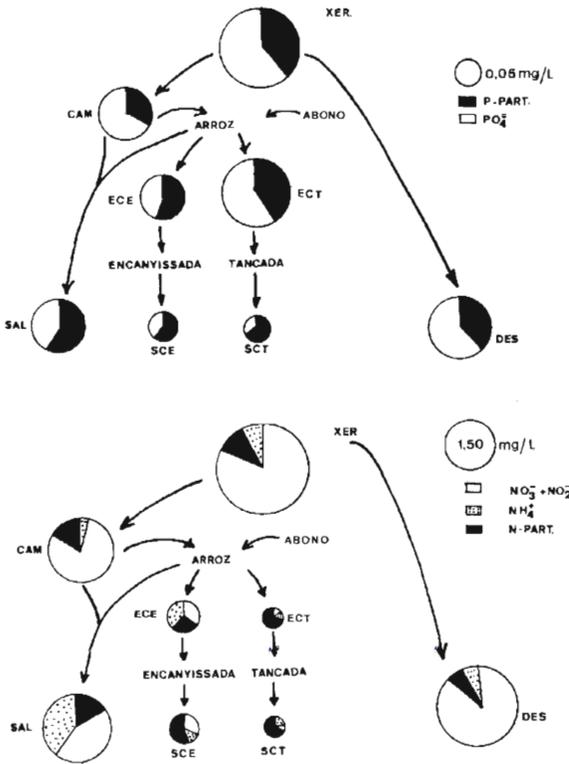


FIGURA 23. Esquema de las transformaciones de las diferentes forma de fósforo y nitrógeno a través del sistema deltaico. *An schematic representation of phosphorus and nitrogen transformations along the deltaic system.*

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado dentro de un proyecto más amplio financiado por la CAICYT (proyecto AC 16/84).

## BIBLIOGRAFIA

- ARAGÓN, J. 1943. *Salinidad del agua del Ebro en sus estiajes*. Instituto Nacional de Colonización. Tortosa.
- BOLDWIN, A. & RABATTI, S. 1986. Po river delta. Part II: suspended sediments off the main mouth. *Com. Intern. pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée (CIESM)*, 30 (2):64.
- CATALÁN, J. G. 1966. Composición química de las aguas del río Ebro y sus afluentes más importantes. *Agua*, Marzo-Abril.
- COMÍN, F. A. 1984. Características físicas y químicas y fitoplancton de las lagunas costeras, Encañizada, Tancada y Buda (Delta del Ebro). *Oecologia Aquatica*, 7:79-162.
- FISHER, T. R., HARDING Jr., L. W., STANLEY, D. W. & WARD, L. G. 1988. Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27: 61-93.
- FLEMER, D. A. & BIGGS, R. B. 1971. Particulate Carbon:Nitrogen relations in Northern Chesapeake Bay. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28: 911-918.
- FORÈS, E., 1989. *Cicles del nitrògen i del fòsfor en l'ecosistema dels arrossars*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- FOX, L. E., SAGER, S. L. & WOFSEY, S. C. 1986. The chemical control of soluble phosphorus in the Amazon estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 50:783-794.
- HILL, A. R. 1979. Denitrification in the nitrogen budget of a river ecosystem. *Nature*, 281:291-292.
- IBÁÑEZ, C. 1993. *Dinàmica hidrològica i funcionament ecològic del tram estuari del riu Ebre*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- IBÁÑEZ, C. & PRAT, N. (en prensa). El tram estuari del riu Ebre: síntesi ecològica i aspectes de gestió. 37 *Asamblea Intercomarcal de estudiosos*. Amposta (Tarragona), 1992.
- KENNISH, M. J. 1986. *Ecology of Estuaries. Vol. I: Physical and chemical aspects*. CRC Press. Florida.
- LINDEBOOM, H. J. & MERKS, A. G. A. 1983. Annual changes in nutrient, DOC and POC and their relationship with chemical and biological processes in a closed estuary. *Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderbrand*, 55:315-329.
- MALDONADO, A. 1977. Introducción geológica al delta del Ebro. In: *Els sistemes naturals del delta de l'Ebre*. Treballs de la ICHN, 8. Barcelona.
- MENÉNDEZ, M. & COMÍN, F. A. 1989. Seasonal patterns of biomass variations of *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande and *P. pectinatus* L. in a coastal lagoon. *Scient. Mar.*, 53:633-638.
- MEYBECK, M. 1979. Concentrations des eaux fluviales en éléments majeur et apports en solution aux océans. (Rev. Dyn. Geog. Phys.) *Rev. Geol. Dyn. Geog. Phys.* 21 (3):215-246.
- MEYBECK, M., CAUWET, G., DESSERTY, S., SOMVILLE, M., GOULEAU, D. & BILLEN, G. 1988. Nutrients (organic C, P, N, Si) in the eutrophic river Loire (France) and its estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27:595-624.
- MINISTERIO OBRAS PÚBLICAS. 1972-1985. *Análisis de calidad de aguas*. Dir. General de Obras Hidráulicas. Madrid.
- MORRIS, A. W., MANTOURA, R. F. C., BALE, A. J. & HOWLAND, R. J. M. 1978. Very low salinity regions of estuaries: important sites for chemical and biological reactions. *Nature*, 274:678-680.
- MORRIS, A. W., LORING, D. H., BALE, A. J., HOWLAND, R. J. M., MANTOURA, R. F. C. & WOODWARD, E. M. S. 1982. Particle dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanol. Acta*, 5(3):349-353.
- MUÑOZ, I. 1990. *Limnologia de la part baixa del riu Ebre i els canals de reg: els factors físico-químics, el fitoplàncton i els macroinvertebrats bentònics*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- MUÑOZ, I. & PRAT, N. 1989. Effects of river regulation on the lower Ebro river (NE Spain). *Regulated Rivers. Research and Management*, 3:345-54.
- MUÑOZ, I. & PRAT, N. 1990. Flujos de C, N y P en la parte baja del río Ebro. *Scientia Gerundensis*, 16 (1):147-162.
- NICHOLS, F. H., CLOERN, J. E., LUOMA, S. N. & PETERSON, D. H. 1986. the modification of an estuary. *Science*, 231:567-573.
- PAUC, H., 1987. La dynamique du materiel en suspension à l'interfase fluvio-marine. Étude du coin salé de l'Oued Mazafran (Ouest Algerois). *Coll. Intern. Océanol.*, Perpignan, CIESM.
- PEELEN, R. 1967. Isohalines in the delta area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Netherlands Journal of Sea Research*, 3 (4):575-597.
- PEELEN, R. 1970. Changes in salinity in the delta area of the rivers Rhine and Meuse resulting from the construction of a number of enclosing dams. *Netherlands Journal of Sea Research*, 5 (1):1-19.
- PEELEN, R. 1974. Data on temperature, oxygen, sediment and transparency of the water in the Northern part of the delta area of the Netherlands between 1961 and 1972. *Hydrobiologia*, 45 (1):115-134.
- PETERSON, D. H., SMITH, R. E., HAGER, S. W., HARMON, D. D., HERNDON, R. E. & SCHEMEL, L. E. 1985. Interannual variability in dissolved inorganic nutrients in Northern S. Francisco Bay Estuary. *Hydrobiologia*, 129:37-58.

- PRAT, N., MUÑOZ, I., CAMP, J., COMÍN, F. A., LUCENA, J. R., ROMERO, J. & VIDAL, M. 1987. Seasonal changes in particulate organic carbon and nitrogen in the river and drainage channels of the Ebro Delta. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24.
- PRAT, N., CAMP, J., COMÍN, F. A., LUCENA, J. R., MUÑOZ, I., ROMERO, J. & VIDAL, M. 1988. Nitrogen fluxes in the Ebro Delta (NE Spain) aquatic systems. *Proc. Int. Symp. on Hydrology of Wetlands in Semiarid and arid regions*, 139-142. Junta Andalucía. Ag. Medio Ambiente. Sevilla.
- RICHEY, J. E., BROCK, J. T., NAIMAN, R. J., WISSMAR, R. C. & STALLARD, R. F. 1980. Organic carbon: Oxidation and transport in the Amazon River. *Science*, 207:1348-1350.
- RINCE, Y., GUILLAUD, J. F. & GALLENNE, B. 1985. Qualité des eaux en milieu estuarien: suivi annuel de critères physiques et chimiques dans les eaux de l'estuaire de la Loire. *Hydrobiologia*, 124:199-210.
- SAAD, M. A. H. & ABBAS, M. H. 1985. Limnological investigations on the Rosetta branch of the Nile. *Freshwater Biology*, 15:645-669.
- SABATER, S. & MUÑOZ, I. 1990. Successional dynamics of the phytoplankton in the lower part of the river Ebro. *Journal of Plankton Research*, 12(3):573-592.
- SALLOT, A., LORRE, A., MARTY, J. C., SCRIBE, P. 1984. Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien: stratégies d'échantillonnage et de recherche élaborées en Loire (France). *Oceanol. Acta.*, 7 (2):191-207.
- SORRIBES, J. & GRAU, J. J. 1985. El Delta del Ebro: Una visión de conjunto. In: *Les Deltas Méditerranéens*. (Bethemont, J. & Villain-Gandossi, C., eds.):179-210. Centre Européen de Coordination de Recherche et de Documentation en Sciences Sociales.
- SPATARU, A., CALIN, N. & MAGEARU, G. 1969. A study on the structures influencing the flow at the Sulina river mouth. *Symposium on the hydrology of deltas*. Bucharest. Romania.
- TOJA, J., LÓPEZ, T., GUISANDE, C. & BRIEVA, C. 1986. Ecología del estuario del río Guadalquivir. *II Simposio del Agua en Andalucía*, 1:523-532.
- VANNOTE, R. L. 1981. The river continuum: a theoretical construct for analysis of river ecosystems. *Proceedings of the National Symposium on Freshwater inflow to estuaries*. Vol.II.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 (1):130-137.
- VERDAGUER, A., SERRA, J. & CANALS, M. 1985. L'interaction fluviale et marine dans le cours inférieur de l'Ebre: conséquences sédimentologiques. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 29 (2).
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1983a. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: *Dynamics of lotic ecosystems* (Fontaine, T. D. & Bartell, S. M., eds.):29-42. Ann Arbor Science. Michigan.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1983b. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: *Dynamics of lotic ecosystems* (Fontaine, T. D. & Bartell, S. M., eds.):347-356. Ann Arbor Science. Michigan.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1984. The regulated stream as a testing ground for ecological theory. In: *Regulated rivers* (Lillehammer, A. & Saltveit, S.J., eds.):23-38. Oslo University press. Oslo.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1987. The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. In: *Regulated Streams-Advances in Ecology*. (Craig, J. F. & Kemper, J. B., eds.):391-409. Plenum. New York.
- WARD, L. G. & TWILLEY, R. R. 1986. Seasonal distributions of suspended particulate matter and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries*, 9 (3):156-168.
- WETZEL, R. G. 1983. *Limnology* (2nd ed.). Saunders. New York.

