

COMPORTAMIENTO DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL ESTUARIO Y EN LA PLUMA DEL RÍO EBRO

I. Romero, S. Falco, J.G. del Río, M. Rodilla

Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente
Universidad Politécnica de Valencia
Apdo 22012, 46080 Valencia
inrogi@doctor.upv.es

J.P. Sierra

Laboratori d'Enginyeria Marítima, LIM-CIIRC, DEHMA
Universitat Politècnica de Catalunya
Campus Nord-UPC, Mòdul D-1
Jordi Girona, 1-3, 08034 Barcelona

M.C. Pérez

Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente
Universidad Politécnica de Valencia
Apdo 22012, 46080 Valencia

C. Mosso

Laboratori d'Enginyeria Marítima, LIM-CIIRC, DEHMA
Universitat Politècnica de Catalunya
Campus Nord-UPC, Mòdul D-1
Jordi Girona, 1-3, 08034 Barcelona

Resumen: La desembocadura del río Ebro es un estuario estratificado que cuando desemboca en el mar Mediterráneo forma una pluma cuya distribución está controlada fundamentalmente por la descarga del río y los vientos locales. Para estudiar el comportamiento de los nutrientes en el proceso de mezcla estuarina se recurrió a los gráficos de "curvas de mezcla" que aportan gran información si bien requiere una apropiada elección de los extremos (dulce y salino). Al estudiar el comportamiento del nitrógeno y fósforo se observó que amonio y PSR se comportan de diferente manera en el estuario que en la pluma, mientras que el nitrato y el nitrito tienen pautas de comportamiento similares en ambos ambientes. En el estuario se observan claras ganancias para el amonio y el fósforo que son consecuencia de la remineralización de la materia orgánica que se acumula principalmente en la zona de la interfase de la cuña salina. En cambio, en la pluma el comportamiento del amonio y del fósforo muestran pérdidas debidas probablemente a la absorción por parte del fitoplancton. Nitrito y nitrato exhiben comportamientos prácticamente conservativos tanto en el estuario como en la pluma.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios con cuña salina se caracterizan por tener un elevado grado de estratificación en la columna de agua, un bajo régimen de mareas y caudales fluviales relativamente altos (Pritchard, 1955). Otros autores (Geyer y Farmer, 1989) señalan que la existencia de la cuña salina está supeditada a la generación de un fuerte gradiente entre el agua dulce y la salina por el flujo del río, que impida que se produzca una mezcla en la columna de agua debido al efecto de las mareas y a la turbulencia inducida por los vientos.

En estas condiciones (mezcla reducida) las aguas saldrán del estuario con una salinidad mucho más baja que en un estuario de mezcla. Estas aguas dulces/salobres de los estuarios desembocan y se difunden en el agua salina (más densa) de los mares. Debido a esta diferencia de densidad, se forma un frente denominado pluma (o penacho) cuya extensión y morfología depende principalmente de la hidrodinámica, del caudal del río, de las condiciones de marea, del oleaje y de las corrientes determinadas en gran medida por los vientos locales (Broche *et al.*, 1998; Marsaleix *et al.*, 1998).

Las aguas continentales tienen normalmente un contenido mucho más alto en nutrientes que las aguas marinas, generándose por tanto un proceso de mezcla y difusión de los nutrientes, que da lugar a una pauta de distribución espacial que es, en principio, inversa a la de la salinidad (Davies y Xing, 1999). Los nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, son los elementos que condicionan la producción primaria.

El comportamiento y por tanto la distribución espacial de los nutrientes tanto en el estuario como en la pluma, no está solamente determinado por la mezcla física pura, sino que también se ve afectado por los diferentes procesos biológicos y físico-químicos que se dan durante la mezcla (adsorción/desorción, floculación/disgregación, producción/consumo, asimilación/excreción o advección/sedimentación (Broche *et al.*, 1998)).

Según Morris *et al.* (1995), existen teóricamente tres caminos para estudiar el comportamiento de los diferentes nutrientes en el proceso de mezcla, que son:

1. Se puede usar el método de "curvas de mezcla", en el que la distribución de la concentración de un constituyente químico en el estuario o en la pluma se compara con la distribución de un trazador conservativo proveniente de la misma fuente, que generalmente es la salinidad o la clorinidad, que varía linealmente en función de la tasa de dilución del agua dulce en el mar. Este método es uno de los más valorados y que ha tenido un mayor uso ya que se requiere tan solo de las concentraciones del nutriente a estudiar y de un parámetro conservativo. Este método proporciona información sobre el tipo de comportamiento en la mezcla - conservativo o no- aunque, lógicamente, no nos da información sobre qué procesos causan este comportamiento.
2. Puede hacerse una comparación entre los flujos estimados de entrada y salida al estuario o a la pluma, que se suponen encerrados en una "caja negra" cuyos límites deben ser definidos con gran precisión. Este método precisa también una cuantificación exacta de los flujos netos, los cuales normalmente no son fáciles de obtener. Además es muy sensible a los procesos que puedan tener lugar en el mismo límite del estuario o de la pluma, de forma que aquellos que tienen lugar solamente dentro del estuario o de la pluma pueden pasar desapercibidos.
3. También se puede realizar un balance de masas, siempre que se haya identificado todos los procesos que afectan a un constituyente en el estuario o en la pluma y se haya cuantificado sus tasas. Además, también se requiere un detallado conocimiento de las variaciones espaciales y temporales de todos los procesos que afectan a los balances de nutrientes en el periodo estudiado, lo cual suele ser difícil de conseguir, ya que procesos como, por ejemplo, la producción primaria o la nitrificación son muy variables tanto temporal como espacialmente.

Evidentemente, cada uno de estos métodos tiene sus propias limitaciones. Lo ideal sería desde luego utilizar una combinación de las tres técnicas, siempre y cuando sea posible y se posean todos los datos necesarios. No obstante si hay que elegir uno de ellos, el de "curvas de mezcla" es uno de los más utilizados ya que requiere solamente de dos parámetros y aporta una gran información. Sin embargo, la dificultad de este método estriba en la necesidad de una elección precisa de los valores de la concentración de los extremos del continuo (dulce y salino) que definirán la línea de mezcla ideal, especialmente la determinación de la concentración en el punto más dulce en la zona de la pluma estuarina (Sanders *et al.*, 1997; Burton, 1976; Kress y Herut, 1998).

El objetivo de este estudio es el análisis del comportamiento del nitrógeno y del fósforo en la mezcla estuarina, tanto en el estuario como en la pluma del río Ebro, en la primavera de 1999 a través de este último método.

ZONA DE ESTUDIO

El río Ebro está localizado en el NE de España (Figura 1) y vierte sus aguas en el Mediterráneo Occidental. En su cuenca hay numerosas ciudades, campos de cultivo, así como zonas mineras e industriales. Tiene una longitud de 928 km y sus últimos 30 km discurren por la llanura deltaica. Los 138 embalses de su cuenca y en especial los de Mequinenza y Riba-Roja, situados a unos 100 km de la boca, suavizan las diferencias estacionales de los caudales en el delta. Sin embargo, debido a la explotación de los aprovechamientos hidroeléctricos de estos últimos, hay una fuerte variación horaria y diaria en los caudales observados en la zona baja del Ebro, llegando a medir valores máximos unas 8 veces superiores a los mínimos (Dolz *et al.*, 1997).

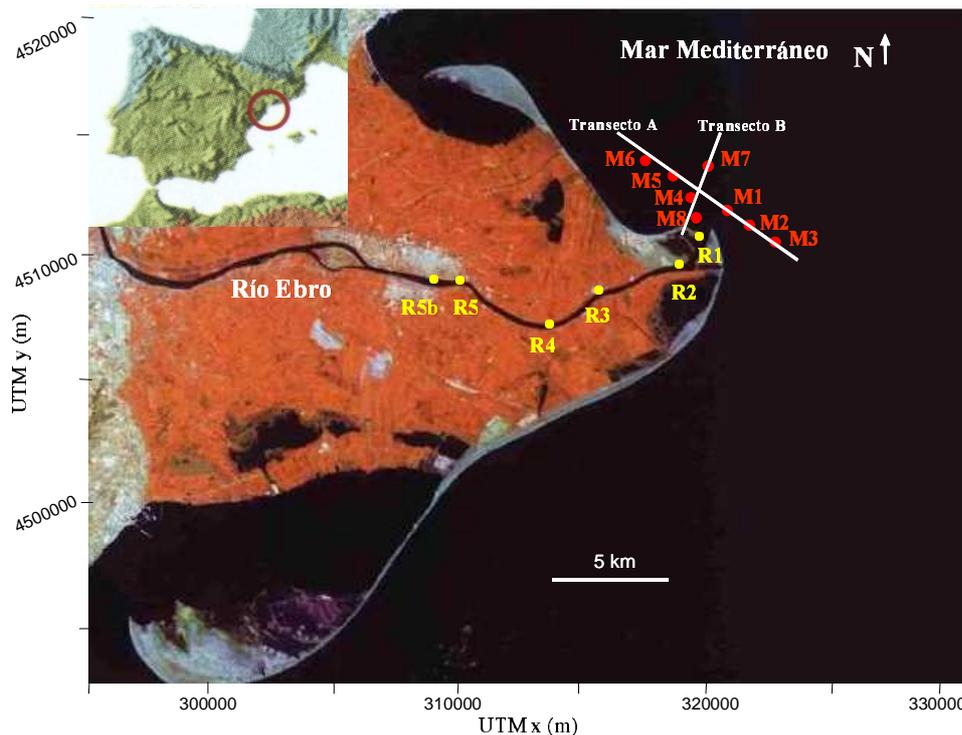


Figura 1. Delta del río Ebro en la costa del Mediterráneo Occidental, y situación de las estaciones de muestreo en el estuario y en la pluma

El mar Mediterráneo es micromareal, pues la marea oceánica apenas llega a penetrar en él, y la pequeña extensión del álveo impide la formación de una marea propia. Por todo ello, las mareas en el Mediterráneo son muy débiles, su amplitud no supera normalmente los 20-40 cm y su periodicidad es semidiurna (Rodríguez, 1982; Ibáñez *et al.*, 1997). Se encuentra conectado con el Océano Atlántico por el Estrecho de Gibraltar y se comporta como una cuenca de concentración, pues la evaporación de sus aguas es mayor que los aportes que recibe a través de los ríos tributarios, y tiene una circulación de tipo ciclónica (Vollenweider *et al.*, 1996).

El río Ebro en su desembocadura es un estuario estratificado. El bajo rango de mareas del mar Mediterráneo favorece la existencia de la cuña salina. Su dinámica hidrológica está controlada fundamentalmente por la descarga del río. Existe una fuerte correlación entre la descarga del río y la profundidad de la cuña salina (Ibáñez *et al.*, 1997). En cambio, la extensión de ésta no está linealmente relacionada con la descarga, debido en gran parte a una irregular topografía del lecho del estuario, lo que da lugar a la retención de la cuña en varios puntos poco profundos en un amplio régimen de descarga de caudales del río.

Cuando las aguas dulces/salobres del río desembocan en el mar, se forma la pluma (o penacho) estuarina, cuya distribución está controlada tanto por la descarga del río como por la magnitud de los vientos presentes en la zona.

Descripción de las campañas de muestreo

En este trabajo se ha utilizado los datos obtenidos en el marco del convenio europeo PIONEER, en el que se realizó 4 campañas de muestreo en el estuario y en la pluma del río durante la primavera, verano y otoño de 1999 e invierno de 2000. En este artículo se muestra exclusivamente los resultados obtenidos en primavera en el estuario y en la pluma. En el estuario, el 5 de abril de 1999, se recogió muestras en seis estaciones a lo largo del río (Figura 1) y a distintas profundidades en la columna de agua intentando captar el máximo número de muestras a la profundidad en donde se encontraba situada la interfase con la cuña salina. En la pluma, el 6 de abril de 1999, se tomó muestras a distintas profundidades en 8 estaciones en el mar distribuidas a lo largo de dos transectos señalados en la Figura 1. El transecto B está orientado desde la desembocadura del río hacia el noreste (NE) mientras que el transecto A tiene una dirección noroeste (NO)-sudeste (SE).

MATERIAL Y MÉTODOS

Métodos de muestreo

Como ya hemos dicho, en el estuario se recogió muestras de agua en las distintas estaciones, intentando captar el máximo número de muestras a la profundidad donde se encontraba situada la interfase dulce-salina. Para localizar ésta se utilizó una sonda multiparamétrica Hydrolab Surveyor 3 que realiza un perfil vertical cada 10 cm de los distintos parámetros (conductividad, temperatura, pH, redox, profundidad). Las muestras fueron tomadas en la parte central del cauce del río y se recogieron acoplado una manguera al Hydrolab. Un extremo de la manguera se situó a nivel del sensor de presión de la sonda, de manera que se conocía en todo momento la profundidad de toma de muestras. Para extraer el agua, el otro extremo se acopló a una motobomba que proporcionaba un caudal aproximado de 12 l/min.

En la pluma, con la finalidad de abarcar toda su extensión y de situar las diferentes estaciones de muestreo, se realizó una toma previa de muestras de las aguas superficiales en las que se midió la conductividad *in situ*, con un Microprocesor Conductivity Meter WTW LF196. Con un nuevo dispositivo denominado SWAS (Superficial Water SAmples) que se desarrolló conjuntamente entre Jean Jaques Naudin del Laboratorio Aragón de Banyuls, el Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente de la UPV y el LIM de la Universidad Politécnica de Cataluña, se recogió muestras de agua con una elevada precisión vertical en la capa superficial. El SWAS nos permitió tomar 8 muestras de agua simultáneamente a 8 profundidades fijas (0, 0,05, 0,10, 0,20, 0,30, 0,50, 0,75 y 1,0 m) mediante un sistema de vacío. Además en cada una de las estaciones se tomó, cuando la profundidad lo permitió, otra muestra de agua a una profundidad de 5,0 m mediante una manguera conectada a una bomba de vacío.

Métodos analíticos

Las muestras de agua se recogieron en botellas de plástico de 2 litros y fueron mantenidas refrigeradas hasta su llegada al laboratorio, con un lapso inferior siempre a 12 horas. En el laboratorio las muestras se subdividieron en distintas alícuotas para la determinación de los diferentes parámetros, debido a la particular manera de conservación de cada uno de ellos (APHA, 1995). La salinidad se

determinó a partir de las medidas de un conductímetro de inducción Grundy Environmental Systems Inc, 6230N. Cuando dicho valor resultaba menor de 5‰ se realizó la medición de los cloruros (mg/l) (APHA, 1995), que podemos asimilar a la clorinidad (‰) sin cometer un error apreciable. A partir de los valores de salinidad se calculó la clorinidad (‰) mediante la ecuación lineal obtenida por Wooster *et al.* (1969) citada en Riley y Chester (1971) y en Aminot (1983)

$$\text{Salinidad (‰)} = 1,80655 \times \text{Clorinidad (‰)}$$

Para el análisis de los nutrientes, las muestras se filtraron a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 μ m (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro). En el filtrado se analizaron los nutrientes solubles (μ mol/l) (amonio, nitrito, nitrato y fósforo soluble reactivo) en un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Evollution II, según los métodos descritos por Treguer y Le Corre (1975), teniendo en cuenta las consideraciones hechas por Parsons *et al.* (1984) y Kirkwood *et al.* (1991).

Mezcla conservativa

Para estudiar el comportamiento de los diferentes nutrientes en el proceso de mezcla vamos a utilizar el método de las "curvas de mezcla", en las que representaremos la concentración de cada nutriente en función de la clorinidad. Se compararán estos resultados con la distribución que tendría ese nutriente en una mezcla física ideal, es decir, si se comportara de manera conservativa, lo que quedará representado en dichos gráficos con una línea discontinua.

La elección de la línea de mezcla ideal resulta bastante problemática, pues se necesita definir adecuadamente la concentración del nutriente en el agua dulce y en el agua salina. En cada una de las estaciones del estuario se tomó como extremo dulce la muestra de agua más superficial y como extremo salino la muestra recogida a mayor profundidad, que resultan ser la más dulce y la más salina respectivamente. En el caso de la pluma estuarina, escoger el punto correspondiente a la parte más salina no conlleva grandes problemas, debido a que las concentraciones de nutrientes en esta masa de agua son muy similares, escogiendo por lo tanto la concentración del nutriente en la muestra de agua recogida a mayor profundidad en la estación más lejana a la desembocadura. Pero, como queda patente en multitud de estudios realizados (Sanders *et*

al., 1997; Burton, 1976; Kress y Herut, 1998) el problema principal recae en la elección de la concentración del punto más dulce, sobre todo cuando no existe una gran homogeneidad en la concentración del nutriente a estudiar en la zona de menor clorinidad. Lo mismo ocurre en nuestro caso, pues escoger para este punto la muestra más dulce de la pluma estuarina implica darle un gran peso a ésta, encontrándonos además con situaciones problemáticas al no estar este valor muy bien definido en algunas de las estaciones. Una posible solución sería escoger un valor de la concentración del nutriente obtenido de la bibliografía existente de la zona de estudio, pudiendo ser un valor puntual o un valor medio mensual o anual (López-Veneroni y Cifuentes, 1994; Lohrenz *et al.*, 1999; Magnien *et al.*, 1992; Kress y Herut, 1998). En nuestro caso particular, optamos por escoger como extremo dulce de la pluma estuarina, el valor promedio de la concentración de las muestras superficiales tomadas en la estación de muestreo ubicada en la desembocadura del río (R1), en los días próximos a los del muestreo en la pluma (que en nuestro caso fueron los días 4, 5 y 7 de abril de 1999). Al no tener un valor exacto de la concentración de los nutrientes en la desembocadura del río Ebro para el día 06/04/99, debe prestarse especial atención a las posibles conclusiones que se deriven de estas gráficas.

Para poder aplicar el método de curvas de mezcla se ha de cumplir un requisito indispensable, y es que debe asumirse el estado estacionario en las concentraciones de los nutrientes durante el periodo de recolección de las muestras (Morris *et al.*, 1995; Sanders *et al.*, 1997; Naudin *et al.*, 2001; Loder y Reichard, 1981). Para ello todas las muestras deben haber sido recogidas en un intervalo horario menor al tiempo de residencia, es decir al tiempo requerido para que el flujo del río reemplace el agua dulce existente en el estuario. En nuestro caso, el tiempo de residencia calculado para un caudal de 400 m³/s (caudal existente durante nuestras campañas de muestreo) resultó ser de aproximadamente 15 horas, con lo que queda asegurado el estado estacionario para nuestras campañas al haberse realizado cada una de ellas en un tiempo que nunca fue superior a las 10 horas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se puede observar la estratificación de la columna de agua en las seis esta-

ciones muestreadas el 5 de abril de 1999 en el estuario del Ebro. Se ve claramente cómo aumenta la conductividad en todos los perfiles verticales de cada estación, resultando en una haloclina estrecha y altamente comprimida que, a medida que nos alejamos de la boca del estuario, la encontramos a mayor profundidad. En la misma figura se ha representado los perfiles de clorinidad encontrados en la pluma estuarina en los transectos A y B, para las 8 estaciones muestreadas. Se observa un aumento gradual de la clorinidad tanto al aumentar la profundidad como al alejarnos de la desembocadura del río, existiendo un mayor gradiente en el primer metro de la columna de agua para el transecto B y en los 75 cm superiores de la columna de agua para el transecto A.

Comportamiento de las distintas formas de N inorgánico

Amonio

En general el comportamiento mayoritario del amonio muestra ganancias claras en el proceso de mezcla estuarina en cada una de las estaciones muestreadas en el estuario, aunque si bien éstas son más marcadas en las tres estaciones más cercanas a la boca del estuario (R1, R2 y R3) y menores en las dos más próximas a la cabeza del mismo (R5 y R5b). En la R4 el comportamiento es prácticamente conservativo, observándose una pequeña pérdida en la zona de menor clorinidad. En R1 es menor la concentración de amonio en la muestra de mayor clorinidad que en la de menor clorinidad mientras que en el resto de las estaciones ocurre lo contrario. En el estuario podemos decir que las ganancias para el amonio son una consecuencia de la remineralización de la materia orgánica que se acumula principalmente en la zona de la interfase de la cuña salina.

En cambio, el comportamiento observado en la pluma estuarina resulta difícil de evaluar, debido sobre todo a las pequeñas concentraciones observadas para este nutriente. En las estaciones más cercanas a la desembocadura del río (M8 y M4) se encuentran los niveles más altos, siendo menores en el resto, llegando incluso en algunas de ellas, a estar próximas al límite de detección del método analítico (0,1 $\mu\text{mol/l}$). Aún así, se puede concluir que en general en la pluma estuarina existen ciertas pérdidas para el amonio, probablemente debidas a la absorción por parte de la comunidad fitoplanctónica.

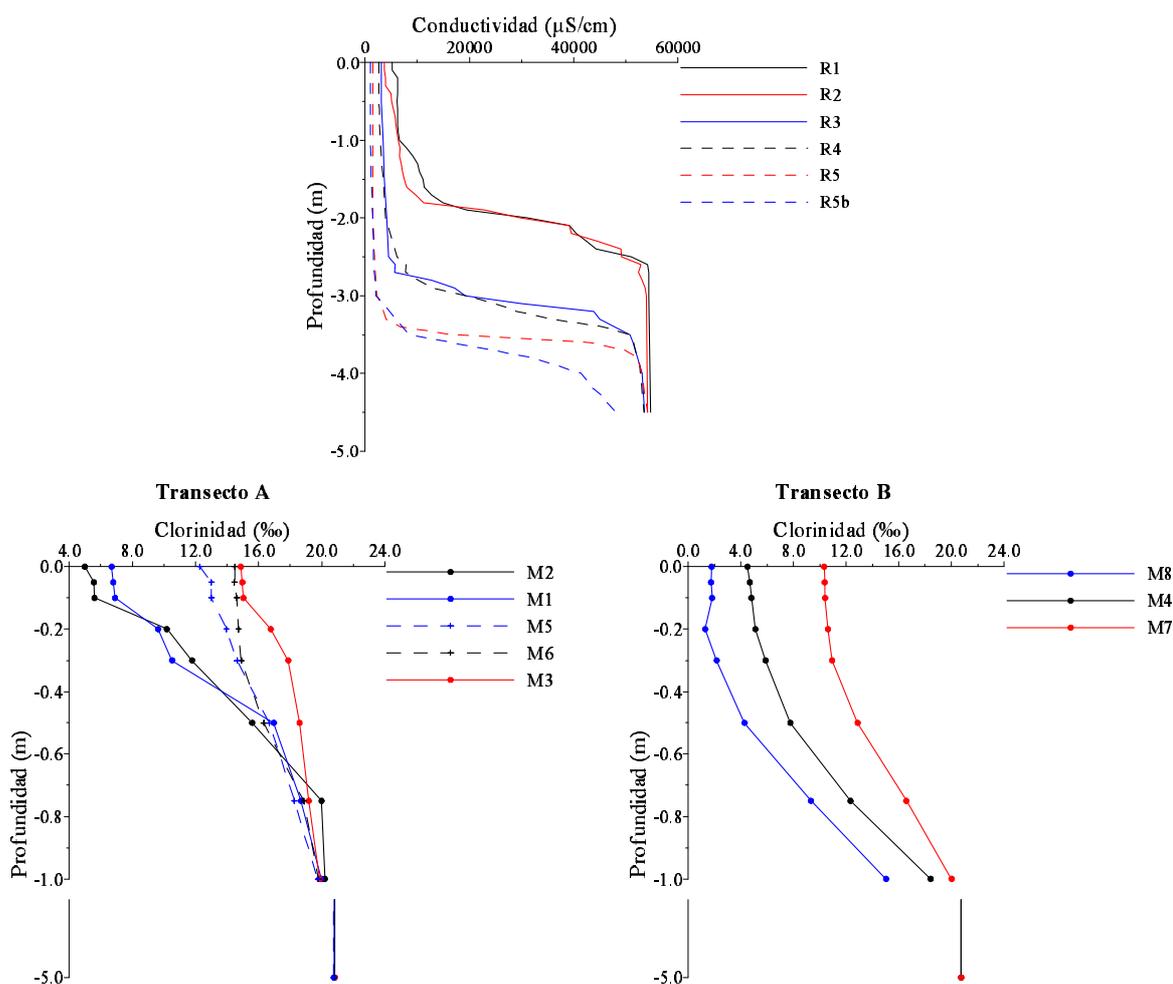


Figura 2. Perfiles verticales de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en el estuario y de clorinidad (‰) en la pluma estuarina en las diferentes estaciones de muestreo

Nitrato

Frente al amonio, éste muestra en el estuario un comportamiento que está mucho menos distorsionado por la actividad biológica, observándose líneas de mezcla conservativas en todas las estaciones, aunque se puede apreciar unas pequeñas pérdidas en la zona de menor clorinidad de las estaciones R2, R3 y R5b (Figura 3). En todas las estaciones la concentración de nitrato en el agua salina es menor que en el agua dulce.

También en la pluma estuarina observamos que la concentración de nitrato va disminuyendo al aumentar la clorinidad (Figura 3), debido a que las aguas provenientes del río están más cargadas en este nutriente. La línea de mezcla ideal, generada a partir del valor promedio en R1 a 0 m de profundidad, queda situada en todas las estaciones por encima de los valores

de las concentraciones encontradas, lo cual nos lleva a inferir que probablemente se están produciendo unas pérdidas respecto a las concentraciones de nitrato en el estuario. Pero el comportamiento en la columna de agua de cada una de las estaciones, resulta ser diferente si consideramos como extremo dulce de la línea ideal la muestra menos salina encontrada en cada una de ellas. Para este nutriente, debido a la mayor homogeneidad en la zona de menor clorinidad, resulta más apropiada esta segunda opción. Así, observamos un comportamiento bastante conservativo en las estaciones M8, M7, M1 y M2. En las estaciones M6, M5 y M3 se encuentran ligeras pérdidas en la zona de mayor clorinidad, y en la estación M4 a menor clorinidad. Estas ligeras pérdidas pueden ser debidas a la absorción fitoplanctónica, a la sedimentación y/o a la oxidación química y/o biológica.

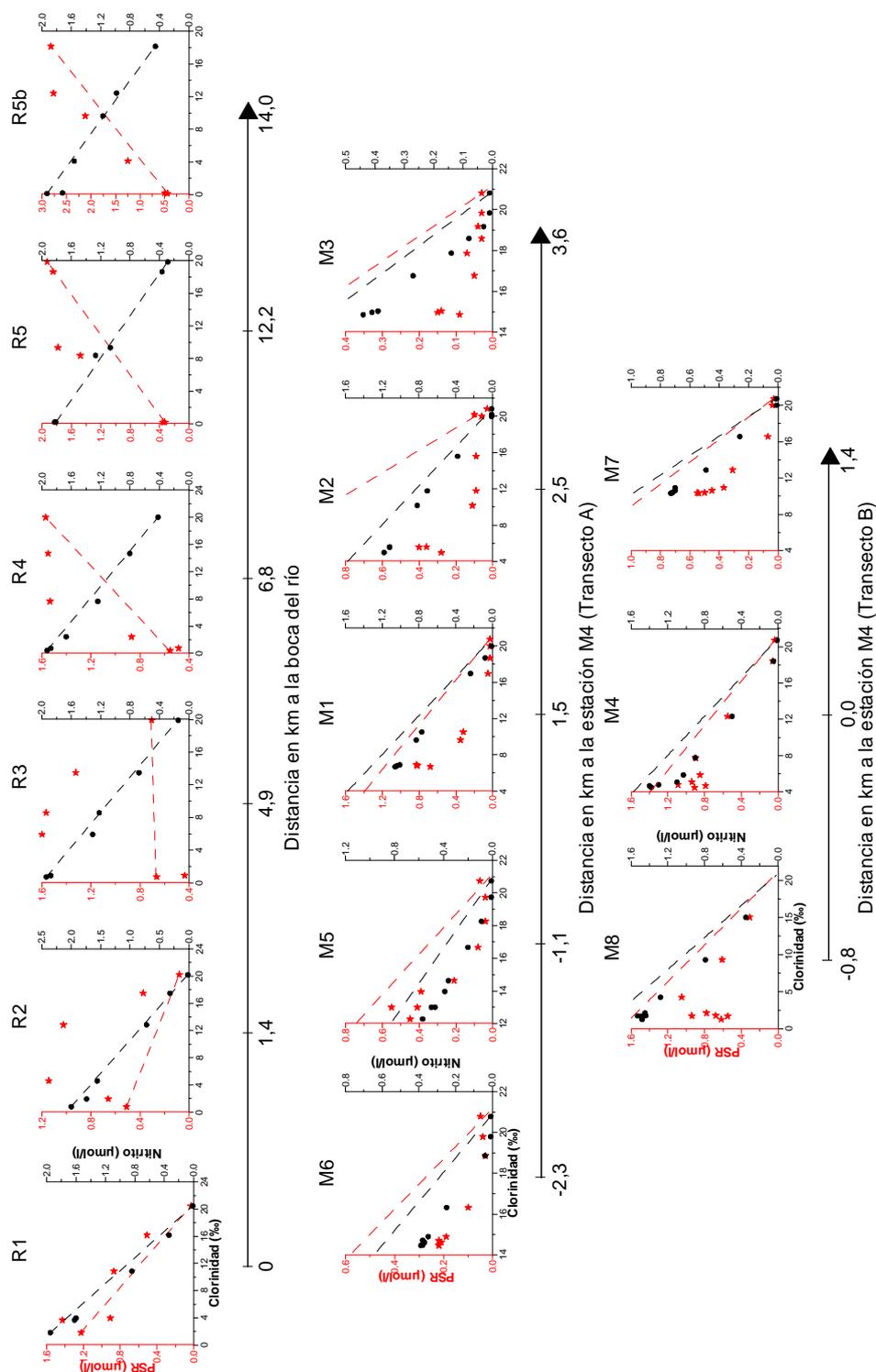


Figura 3. Comportamiento del nitrito y PSR en el estuario y pluma del río Ebro

Nitrato

Su comportamiento en la mezcla estuarina varía en las distintas estaciones muestreadas en el estuario. En la estación R1 es conservativo, en R2 se observan pérdidas en la zona de baja

clorinidad, en R3 las pérdidas se dan en la zona de baja e intermedia clorinidad pero en cambio a salinidades más elevadas se observa ganancias, en R4 otra vez se ve pérdidas a baja clorinidad y en R5 a clorinidad intermedia. R5b es la única

estación donde se aprecia ganancias a lo largo de todo el rango salino. En todas las estaciones la concentración de nitrato es menor en el agua marina que en el agua dulce.

En la pluma estuarina también la concentración de este nutriente disminuye al aumentar la clorinidad, por las mismas razones antes apuntadas. Su comportamiento en la mezcla estuarina es en general bastante conservativo en todas las estaciones, si bien en M4 y M1 se observan ligeras pérdidas en la zona de menor clorinidad, probablemente debidas a la absorción por parte de la comunidad fitoplanctónica y/o a un proceso de sedimentación.

Comportamiento del PSR

En la Figura 3 también se puede observar el comportamiento del PSR en el estuario. La tendencia dominante en todas las estaciones muestreadas es la existencia de ganancias, aunque se puede observar pérdidas en la zona de baja clorinidad de las estaciones R1, R3 y R4. En las dos estaciones más cercanas a la boca del río la concentración de PSR es menor en el agua salina que en el agua dulce, en R3 es aproximadamente igual, mientras que en las tres últimas el PSR es mayor en el agua salina que en la dulce. Las ganancias para fósforo, al igual que para el amonio, pueden ser debidas a la remineralización de la materia orgánica que se acumula en la interfase, mientras que las pérdidas de PSR observadas en la zona de menor clorinidad de algunas estaciones pueden ser adjudicadas a la absorción por parte del fitoplancton de agua dulce/salobre. Es interesante destacar que a pesar de que tanto en el caso del amonio como en el del PSR las ganancias de estos nutrientes en la mezcla estuarina se deben a la remineralización de la materia orgánica, el número de estaciones con mayor concentración de nutriente en la zona de mayor clorinidad es mayor en el caso del amonio que en el del PSR. Esto parece indicar una mayor tasa de regeneración y/o intercambio entre la haloclina y la capa salina en el caso del amonio y/o una mayor absorción del PSR por el fitoplancton acumulado en esta zona, ya que el fósforo es el nutriente limitante tanto en el agua dulce del río Ebro como en el mar Mediterráneo (Agius y Jaccarini, 1982; Krom *et al.*, 1991; Estrada, 1996).

Al igual que ocurría con los compuestos de nitrógeno, las concentraciones de PSR encontradas en las estaciones de la pluma estuarina disminuyen al aumentar la clorinidad y son mayores en las estaciones más cercanas a la desem-

bocadura del río debido a la mayor carga de éste (Figura 3). Pero, al contrario de lo que ocurre en el estuario, en la pluma estuarina se encuentra pérdidas generalizadas en todas las estaciones, siendo en alguna de ellas de gran magnitud, que parecen deberse a la gran absorción de este nutriente por parte del fitoplancton. Estos resultados, junto a los encontrados para los compuestos de nitrógeno, indicarían que el PSR puede llegar a limitar el crecimiento de la comunidad fitoplanctónica. De hecho, numerosos estudios realizados en el Mar Mediterráneo (Agius y Jaccarini, 1982; Krom *et al.*, 1991; Thingstad *et al.*, 1998; Estrada, 1996) indican que el crecimiento del fitoplancton está limitado por este nutriente y no por el nitrógeno, como en la mayor parte de los océanos (Ryther y Dunstan, 1971; Vollenweider *et al.*, 1996). En estas condiciones solo cabe esperar una activa absorción por parte del fitoplancton de este nutriente que se refleja en pérdidas generalizadas en el proceso de mezcla (Souchu *et al.*, 1997).

CONCLUSIONES

El estudio del comportamiento de los nutrientes a través del método de "curvas de mezcla" aporta valiosa información siempre y cuando la elección de la línea de mezcla física ideal sea la apropiada. La elección de los extremos (dulce y salino) resulta bastante problemática sobre todo en la zona de menor clorinidad de la pluma estuarina. Escoger, como extremo dulce para la pluma, el promedio de la concentración de las muestras superficiales tomadas en R1 en los días próximos a los del muestreo, aporta una clara visión del comportamiento para la mayoría de los nutrientes, excepto en el caso del nitrito. Para este nutriente, debido a la gran homogeneidad en su concentración en la zona más dulce, resulta de mayor utilidad elegir como extremo dulce la concentración de la muestra de menor clorinidad. Esto nos indica que para definir correctamente la línea de mezcla física ideal para la pluma estuarina, debemos escoger la muestra más dulce siempre y cuando exista una gran homogeneidad, optando por un valor promedio en R1 a 0 m en caso contrario.

Los resultados obtenidos en los muestreos realizados en primavera nos muestran que existen diferencias entre el estuario y la pluma en el comportamiento de algunos nutrientes. Así, tanto el amonio como el PSR muestran ganancias en el estuario debidas a la remineralización de la materia orgánica acumulada en la haloclina, mientras que en la pluma estuarina se

producen pérdidas como consecuencia probablemente de la absorción fitoplanctónica. En cambio, el nitrato y el nitrito poseen comportamientos parecidos en ambos ambientes, siendo en gran medida conservativos.

REFERENCIAS

- Agius, C. y V. Jaccarini, (1982). The effect of nitrate and phosphate enrichments on the phytoplankton from Marsaxlokk Bay, Malta (Central Mediterranean). *Hydrobiologia*, 87, 89–96.
- Aminot, A., (1983). Mesure de la salinité. En: Manuel des analyses chimiques en milieu marin, Aminot, A. y M. Chaussepied, (Eds.), M. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Brest, 45-62.
- APHA, (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, 1108 pp.
- Broche, P., J.L. Devenon, P. Forget, J.C. de Maistre, J.J. Naudin y G. Cauwet, (1998). Experimental study of the Rhone plume. Part I: Physics and dynamics. *Oceanologica Acta*, 21 (6), 725–738.
- Burton, J.D., (1976). Basic properties and processes in estuarine chemistry. En: Burton, J. D. y P. S. Liss (eds), *Estuarine chemistry*. Academic Press, 1-36.
- Davies, A.M. y J.X. Xing, (1999). Sensitivity of plume dynamics to the parameterization of vertical mixing. *International journal for numerical methods in fluids*, 30, 357–405.
- Dolz Ripollés, J., M. Gómez Valentín y J. Nieto Romeral, (1997). El Ebro en el delta. *Revista de Obras Públicas*, No. 3.368, 7–14.
- Estrada, M., (1996). Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scient. Mar.*, 60 (Suppl 2), 50–64.
- Geyer, W.R. y D.M. Farmer, (1989). Tide-induced variation of the dynamics of a salt wedge estuary. *Journal of Physical Oceanography*, 19, 1060–1072.
- Ibáñez, C., D. Pont y N. Prat, (1997). Characterization of the Ebre and Rhone estuaries - A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (1), 89–101.
- Kirkwood, D., A. Aminot y M. Pertillä, (1991). Report on the results of the fourth inter-comparison exercise for nutrients in sea water. ICES Cooperative Research Report, 174, 83 pp.
- Kress N. y B. Herut, (1998). Hypernutrification in the oligotrophic eastern Mediterranean: A study in Haifa Bay (Israel). *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 46 (5), 645–656.
- Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner y L.I. Gordon, (1991). Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean sea. *Limnol. Oceanogr.*, 36 (3), 424–432.
- Lohrenz, S.E., G.L. Fahnenstiel, D.G. Redalje, G.A. Lang, M. J. Dagg, T.E. Whitledge y Q. Dortch, (1999). Nutrients, irradiance, and mixing as factors regulating primary production in coastal waters impacted by the Mississippi River plume. *Cont. Shelf Res.*, 19 (9), 1113–1141.
- Loder, T.C. y R.P. Reichard, (1981). The dynamics of conservative mixing in estuaries. *Estuaries*, 4 (1), 64–69.
- Lopez-Veneroni, D. y L.A. Cifuentes, (1994). Transport of dissolved organic nitrogen in Mississippi River plume and Texas-Louisiana continental shelf near-surface waters. *Estuaries*, 17 (4), 796–808.
- Magnien, R.E., R.M. Summers, y K.G. Sellner, (1992). External nutrient sources, internal nutrient pools, and phytoplankton production in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 15 (4), 497–516.
- Marsaleix, P., C. Estournel, V. Kondrachoff y R. Vehil, (1998). A numerical study of the formation of the Rhone River plume. *J. Mar. Syst.*, 14 (1-2), 99–115.
- Morris, A.W., J.I. Allen, R.J.M. Howland, y R.G. Wood, (1995). The estuary plume zone: Source or sink for land derived nutrient discharges?. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 40, 387–402.

- Naudin, J.J., G. Cauwet, C. Fajon, L. Oriol, S. Terzic, J.L. Devenon y P. Broche, (2001). Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *J. Mar. Syst.*, 28, 203–227.
- Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli, (1984). A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, London, 173 pp.
- Pritchard, D.W., (1955). Estuarine circulation patterns. *Prog. Assoc. Civ. Eng.*, 81, 1–11.
- Riley, J.P. y R. Chester, (1971). Introduction to marine chemistry. Academic Press, London, 465 pp.
- Ryther, J.H. y W.M. Dunstan, (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171- 1008–1013.
- Rodríguez, J., (1982). Oceanografía del mar Mediterráneo. Ediciones Pirámide, S.A., Madrid, 174 pp.
- Sanders, R., C. Klein y T. Jickells, (1997). Biogeochemical nutrient cycling in the Upper Great Ouse Estuary, Norfolk, U.K. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 44, 543–555.
- Souchu P., A. Gasc, G. Cahet, A. Vaquer, Y. Collos y J.M. Deslous-Paoli, (1997). Biogeochemical composition of Mediterranean waters outside Thau Lagoon. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 44 (3), 275–284.
- Thingstad, T.F., U. Li-Zweifel y F. Rasmuzadegan, (1998). P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the northwest Mediterranean. *Limnol. Oceanogr.*, 43 (1), 88–94.
- Treguer, P. y P. Le Corre, (1975). Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 110 pp.
- Vollenweider, R.A., A. Rinaldi, R. Viviani y E. Todini, (1996). Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean sea. MAP Technical Reports Series no. 106. UNEP., Athens, 456 pp.