

Échanges de sels nutritifs entre la zone côtière et un système estuarien intertidal : la baie de Somme (Manche, France)

Nicolas LOQUET ^{a,b,*}, Hervé RYBARCZYK ^a, Bernard ELKAIM ^a

^a Laboratoire d'hydrobiologie, université Paris-VI-Pierre-et-Marie-Curie, 12, rue Cuvier, 75005 Paris, France

^b Station d'études en baie de Somme, université de Picardie, GEMEL, 115, quai Jeanne-d'Arc, 80230 Saint Valéry-sur-Somme, France

Reçu le 4 décembre 1998, révisé le 30 juin 1999, accepté le 6 juillet 1999

Abstract – Nutrient exchanges between coastal water and an intertidal estuary: the Bay of Somme (English Channel, France). The Bay of Somme is the second ranked estuarine system, after the Seine estuary, on the French coasts of the Eastern Channel. The nutrient retention and regeneration capacities of this estuary have been calculated from continental and coastal hydrological data and from estimation of the residence time. Measurements at the mouths of the main rivers over a one-year period (from October 1994 to November 1995) were used to construct a budget of continental inputs which showed that the smaller rivers could, at times, be important contributors. The annual budget shows continental inputs of nitrogen, phosphorus, silicon and suspended particulate matter of $9\,000\text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$, $380\text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$, $5\,400\text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$ and $67\,800\text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$. Estimation of coastal inputs to the system shows two fluxes of different origins: a flux of nitrogen, mainly nitrate, from the Somme river and a flux of phosphate from the southern coastal area. The interaction of these two inputs may explain the high biological activity of this system. A high degree of retention of nitrogen was calculated and is attributed to uptake by phytoplankton which is itself exported as organic particulate matter. A new estimate of primary production is put forward which distinguishes between new production, regenerated production and microphytobenthic production. The estimated total primary production ($600\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$) is comparable with that of the Wadden Sea (The Netherlands). The model thus developed for studying exchanges is a useful tool for studying system function and provides a more accurate estimate of the role of continental inputs from the Bay of Somme in the context of coastal water nutrient enrichment in the Eastern Channel and southern Bight of the North Sea. © 2000 Ifremer/CNRS/IRD/Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS

English Channel / Bay of Somme / nutrient fluxes / primary production

Résumé – La baie de Somme est le deuxième système estuarien, après la baie de Seine, s'ouvrant sur les côtes françaises de la Manche orientale. Les capacités de rétention et de régénération des sels nutritifs de cet estuaire ont été évaluées à l'aide des données hydrologiques et du calcul du temps de résidence. Des mesures réalisées aux débouchés des principaux cours d'eau pendant un cycle annuel (octobre 1994 à novembre 1995) ont permis d'établir un bilan exhaustif des apports continentaux et de relativiser le rôle des petits cours d'eau par rapport à la Somme dans l'enrichissement de la masse d'eau côtière. Le bilan annuel fait état d'apports continentaux en azote, phosphore, silicium et matières en suspension respectivement de 9 000, 380, 5 400 et 67 800 tonnes. L'estimation des apports marins permet de distinguer deux flux d'origines différentes : un flux d'azote, essentiellement sous forme de nitrate, provenant du bassin versant de la Somme et un flux de phosphate lié à la circulation côtière. Le croisement de ces deux flux est proposé comme l'une des causes de l'extrême réactivité

* Correspondence et tirés à part:
Gemel@dyadel.net

biologique de la baie de Somme. La forte rétention d'azote peut être assimilée à la consommation par le phytoplancton. La production primaire en baie de Somme, calculée en distinguant la production nouvelle, la production régénérée et la production du microphytobenthos, est comparable ($600 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) à celle mesurée en mer des Wadden (Pays-Bas). La modélisation des échanges à l'interface continent/mer en milieu intertidal permettra une meilleure connaissance du fonctionnement de l'écosystème, avec une prise en compte plus réaliste des apports en baie de Somme, dans le contexte général d'enrichissement des eaux côtières en Manche/mer du Nord. © 2000 Ifremer/CNRS/IRD/Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS

Manche / baie de Somme / flux de nutriments / production primaire

1. INTRODUCTION

Les apports d'azote inorganique dissous, de phosphate et de silicate de la Manche vers la mer du Nord ont été estimés à respectivement $210 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$, $41 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$ et $270 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$ [6]. Bien que les auteurs aient montré des concentrations maximales au large des côtes françaises, notamment en nitrite/nitrate ($20 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), une part importante du transport est effectuée devant la partie centrale et profonde du détroit, identifiée comme une voie de circulation rapide [22]. Près des côtes françaises de Manche orientale, la circulation est plus lente et permet d'individualiser la masse d'eau côtière, car les apports fluviaux, en particulier de la Seine, diffusent peu vers le large [10]. Une structuration côte/large est également observée en baie méridionale de la mer du Nord, mais elle est davantage liée à l'importance des apports fluviaux (Rhin, Meuse, Escaut) et des vents dominants [16]. Dans l'hypothèse d'une continuité des masses d'eau côtières, les apports fluviaux de nutriments sur le littoral français de la Manche orientale pourraient participer à l'enrichissement de ces masses d'eau côtières en mer du Nord où un changement radical de l'écosystème phytoplanctonique est lié à l'eutrophisation au cours des 40 dernières années [49]. Les apports de la Somme, deuxième cours d'eau de ce littoral après la Seine, contribueraient de façon importante à la formation du « fleuve côtier » [11] et au bilan global de sels nutritifs Manche/mer du Nord. La baie de Somme s'intègre dans le système côtier à la transition entre les deux provinces biologiques en Manche orientale identifiées par Brunet [8]. Au nord de la baie de Somme, la Manche est en effet caractérisée par le développement printanier successif de diatomées et de la Prymnesiophyceae *Phaeocystis* sp., tandis qu'au sud, sous l'influence de la Seine, elle est caractérisée par une efflorescence

printanière plus tardive et par la présence de phytoflagellés. L'objectif de ce travail est d'estimer les ordres de grandeur des principaux processus biogéochimiques dans la zone intertidale en vue d'établir une quantification aussi exhaustive que possible des apports continentaux et une première évaluation des échanges de nutriments entre la baie de Somme et le milieu côtier.

La baie de Somme, la plus vaste zone intertidale sablo-vaseuse (72 km^2) des côtes françaises de la Manche orientale (*figure 1*) présente davantage les caractéristiques d'une baie que d'un estuaire en raison de sa dynamique macrotidale [24]. Les apports importants d'eau douce par la Somme et les petits cours d'eau lui confèrent cependant certaines caractéristiques estuariennes [52]. Ces cours d'eau drainent des bassins versants de petites tailles ($5\,560 \text{ km}^2$ pour la Somme et inférieure à 250 km^2 pour les autres) relativement peu peuplés, où est pratiquée une agriculture intensive : la Picardie est l'une des régions françaises consommant le plus d'engrais azotés (environ $140 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, source : Agreste/Annuaire des statistiques agricoles, 1995). À l'embouchure de chacune des rivières, des ouvrages empêchent la progression du flot vers l'amont. En raison de la forte amplitude de marée (4–11 m) et de la faible importance des apports fluviaux (toujours inférieurs à $85 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ au total) devant le volume du prisme de marée (100×10^6 à $300 \times 10^6 \text{ m}^3$), l'estuaire se limite à une structure très mobile, confinée aux chenaux de navigation et aux fonds de baie. Un mélange partiel de l'eau douce et de l'eau de mer est réalisé lors des déplacements du volume oscillant et les différences de densités et de volumes mises en jeu conduisent à l'individualisation d'une masse d'eau saumâtre, de salinité comprise entre 15 et 30. Cette masse d'eau estuarienne est caractérisée par un temps de résidence moyen de 8 j et un développement important de la

diatomée *Asterionella glacialis* Castracane responsable, avec *Phaeocystis* sp., des fortes concentrations en pigments chlorophylliens, mesurées dans la baie au printemps et en été, qui ont conduit au diagnostic d'eutrophisation de la baie de Somme [52].

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

D'octobre 1994 à novembre 1995, la Somme a été échantillonnée une fois par semaine en amont des dernières écluses à Saint-Valéry-sur-Somme. Les petits cours d'eau ont été échantillonnés une fois par mois en période de morte-eau en amont des ouvrages. Les prélèvements ont tous été réalisés à basse mer pour s'approcher des conditions d'écoulement libre.

Les concentrations en sels nutritifs ont été analysées après filtration de l'eau sur filtre en fibre de verre Whatman GF/C. La teneur en azote inorganique dissous (NID) a été déterminée à partir des concentrations en azote ammoniacal ($N-NH_4$), en azote nitreux ($N-NO_2$) et en azote nitrique ($N-NO_3$). La teneur en phosphore inorganique dissous (PID) a été estimée par le dosage des orthophosphates. Les sels

nutritifs ont été analysés suivant les protocoles de dosages colorimétriques manuels par spectrophotométrie [1]. L'azote total dissous (NTD) et le phosphore total dissous (PTD) ont été dosés par la méthode d'oxydation au persulfate basique [32]. Cette méthode a été utilisée pour doser l'azote particulaire (NP) et le phosphore particulaire (PP). Les formes organiques dissoutes d'azote (NOD) et de phosphore (POD) ont été estimées par différence entre la forme totale dissoute et la forme inorganique dissoute de l'élément considéré. Le POD comprend donc également les polyphosphates non dosés par la méthode de Murphy et Riley [42]. La chlorophylle *a* et les phéopigments *a* ont été dosés par la méthode spectrophotométrique de Lorenzen [38]. Les matières en suspension (MES) ont été mesurées après filtration d'un litre d'échantillon sur filtre Whatman GF/A et séchage à 56 °C pendant 36 h ; la fraction organique est estimée par pesée du résidu minéral après calcination du filtre à 450 °C pendant 2 h.

Dans le domaine côtier, quatre stations ont été échantillonnées (*figure 1*) au moins une fois par mois, dans le cadre d'un réseau régional de suivi de la qualité des eaux littorales. Les paramètres mesurés

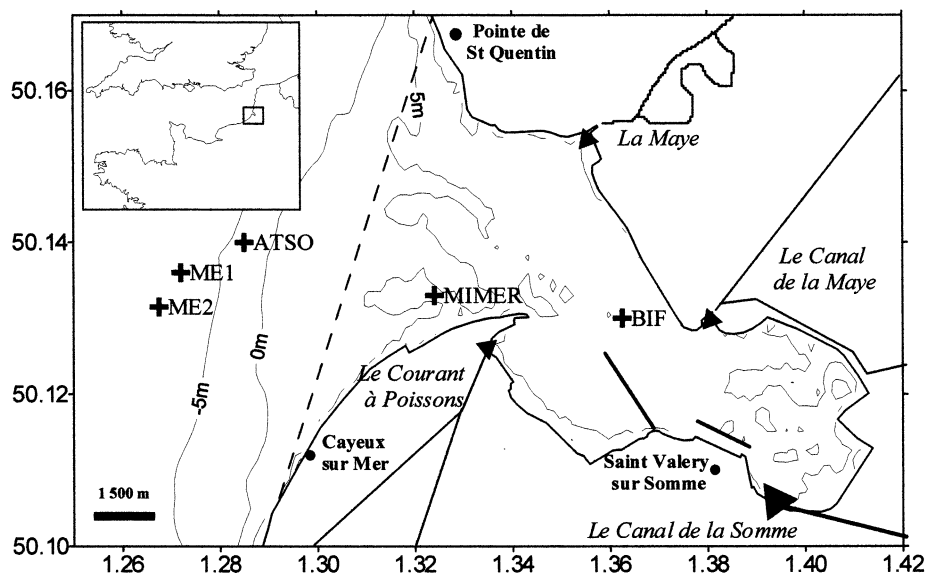


Figure 1. La baie de Somme. Stations échantillonnées dans le cadre du suivi régional des nutriments (MIMER, ATSO, MET, ME2), station estuarienne (BIF) et principaux cours d'eau. La ligne en tireté délimite le domaine estuarien.

Figure 1. Bay of Somme: stations sampled as part of the regional nutrient monitoring (MIMER, ATSO, MET, ME2) and within the bay (BIF) and main riverine inputs. The dashed line shows the estuarine area.

sont la température, la salinité, les concentrations en sels nutritifs principaux (azote ammoniacal, nitrite, nitrate, orthophosphates, orthosilicates), les teneurs en matières en suspension et les concentrations en pigments chlorophylliens. Une cinquième station dans le domaine estuarien est échantillonnée depuis 1991, avec suivi du phytoplancton. Les données brutes de débit de la Somme, mesuré quotidiennement à une vingtaine de kilomètres en amont des dernières écluses par les services de navigation fluviale, ont été utilisées sans correction de bassin. Les débits aux embouchures des trois autres cours d'eau ont été obtenus à partir de mesures du courant et de la surface de la section mouillée lors de l'échantillonnage. Une régression linéaire des valeurs de débit mesurées en fonction des précipitations du jour, des précipitations moyennes sur 6 j et des précipitations moyennes sur 90 j (coefficient de corrélation multiple de 0,97 pour le Courant à Poissons et 0,98 pour la Maye, $n = 13$; $p < 0,05$) a permis de tenir compte de la variabilité du débit des cours d'eau dans le calcul des flux. Les débits du canal de la Maye sont extrapolés en multipliant le débit du cours d'eau la Maye par le rapport des surfaces de leurs bassins versants respectifs ($236 \text{ km}^2/110 \text{ km}^2$). Les données météorologiques proviennent du centre Météo-France d'Abbeville, stations de Rue, Cayeux-sur-Mer et le Hourdel.

Tous les calculs de flux ont été pondérés par le volume écoulé pendant la période considérée :

$$\text{Flux} = \bar{Q} \cdot \left(\frac{\sum C_i Q_i}{\sum Q_i} \right)$$

C_i : concentration de l'échantillon i ; Q_i : débit lors du prélèvement i ; \bar{Q} : débit moyen au cours de la période de calcul. Les bilans annuels sont exprimés en tonnes et l'évolution mensuelle des apports en kmol j^{-1} , pour faciliter la comparaison des flux de sels nutritifs.

Rybarczyk [52] a utilisé la méthode d'Officer [44], pour une première estimation du temps de résidence moyen de l'eau douce dans l'estuaire, en considérant, d'une part, les salinités observées dans l'estuaire (BIF) et en mer (ATSO) et, d'autre part, les débits de la Somme participant au renouvellement de l'eau douce dans le volume considéré ($200 \times 10^6 \text{ m}^3$) :

$$T = \frac{(S_o - S) V}{S_o R}$$

où S est la salinité moyenne de l'estuaire, S_o la salinité de référence, V le volume et R le débit de la rivière.

Pour des débits inférieurs à $29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, le temps de résidence estimé est de 8,25 j. Ce calcul est repris en utilisant comme référence côtière la station ME1, préférable à la station ATSO, qui fixe la limite externe de la masse d'eau estuarienne [26] ; de plus, la connaissance d'une topographie fine de la zone intertidale située à l'ouest d'une ligne imaginaire joignant la ville de Cayeux-sur-Mer et la Pointe de Saint-Quentin (figure 1) conduit à considérer un volume moyen de $150 \times 10^6 \text{ m}^3$ pour de nouveaux calculs. Pour la période 1991–1995, couvrant une plage de débit variable, $33 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne et jusqu'à $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le temps de résidence moyen vaut 3,8 j. Pour des débits supérieurs à $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, observés entre 1993 et 1995, le temps de résidence moyen est estimé à 1,8 j. Les valeurs de temps de résidence retenues de 7,9 j–3,8 j et 1,8 j pour des débits de la Somme respectivement de $20\text{--}40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $40\text{--}60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $60\text{--}80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, permettent de considérer l'accroissement des échanges d'eau douce avec la mer lors de l'augmentation du débit fluvial, le volume d'eau douce accumulée dans un estuaire augmentant moins que le débit fluvial [17].

Le volume d'eau échangé quotidiennement entre le milieu côtier et l'estuaire (*le flushing*) est égal à :

$$F = V/T$$

L'hypothèse de conservation du volume et du volume d'eau douce (Q) apporté quotidiennement, implique que le volume d'eau de mer utilisé pour le renouvellement du volume oscillant soit :

$$V_M = (V/T) - Q$$

La prise en compte des volumes et des concentrations respectives permet d'établir le bilan de masse pour le compartiment estuarien, la station ME1 étant utilisée comme référence marine et la station BIF comme référence estuarienne ; le bilan est alors la différence entre la quantité de matière apportée par la mer et les rivières côtières, et la quantité de matière échangée vers le milieu côtier sous l'effet conjugué des dynamiques marine et fluviale.

$$\text{Bilan} = [M(Q) + M(V_M)] - M(F)$$

Tableau I. Valeurs moyennes et écart types des différents paramètres analysés dans la Somme et les autres cours d'eau pour la période novembre 1994–octobre 1995 : débits ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NID, PID, Si, NP et PP en $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; MES et MO en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Chl *a* en $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

Table I. Mean and standard deviation of the various parameters analysed in the main fresh water supplies from November 1994 to October 1995: river flows ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, DIN, DIP, Si, PN and PP in $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; SPM and OM in $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Chl *a* in $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

	la Somme	<i>n</i>	Autres	<i>n</i>
Débits	46,3 ± 14,7	365	1,8 ± 2,2	39
NH_4	14,0 ± 8,0	52	11,9 ± 9,7	39
NO_2	4,3 ± 1,6	52	5,18 ± 3,64	39
NO_3	283 ± 33	52	231 ± 117,	39
NID	301 ± 33	52	248 ± 113	39
PID	2,0 ± 1,3	52	5,13 ± 2,87	39
NID/PID	158 (a)	52	52 ^a	39
Si	105 ± 23	52	183 ± 88	39
MES	35,1 ± 21,4	49	28,3 ± 31,0	39
MO	7,6 ± 2,6	49	5,26 ± 4,52	39
NP	29,4 ± 10,1	49	3,17 ± 6,35	39
PP	3,4 ± 1,3	49	1,89 ± 1,14	39
NP/PP	8,58 ^a	49	0,73 ^a	39
Chl <i>a</i>	50,7 ± 31,2	54	9,7 ± 13,9	39

^a moyenne géométrique.

Un bilan nul indique le caractère conservatif de l'élément; positif (sorties inférieures aux entrées), il traduit une rétention de l'élément considéré dans le volume oscillant; négatif (sorties supérieures aux entrées), il traduit une régénération de l'élément considéré dans le volume oscillant.

3. RÉSULTATS

3.1. Paramètres fluviaux

3.1.1. Débits

L'automne 1994 et l'hiver 1994–1995 sont marqués par des précipitations particulièrement élevées. La Somme atteint en mars 1995 une crue (débit maximal de $73,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) sans précédent au cours des 30 dernières années. Les petits cours d'eau, malgré leurs débits beaucoup plus modestes (tableau I), contribuent pour plus de 25 % à l'approvisionnement de la baie en eau douce pendant la période qui précède la crue de la Somme. Les apports d'eau douce de ces

cours d'eau restent négligeables (< à 5 %) de mai à octobre.

3.1.2. Matière dissoute (fraction filtrée)

L'ensemble des cours d'eau présente des concentrations élevées en sels nutritifs ($\text{N-NH}_4 > 10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{N-O}_3 > 250 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{PID} > 2 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), typiques de cours d'eau pollués [39]. Le nitrate contribue toujours à plus de 90 % du NID et le rapport NID/PID, toujours très élevé, confirme une pollution d'origine essentiellement agricole. Les concentrations des formes d'azote inorganique dissous et leurs variations saisonnières sont similaires dans les quatre cours d'eau. Les concentrations en orthophosphates sont sensiblement plus basses dans la Somme ($2,03 \pm 1,3 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) que dans les autres cours d'eau ($> 5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$). De mars à mi-avril 1995, on note une déplétion totale en orthophosphates des eaux de la Somme (figure 2A). Le rapport N/P dans la fraction filtrée, dont la valeur médiane est 150, peut alors être très élevé ($\text{N/P} > 7000$). Les concentrations en Si sont également sensiblement plus faibles dans la Somme ($106 \pm 23,4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$).

À l'exception du silicium, les concentrations en sels nutritifs dans la Somme sont corrélées avec les débits: la corrélation est positive pour le nitrate ($r = 0,591$; $p < 0,05$) et négative pour l'azote ammoniacal ($r = -0,425$; $p < 0,05$), le nitrite ($r = -0,625$; $p < 0,05$) et les phosphates ($r = -0,484$; $p < 0,05$). Le nitrate provient du lessivage des terres agricoles tandis que les autres sels résultent davantage d'apports locaux, comme les effluents urbains, dilués par la rivière. Le contrôle des concentrations en silicates est essentiellement biologique.

Des mesures de NTD ont été réalisées sur 18 échantillons prélevés dans la Somme. En moyenne, on observe $16 \pm 7\%$ d'azote organique dans la fraction dissoute. Des mesures de PTD ont été réalisées sur 26 échantillons prélevés dans la Somme. En moyenne, $41 \pm 29\%$ du PTD sont sous forme de POD (incluant les polyphosphates). Ces pourcentages moyens ont été utilisés pour l'estimation des apports annuels de POD et POD pour l'ensemble des cours d'eau.

3.1.3. Les matières en suspension

De fortes valeurs de MES ($60\text{--}160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) sont observées au mois d'octobre 1994 dans l'ensemble des rivières avec les premières pluies d'automne, mais

c'est dans la Somme que les teneurs en matières en suspension sont, en moyenne, les plus élevées tout au long de l'année. La Somme présente également les plus fortes teneurs en matière organique (en moyenne 7,6 mg·L⁻¹). Les concentrations de MES y sont maximales pendant la montée en crue (120 mg·L⁻¹), leur composition étant alors presque exclusivement minérale ; à l'inverse, en étiage, la fraction organique dépasse 50 %.

La Somme se distingue également des autres cours d'eau par ses teneurs en azote particulaire et en phosphore particulaire. Elles sont évidemment liées à des teneurs supérieures en MES mais surtout à une différence de qualité de la fraction particulaire: le rapport molaire NP/PP, bien plus élevé dans la

Tableau II. Apports annuels en baie de Somme (tonnes) par la Somme et les autres cours d'eau en azote, phosphore, silicium et matières en suspension (novembre 1994–octobre 1995).

Table II. Annual nutrients and suspended matter loadings in the Bay of Somme (November 1994–October 1995) from the Somme river and others.

	la Somme	Autres	baie de Somme
NID	6 273 ± 307	710 ± 259	6 982 ± 564
NOD	1195	136	1331
NP	626 ± 43	9,9 ± 3,4	636 ± 46
Total N	8 094 ± 350	861 ± 262	8 955 ± 612
PID	82,0 ± 9,0	37,0 ± 14,1	119 ± 23
PP	162 ± 19	14,9 ± 6,2	177 ± 25
POD	57,0	25,6	83,0
Total P	301 ± 28	77 ± 20	378 ± 48
Si	4 263 ± 257	1 159 ± 400	5 422 ± 657
MES	57 219 ± 2 376	8 538 ± 1 578	67 757 ± 3 954
MO	11 356 ± 3 166	1 321 ± 274	677 ± 394 312

Somme, est en moyenne de 8,6, proche des valeurs d'équilibre (10 < N/P < 20) pour un écosystème planctonique océanique ou d'eau douce [50, 60]. Cela est en accord avec les fortes teneurs en pigments chlorophylliens dans la Somme et bien corrélé au NP ($r = 0,792$; $p < 0,05$) et PP ($r = 0,516$; $p < 0,05$).

Plusieurs efflorescences se succèdent au cours de l'année (figure 2B). Le maximum de chlorophylle *a* dans la Somme, entre mars et mai (140 µg L⁻¹ Chl *a*) est associé au développement d'une diatomée d'eau douce *Stephanodiscus hantzschii* Grun. Une efflorescence plus précoce et de plus faible amplitude (76 µg·L⁻¹ Chl *a*) est observée au cours de l'hiver extrêmement doux. Pendant les mois de juin et juillet, les concentrations chutent vers le minimum annuel (8 µg·L⁻¹ Chl *a*).

3.1.4. Bilans des apports fluviaux

L'apport annuel (novembre 1994–octobre 1995) d'azote, de phosphore et de silicium par les quatre cours d'eau est estimé respectivement à 8 955, 378 et 5 422 tonnes (tableaux II, III). La Somme participe pour 90 % des apports d'azote, essentiellement sous forme de nitrate (73 %) et de NOD (15 %), et pour 80 % des apports de phosphore essentiellement sous forme de PP (54 % du phosphore total et 92 % des apports de PP). Le NP ne représente que 7 à 8 % des apports continentaux d'azote et le PID et le POD (+ polyphosphates) seulement 27 et 19 % des apports en phosphore.

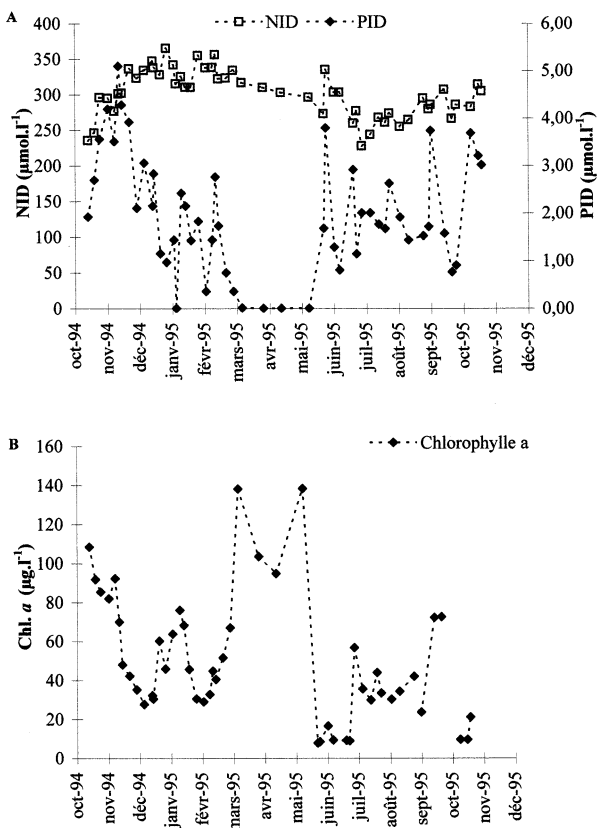


Figure 2. A) Concentrations en PID (orthophostates) et en NID et B) concentrations en chorophylle *a* dans la Somme de novembre 1994 à octobre 1995.

Figure 2. A) DIP and DIN concentrations and B) chlorophyll *a* concentrations in the Somme river over a one-year period (November 1994–October 1995).

Les petits cours d'eau peuvent avoir un rôle important dans l'approvisionnement des formes de phosphore par rapport à la Somme : en moyenne, ils assurent 31 % des apports fluviaux de PID. Leur participation aux apports en éléments dissous est la plus grande pendant la période de crue de la Somme (figure 3). De novembre à avril, leur contribution varie de 10 à 20 % pour les apports de NID et entre 10 et 40 % pour les apports de Si. En avril et en mai, ils approvisionnent 100 % du PID, mais l'apport reste minimal ($< 2 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ PID). En revanche, de janvier à mars, leur participation relative est plus faible (40–70 %), mais elle est quantitativement plus importante ($7 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ PID en moyenne).

Les apports atmosphériques annuels d'azote et de phosphore sur la zone intertidale ont été estimés à partir des données de précipitations, en utilisant des concentrations moyennes de $1\,000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NTD et $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de PTD, valeurs constituant un bon compromis entre les observations en milieu naturel et en milieu pollué [39] : le résultat fait apparaître une source supplémentaire annuelle de 64 tonnes d'azote et d'une tonne de phosphore, négligeable devant les apports fluviaux ou marins.

3.2. Paramètres marins

3.2.1. Sels nutritifs

Les données acquises aux stations de suivi littoral ont été décrites précédemment [15, 25]. Les concentrations en sels nutritifs dans l'estuaire (figures 4A,B) sont caractérisées par un minimum printanier : en

avril pour l'ammonium (concentration inférieure au seuil de détection), en mai/juin pour le nitrate ($1,8 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ N-NO₃), les phosphates (concentration inférieure au seuil de détection) et les silicates ($1,6 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Si). À l'exception de l'ammonium (maximum automnal : $7,1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ N-NH₄), les sels nutritifs présentent un maximum en hiver ($1,5 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ N-NO₂ ; $47,6 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ N-NO₃ ; $2,3 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ P-PO₄ ; $35,0 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Si).

3.2.2. Pigments chlorophylliens

Les concentrations en chlorophylle *a* sont basses pendant l'hiver et atteignent leur minimum annuel ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Chl *a*) début mars en 1995 (figure 4C). En avril, une première efflorescence est observée ($23,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Chl *a*). Une seconde efflorescence est identifiée en mai ($26,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Chl *a*). Dans la baie, la biomasse pigmentaire est en moyenne deux fois et demie plus élevée qu'à la station ATSO et cinq fois plus élevée qu'en mer (station ME2).

3.3. Bilans de transfert

3.3.1. Conservativité, rétention et régénération

Le bilan de transfert constitue une première approche pour estimer la rétention ou la régénération d'un élément nutritif dans le système. Les bilans (figure 5) permettent de classer les éléments étudiés en trois groupes.

– Élément dont le bilan est positif (rétention) tout au long de l'année : nitrate.

Tableau III. Flux de nutriments en baie de Somme au cours d'un cycle annuel (novembre 1994–octobre 1995) : apports fluviaux et marins, bilan des entrées/sorties et flux net vers le milieu marin (tonnes).

Table III. Nutrient fluxes in the Bay of Somme over a one-year period (November 1994–October 1995): riverine and marine inputs, input/output balance and net marine enrichment by the estuary (tons).

	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NID	PID	Si
Apports fluviaux	291 ± 31	90 ± 10	6 601 ± 523	6 982 ± 564	119 ± 23	5 422 ± 156
Apports marins	196 ± 25	67 ± 10	2 984 ± 126	3 247 ± 161	170 ± 50	2 511 ± 156
Entrées	487 ± 56	157 ± 20	9 585 ± 649	10 229 ± 725	289 ± 73	7 933 ± 813
Sorties	358 ± 34	99 ± 12	5 117 ± 204	5 574 ± 250	272 ± 61	5 362 ± 279
Bilan	129 ± 90	58 ± 32	4 468 ± 653	4 655 ± 975	17 ± 134	2 571 ± 1 092
Flux net vers la mer*	162 ± 59	34 ± 22	2 196 ± 330	2 391 ± 411	71 ± 111	3 238 ± 435

* Le flux net annuel vers la mer est la somme des flux nets moyens mensuels ; il peut être négatif, aussi le cumul annuel peut différer sensiblement de la différence (sorties-apports marins).

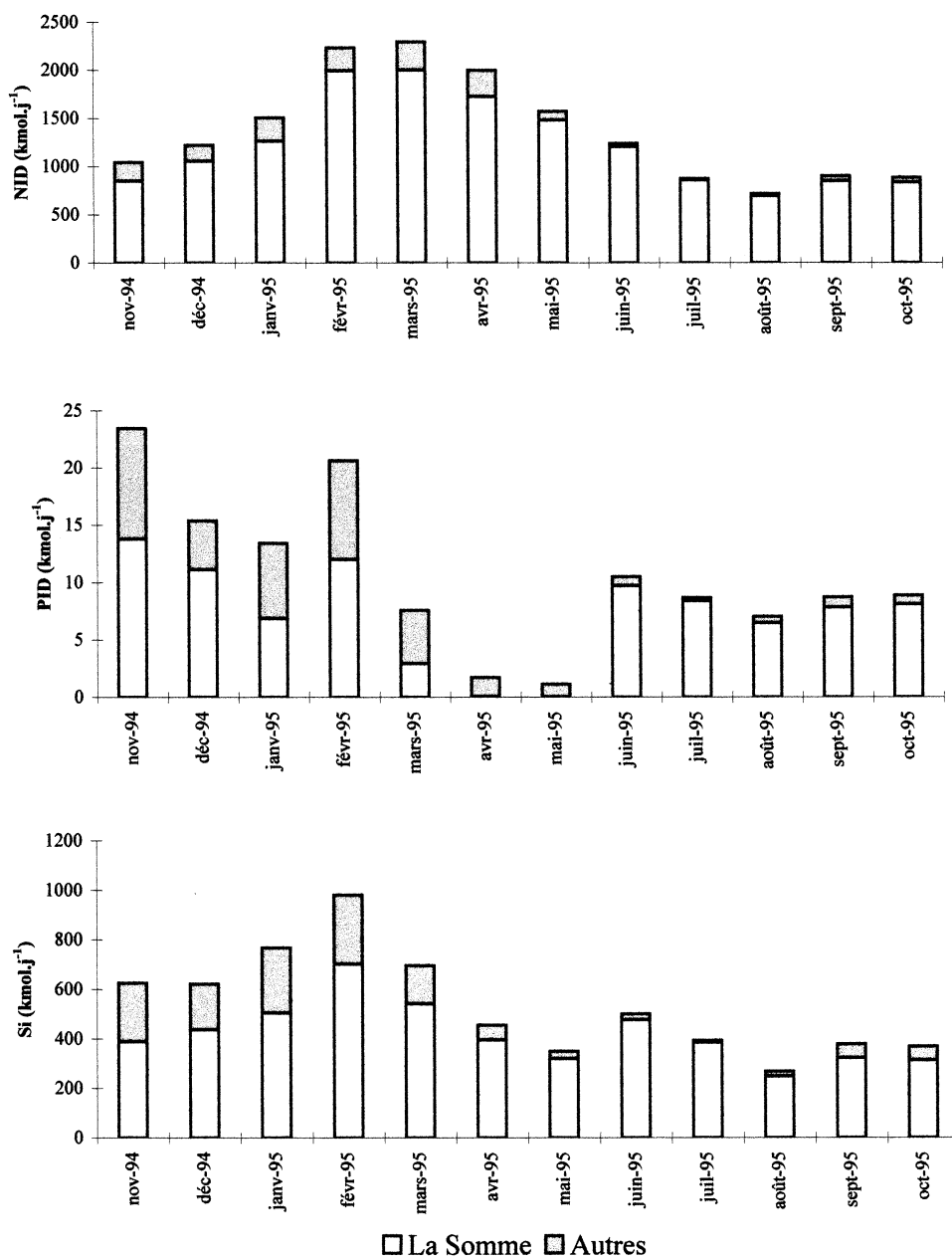


Figure 3. Variation mensuelle des apports journaliers ($\text{kmol}\cdot\text{j}^{-1}$) de NID, PID et Si par la Somme et les autres cours d'eau de novembre 1994–octobre 1995.

Figure 3. Annual variation of monthly averaged daily nutrients inputs ($\text{kmol}\cdot\text{j}^{-1}$) from the Somme river and others (November 1994–October 1995).

Le nitrate prédomine dans l'apport de NID ; de ce fait, les bilans du NID et de N-NO_3 sont tout à fait comparables. Le taux minimal de rétention du N-NO_3 est observé en décembre 1994 et janvier 1995,

de l'ordre de $530 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1} \text{ N-NO}_3$ ou, rapporté à la surface moyenne de la zone intertidale, $9,8 \text{ mmol m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1} \text{ N-NO}_3$, ou encore, rapporté au volume moyen du prisme de marée, $147 \text{ nmol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$

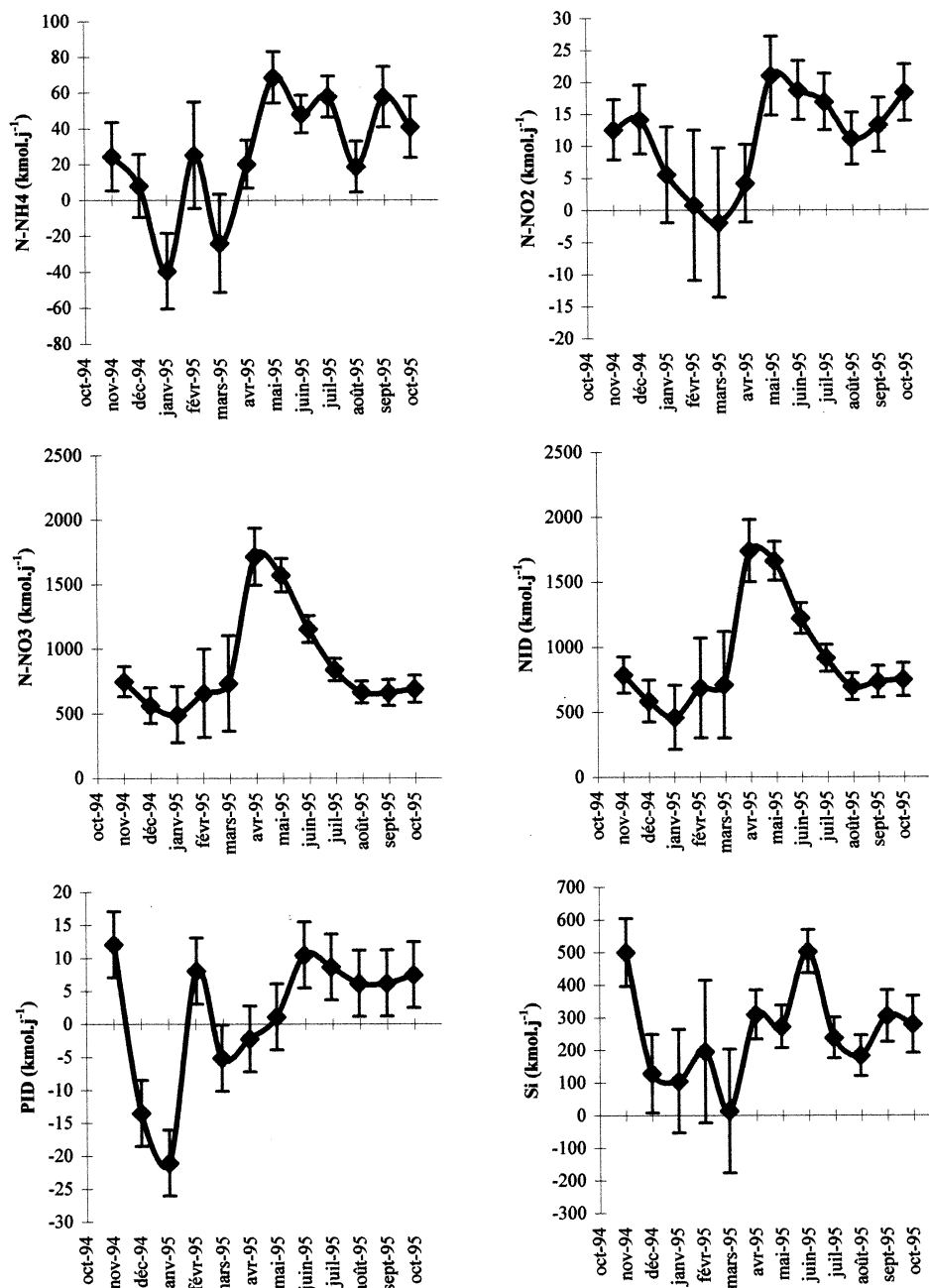


Figure 5. Bilans de transfert en Baie de Somme du NID ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NO}_3$), PID (orthophosphates) et Si de novembre 1994 à octobre 1995 : taux journaliers moyens de rétention (+) ou de régénération (-) en kmol.j^{-1} .

Figure 5. Annual variations of nutrient budgets in the Bay of Somme from November 1994 to October 1995: monthly averaged daily rates of retention (+) and regeneration (-) in kmol.j^{-1} .

– Élément dont le bilan est positif (rétention) ou nul (conservativité) : silicium.

Le bilan de Si montre un comportement conservatif en mars ; la rétention de cet élément par l'estuaire est minimale en décembre et maximale en juin avec un taux de $500 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ Si ($9,3 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$; $139 \text{ nmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$). De juillet à octobre, le taux de rétention de Si dans l'estuaire est pratiquement constant à $250 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ Si.

– Éléments dont le bilan est soit positif (rétention), soit nul (conservativité), soit négatif (régénération) : azote ammoniacal, nitrite et phosphore inorganique dissous.

Le nitrite est conservatif en hiver, comme l'azote ammoniacal qui apparaît toutefois régénéré en janvier au taux de $40 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1} \text{ N-NH}_4$ ($0,7 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$;

$11 \text{ nmol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$). Le reste de l'année, les bilans indiquent une rétention avec un taux pratiquement constant, $55 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ pour l'azote ammoniacal ($1,0 \text{ mmol m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$; $15 \text{ nmol L}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ N-NH}_4$) et environ $20 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ pour le nitrite. Pendant la période productive, de mars à octobre, le taux de rétention minimal est observé en avril et en août ($20 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1} \text{ N-NH}_4$).

L'imprécision des bilans de transfert de PID de janvier à mars 1995 est grande car le maximum des apports de PID est effectué par la mer (faibles concentrations et grands volumes mis en jeu) et le bilan montre alternativement une conservativité et une régénération de cet élément. En décembre 1994, le temps de résidence est élevé (8 j) et la régénération est de l'ordre de $15 \text{ kmol j}^{-1} \text{ P-PO}_4$ alors que pendant la crue, le caractère conservatif l'emporte. De juillet à octobre 1995, le taux moyen de rétention du PID est de $7 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1} \text{ PID}$.

Les rapports entre les taux de rétention de NID (ΔNID) et ceux de PID (ΔPID) ou ceux de Si (ΔSi) ont été calculés. Abstraction faite de l'incertitude importante en août et septembre 1995, le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{PID}$ est remarquablement stable, en moyenne 100 de juin à octobre 1995. Sauf en décembre 1994, le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{Si}$ est estimé avec une bonne précision. Le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{Si}$ vaut 6 en avril/mai et 3 en moyenne de juin à octobre.

3.3.2. Importance relative des apports marins et fluviaux

Le bilan de transfert permet une estimation des apports marins de NID, PID et Si qui s'ajoutent aux apports fluviaux dans les entrées. Pendant l'année étudiée, les apports marins contribuent, selon l'élément, de 31 à 59 % aux apports totaux (tableau III).

Les apports fluviaux de NID et de Si dominent toujours les apports marins ; leur répartition sur l'année est plus régulière conformément à la distribution des débits de la Somme, principal vecteur de nitrate et de silicate (figure 6). Dans le cas du PID, les apports marins sont déterminants pour l'approvisionnement de l'estuaire au début du printemps. Les petits cours d'eau, qui contribuent à la quasi-totalité des apports fluviaux, demeurent apparemment négligeables dans le bilan du phosphore. Dans tous les cas, on confirme l'existence d'un stock marin hivernal largement utilisé lors des efflorescences printanières successives.

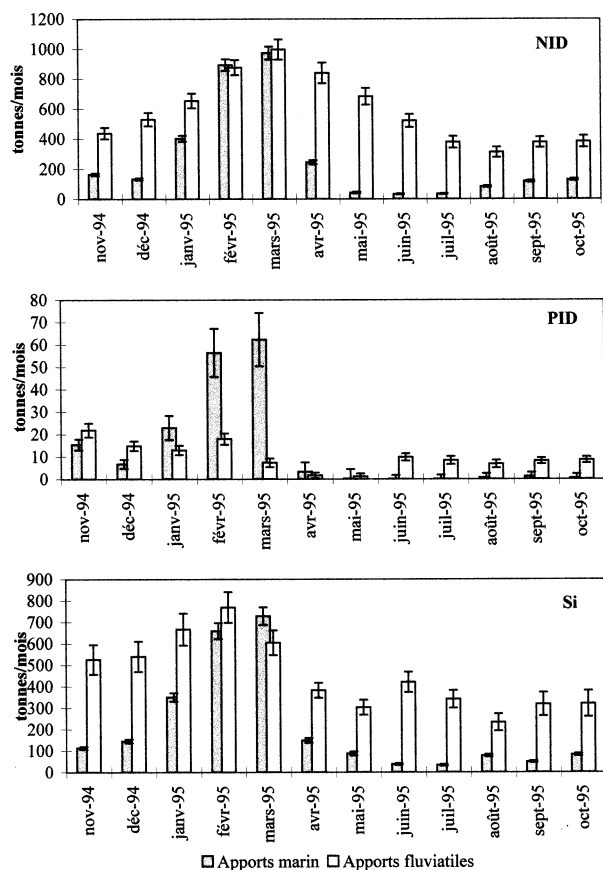


Figure 6. Bilans mensuels des apports marins et fluviaux de nutriments en baie de Somme (novembre 1994–octobre 1995).

Figure 6. Monthly budgets of marine and continental nutrient loadings in the Bay of Somme (November 1994–October 1995).

La participation des petits cours d'eau aux bilans de sels nutritifs est négligeable en comparaison des apports marins (cas du PID au printemps et du N-NH_4 et du Si en été) ou des apports de la Somme (cas du nitrate en hiver).

3.3.3. Flux net vers le milieu marin

Le bilan permet aussi une première évaluation des échanges avec le domaine côtier en considérant l'impact (enrichissement ou épuisement) que peut avoir la rétention ou la régénération en baie d'un élément sur le milieu marin (*tableau III*). L'export des eaux estuariennes contribue à un enrichissement du milieu côtier en NID, PID et Si estimé respectivement à 2 391, 71 et 3 238 t. Hors période productive, de décembre à mars, l'export net vers la mer de NID, PID et Si équivaut respectivement à 89, 85 et 78 % de la fraction exportée annuellement: le système est ouvert pendant les mois de crue et constitue une source supplémentaire d'enrichissement de la façade côtière. En revanche, de mai à septembre, les apports fluviaux cessent d'enrichir le milieu marin en N-NH_4 , N-NO_3 et PID: dans la plupart des cas, ils compensent les pertes liées à l'utilisation des sels nutritifs dans la masse d'eau marine (PID); dans quelques cas, l'utilisation de certains sels nutritifs dans le volume estuarien conduit à leur épuisement dans la masse d'eau marine côtière: en mai et en juillet, 89 et 20 $\text{kmol}\cdot\text{j}^{-1}$, de N-NO_3 sont ainsi prélevés dans la masse marine pour la production en baie; en juillet, s'ajoute également un prélèvement de 23 $\text{kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ de N-NH_4 . L'enrichissement par les silicates d'origine continentale est stoppé en juin et reprend de juillet à octobre (en moyenne 100 $\text{kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ Si).

4. DISCUSSION

4.1. Rôles des petits cours d'eau

Dans la Somme, l'échantillonnage hebdomadaire est tout à fait efficace pour déterminer les flux annuels, en raison de la régularité du cours de ce fleuve. La précision de l'estimation du flux dépend essentiellement de la précision analytique: 5 et 11 % pour l'estimation des bilans annuels de NID et de PID et 5, 7 et 12 % pour l'estimation des bilans annuels de MES, NP et PP.

L'estimation des flux dans les autres petits cours d'eau est plus problématique car, dans la mesure où les écoulements ne sont pas proportionnels au temps, l'échantillonnage à pas de temps large ne permet pas une bonne précision (50 %). Bien que la variabilité des concentrations ne soit pas prise en compte, l'utilisation d'un modèle a permis de tenir compte de la variabilité du débit et de réduire ce biais. Les flux globaux annuels estimés restent représentatifs de l'année étudiée en raison de la prédominance des apports de la Somme.

Les apports par les petits cours d'eau sont susceptibles de moduler les bilans de façon ponctuelle. Pendant la période de crue (novembre 1994-mai 1995), ils constituent une source additionnelle qui contribue à l'établissement du stock hivernal de sels nutritifs. En période d'étiage, en été et lors de précipitations importantes, le rôle de ce type de cours d'eau dans la formation de conditions impulsives mériterait d'être étudié.

4.2. Rétention et régénération: signification

Les bilans de transfert consistent en une estimation, à partir d'un modèle d'échange, des transformations que peut subir un élément dans un milieu chimiquement et biologiquement réactif. Ils offrent une vision schématique de processus biogéochimiques complexes dont l'étude nécessiterait des techniques analytiques souvent lourdes. La démarche est proche de celle mise en œuvre [36] avec le modèle à deux boîtes pour l'étude du cycle du phosphore de l'estuaire du Delaware (États-Unis).

Rétention et régénération peuvent être simultanées et le bilan n'indique la plupart du temps que la supériorité d'une cinétique sur l'autre. Le bilan positif indique un taux de rétention, qui peut être sous-évalué, supérieur au taux de régénération: les apports fluviaux et marins de sels nutritifs, ainsi que ceux qui sont régénérés in situ sont partiellement mobilisés. Un bilan nul signifie que, soit l'élément étudié est « réellement » conservatif, soit les processus antagonistes se compensent: les apports par régénération sont équivalents aux besoins et sont intégralement mobilisés et l'excès, constitué par entrées nouvelles dans le système, n'est pas utilisé. Enfin, le bilan négatif montre que le taux de régénération est supérieur au taux de rétention.

La minéralisation de l'azote organique en nitrate dans la colonne d'eau est un processus long [48], incompatible avec le temps moyen de résidence dans l'estuaire, de 1,8 à 8 j. De même, la remise en solution de nitrate à partir du sédiment est limitée compte tenu d'une teneur faible en nitrate échangeable dans ce type de sédiment où l'azote est essentiellement de l'ammonium et de l'azote organique [34, 58, 62]. Le taux de rétention de nitrate peut être considéré comme un taux net.

Les flux de nitrates à l'interface sédiment-eau sont donc généralement orientés de la colonne d'eau vers le sédiment, c'est-à-dire dans le sens d'une rétention. En décembre 1994 et en janvier 1995, en l'absence d'une production primaire phytoplanctonique significative, un taux moyen de rétention de $530 \text{ kmol} \cdot \text{j}^{-1}$, soit $408 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ est calculé. La dénitrification à l'interface sédiment/eau, processus majeur dans le cycle de l'azote en estuaire, peut représenter une perte vers l'atmosphère (N_2 , N_2O -N) d'environ 20–50 % des entrées d'azote [5, 54, 57]. Dans les vasières intertidales, les taux sont généralement compris entre 0 et $120 \mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ [31, 34], et décroissent vers la mer [40]; la part de la dénitrification dans la colonne d'eau est négligeable [35]. Si l'ordre de grandeur du flux de nitrate permet d'envisager une participation de la dénitrification dans le cycle de l'azote en baie de Somme, la technique utilisée, le bilan de masse, n'est pas appropriée pour l'évaluer [55]. Une autre voie possible pour expliquer cette rétention hivernale équivalente à 31 % du taux de rétention maximal est la consommation par le microphytobenthos. Au contraire du phytoplancton, il bénéficie d'une irradiance saturante presque toute l'année [14]. L'importance du microphytobenthos sur la production primaire en milieu intertidal est bien connue [28]. Des analyses de chlorophylle *a* dans le sédiment du gisement coquillier de la baie de Somme ont montré en avril 1997 qu'avec une valeur moyenne de 145 mg m^{-2} Chl *a* (20–220 mg m^{-2} , données non publiées), la biomasse du microphytobenthos dans le sédiment était égale à la biomasse du phytoplancton (en moyenne, $145 \mu\text{g L}^{-1}$) dans le volume d'eau moyen au-dessus du sédiment.

Le reste de l'année, le taux de rétention de nitrate dans l'estuaire est fortement lié à la concentration en pigments chlorophylliens dans la masse d'eau estuari-

enne ($r = 0,84$; $p < 0,001$) et correspond essentiellement à un taux de consommation par le phytoplancton.

Les bilans pour le nitrite et le silicium révèlent le comportement conservatif de ces éléments en hiver; en dehors de cette période, le processus dominant de rétention, lié à la consommation par le phytoplancton, est probablement sous-estimé en raison d'une possible régénération simultanée.

Lorsque le nitrate est en excès, le phytoplancton excrète du nitrite [59]. Le broutage par le zooplancton favorise également le recyclage rapide du nitrite mais des données récentes montrent qu'il est négligeable, par rapport à la filtration par les bivalves, dans le contrôle des biomasses phytoplanctoniques en baie de Somme [12].

Le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{Si}$ est toujours sensiblement plus élevé que le rapport 1/1 [51]. Les valeurs moyennes du rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{Si}$, 6 (avril-mai) et 3 (juin-octobre), montrent que la consommation du silicium est insuffisante devant celle de NID, ce qui implique d'autres sources de silicate. La différence entre ces deux périodes est liée à l'efflorescence au début du printemps de *Phaeocystis* sp. qui n'utilise pas les silicates. La solubilité des frustules de diatomées est un processus lent, sensiblement accéléré par une augmentation de pH [30] et de concentration en électrolytes [63]. Dans le domaine oligohalin, on peut s'attendre à une dissolution du silicium biogénique d'eau douce supérieure à 30 % en quelques semaines [4, 21] pouvant constituer une source secondaire de silicium réactif. Le sédiment en domaine intertidal est probablement une source importante de silicium réactif tout au long de l'année, et particulièrement en été [61].

L'azote ammoniacal et les phosphates sont les deux sels nutritifs pour lesquels une régénération peut être montrée pendant la période peu productive.

En janvier 1995, le taux calculé pour l'ammonium, $11 \text{ nmol L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, est cohérent avec des taux de régénération cités dans la littérature pour un milieu tempéré [56]. Cette valeur, faible par rapport à un taux moyen voisin de $50 \text{ nmol L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, constitue probablement un minimum, le taux de régénération dépendant de la température et de la quantité de matière organique. Les bilans ne montrent pas une telle augmentation du taux de régénération à partir de mars: les taux de

consommation de $N-NH_4$ par le phytoplancton sont probablement sous-estimés durant la période productive. De février à avril, le bilan nul indiquerait alors, non pas un comportement conservatif du $N-NH_4$, mais plutôt une compensation des taux de consommation et de rétention : cela rend compte d'une demande biologique élevée lorsque le contrôle géochimique n'est pas assez rapide [18]. L'importance des bivalves *Cerastoderma edule* dans la régénération par excrétion de l'ammonium et dans l'exacerbation du phénomène d'eutrophisation en baie de Somme a été démontrée [52, 53]. Le stock de bivalves est cependant au plus bas au cours de l'hiver 1994–1995 et le bilan refléterait davantage une régénération à partir des MES, comme en baie de Dublin [27].

Une régénération du PID au taux d'environ $20 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$ est observée en décembre 1994 et janvier 1995. En baie de Somme, le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{PID}$ est toujours très supérieur au rapport théorique 16/1: le phosphore est l'élément limitant de la production primaire dans l'estuaire, ce qui n'est pas une conclusion évidente si l'on se fie aux seules valeurs de concentration. Cette limitation implique, pour rendre compte de la forte consommation de NID par les autotrophes, l'utilisation d'une ressource phosphorée qui échappe au bilan tel qu'il a été établi, soit par la régénération des phosphates dans la colonne d'eau, soit par la remise à disposition à partir d'un stock sédimentaire. Dans les estuaires productifs, en général peu turbides, le cycle du phosphore est davantage piloté par les processus biologiques [18] que dans les estuaires plus turbides où les interactions avec la fraction particulaire dominant, avec des échanges rapides lorsque les concentrations sont proches de l'équilibre [19, 47, 54]. En baie de Somme, estuaire moyennement turbide et très productif, il existe probablement un double contrôle. Les phosphates peuvent être rapidement régénérés à partir de la biomasse phytoplanctonique par autolyse [21]. De plus, certaines espèces phytoplanctoniques possèdent des systèmes enzymatiques permettant l'utilisation des polyphosphates [20]. Si, dans le calcul du bilan pour le phosphore, les fractions POD et le PP sont ajoutées aux entrées continentales en terme de phosphore biodisponible, alors la régénération hivernale n'est plus observée et si le taux de consommation de phosphore augmente, alors le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{P}$, en février et mars 1995, est proche de

l'équilibre de Redfield avec une valeur comprise entre 12 et 19 mais le rapport $\Delta\text{NID}/\Delta\text{P}$ demeure toutefois élevé, en moyenne 37, de juin à octobre, après avoir atteint un maximum de 61 en avril. L'absence de données de phosphore particulaire aux stations littorales ne permet pas d'estimer l'apport de phosphore par le matériel particulaire marin et le matériel produit en baie. Cette source doit être importante : d'avril à octobre, la teneur moyenne en matière organique est de $8,9 \pm 1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'estuaire et de $6,4 \pm 1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en mer et l'apport annuel de matière organique par la mer est de l'ordre de 25 000 t, deux fois l'apport annuel de matière organique par les cours d'eau. Il est regrettable que le paramètre PP ne soit pas suivi de façon systématique dans la mesure où il constitue une forme de phosphore majoritaire [39, 45], biodisponible [3] et que son omission conduise à une grande sous-estimation des flux [7, 33].

4.3. Production primaire en baie de Somme

La production primaire phytoplanctonique en baie de Somme a été estimée à $106 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ [52]. Considérant que le taux de rétention du NID est lié essentiellement à la production primaire nouvelle et en utilisant le rapport de Redfield $C/N = 106/16$, nous avons calculé une production primaire de $491 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. La production du microphytobenthos évaluée ($286 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) correspond à un taux de rétention constant ($530 \text{ kmol}\cdot\text{j}^{-1}$), le processus de dénitrification étant négligé dans une première approche. La production primaire « pélagique » nouvelle est donc de l'ordre de $205 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. En admettant que de juin à octobre l'utilisation d'ammonium régénère est au moins égale à l'utilisation de nitrate [37], on calcule un taux moyen de régénération de $N-NH_4$ de $48 \text{ nmol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ correspondant à une production régénérée de $86 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. La production primaire pélagique totale est donc d'environ $291 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. L'estimation de la production primaire totale (pélagique + benthique) est ainsi de $591 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ soit du même ordre que celle des vasières intertidales de l'estuaire de l'Ems [28] et avec une contribution égale de la production pélagique et benthique.

4.4. Impact des apports de la baie de Somme sur le milieu marin

Les flux globaux annuels d'azote, de phosphore et de silicium de la baie de Somme vers la Manche ne représentent respectivement que 4, 1 et 2 % du flux Manche/mer du Nord. En comparaison, les apports annuels de la Seine, environ dix fois supérieurs à ceux de la Somme [7] en représentent respectivement 31, 32 et 14 % [2, 23]. La contribution de la Somme aux apports globaux en mer du Nord est négligeable. Les apports continentaux sur le littoral du Pas-de-Calais ont été calculés pour la période 1983–1985 [13]. L'apport total annuel de NID en baie de Somme en 1994/1995 représente l'équivalent de 145 et 80 % des apports annuels de NID et d'orthophosphates sur cette portion de littoral. Pendant les mois de décembre à mars, l'équivalent de 25 % des apports fluviaux annuels de NID en baie de Somme ont été cédés, presque exclusivement sous forme de nitrate, au milieu marin. Ces apports ne diffusent pas vers le large mais alimentent le « fleuve côtier ». Les fortes biomasses phytoplanctoniques ($> 10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ Chl *a*) observées au printemps aux abords de la baie de Somme et jusqu'au détroit du Pas-de-Calais [9, 11] sont liées à l'utilisation de ce stock hivernal.

En été, la baie de Somme se comporte davantage comme un puits que comme une source de N-NO_3 . D'avril à août, l'équivalent de 100 % des apports continentaux de N-NO_3 est consommé et la production en milieu côtier dépend des apports de N-NO_3 par le flux côtier et de la régénération de l'ammonium. Ce sont les précipitations de septembre qui créent des conditions impulsives pour que la baie contribue de nouveau à un enrichissement important en azote des eaux côtières.

Sur l'ensemble de l'année, l'estuaire est une zone de rétention de nitrate: 46,6 % des entrées continentales ou marines sont transformées (tableau III) puis exportées sous forme d'azote organique particulière vers le compartiment benthique. En revanche, l'estuaire consiste essentiellement en un volume de transport pour le phosphore, ce qui est plus classique [43]: 94 % des apports annuels marins et continentaux de phosphore sont exportés.

5. CONCLUSION

La période de novembre 1994 à octobre 1995 doit être considérée comme une année exceptionnelle en regard des débits et des flux entrants de N-NO_3 et de MES, deux paramètres liés positivement aux débits de la Somme. Les valeurs de 6 600 t de N-NO_3 et 67 800 t de MES peuvent être considérées comme des maximums d'apports fluviaux en baie de Somme. Les bilans établis pour les paramètres liés négativement aux débits de la Somme (N-NH_4 , N-NO_2 , PID) peuvent être eux considérés comme représentatifs d'une année moyenne.

Les apports de sels nutritifs restent localisés dans la zone côtière jusqu'au détroit du Pas-de-Calais et participent de façon importante au stockage hivernal de nitrate qui provoque les efflorescences printanières à *Phaeocystis* sp.

Les paramètres mesurés dans les divers réseaux d'observation de qualité d'eau marine et continentale ne permettent pas actuellement de rendre compte de l'ensemble des processus biogéochimiques aux interfaces estuariennes. Les données peuvent cependant permettre, avec des modèles simples, d'appréhender des processus relativement fins comme la consommation par le phytoplancton, la régénération [41] et l'estimation des flux in situ [46]. Il conviendra de valider ces estimations par des mesures afin de lever les ambiguïtés liées à la simultanéité des processus de consommation et régénération dans la perspective de développement d'un modèle numérique. Les hypothèses formulées sont cohérentes avec les résultats acquis dans des milieux partageant une caractéristique avec la baie de Somme (milieu côtier tempéré, intertidal, macrotidal, estuarien) et permettent de tracer les futures voies de recherche.

Nous avons montré l'importance des processus de régénération de l'ammonium dans la colonne d'eau en milieu eutrophe très productif et la nécessité d'intégrer la production du microphytobenthos dans les futurs bilans de production primaire.

À l'inverse du NID, le PID est apporté en majorité par la mer: la production en baie résulte donc de l'utilisation de flux croisés d'azote et de phosphore qui peut expliquer le caractère relativement endémique de cette production. Cependant les apports marins de phosphate ne suffisent pas à satisfaire la

demande par le phytoplancton et il est nécessaire de faire intervenir des processus rapides de régénération du phosphate pour rendre compte de la production primaire estimée. Lorsque le temps de résidence est court, la conversion du phosphore dissous en phosphore particulaire est alors déterminante puisqu'elle permet de ralentir le transfert du phosphore dans l'estuaire [29, 36]. Il faut souligner le rôle déterminant de la conversion qui se produit dans la Somme et, loin de priver l'estuaire d'une ressource en phosphore biodisponible, permet d'augmenter le temps de transfert de cet élément dans l'estuaire.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier de l'Agence de l'eau Artois-Picardie (contrat 94E2000), du Conseil régional de Picardie et du Groupe d'étude des milieux estuariens et littoraux (programme littoral picard), Association loi 1901 subventionnée par le Conseil régional de Picardie et le Conseil général de la Somme. Les auteurs remercient l'université de Picardie Jules-Verne pour son soutien permanent. Ils remercient également J.D. Talleux (Gemel) pour les analyses chimiques, R. Olivesi (Ifremer) pour les déterminations de phytoplancton marin, Mme. Mahet et M. Antonini (Laboratoire d'hydrobiologie de Paris-VI) pour leur participation aux recherches bibliographiques.

RÉFÉRENCES

- [1] Aminot A., Chaussepied M., Manuel des analyses chimiques en milieu marin, Cnexo, Brest, 1983, 395 p.
- [2] Aminot A., Kerouel R., Mauvais J.L., Les éléments nutritifs en baie de Seine, in : La baie de Seine (Grecomanche), Ifremer (éd.), Actes de Colloques, Caen, 24–26 avril 1985, 4, 1986, 289–296.
- [3] Aminot A., Guillaud J.F., Andrieux F., Spéciation du phosphore et apports en baie de Seine orientale, *Oceanol. Acta* 16 (5–6) (1993) 617–623.
- [4] Anderson G.A., Silica, diatoms and a freshwater productivity maximum in Atlantic coastal plain estuaries, Chesapeake Bay, *Est. Coast. Shelf Sci.* 22 (1986) 183–197.
- [5] Bennekoum A.J., van, Salomons W., Pathways of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers, in: Martin J.D., Burton J.D., Eisma D. (éds.), *River Inputs to Ocean Systems, Proc. a review workshop*, FAO Headquarters, 26–30 March 1979, 1981.
- [6] Bentley D., Lafite R., Morley N.H., James R., Statham P., Guary J.C., Flux de nutriments entre la Manche et la mer du Nord, Situation actuelle et évolution depuis 10 ans, *Oceanol. Acta* 16 (5–6) (1993) 599–606.
- [7] Bentley D., Lafite R., Guary J.C., Statham P., Nutrient fluxes through the Dover straits: results of measurements and estimates of river input, FLUXMANCHE final report, 1993b, 141–157.
- [8] Brunet C., Analyse des pigments photosynthétiques par HPLC: communauté phytoplanctonique et productivité primaire en Manche orientale, thèse univ. Paris-VI, 1994, 363 p.
- [9] Brunet C., Brylinski J.M., Bodineau L., Thoumelin G., Bentley D., Hilde D., Phytoplankton dynamics during the spring bloom in the south-eastern English Channel, *Est. Coast. Shelf Sci.* 43 (1996) 469–483.
- [10] Brylinski J.M., Lagadeuc Y., Gentilhomme V., Le fleuve côtier, un phénomène hydrologique important en Manche orientale (exemple du Pas-de-Calais), *Oceanol. Acta* 11 (1991) 197–203.
- [11] Brylinski J.M., Brunet C., Bentley D., Thoumelin G., Hilde D., Hydrography and phytoplankton biomass in the Eastern English Channel in spring, *Est. Coast. Shelf Sci.* 43 (1996) (1992) 507–519.
- [12] Chasle G., État du peuplement zooplanctonique de la baie de Somme: caractérisation taxonomique et trophique, DEA d'océanologie biologique, option environnement et biogéochimie, univ. Paris-VI, 1997, 35 p.
- [13] Chaussepied M., Arnal O., Grosse H., Deladre J.M., Wartel M., Le littoral de la Région Nord–Pas-de-Calais, Apports à la mer, *Rapports scientifiques et techniques de L'Ifremer*, 15, 1989, 151 p.
- [14] Colijn F., Light absorption in the waters of the Ems Dollard estuary and its consequences for the growth of phytoplankton and microphytobenthos, *Neth. J. Sea Res.* 15 (2) (1982) 196–216.
- [15] Delignières G., Hitier B., Olivesi R., Delesmont R., Morel M., Loquet N., Suivi Régional des Nutriments, Bilan 1995, Rapport Ifremer/Agence de l'eau Artois-Picardie, 1996.
- [16] Dupont J.P., Lafite R., Eisma D., Comparaison de la dynamique du matériel en suspension dans les eaux côtières de la Manche orientale et de la baie méridionale de la mer du Nord, in: Elliot M., Ducrotoy J.P. (éd.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons, Proc. ECSA 19 Symp.*, 4–8 September 1989, Caen, France, 1991, 57–62.
- [17] Dyer K.R., *Estuaries: a Physical Introduction*, Wiley and Sons, 1973, 140 p.
- [18] Fisher T.R., Harding L.W. Jr., Stanley D.W., Ward L.G., Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries, *Est. Coast. Shelf Sci.* 27 (1988) 61–93.
- [19] Froelich P.N., Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism, *Limnol. Oceanogr.* 33 (1988) 649–668.
- [20] GESAMP, GESAMP IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, Review of potential harmful substances, Nutrients, UNECSO, Paris, Reports and studies, 34, 1990, 40 p.

- [21] Golterman H.L., Studies on the cycle of elements in fresh water, *Acta Bot. Neerl.* 9 (1960) 1–58.
- [22] Guegueniat P., Salomon J.C., Wartel M., Cabioch L., Fraizier A., Transfer pathways and transit time of dissolved marker in the Eastern English Channel indicated by space-time radiotracers measurement and hydrodynamic modelling, *Est. Coast. Shelf Sci.* 36 (1993) 477–494.
- [23] Guillaud J.F., Les flux de sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine (France); rôle et importance du bouchon vaseux au cours du mélange estuarien, Proc. symposium on the dynamics of turbid coastal environments, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (Suppl. 1) (1983) 180–187.
- [24] Heip C., Herman P.M.J., Major biological processes in European tidal estuaries: a synthesis of the JEEP-92 project, in: Heip C., Herman P.M.J. (éds.), Major biological processes in European tidal estuaries, Kluwer, *Hydrobiologia* 311 (1995) 1–7.
- [25] Hitier B., Olivesi R., Delesmont R., Morel M., Loquet N., Suivi régional des nutriments, Bilan 1994, Rapport Ifremer/Agence de l'eau Artois-Picardie, 1995a.
- [26] Hitier B., Olivesi R., Rybarczyk H., Delesmont R., Morel M., Loquet N., Suivi régional des nutriments, Synthèse 1992-1994, Rapport Ifremer/Agence de l'eau Artois-Picardie, 1995b.
- [27] Jeffreys D.W., Brennan M.T., Jennings E., Madden B., Wilson J.G., Nutrient sources for in-shore nuisance macroalgae: the Dublin bay case, *Ophelia* 42 (1995) 147–161.
- [28] Jonge de V.N., Wind-driven tidal and annual gross transport of mud and microphytobenthos in the Ems estuary, and its importance for the ecosystem, in physical processes and dynamics of microphytobenthos in the Ems estuary (The Netherlands), Thesis, Rijkuniversiteit Groningen, 1992, 176 p.
- [29] Jonge de V.N., Villerius L.A., Possible role of carbonate dissolution in estuarine phosphate dynamics, *Limnol. Oceanogr.* 34 (2) (1989) 332–340.
- [30] Jorgensen E.G., Diatom periodicity and silicon assimilation, *Dansk Botanisk Arkiv* 18 (1) (1957) 6–52.
- [31] Koch M.S., Maltby E., Oliver G.A., Bakker S.A., Factors controlling denitrification rates of tidal mudflats and fringing salt marshes in south-west England, *Est. Coast. Shelf Sci.* 34 (1992) 471–485.
- [32] Koroleff F., In Report Baltic Calibration Workshop, Grasshoff K. (éd.), Kiel, March 1977, ICES, C.M. 1977/C: Hydr. Comm., 1977.
- [33] Laane R.W.P.M., Groeneveld G., de Vries A., van Bennekom J., Sydow S., Nutrient (P, N, Si) in the Channel and the Dover Strait: seasonal and year-to-year variation and fluxes to the North Sea, *Oceanol. Acta* 16 (5–6) (1993) 607–616.
- [34] Laws C.S., Rees A.P., Owens N.J.P., Temporal variability of denitrification in estuarine sediments, *Est. Coast. Shelf Sci.* 33 (1991) 37–56.
- [35] Laws C.S., Rees A.P., Owens N.J.P., Nitrous oxide: estuarine sources and atmospheric fluxes, *Est. Coast. Shelf Sci.* 35 (1992) 301–314.
- [36] Lebo M.E., Sharp J.H., Modelling phosphorus cycling in a well-mixed estuary, *Est. Coast. Shelf Sci.* 35 (1992) 235–252.
- [37] L'Helguen S., Madec C., Le Corre P., Nitrogen uptake in permanently well-mixed temperate coastal waters, *Est. Coast. Shelf Sci.* 42 (1997) 803–818.
- [38] Lorenzen C.J., Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric measurements, *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 63 (6) (1967) 787–800.
- [39] Meybeck M., Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers, *Am. J. Sci.* 282 (1982) 401–450.
- [40] Middelburg J.J., Klaver G., Nieuwenhuize J., Markus R.M., Vlуг T., van der Nat J.W.A., Nitrous oxide emissions from estuarine intertidal sediments, in: Heip C., Herman P.M.J. (éds.), Major biological processes in European tidal estuaries, Kluwer, *Hydrobiologia* 311 (1995) 43–55.
- [41] Morin P., Le Corre P., Le Fevre J., Assimilation and regeneration of nutrients off the west coast of Brinany, *J. Mar. Biol. Ass. UK* 65 (1985) 677–695.
- [42] Murphy J., Riley J.P., A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, *Anal. Chim. Acta* 27 (1962) 31–36.
- [43] Nowicki B.L., Ovian C.A., Are estuaries traps for anthropogenic nutrients? Evidence from estuarine mesocosms, *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 66 (1990) 131–146.
- [44] Officer C.B., *Physical Oceanography of Estuaries*, Wiley, New York, 1976, 465 p.
- [45] Ormaza-Gonzalez F.I., Statham P.J., The occurrence and behaviour of different forms of phosphorus in the waters of four English estuaries, in *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*, Elliot M., Ducrottoy J.P. (ed.), Proc. ECSA 19 Symp., 4–8 September 1989, Caen, France, 1991, 77–83.
- [46] Pejrup M., Bartholdy J., Jensen A., Supply and exchange of water and nutrients in the Gradyb tidal area, Denmark, *Est. Coast. Shelf Sci.* 36 (1993) 221–234.
- [47] Pomeroy L.R., Smith R.E., Grant C.M., The exchange of phosphate between estuarine waters and sediments, *Limnol. Oceanogr.* 10 (1965) 167–172.
- [48] Postma H., The cycle of nitrogen in the Wadden Sea and adjacent areas, *Neth. J. Sea Res.* 3 (2) (1966) 186–221.
- [49] Radach G., Ecosystem functioning in the German bight under continental nutrient input by river, *Estuaries* 15 (4) (1992) 477–496.
- [50] Redfield A.C., The biological control of chemical factors in the environment, *Am. Sci.* 46 (1958) 205–221.
- [51] Richards F.A., Dissolved silicate and related properties of some Western North Atlantic and Caribbean waters, *J. Mar. Res.* 5 (1958) 67–87.
- [52] Rybarczyk H., Processus d'eutrophisation et ses conséquences sur les peuplements d'un écosystème estuarien, un exemple en Manche orientale: la baie de Somme, thèse univ. Paris-VI, *Oceanol. Biol.*, 1993, 163 p.
- [53] Rybarczyk H., Elkaim B., Wilson J.G., Loquet N., L'eutrophisation en baie de Somme: mortalité des peuple-

- ments benthiques par anoxie, *Oceanol. Acta* 19 (2) (1995) 131–140.
- [54] Sanders R.J., Jickells T., Malcolm S., Brown J., Kirkwood D., Reeve A., Taylor J., Horrobin T., Ashcroft C., Nutrient fluxes through the Humber estuary, *J. Sea Res.* 37 (1997) 3–23.
- [55] Seitzinger S.P., Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance, *Limnol. Oceanogr.* 33 (4) (1988) 702–724.
- [56] Selmer J.S., Ammonium regeneration in eutrophicated coastal waters of Sweden, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 44 (1988) 265–273.
- [57] Smith C.J., DeLaune R.D., Patrick W.H. Jr., Nitrate reduction in *Spartina alterniflora* marsh soil, *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 46 (1982) 748–750.
- [58] Smith C.J., DeLaune R.D., Patrick W.H. Jr., Fate of riverine nitrate entering an estuary: I. Denitrification and nitrogen burial, *Estuaries* 8 (1) (1985) 15–21.
- [59] Vaccaro R.F., Ryther J.H., Marine phytoplankton and the distribution of nitrite in The Sea, *J. Cons.* 25 (1960) 260–271.
- [60] Vallentyne J.R., The algal bowl, a faustian view of eutrophication, *Federation of Am. Soc. For Experimental Biol. Proc.* 32 (7) (1973) 1754–1757.
- [61] Watson P.G., Frickers P.E., Howland R.J.M., Benthic fluxes of nutrients and some trace metals in the Tamar esuary, SW England, *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27 (2-4) (1993) 135–146.
- [62] Wilson J.G., Brennann M., Brennan B., Horizontal and vertical gradients in sediment nutrients on mudflats in the Shannon estuary, Ireland, *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27 (4) (1993) 173–180.
- [63] Yamada S.S., D'Elia C.F., Silicid acid regeneration from estuarine sediment cores, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18 (1984) 113–118.