

Chapitre IV

Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut

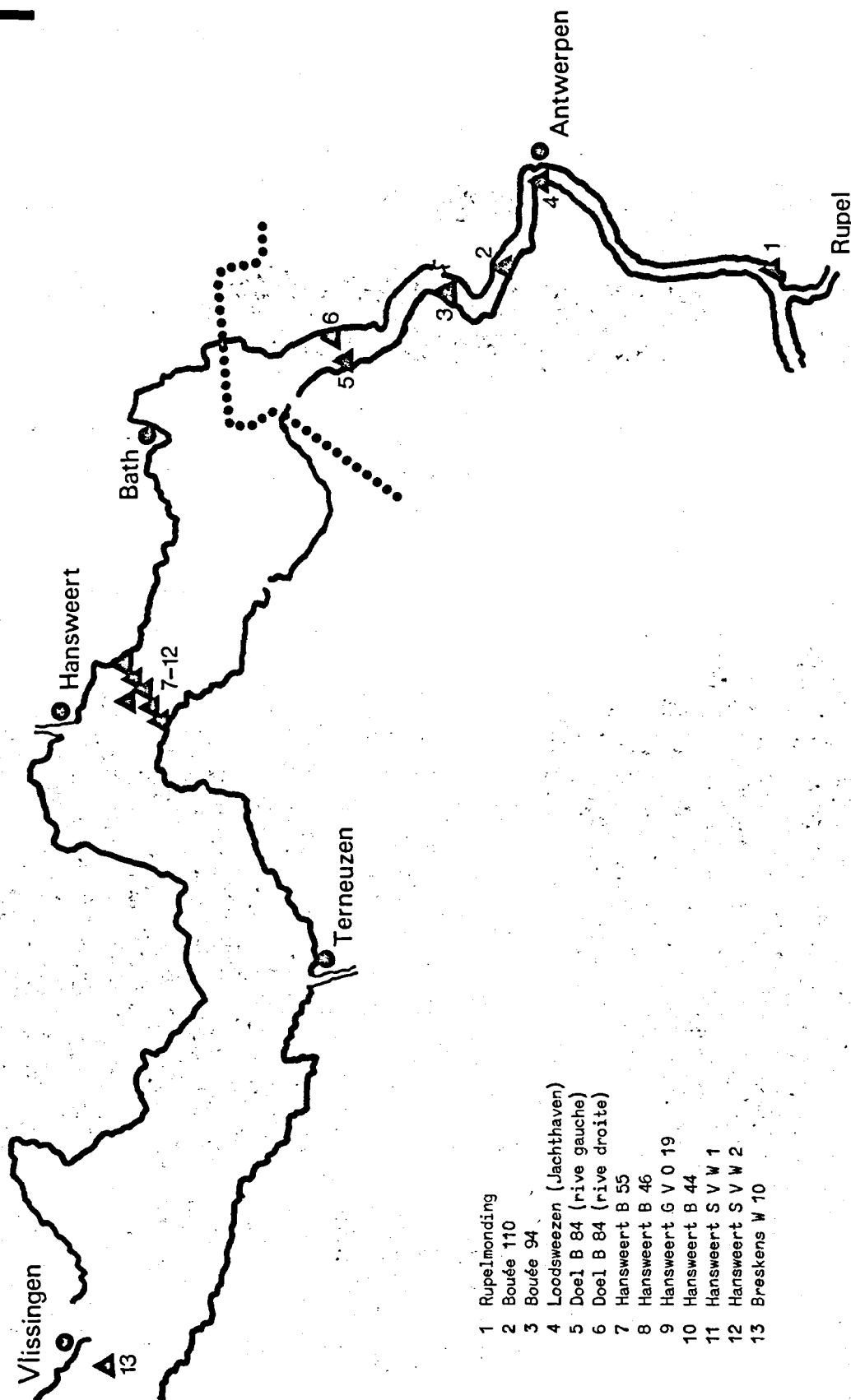
par

R. WOLLAST

1.- Introduction

Un effort particulier a été consacré, dans le cadre du modèle mathématique, à l'estimation de l'*input* en mer du Nord, des substances chimiques transportées par l'Escaut. Les chapitres précédents montrent toutefois que la zone estuarienne est caractérisée par de profondes modifications des paramètres physico-chimiques et qu'une partie importante de substances solides transportées par la rivière s'y accumulent. En conséquence, les substances chimiques y sont soumises à d'importantes réactions de dissolution, précipitation, adsorption, désorption et d'autres transformations susceptibles d'affecter leurs processus de transfert vers la mer du Nord, et leurs propriétés physico-chimiques. Ces transformations résultent d'interactions complexes d'origine physique, chimique et biologique dont certains aspects ont été détaillés dans les chapitres précédents.

Ces études ont été complétées par des campagnes intensives de mesures depuis l'embouchure de l'Escaut jusqu'à Dendermonde, à 130 km en amont de la mer. De 1971 à 1975, on a relevé les profils de concentration longitudinaux mensuels de diverses espèces chimiques dissoutes



- 1 RupeImonding
- 2 Bouée 110
- 3 Bouée 94
- 4 Loodsweezen (Jachthaven)
- 5 Doel B 84 (rive gauche)
- 6 Doel B 84 (rive droite)
- 7 Hansweert B 55
- 8 Hansweert B 46
- 9 Hansweert G V O 19
- 10 Hansweert B 44
- 11 Hansweert S V W 1
- 12 Hansweert S V W 2
- 13 Breskens W 10

fig. 1.

Points fixes du réseau de mesures de l'estuaire de l'Escaut

ou en suspension. On a d'autre part procédé à huit campagnes de mesures à l'aide de quatre bateaux placés en des stations fixes caractéristiques (fig. 1).

Chaque campagne s'étale sur 5 jours durant lesquels chaque bateau procède durant 14 heures aux mesures suivantes :

a) mesures toutes les demi-heures suivant un profil vertical à tous les mètres de profondeur de :

- vitesse et direction des courants,
- température, salinité, turbidité,
- oxygène dissous (pour quelques points);

b) aux étales et aux maxima des courants de flot et de jusant, prélèvement d'un échantillon d'eau en surface, à mi-profondeur et à 1 m au-dessus du fond sur lesquels on effectue les analyses chimiques (nutrients, métaux lourds, matières organiques) et bactériologiques;

c) centrifugation en continu de la matière en suspension à un débit de 2 m^3 d'eau par heure; le solide est recueilli toutes les deux heures, il est analysé ultérieurement en laboratoire.

L'intégration de ces données sur une section et pendant la durée d'une marée complète permet d'estimer le transport net des masses de matières en suspension et de composés en solution pour la marée considérée.

Pour l'établissement des bilans qui suivent, on a divisé l'estuaire en deux compartiments : le premier compris entre le Rupel et Doel, le second entre Doel et l'embouchure. On dispose en effet de nombreuses mesures effectuées aux frontières de ces deux compartiments.

De plus, les profils de concentration longitudinaux relevés pour la turbidité, pour l'oxygène, le phosphore et les composés azotés, permettent d'affirmer que cette division n'est pas arbitraire, mais correspond à un changement profond des conditions chimiques et biologiques régnant au sein de la masse d'eau. Les mesures effectuées aux stations fixes entre le Rupel et Doel permettent, d'autre part, d'estimer les apports dans la zone portuaire.

Les bilans sont calculés en tenant compte du transport de matière par advection et diffusion turbulente à l'entrée et à la sortie du compartiment, de l'apport latéral éventuel, de l'accumulation des substances dans les sédiments et enfin des transformations chimiques ou biologiques éventuelles. Les termes d'advection sont calculés en multipliant le débit de la rivière (eau et matières en suspension) ou la vitesse de sédimentation par la concentration du composé en phase dissoute ou solide. Les termes de diffusion turbulente sont estimés en multipliant le gradient de concentration de l'élément considéré par le coefficient de dispersion turbulente calculé à partir du profil longitudinal de salinité. On ne dispose pas toujours de tous les éléments nécessaires pour effectuer un bilan complet et dans ce cas, on utilise le solde du bilan pour estimer quantitativement l'importance du phénomène considéré.

Une première estimation de ces bilans avait été effectuée dès 1972 [Math. Modelsea (1972)]. Les données que nous présentons ici sont nettement plus significatives, étant donné la multiplication des données dont on dispose actuellement. On constate toutefois que les ordres de grandeur sont le plus souvent bien respectés.

Il importe de souligner à cet égard que l'objectif de ces bilans est principalement de dégager quels sont les processus déterminants auxquels sont soumis les polluants rejetés dans le fleuve. Malgré les multiples sources d'imprécision qui subsistent dans de telles estimations, nous nous sommes toutefois efforcé dans tous les cas de recourir à divers modes d'appréciation des bilans afin d'estimer leur degré d'incertitude.

Soulignons de plus que le comportement de nombreuses substances est lié à des phénomènes identiques (advection, sédimentation, etc.) et la cohérence de l'ensemble des bilans constitue une vérification supplémentaire de chacun d'eux.

2.- Estimation de la sédimentation dans l'estuaire

On a montré dans les chapitres I et II que les sédiments transportés en suspension dans l'Escaut avaient tendance à s'accumuler dans la zone correspondant au maximum de turbidité, lié aux particularités de l'estuaire. Rappelons que deux mécanismes de transport sont à prendre en considération :

- la floculation et sédimentation des solides en suspension apportés par les eaux douces d'amont lors de l'accroissement de la salinité, responsables de la formation de dépôts vaseux;

- le transport par charriage, au voisinage du fond, de sables d'origine marine dont le mouvement net est dirigé vers l'amont par suite de l'existence de courants de densité.

Il est possible d'évaluer la contribution relative de ces deux phénomènes en comparant la composition des sédiments déposés dans une zone (tableau 1) avec la composition moyenne des matières en suspension dans les eaux douces (tableau 2) et celle des sables marins. Les estimations basées sur les teneurs en différents éléments majeurs concordent remarquablement. Ainsi pour la zone d'envasement située entre les kilomètres 50 et 100 (fig. 2), 60 % des dépôts sont d'origine continentale et 40 % d'origine marine.

On peut d'autre part estimer les bilans des matières solides pour les zones envisagées en analysant l'évolution de la turbidité dans l'estuaire (fig. 3).

Pour un apport annuel total de 1,52 millions de tonnes de solide d'origine continentale, dans la zone d'amont de l'estuaire, 1,2 millions de tonnes s'y accumulent par sédimentation et seulement 300.000 tonnes sont transportées vers l'aval. Dans la deuxième zone, la sédimentation moins intense permet toutefois d'éliminer encore 220.000 tonnes et finalement la contribution de l'Escaut à la mer du Nord se limite à 120.000 tonnes de matières en suspension par an.

On ne dispose pas de mesures suffisamment précises sur l'apport de sédiment d'origine marine à l'embouchure, mais la composition des sédiments déposés dans la première zone permet toutefois d'estimer une

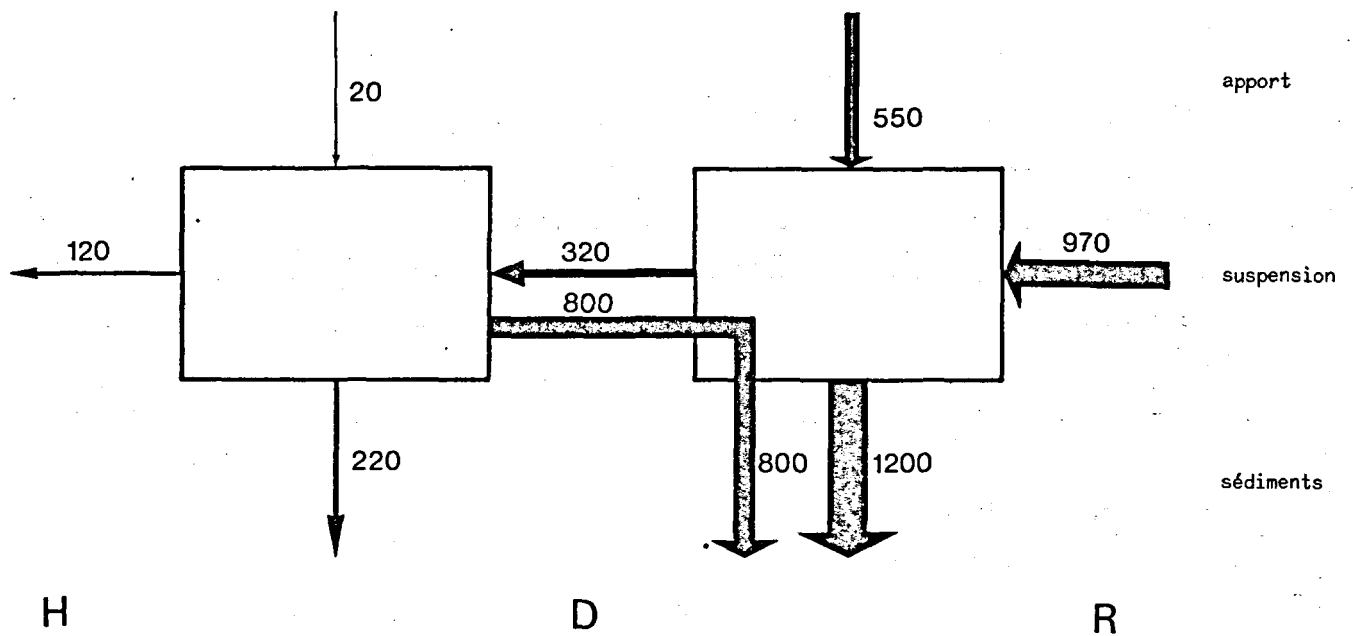


fig. 2.

Transport et accumulation des solides (en 10^3 tonnes/an) dans la partie amont de l'Escaut (km 100 - km 50 de l'embouchure).

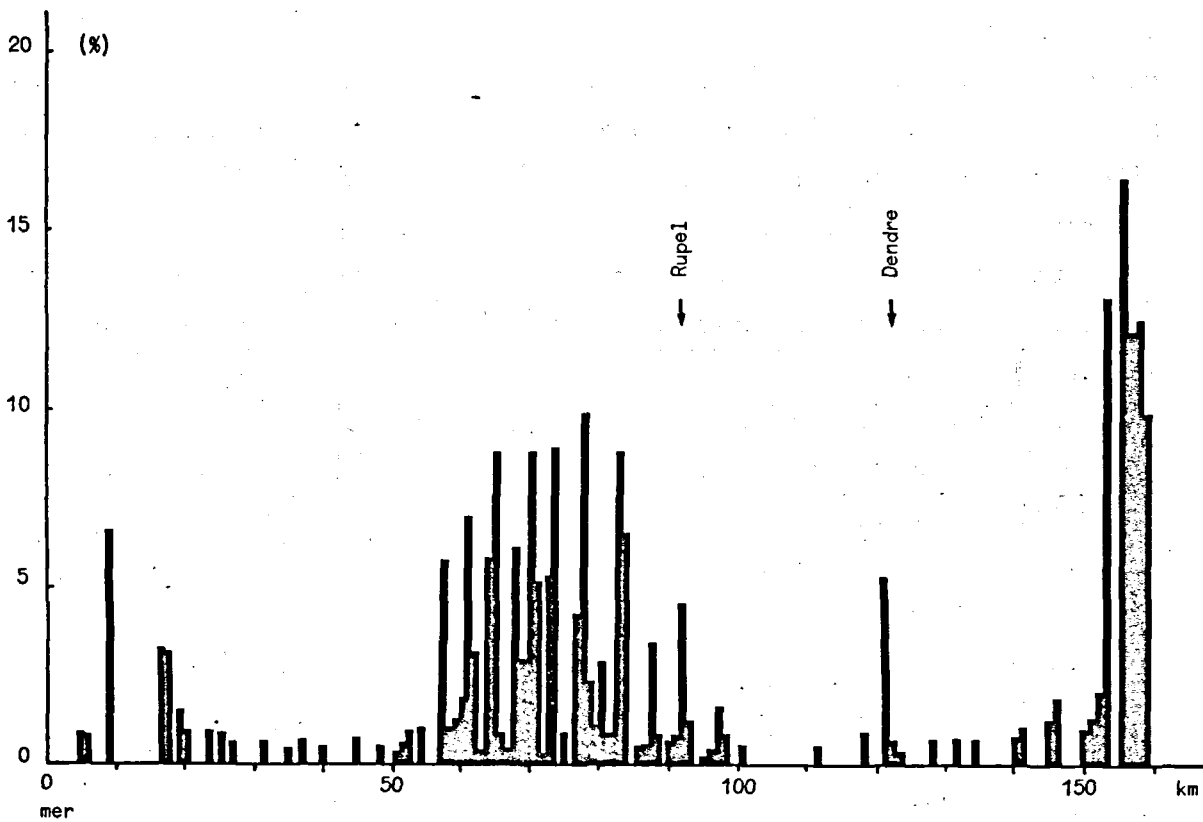


fig. 3.

Profil longitudinal de la matière organique dans les sédiments récents de l'Escaut

Tableau 1
Composition des sédiments récents dans l'Escaut

	% poids		
	Moyenne générale	Sable	Vase
SiO ₂	75,12	89,33	59,35
Al ₂ O ₃	4,60	2,11	7,35
Fe ₂ O ₃	3,33	1,62	5,23
CaO	4,71	2,68	6,96
MgO	1,00	0,65	1,38
TiO ₂	0,37	0,22	0,54
K ₂ O	1,92	1,62	2,24
Matière organique	2,87	0,55	5,45
CO ₂	4,05	2,00	6,33
P ₂ O ₅	0,76	0,27	1,30
S	0,55	0,14	1,00
Perte au feu à 1000 °C	7,61	2,71	13,05
	Traces		
	ppm	ppm	ppm
V	53,5	33,4	76
Cr	375	182	589
Mn	232	93	388
Cu	127	41,8	221
Zn	561	231	926
Sr	355	182	550
Pb	139	98	185

accumulation de tels sédiments à 800.000 tonnes par an. Il en résulte une sédimentation totale de 2 millions de tonnes de solide par an dans la zone amont de l'estuaire. Cette estimation concorde bien avec les volumes annuellement dragués ces dernières années dans cette partie de l'estuaire et qui sont estimés à 10 millions de m³ (ou 2 × 10⁶ T de solide dans un dépôt contenant 80 % d'eau).

Remarquons que ces taux d'accumulation correspondent à un envasement moyen de 120 kg/m².an soit environ 20 cm/an si on considère une teneur en eau de 80 % dans le sédiment fraîchement déposé. Ce

Tableau 2

Composition de la matière en suspension dans l'Escaut

	% poids		
	Escaut (km 0-110)	Doel (km 60)	Hansweert (km 30)
SiO ₂	45,4	43,4	49,5
Al ₂ O ₃	10,4	11,2	8,8
Fe ₂ O ₃	7,22	8,26	6,46
CaO	7,92	7,85	8,08
K ₂ O	2,23	-	-
TiO ₂	0,63	-	-
S	1,93	-	-
Matière organique	9,13	10,02	6,40
P ₂ O ₅	1,04	0,53	0,27
Perte au feu à 550 °C	13,97	14,2	12,5
Perte au feu 550-1000 °C	4,67	3,80	5,43
Perte au feu à 1000 °C	18,64	18,00	17,93
	Traces (ppm)		
Cr	133	-	-
Mn	1228	811	2558
Cu	144	172	162
Zn	818	954	889
Pb	176	268	204

taux d'accumulation traduit bien le phénomène d'envasement de la région portuaire anversoise.

Les analyses chimiques des matières en suspension et des sédiments de la zone d'amont (tableaux 1 et 2) indiquent des teneurs élevées en matières organiques et en métaux lourds comme Pb, Zn et Cu. La sédimentation constitue donc un processus d'élimination important de certains polluants de la colonne d'eau et prévient leur transport, du moins temporairement vers la mer du Nord. Il faut cependant souligner que lors de fortes crues, comme 1975 et 1976, ils peuvent être remis en suspension et soit transportés vers la mer, soit se déposer dans les zones inondées du pays.

3.- Bilan de la matière organique

3.1.- Bilan de la zone amont

Ainsi que nous l'avons montré dans le chapitre précédent, la zone amont de l'estuaire est caractérisée par une intense dégradation de la matière organique par une série de processus bactériologiques. Les conditions sont d'autre part extrêmement défavorables au développement d'une activité photosynthétique et donc à un apport biologique de matière organique. Les mesures d'incorporation à l'obscurité de $^{14}\text{CO}_2$ et l'estimation du rendement de cette incorporation au cours des processus de dégradation hétérotrophe, présentée dans le chapitre précédent, permettent d'apprécier quantitativement ce phénomène. Le tableau 3 indique les vitesses de dégradation moyennes observées dans la zone considérée à quatre époques différentes de l'année.

Tableau 3

	$\mu\text{moles C/litre.heure}$
février	1,88
mai	2,50
juillet	3,10
octobre	2,98

En intégrant sur l'année, on obtient une consommation moyenne de $270 \text{ g C/m}^3 \cdot \text{an}$; pour la capacité de la zone considérée, la quantité de matière organique dégradée par les processus bactériologiques, serait de l'ordre de 40.000 tonnes de carbone par an, soit environ 100.000 tonnes de matières organiques.]]

Par ailleurs, la quantité de matières organiques éliminée par sédimentation, peut être estimée à partir de la vitesse de sédimentation dans la zone considérée et de la teneur moyenne en matières organiques. Le calcul montre que celle-ci équivaut à 115.000 t/an, soit une quantité équivalente à la dégradation bactérienne.

En tenant compte de la composition de la matière en suspension et en solution, on peut d'autre part estimer les flux de matières organiques aux limites de la zone. Les résultats de ces calculs figurent dans la figure 4. Les apports de matières organiques de zone portuaire sont relativement mal connus. Le bilan par différence donne un apport de 125.000 t/an . Par contre, en simulant une consommation bactérienne constante et une sédimentation uniforme dans la zone considérée, l'analyse des profils de concentration en matières organiques fournit une valeur de l'ordre de 70.000 t/an (dont 55×10^3 t/an en suspension). On peut considérer que les écarts observés sont très satisfaisants si l'on tient compte des diverses imprécisions inhérentes à de telles estimations.

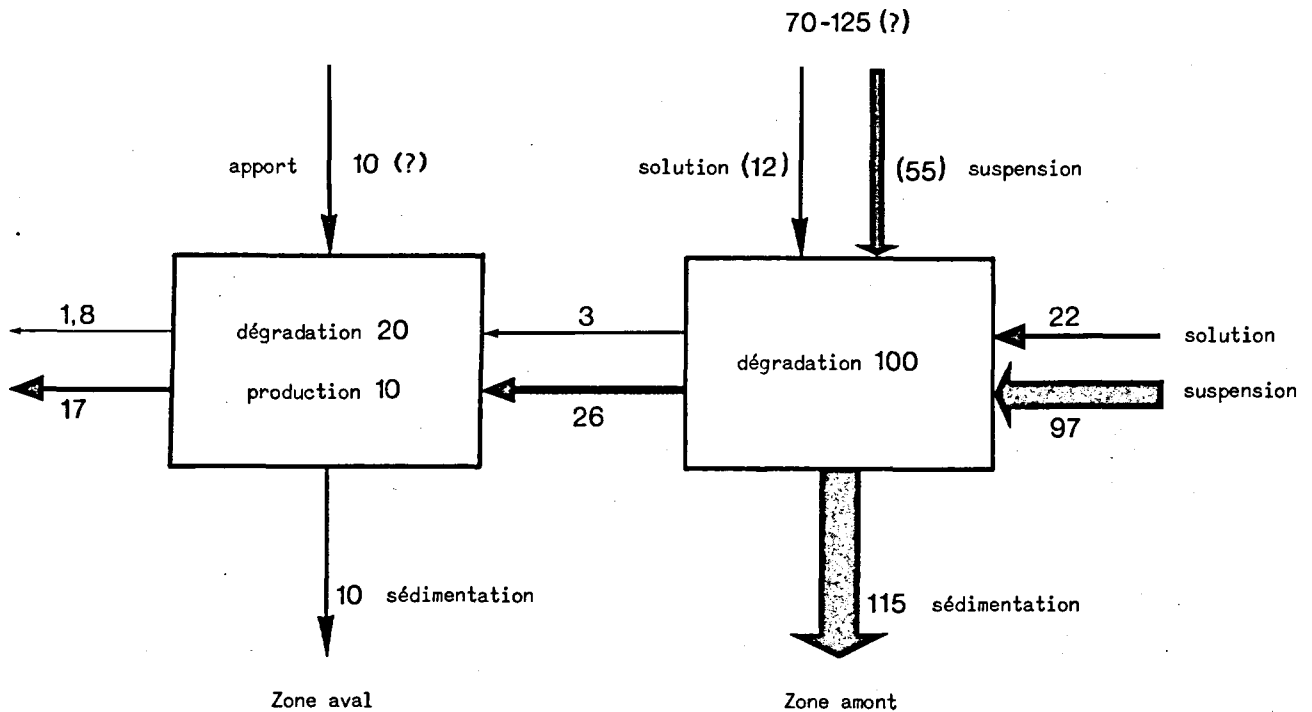


fig. 4.

Bilan de la matière organique (en 10^3 tonnes/an)

En effet, l'écart de 55.000 t/an entre les deux estimations doit être comparé au flux global de matières organiques qui est de l'ordre de 250.000 t/an, soit une imprécision d'environ 20 %.

3.2.- Bilan de la zone aval

Plusieurs caractéristiques qui affectent le comportement de la matière organique distinguent la zone aval de la zone amont. On observe en effet une diminution spectaculaire du nombre total de bactéries (fig. 5) et, ainsi que nous l'avons montré dans le chapitre précédent,

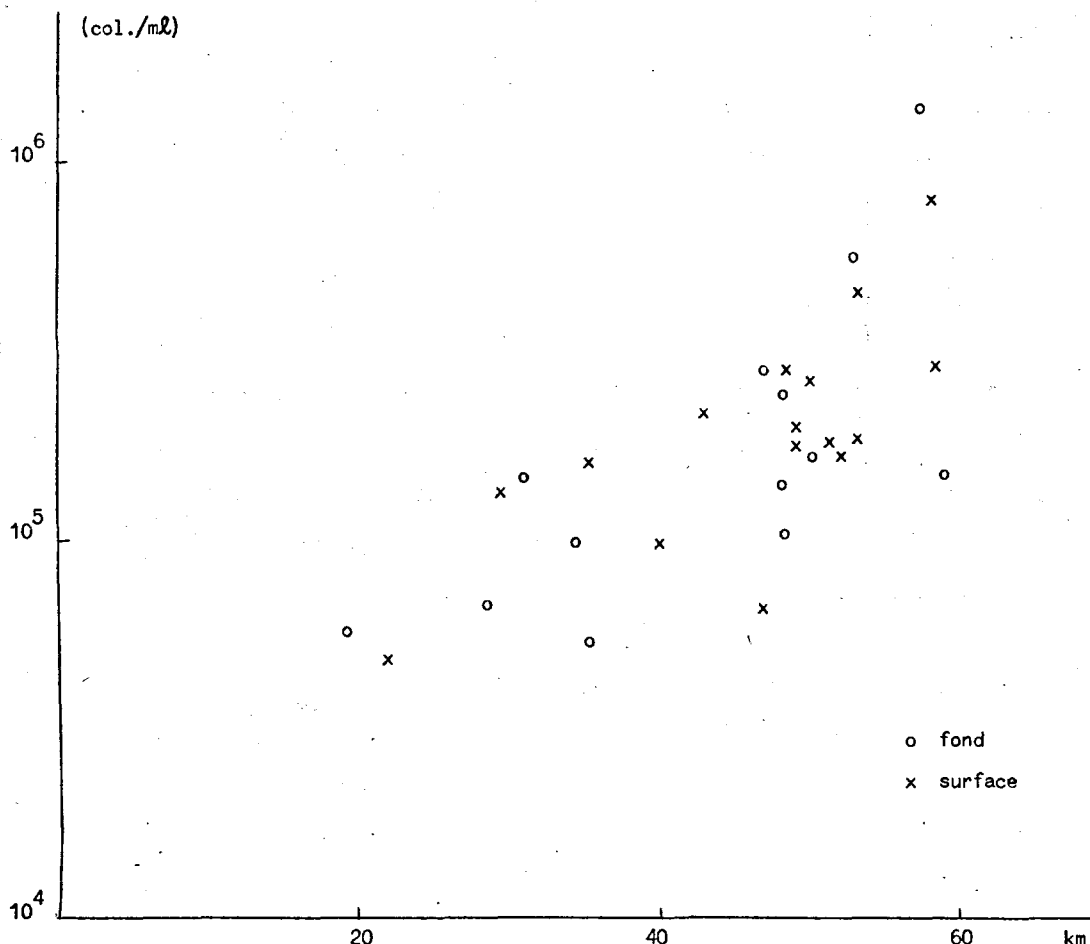


fig. 5.

Evolution de la concentration en germes totaux dans la partie aval de l'estuaire de l'Escaut (octobre 1972) [d'après J. BARBETTE].

corrélativement une diminution de leur activité. Les mesures d'incorporation de CO à l'obscurité montrent en effet une vitesse d'incorporation inférieure à $0,1 \mu\text{moles C}/\ell.h$. De même, l'élimination de la matière organique par sédimentation est extrêmement réduite dans cette zone.

Par contre, l'activité du phytoplancton s'établit dès que l'énergie lumineuse disponible est suffisante, provoquant une production de matières organiques appréciable. Les mesures d'incorporation de CO et de consommation de silice, exposées dans le chapitre précédent, donnent des valeurs très cohérentes qui permettent finalement d'estimer la production primaire à environ 10.000 t de matières organiques par an.

Les résultats des calculs pour les différents flux pour cette zone sont repris dans la figure 4. L'*input*, plus la production, donnent un bilan de $+ 39.000 \text{ t/an}$, tandis que l'*output*, plus la dégradation, plus la sédimentation, fournissent un bilan d'environ $- 49.000 \text{ t/an}$. La différence peut être attribuée aux apports latéraux et notamment à une contribution non négligeable du canal de Terneuzen.

Les bilans que nous avons établis montrent l'élimination intense de la matière organique dans la zone estuarienne, par l'action des bactéries et par la sédimentation. L'importance relative des deux processus est d'ailleurs fort comparable. Sur un total d'environ 250.000 t de matières organiques déchargées ou produites dans l'Escaut, environ 20.000 t seulement parviennent jusqu'en mer du Nord. Si cet effet est favorable à la mer, et particulièrement à une grande partie de la zone côtière belge directement soumise à l'influence de l'Escaut, il est par contre dramatique pour l'estuaire même. La partie amont se trouve pendant la plus grande part de l'année dans des conditions fortement anaérobiques et il s'y accumule des quantités croissantes de déchets organiques donnant naissance à des vases putrides.

4.- Transfert des substances nutritives en mer du Nord

Nous avons exposé de manière détaillée l'évolution dans l'estuaire des différentes formes de l'azote et de la silice dissoute. Nous nous contenterons ici de discuter l'apport de ces substances en mer du Nord, ainsi que leurs variations saisonnières.

4.1.- Azote

Par suite de la nitrification importante observée dans l'Escaut, l'apport en azote dissous s'effectue essentiellement sous la forme de nitrates, l'ammoniac ne représentant qu'environ 20 % du total. Dans des circonstances anaérobiques exceptionnelles, l'ammoniac peut représenter 50 % du total.

L'existence d'une activité photosynthétique importante de mai à septembre, se manifeste à l'embouchure par une diminution importante des concentrations en azote dissous qui se retrouve sous forme d'azote particulaire (fig. 6). Remarquons que ce transfert d'azote correspond à un maximum au mois de juin, où il vaut 150 $\mu\text{mole N/l}$. En tenant compte de la composition élémentaire du phytoplancton et du temps de séjour dans la partie aval de l'estuaire, on peut calculer que ce transfert équivaut à une production primaire nette de 124 t C/mois, en excellent accord avec la valeur de 150 t C/mois évaluée à partir des mesures de productivité primaire et de consommation de silice, exposées au chapitre III.

Etant donné l'importance de l'apport des substances nutritives pour le milieu marin, nous avons distingué d'une part la période de mai à septembre, correspondant à la période d'activité photosynthétique, et d'autre part la période d'octobre à avril, où celle-ci est considérablement réduite.

En tenant compte des phénomènes d'advection et de dispersion à l'embouchure, on obtient les résultats du tableau 4.

On constatera surtout que l'apport en azote par l'estuaire est considérablement réduit pendant la période d'été, d'une part par suite de la diminution du débit d'eau douce, et d'autre part par l'intense

Stichting

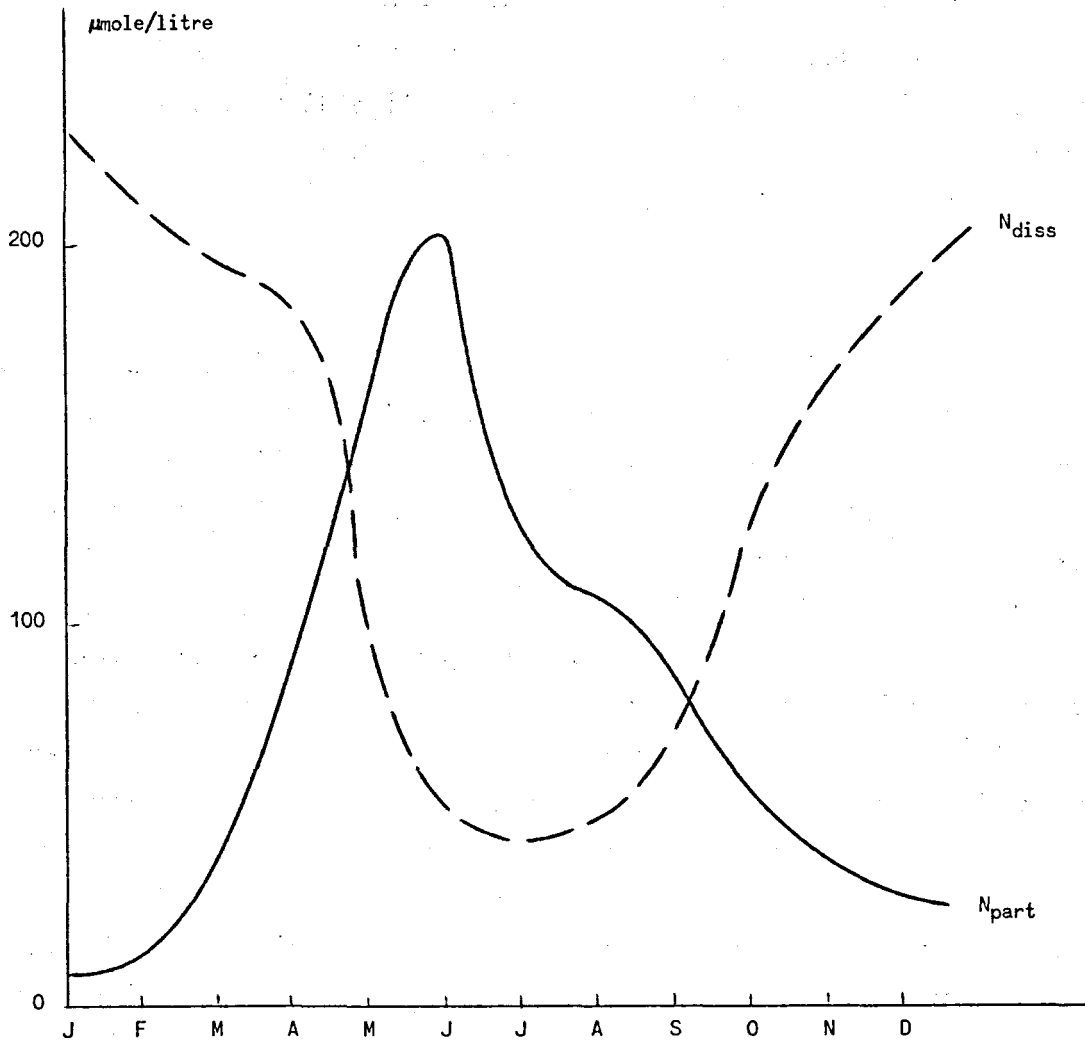


fig. 6.

Evolution des concentrations en azote dissous et particulaire à l'embouchure de l'Escaut.

Tableau 4

	mai à septembre	octobre à avril	Total
$N_{\text{dissous}} (10^6 \text{ moles})$	67	540	607
$N_{\text{part.}} (10^6 \text{ moles})$	104	108	212
$N_{\text{total}} (10^6 \text{ moles})$	171	648	819
(tonnes d'azote)	2400	9000	11400

consommation d'azote dissous dans l'estuaire même. Ajoutons que cette période est aussi favorable à une sédimentation plus intense en amont, par suite des faibles courants liés aux faibles débits.

En tenant compte de la distribution des différentes espèces d'azote dissous, on obtient finalement comme apport annuel :

Nitrates	5800 t/an
Nitrites	200 t/an
Ammoniac	2500 t/an
Azote dissous	8500 t/an
Azote particulaire	2900 t/an
Azote total	11400 t/an

En effectuant des calculs similaires à la limite amont de l'estuaire, on peut estimer les apports annuels par les eaux douces à :

Nitrates + nitrites	5100 t/an
Ammoniac	13400 t/an
Azote particulaire	2100 t/an
Azote total	20600 t/an

En comparant ces chiffres à ceux obtenus à l'embouchure, on constate qu'environ la moitié de l'azote déchargé dans l'Escaut atteint la mer du Nord. La plus grande partie de l'azote est éliminée lors du processus de dénitrification qui transforme complètement les nitrates en N₂, soit 5.100 t/an. Une grande partie de l'azote particulaire est éliminée par sédimentation. Par contre, l'ammoniac transite par la zone estuarienne en subissant une nitrification importante, et une partie de l'azote dissous est utilisée pour réaliser la production de matières organiques dans la zone photique. L'accord des diverses estimations peut être considéré comme très satisfaisant.

4.2.- Silice

Nous avons présenté en détail dans le chapitre III l'évolution des flux de silice dissoute dans l'estuaire de l'Escaut. Le modèle unidimensionnel qui y est décrit a été utilisé pour estimer la contribution en silice dissoute de l'estuaire au budget de ce constituant en mer du Nord; les résultats en sont représentés dans la figure 7. On observe que l'apport en silice dissoute cesse pratiquement du mois de mai au mois de septembre, période pendant laquelle l'activité photosynthétique du phytoplancton est maximum en mer du Nord.

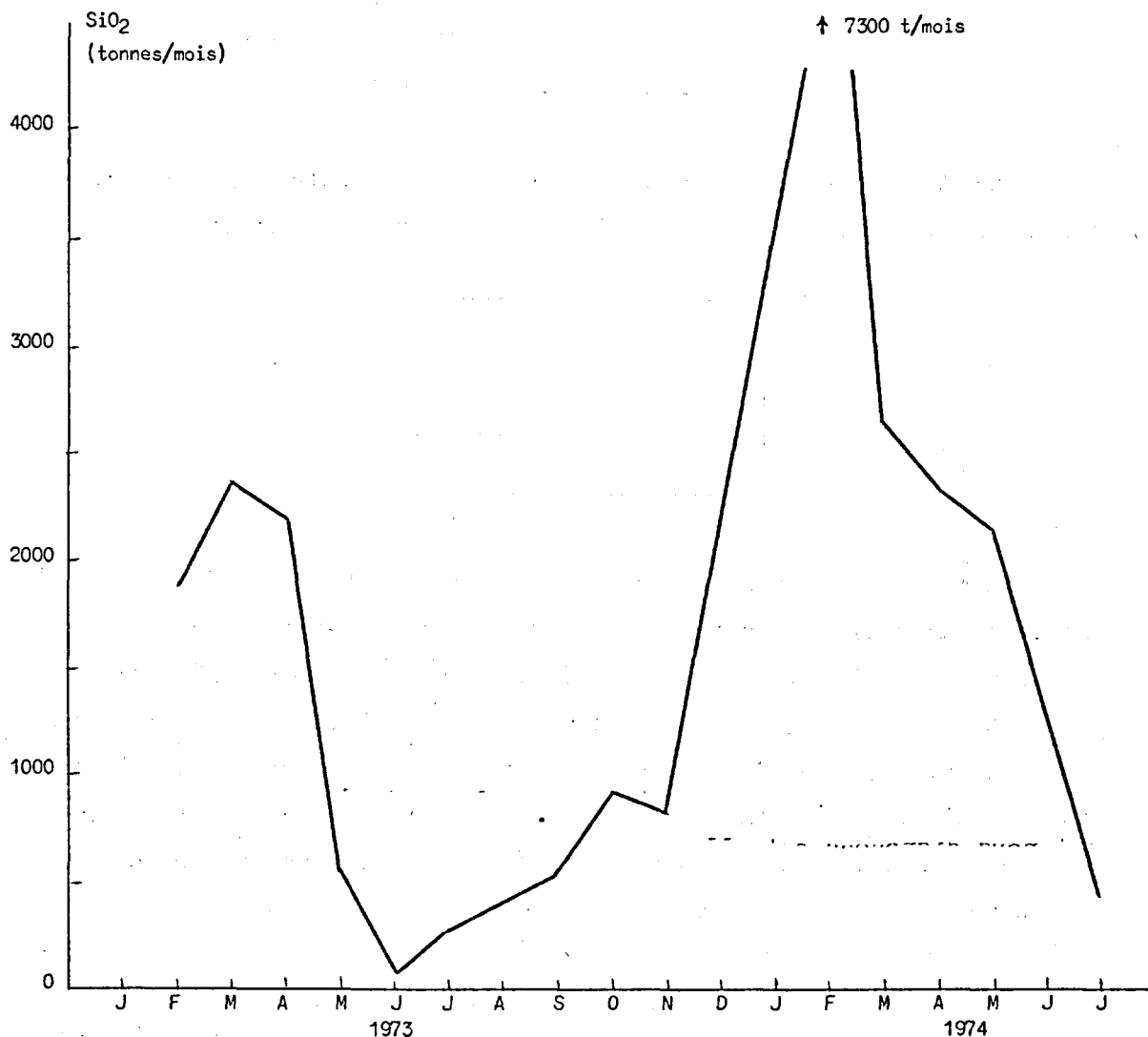


fig. 7.

Débits de silice dissoute à l'embouchure

Les répercussions de la consommation de la silice dans l'estuaire de l'Escaut sur le développement du phytoplancton en mer du Nord, sont d'autant plus préoccupantes qu'un phénomène identique se produit dans le Rhin. La mer du Nord est ainsi privée d'au moins deux sources naturelles importantes de silice dissoute, alors que ces mêmes estuaires apportent des quantités massives d'azote et de phosphore.

Van Bennekom *et al.* (1974) ont montré que, dans le Waddensee, c'est la silice dissoute qui constitue le seul facteur limitant de la croissance des diatomées. On y observe en effet des concentrations en silice dissoute inférieures à 0,03 ppm SiO₂ (0,5 µmoles/l). Cette valeur est largement inférieure à la valeur de la constante de Menten-Michaelis, alors que les concentrations en N et P sont encore largement suffisantes. Dans cette mer, ainsi que dans la zone côtière influencée par le Rhin, le bref *bloom* de diatomées qui apparaît en avril est suivi d'un plus large *bloom* de *Phaeocystis* jusqu'à consommation totale du phosphore [Gieskes et Van Bennekom (1973)].

La consommation de silice dans les estuaires, liée à l'eutrophication de ceux-ci, semble donc jouer un rôle non négligeable dans les situations anormales que l'on peut rencontrer dans l'activité et la distribution du phytoplancton en mer du Nord.

4.3.- Phosphates

Le comportement du phosphore dans la zone estuarienne de l'Escaut a fait l'objet d'études moins détaillées que pour les autres substances nutritives [Palumbo (1975)]. Les fluctuations erratiques que l'on observe pour cet élément dans l'estuaire rendent d'autre part l'interprétation des phénomènes observés particulièrement délicate. Nous nous contenterons donc de discuter brièvement les principales observations dont nous disposons actuellement. La figure 8 montre à titre d'exemple un profil caractéristique des principales espèces dissoutes de phosphore observées.

La zone amont se caractérise par une prédominance de polyphosphates d'origine essentiellement domestique. Ceux-ci sont toutefois

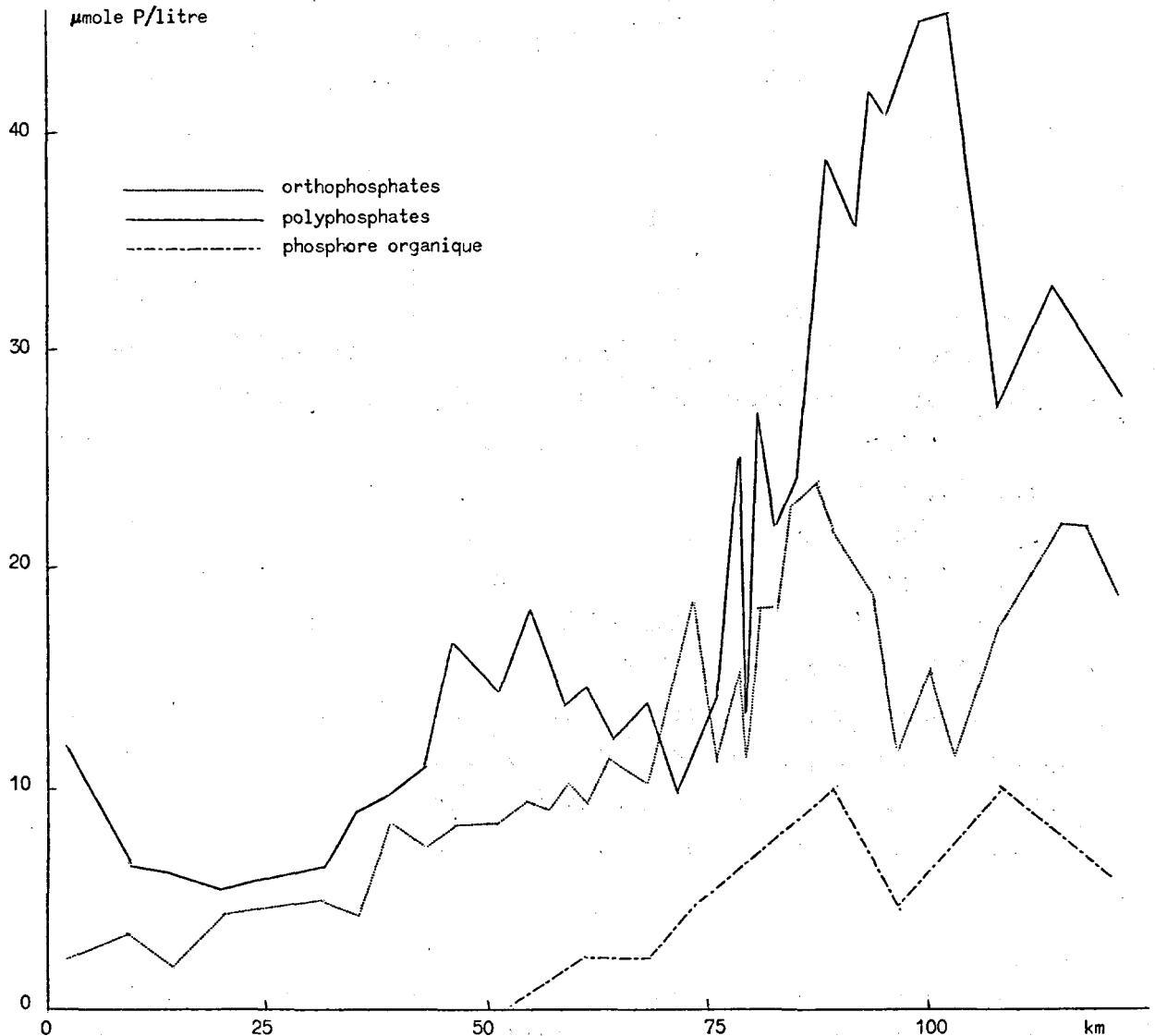


fig. 8.

Profil longitudinal du phosphore (mai 1975)

rapidement hydrolysés et transformés en orthophosphates. C'est la seule zone où l'on détecte d'autre part des quantités appréciables de phosphore organique, qui est lui soumis au phénomène de dégradation bactérienne et à la sédimentation. L'évolution des concentrations en orthophosphates en fonction de la salinité montre d'autre part une consommation importante de ce composé dans l'estuaire. La figure 9 reproduit le bilan annuel calculé pour les zones amont et aval de l'estuaire.

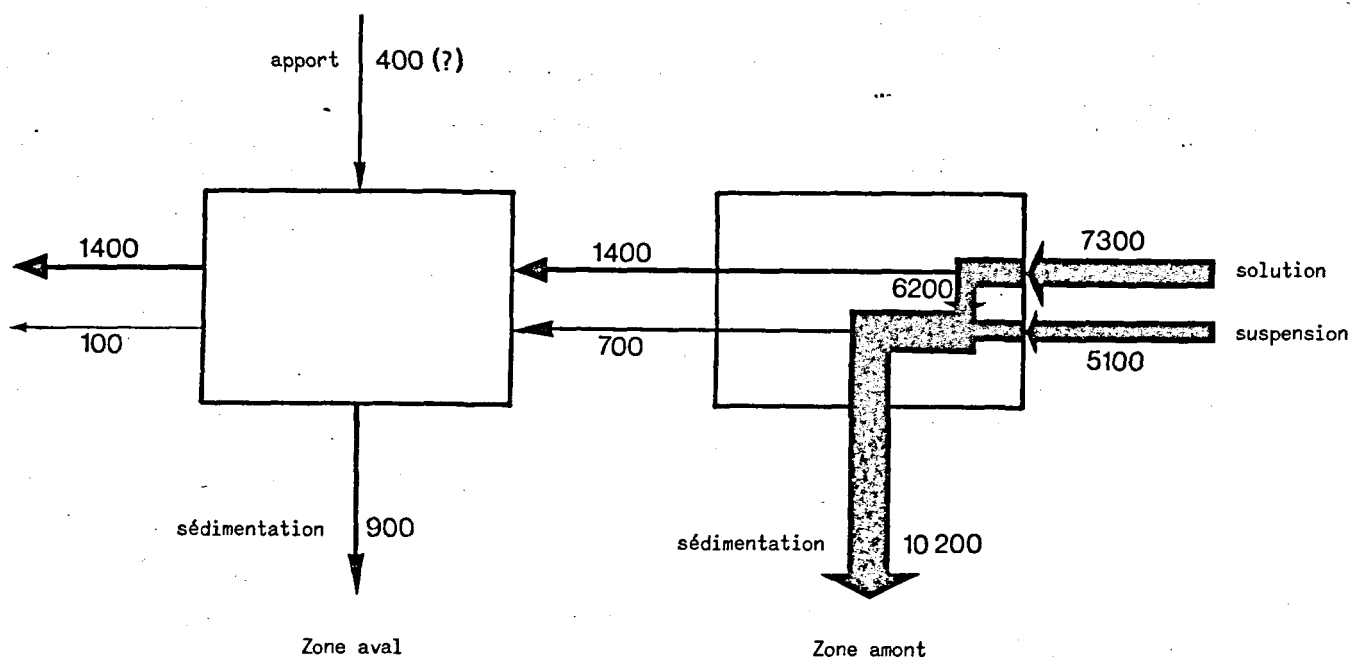


fig. 9.

Bilan et transport annuel du phosphore dans l'estuaire de l'Escaut (en tonnes/an)

On constate une sédimentation spectaculaire des phosphates dans la zone amont, qui est d'ailleurs confirmée par la teneur très élevée en P_2O_5 des sédiments de la zone vaseuse (en moyenne 1,3 %). La nature de ce phénomène, qui n'a pas encore été signalé dans la littérature à notre connaissance, nous est mal connue.

Les calculs thermodynamiques indiquent que les eaux de l'estuaire sont sursaturées par rapport à l'équilibre de précipitation de l'apatite. Par contre, les expériences en laboratoire, au moyen de phosphore marqué, semblent indiquer que les réactions physico-chimiques ne doivent pas seules être mises en cause et que des processus biologiques pourraient jouer un rôle prépondérant. Si cette première approche expérimentale confirme par ailleurs une consommation particulièrement intense dans les échantillons prélevés dans la partie amont de l'estuaire, elle n'a pas permis de préciser ni de quantifier le phénomène responsable de

cette consommation. Des études complémentaires s'avèrent indispensables en ce domaine.

Soulignons à nouveau l'influence considérable des conditions particulières régnant dans l'estuaire sur le transfert des substances chimiques, du milieu continental au milieu marin. Dans le cas de l'Escaut, à peine plus de 10 % du phosphore rejeté dans la rivière atteint finalement la mer du Nord.]

5.- Comportement des métaux lourds

On connaît actuellement mal le comportement des métaux lourds lorsqu'ils transitent dans les zones estuariennes, de l'eau douce vers l'eau de mer. De Groot *et al.* (1966, 1971, 1973) ont étudié de manière détaillée la composition de la fraction fine des sédiments de l'estuaire du Rhin. Ils ont montré que la teneur en cadmium, mercure, cuivre, zinc, plomb et chrome diminue de 90 à 75 %, lorsqu'on se déplace progressivement de Biesbosch, où la chlorinite est nulle, jusqu'à l'embouchure. La teneur en cobalt, nickel et fer diminue de 65 à 45 %. D'après ces auteurs, cette mobilisation est due à l'intense décomposition de la matière organique qui conduit à la formation de complexes organométalliques solubles.

Muller et Forstner (1975) se sont préoccupé du même problème dans l'estuaire de l'Elbe. Ils observent une diminution des teneurs en Cu, Hg, Cd, Zn, Cr, Pb supérieure à 75 %, tandis que les teneurs en Co et Ni diminuent respectivement de 34 et 64 % lorsqu'on se déplace des eaux douces vers la mer. Pour ces auteurs, cette diminution est en fait due à la dilution des suspensions d'amont fortement polluées par des suspensions d'origine marine, beaucoup plus pures. Il faut souligner que les discussions de ces auteurs sont basées sur des analyses de la matière sédimentée prélevée tout au long de l'estuaire. Il nous paraît fort difficile d'argumenter sur de telles bases, car il est bien connu, et les résultats obtenus dans l'Escaut le confirme, que des suspensions d'origine marine peuvent se propager loin

à l'intérieur des estuaires et s'y déposer. Le processus de sédimentation est lui-même sélectif et les sédiments ne sont pas nécessairement représentatifs de la composition de la matière en suspension dans l'estuaire.

Duce (1974) a estimé l'importance des processus estuariens sur le transfert des métaux lourds dans les principaux estuaires de l'Atlantique sud. Ces estimations montrent que Fe et Mn, dissous dans les eaux douces, précipitent et sont pratiquement complètement déposés dans la zone estuarienne. De même, les métaux lourds en suspension sont éliminés par sédimentation, ce qui réduit les *input* en mer de Cd, Cu et Hg, respectivement de 17, 22 et 11%. Par contre, les éléments en solution transitent au travers de l'estuaire sans être affectés par le mélange des eaux douces et des eaux marines.

Dans le cas de la rivière Columbia, le même auteur signale que les diagrammes de concentration des métaux lourds en fonction de la salinité, indiquent une mobilisation des espèces particulières du cuivre, du zinc et du manganèse. L'effet de relarguage est maximum pour une salinité égale à 7%.

Les résultats obtenus dans l'Escaut montrent de même que les métaux lourds se comportent de manière complexe, et y subissent des transformations importantes. L'intense sédimentation qui règne dans la partie amont de l'estuaire, agit tout d'abord comme moyen puissant de piégeage de ces éléments dans les sédiments et empêche leur transport vers la mer.

Nous avons indiqué dans le tableau 5 les budgets calculés pour une série de métaux lourds en suspension dans les zones amont et aval de l'estuaire. On voit que dans tous les cas, une fraction considérable des métaux lourds transportés par le fleuve sous forme de suspension, sédimente principalement dans la zone amont. Les quantités qui parviennent en mer du Nord sous forme de suspension, représentent tout au plus 6% de la quantité apportée par la rivière.

Ce tableau met d'autre part en évidence le fait qu'une partie parfois importante des métaux lourds initialement en suspension, est

Tableau 5

Budget et transport des métaux lourds en suspension dans l'estuaire (en tonnes par an)

	Input	Sédimentation			Transfert en mer
		Amont	Aval	Total	
Zn	2000	1560	150	1710	120
Cr	670	400	20	420	7
Cu	495	320	30	340	12
Pb	450	350	35	385	16
Hg	1,52	1,20	0,1	0,30	0,05

mobilisée au cours de son passage des eaux douces vers la mer. Il est raisonnable de supposer qu'il s'agit bien d'un phénomène de dissolution, comme l'a suggéré De Groot *et al.* (1966, 1971, 1973), et qu'il ne s'agit pas d'une simple dilution de la suspension par des solides d'origine marine. En effet, nos calculs sont basés sur des flux nets des matières en suspension, qui intègrent l'ensemble des phénomènes de transport qui peuvent se produire dans l'estuaire.

L'évolution de la teneur relative en métaux lourds des suspensions transitant dans l'estuaire de l'Escaut, représentée dans la figure 10, est similaire à celle observée dans les estuaires de l'Elbe et du Rhin, évoqués ci-dessus. Les courbes traduisent à la fois les processus physico-chimiques auxquels sont soumis les éléments considérés, les phénomènes de dilution des matières en suspension d'amont, fortement polluées par celles d'origine marine, et enfin les phénomènes de sédimentation sélectifs qui peuvent se produire.

Les analyses des métaux lourds en solution devraient permettre en principe d'estimer l'importance des phénomènes de dissolution de ces éléments dans la zone estuarienne. Le problème est en fait compliqué, car la contribution des métaux lourds due à ce phénomène de mobilisation, se situe généralement largement en dessous des fluctuations instantanées que l'on peut observer dans l'estuaire et qui sont liées au caractère discontinu des décharges de ce type de polluant. La figure 11 montre à titre d'exemple, les résultats des analyses d'un profil longitudinal

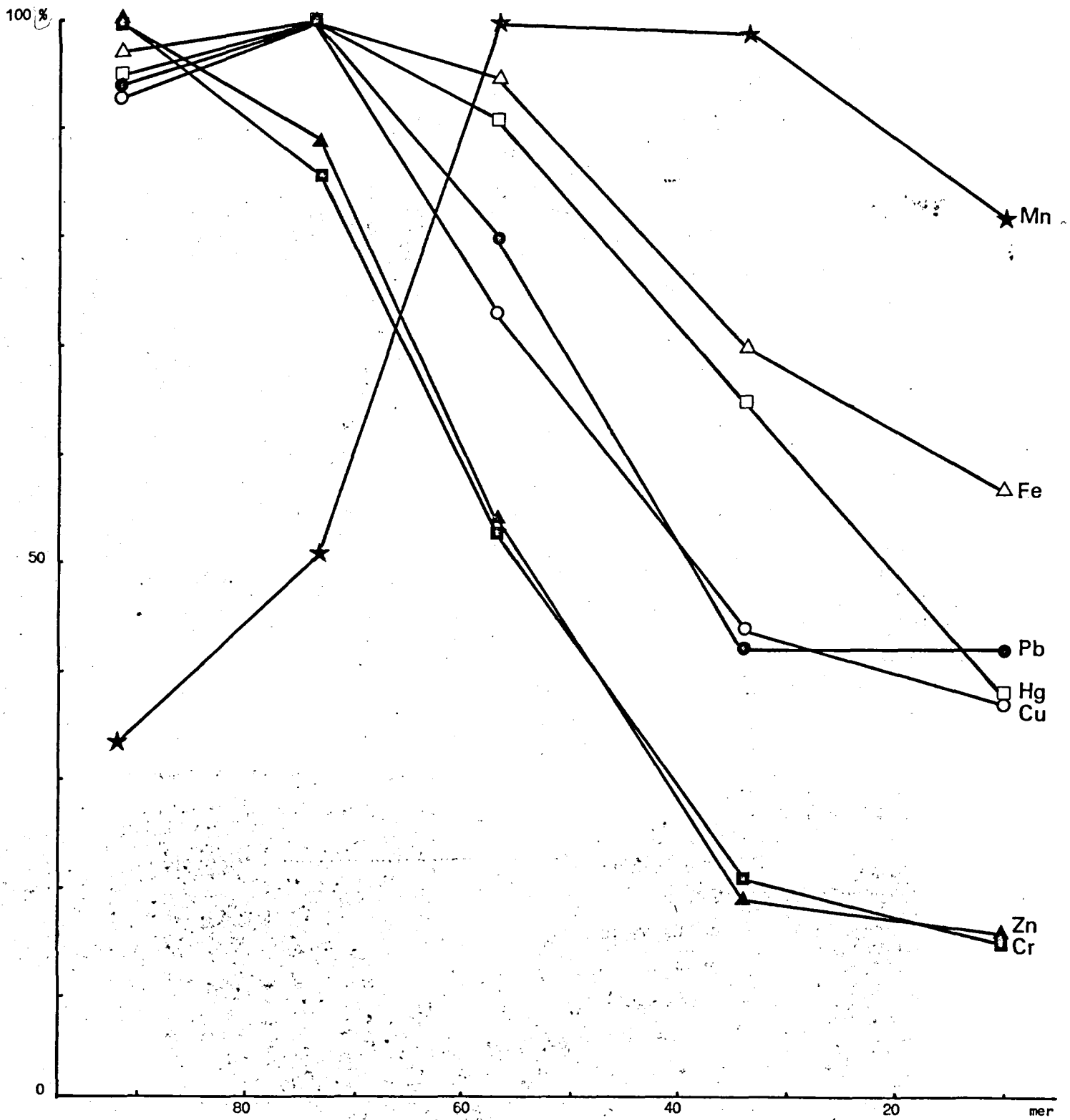


fig. 10.

Evolution de la teneur moyenne relative en métaux lourds des suspensions de l'Escaut

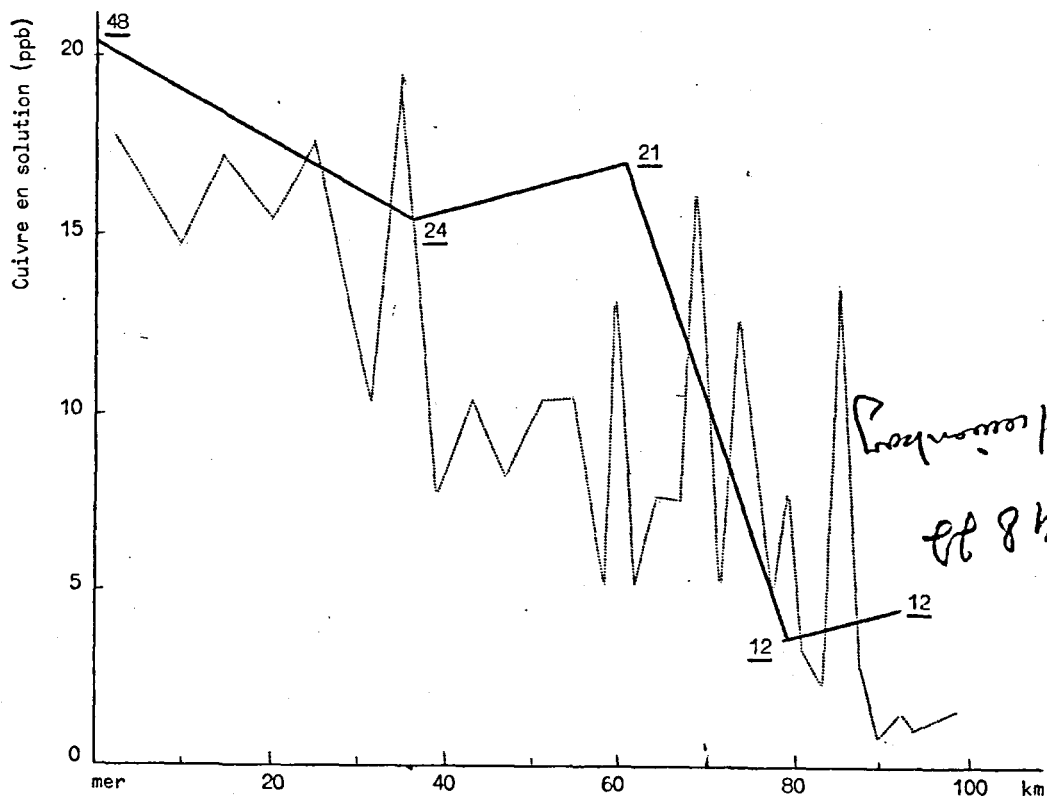


fig. 11.

Profil longitudinal de la concentration en cuivre dissous.
En pointillé : profil instantané (mai 1973). En traits continus : profil moyen annuel, les chiffres soulignés indiquent le nombre de déterminations.

de concentration en Cu dissous, et les résultats de l'analyse moyenne de ce même élément résultant d'un grand nombre de mesures réparties sur l'année. Il est difficile de porter un jugement sur la base d'un profil longitudinal, mais les valeurs moyennes indiquent clairement l'accroissement de la concentration en cuivre dissous au voisinage de l'embouchure. La dilution progressive des eaux d'amont par l'eau de mer, peut masquer l'effet de mobilisation des métaux lourds et constituer une source de confusion, qui peut conduire à des conclusions erronées. Dans de nombreux cas, les quantités de matières en suspension sont insuffisantes pour élever la concentration de la phase aqueuse de manière significative, et le phénomène de dilution par l'eau de mer l'emporte. Il faut donc examiner attentivement les profils longitudinaux et tester le

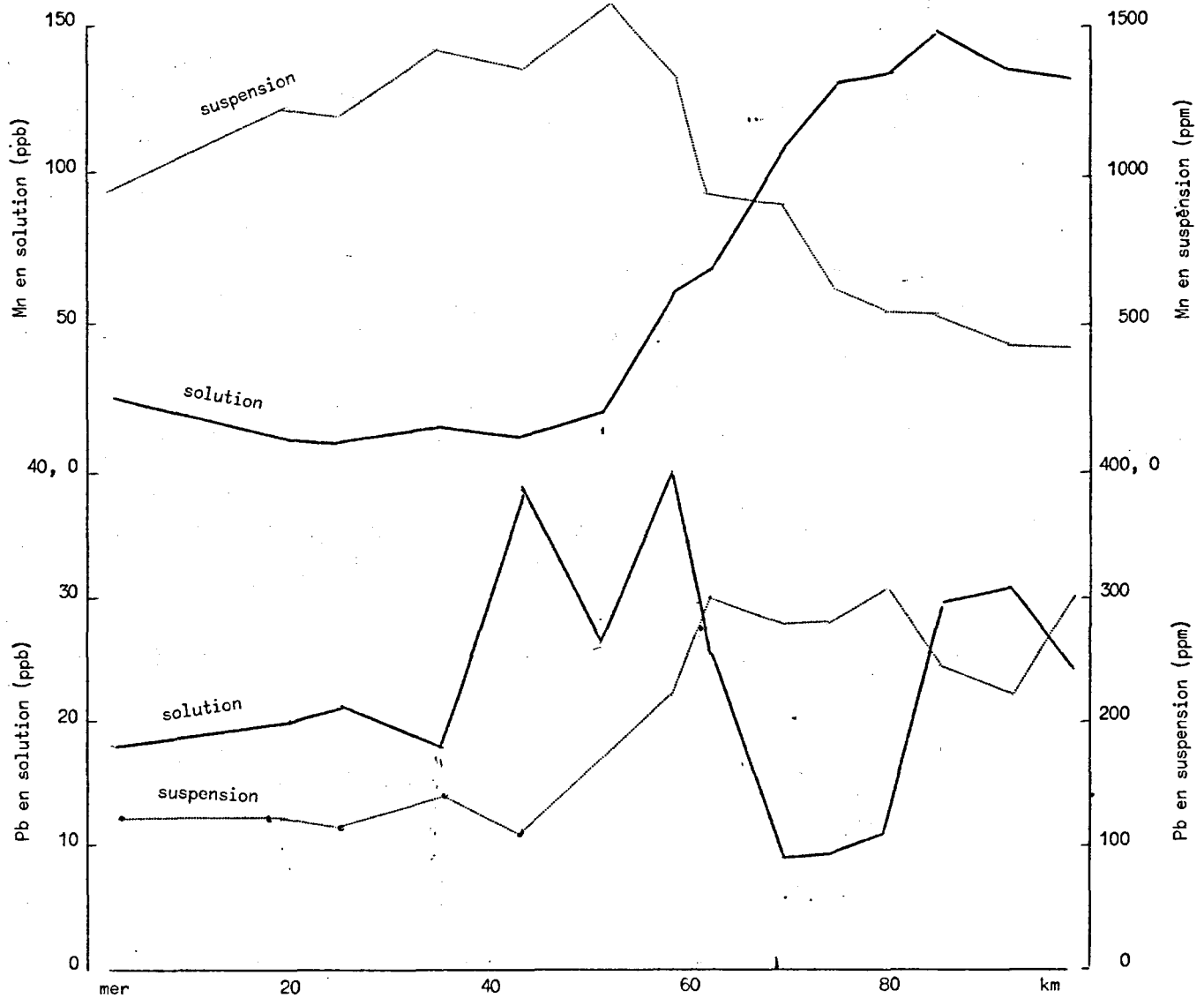


fig. 12.

Evolution des concentrations en plomb et en manganèse, dissous et en suspension, dans l'estuaire.

caractère non conservatif de l'espèce considérée, en utilisant la salinité comme élément de référence. Ainsi que nous allons le montrer dans l'exemple de Pb, le comportement des métaux est souvent complexe. La figure 12 compare l'évolution des concentrations des espèces de Pb à celles de Mn dans l'estuaire. Le comportement du manganèse a été

discuté en détail dans le chapitre III. Rappelons que cet élément est réduit et solubilisé dans la zone anaérobie et précipite lorsque le potentiel d'oxydo-réduction du milieu est favorable à sa réoxydation.

L'examen du profil des espèces dissoutes et particulaires du plomb, montre que celui-ci est précipité dans une zone bien définie de la partie amont de l'estuaire (à partir du km 85), mais qu'il est ensuite redissous lorsque l'on pénètre dans la zone de réoxydation de l'estuaire. La mobilisation du plomb intervient en effet lorsque le manganèse reprécipite. Les échelles des concentrations des espèces en solution et en suspension, ont été choisies de telle sorte qu'elles correspondent approximativement à des concentrations équivalentes dans la masse d'eau (sur la base d'une valeur moyenne de la turbidité, voisine de 100 mg/l). L'accord est très satisfaisant : l'accroissement du plomb en solution correspond bien à la décroissance de la teneur en plomb de la suspension.

On ne dispose pas de démonstration aussi directe de la mobilisation de Zn, Cr et Hg, mais l'évolution de la composition de la suspension et le caractère non conservatif de la phase solide, démontré par l'évolution des flux évoquée ci-dessus, indiquent qu'il s'agit bien du même type de phénomène.

Tableau 6

Apport en mer des métaux lourds en solution
(en tonnes par an)

Zn	200
Cr	n.d.
Cu	50
Pb	15
Hg	2
Cd	1,6

Le tableau 6 résume finalement les estimations des apports en mer du Nord de métaux lourds en solution par l'estuaire de l'Escaut.

6.- Conclusions

Cette étude a montré le rôle fondamental que joue le système estuarien sur le transfert des polluants vers le milieu marin. Les temps de séjour élevés des masses d'eau douces et les phénomènes d'accumulation des matières en suspension, liés à l'hydrodynamique de l'estuaire, conduisent à des modifications profondes des substances transportées par les eaux douces. Les phénomènes de sédimentation jouent un rôle prépondérant dans l'élimination de la charge polluante transportée par la masse d'eau. Les substances organiques et les métaux lourds sont en effet piégés massivement dans les zones d'accumulation préférentielle des vases.

La dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, constitue un autre processus important d'auto-épuration. Celle-ci provoque d'autre part des modifications du potentiel d'oxydo-réduction qui affecte la distribution de certains éléments et leur transfert vers la mer. A l'exception du fer et du manganèse, qui subissent une solubilisation dans la zone anaérobie, les métaux lourds y présentent un minimum de solubilité. Ce minimum peut être expliqué par la capacité d'absorption de la matière organique qui y est abondante, mais aussi par l'apparition de H_2S qui favorise la précipitation de sulfures très peu solubles tels que Cu, Zn, Pb, Hg. Ce phénomène renforce le piégeage des métaux lourds dans la zone amont de l'estuaire. Par contre, on a montré que Zn, Cr, Cu, Pb et Hg étaient redissous ou désorbés lorsqu'ils pénétraient dans la zone aérobie, et la contribution en mer de l'estuaire en ces éléments s'effectue de manière prédominante en phase dissoute.

Enfin, le transport des substances nutritives est aussi fortement affecté par le séjour dans l'estuaire. Une partie importante de l'azote y est éliminée par les processus de dénitrification dans la zone aérobie. Les phosphates sont précipités de manière massive dans la même zone, tandis que la silice est consommée dans la zone aérobie, consécutivement à une intense activité photosynthétique.

Références

- de GROOT, A.J., (1966). Mobility of trace elements in deltas : Comm. II and IV, Internat. Soc. Soil Sci. Trans., Aberdeen, 267-279.
- de GROOT, A.J., de GOEIJ, J.J.M. and ZENGERS, C., (1971). Contents and behaviour of mercury as compared with other heavy metals in sediments from the rivers Rhinz and Ems, *Geologie en Mijnbouw*, 50, 393-398.]]
- de GROOT, A.J., ALLERSMA, I.E. and van DRIEL, W., (1973). Zware metalen in fluviatiele en mariene ecosystemen, Symp. Waterloopkunde in Dienst van Industrie en Milieu, May 24-25, 1973, Pub. n° 110N, Sekt. 5.
- GIESKES, W.W.C., VAN BENNEKOM, A.J., (1973). Unreliability of the ¹⁴C method for estimating primary productivity in eutrophic Dutch coastal waters, *Limnol. Oceanograph.*, 18, 494-495.
- DUCE, R.A., PARKER, P.L. and GIAM, C.S., (1974). Pollutant transfer to the marine environment, Delib. and Recom. of the NSF/IDOE Poll. Transf. Workshop, Port Aransas, Texas, Jan. 11-12, 1974.
- MATH. MODELSEA (1972). Fisheries Improvement and Hydrography Committee, International Council for Exploration of the Sea, E9, L'estuaire de l'Escaut par R. WOLLAST, pp. 231-264.
- MULLER, G. and FORSTNER, U., (1975). Heavy metals in sediments of the Rhine and Elbe estuaries : mobilization or mixing effect?, *Environ. Geology*, 1, 1, 33-39.
- PALUMBO, R., (1975). *Etude du phosphore dans l'estuaire de l'Escaut*, Mémoire de licence, Université de Bruxelles, sous la direction de R. Wollast.
- VAN BENNEKOM, A.J., KRIJGSMAN-VAN HARTINGSVELD, E., VAN DER VEER, G.C.M., VAN VOORST, H.F.J., (1974). The seasonal cycles of reactive silicate and suspended diatoms in the Dutch Wadden Sea, *Neth. J. of Sea Res.*, 8 (2-3), 174-207.