

Chapitre V

L'estuaire de l'Escaut

A.- CIRCULATION, ACCUMULATION ET BILAN DE MASSE DANS L'ESTUAIRE DE L'ESCAUT

par

R. WOLLAST

Rapport de synthèse des travaux effectués par :

- le laboratoire des recherches hydrauliques de Borgerhout (Ministère des Travaux Publics);
- l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (Ministère de la Santé Publique);
- le laboratoire de chimie analytique de la V.U.B.;
- le laboratoire de chimie analytique de l'U.Lg.;
- le laboratoire de chimie des solides de l'U.L.B.

1.- Introduction

Nous avons tenté, dans cet exposé, de faire un bilan des nombreuses mesures relevées au cours des deux dernières années, dans l'estuaire de l'Escaut. L'objectif de ce bilan tend à répondre aux exigences formulées par un modèle mathématique dont le but est de simuler et de prévoir l'état de la pollution et plus précisément de donner dans l'espace et dans le temps la répartition de variables d'état qui expriment localement les bilans de masse, de moment, d'énergie, de concentration d'espèces, etc. [Nihoul (1971)].

Ce modèle implique d'autre part que les modifications locales des variables d'état dues à des sources ou des puits externes ou à des interactions internes soient connues.

L'établissement d'un tel modèle mathématique pour un estuaire est particulièrement compliqué. La géométrie du fleuve influence fortement son

comportement hydrodynamique et il n'est guère aisé de décrire math m tiquement ce ph n me. Le mélange d'eaux douces et d'eaux salées dans la zone estuarienne complique encore le problème. Enfin, si l'on se place du point de vue de la pollution, les estuaires importants de la mer du Nord recueillent des quantités considérables de polluants d'origine industrielle ou domestique, dont les points de rejet sont généralement dispersés sur des dizaines de kilomètres.

Malgré la difficulté qu'il pose sur le plan math m tique, un modèle élaboré de l'estuaire se justifie puisque celui-ci représente une voie de passage primordiale des polluants vers la mer.

La zone privilégiée que représente l'estuaire du point de vue de l'écologie marine constitue un autre argument en faveur d'une telle étude.

Nous nous proposons de présenter dans la suite de cet exposé les résultats obtenus dans le cadre des deux objectifs poursuivis au cours de cette année :

- le premier objectif vise à décrire, à l'aide d'un modèle math m tique très simplifié, quelques propriétés fondamentales de l'estuaire qui nous permettront ensuite d'expliquer et de prévoir de manière approchée le comportement d'une substance dans l'estuaire,

- le deuxième objectif vise à préciser le transport, l'évolution ou la sédimentation de divers polluants ou nutriments dans l'estuaire en utilisant la notion de bilan massique. Cette approche permet de préciser des coefficients globaux de transfert de matière, utilisables dans un modèle math m tique simplifié.

Les calculs que nous présentons ici résultent souvent d'un nombre important de mesures et de déterminations diverses publiées dans les rapports techniques. Il nous paraît important d'insister sur le fait que le traitement de ces données nécessitait une bonne connaissance des propriétés physiques et chimiques de l'estuaire, acquise par des travaux souvent longs et laborieux.

Les caractéristiques hydrodynamiques de l'estuaire sont à cet égard fondamentales. Celles-ci font l'objet du rapport qui suit.

2.- Distribution longitudinale théorique de la salinité

La salinité constitue un traceur naturel et conservatif particulièrement précieux, puisque sa distribution dans l'estuaire résulte des phénomènes hydrodynamiques complexes qui s'y déroulent. L'exposé de J.J. Peters (voir pp. 265-293) montre en effet qu'en plus d'un profil longitudinal de salinité dû au mélange des eaux douces et salées, il existe dans certaines zones de l'estuaire un profil vertical de salinité dû à l'effet de coin salé et un profil latéral dû à l'effet de Coriolis et à la géométrie du fleuve. Un modèle mathématique idéal pourrait rendre compte de la distribution de salinité suivant ces trois dimensions au cours du temps, en tenant compte des variations du débit d'amont et des marées à l'embouchure.

Notre objectif ici est toutefois beaucoup plus modeste; nous nous contenterons, en effet, d'établir un profil longitudinal de salinité des eaux de surface à marée basse, en négligeant les variations latérales et verticales de salinité et en supposant, d'autre part, que les variations de débit d'amont et de marée à l'embouchure sont suffisamment lentes pour que l'on puisse considérer à tout moment que l'estuaire se trouve dans un état d'équilibre quasi-stationnaire. Ces hypothèses et simplifications qui réduisent considérablement la complexité des calculs, peuvent paraître à première vue grossières, mais la comparaison des données calculées et des mesures expérimentales montrent qu'elles sont malgré tout fructueuses et décrivent, de manière assez satisfaisante, les phénomènes globaux qui nous préoccupent.

Les variations de la salinité moyenne c_s dans une section latérale résultent du transport advectif dû au débit d'amont et du transport par diffusion turbulente. Elles peuvent s'écrire :

$$(1) \quad \frac{\partial c_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(-K \frac{\partial c_s}{\partial x} + \frac{V}{A} c_s \right)$$

où x représente la distance par rapport à l'embouchure, K le coefficient de diffusion turbulente, V le débit d'amont et A la section du fleuve. Les grandeurs K , V et A dépendent de x et t .

Lorsque le débit d'amont demeure constant pendant une certaine période et que les variations de la marée à l'embouchure sont faibles, il

s'établit un régime quasi-stationnaire dans l'estuaire. La salinité à une position x et à un moment donné t de la marée atteint alors une valeur constante qui résulte du fait que la quantité d'eau de mer apportée par diffusion turbulente est égale à celle évacuée par les eaux douces d'amont. Dans ce cas, l'équation (1) se réduit simplement à :

$$(2) \quad AK \frac{\partial c_s}{\partial x} = Vc_s .$$

Cette équation permet d'estimer les valeurs du coefficient de diffusion turbulente K à partir du relevé du profil de salinité si l'on connaît l'évolution de A et V en fonction de x à l'instant considéré.

La section mouillée A de l'Escaut varie suivant une loi simple [Wollast (1973)] :

$$(3) \quad \log A = A_0 + A_1 x .$$

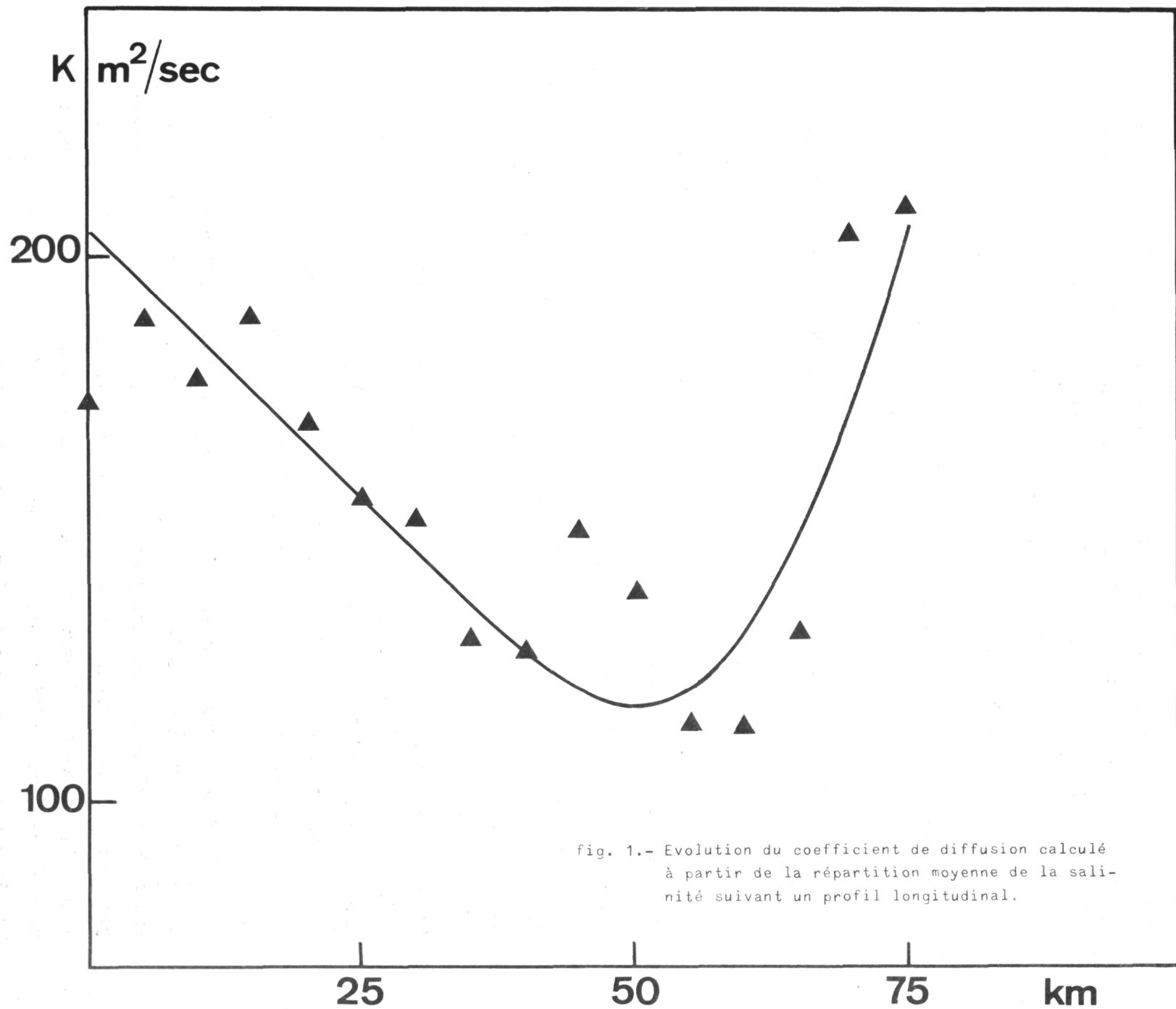
De même, le débit d'amont de l'Escaut en aval du Rupel varie de manière linéaire suivant x [Wollast (1973)] :

$$(4) \quad V = V_0 + Bx .$$

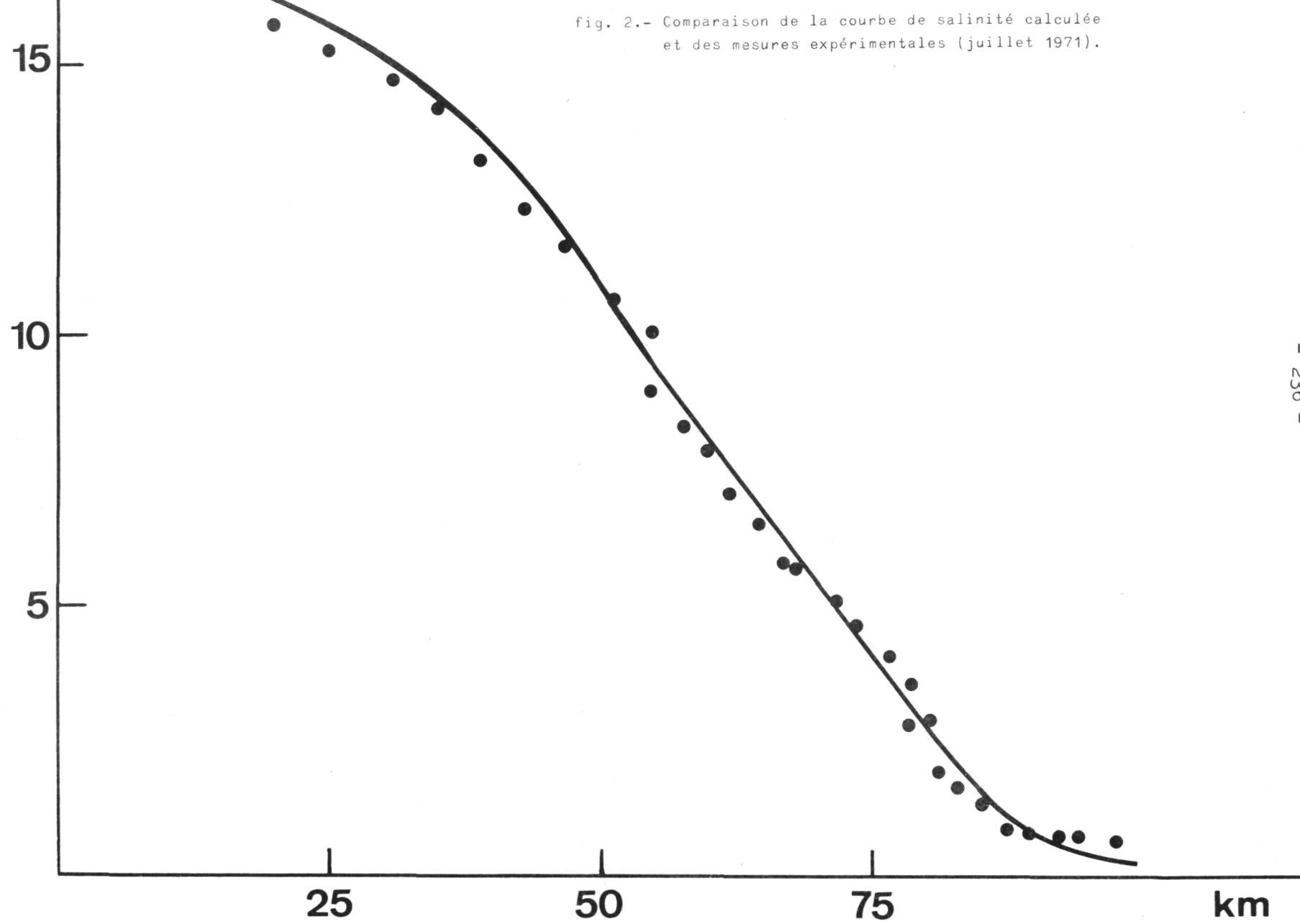
En utilisant les équations (3) et (4), il est alors aisément de calculer le coefficient de diffusion K de l'équation (2) à partir d'un relevé du profil longitudinal de salinité.

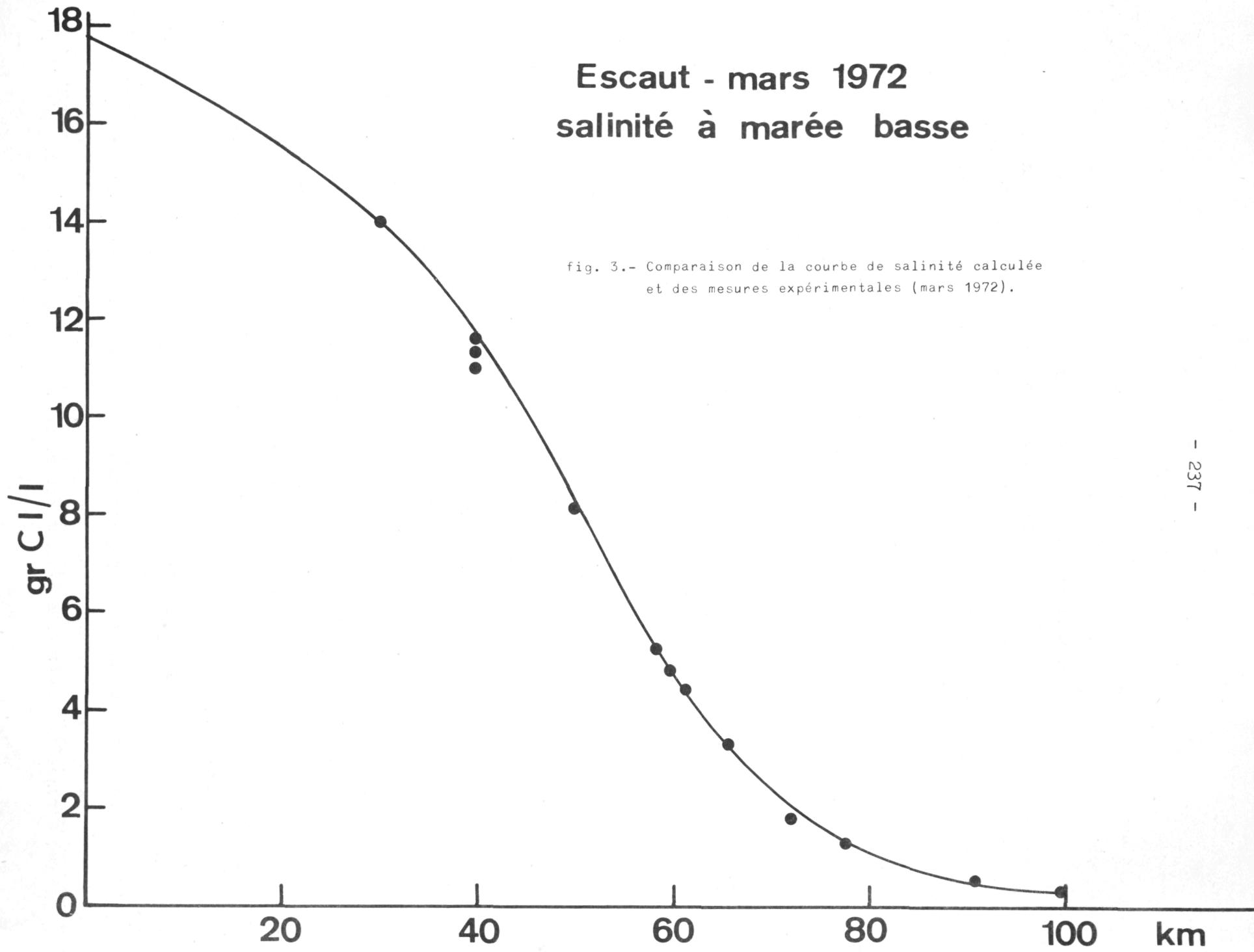
La figure 1 montre la variation de K en fonction de x calculée d'après les données de salinité moyenne à marée basse établies par Codde (1958). Dans la figure 2, nous avons comparé un relevé de profil longitudinal de salinité à la courbe calculée suivant l'équation (2) pour un débit d'amont faible ($V = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ à Anvers). La figure 3 constitue une autre vérification de ce modèle simplifié obtenu à partir des mesures de mars 1972.

Il faut toutefois noter qu'il existe parfois une différence assez importante entre les débits d'amont à Anvers fournis par les services officiels de l'Escaut et ceux utilisés dans l'équation (2) pour que la correspondance avec les valeurs de salinité soit bonne. Ainsi, dans le cas de la figure 3, les débits d'amont estimés par les services de l'Escaut sont de $58 \text{ m}^3/\text{s}$ et ceux utilisés dans le modèle de $72 \text{ m}^3/\text{s}$. Il est vraisemblable que ces écarts doivent être attribués à l'étendue des approximations,



% Chlorinité





d'une part, mais il est assez probable aussi que les estimations officielles soient trop faibles.

Il est d'autre part aisé de calculer à partir de ces équations le temps de séjour moyen d'une substance inerte déchargée dans l'Escaut. En effet, si on admet l'état quasi-stationnaire, le temps de séjour de la substance dans une zone comprise entre x et $x + \Delta x$ est donné par :

$$(5) \quad t = \frac{V_x \bar{c}_x}{V' c'}$$

où V_x est le volume de la zone, V' le débit de l'effluent contenant la substance considérée et c' sa concentration dans cette phase.

Dans le cas de l'estuaire, on peut le plus souvent considérer que la substance inerte est introduite par les eaux douces d'amont et la répartition de la salinité constitue à nouveau un indicateur précieux. En effet, la quantité d'eau douce dans la zone délimitée par x et $x + \Delta x$ vaut :

$$\bar{A}(x) \Delta x \left(1 - \frac{S_x}{S_0}\right)$$

et le temps de séjour s'exprime alors par :

$$(6) \quad t = \frac{\bar{A}(x) \Delta x \left(1 - \frac{S_x}{S_0}\right)}{V(x)}$$

où S_x peut être calculé comme précédemment.

La figure 4 montre l'évolution du temps de séjour de l'eau douce en fonction de la distance à l'embouchure pour trois valeurs du débit d'amont.

En cumulant les temps de séjour dans les différentes sections, on obtient le temps nécessaire pour qu'une masse d'eau douce atteigne l'embouchure (tableau 1). D'autre part, le temps nécessaire à la masse d'eau pour parcourir l'intervalle Ox permet aussi d'estimer une vitesse résiduelle pour cette masse d'eau

$$V_2 = \frac{\Delta x}{t^*} .$$

Les estimations faites par calcul sont en bon accord avec les mesures expérimentales. Ainsi, une mesure du processus de dilution des eaux usées rejetées à *Belgische Sluis* a été effectuée par le Laboratoire de

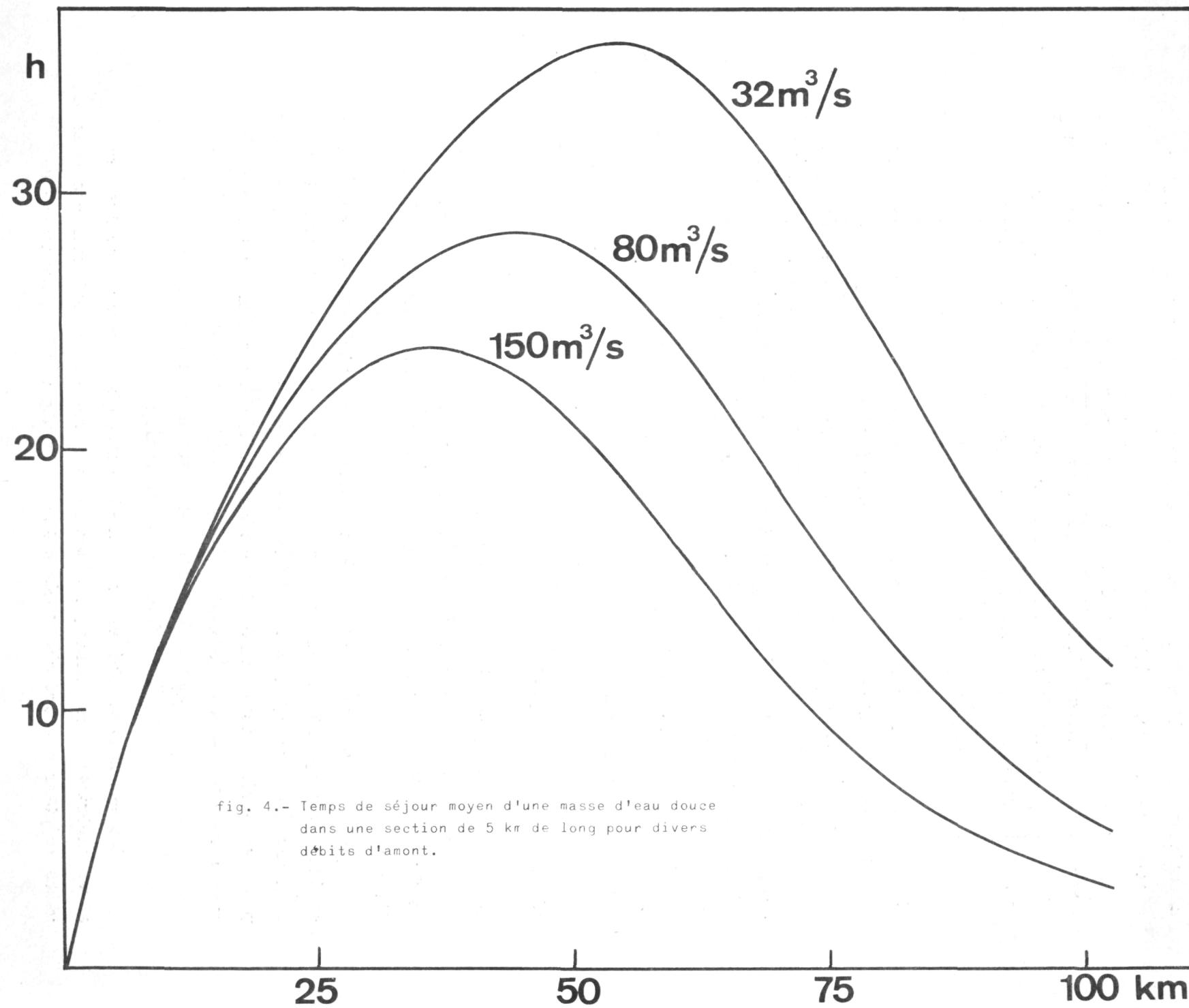


Tableau 1

Temps de séjour moyen de l'eau douce dans l'estuaire

Distance à l'embouchure (km)	Temps de séjours pour une section de 5 km (heures)	Temps nécessaire pour atteindre l'embouchure (jours)	Vitesse résiduelle (cm/s)
5	32,45	1,35	4,27
10	59,58	3,83	2,33
15	82,21	7,26	1,68
20	100,96	11,47	1,37
25	116,20	16,31	1,19
30	128,13	21,65	1,09
35	136,71	27,34	1,01
40	141,75	33,25	0,97
45	142,91	39,20	0,97
50	139,87	45,03	0,99
55	132,59	50,55	1,04
60	121,60	55,62	1,14
65	108,02	60,12	1,28
70	93,38	64,01	1,48
75	79,06	67,31	1,75
80	66,00	70,06	2,10
85	54,59	72,33	2,54
90	44,90	74,20	3,09
95	36,81	75,74	3,77
100	30,11	76,99	4,61

Recherches Hydrauliques de Borgerhout en collaboration avec le C.E.N. de Mol en utilisant Br^{82} comme traceur.

Pendant les huit premières marées, le maximum de Br^{82} s'est déplacé avec une vitesse résiduelle constante de 1,09 cm/s pour un débit d'amont de $50 \text{ m}^3/\text{s}$. Or, le calcul théorique indique une vitesse moyenne de déplacement de 1,02 cm/s dans cette région.

Nous avons donc estimé que le modèle simplifié décrivait avec une bonne approximation quelques uns des phénomènes de transport les plus intéressants de l'estuaire. Nous l'avons ensuite appliqué au cas d'une substance susceptible de réagir dans l'estuaire.

3.- Distribution longitudinale de la silice dissoute dans l'Escaut

L'étude de la répartition de la silice dissoute dans l'estuaire présente de l'intérêt à plusieurs titres. Il s'agit en effet d'un nutrient indispensable au développement des diatomées qui assurent dans nos régions la part la plus importante de la productivité primaire de la mer.

Cette importance est bien mise en évidence par les calculs de Litsitzin (1972) qui montre que pour chaque gramme de carbone consommé dans l'océan, les organismes fixent en moyenne un poids approximativement équivalent de silice.

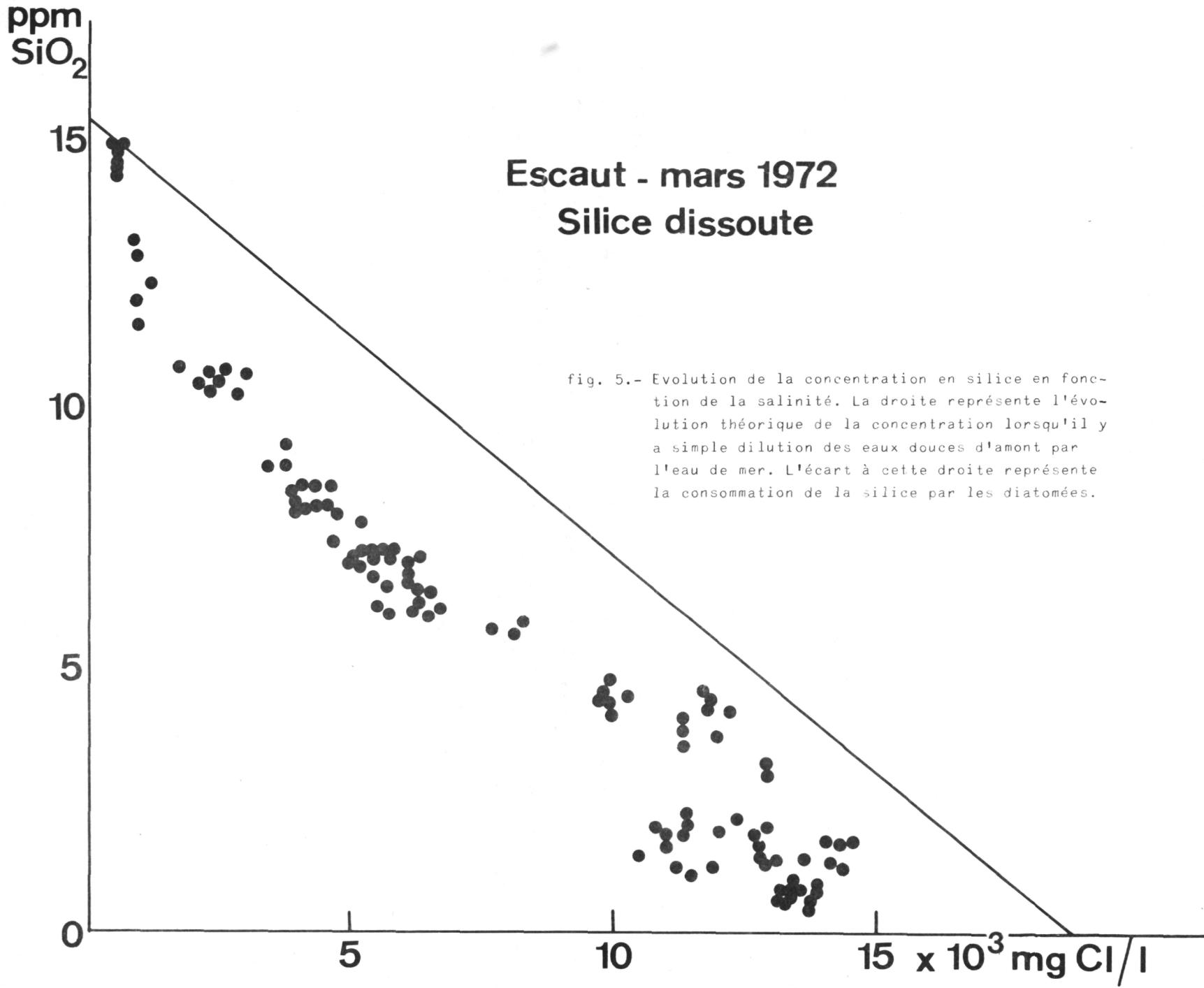
Cette consommation de silice s'opère également dans l'estuaire, mais nous avons remarqué qu'elle pouvait atteindre à certaines époques des valeurs excessivement élevées (figure 5) à tel point que pratiquement, toute la silice dissoute provenant des eaux d'amont y était précipitée.

Une telle situation a aussi été observée pour le Rhin par les chercheurs de Texel. Cette situation est en fait anormale et peut être inquiétante. En effet, ce sont les eaux de rivières qui assurent la source principale de silice dissoute de l'océan, une partie de celle-ci, précipitée par les organismes, disparaît annuellement de l'océan en s'accumulant dans les dépôts sédimentaires. Un déficit en silice risque évidemment de perturber fortement l'équilibre écologique du milieu marin.

Nous allons tenter de montrer à l'aide de notre modèle simplifié que la consommation de silice dans l'estuaire observée à certaines époques était due à une explosion locale de l'activité des diatomées probablement liée à un phénomène d'eutrophisation.

Si la silice dissoute n'était pas consommée dans l'estuaire, son profil de concentration longitudinal exprimerait simplement le phénomène de dilution de l'eau douce riche en silice ($\approx 15 \text{ ppm}$) pour l'eau de mer pauvre en silice ($< 1 \text{ ppm}$) et on pourrait le décrire à l'aide de l'équation (2).

Dans le cas d'une substance réactive, l'équation devient plus complexe et nécessite l'introduction d'une expression cinétique qui rend compte de la vitesse de consommation considérée. Dans le cas de processus biologiques, ces cinétiques sont malconnues et nous nous limiterons à nouveau à une expression très simplifiée.



Nous admettrons que la consommation de silice dépend du nombre de diatomées présentes et de certains facteurs qui ne sont pas actuellement définis et que nous engloberons dans une variable cinétique k .

Ce sont les valeurs relatives de k qui nous indiqueront le niveau d'activité des diatomées et que l'on pourra comparer ultérieurement à des variables physiques (température, turbidité, ...) ou chimiques (concentrations de nutriments, de polluants, ...) pour expliquer les variations locales et géographiques.

Le profil de concentration longitudinal en silice peut être décrit en combinant les équations de phénomènes de transport de matière et un terme de consommation biologique auquel il faut ajouter un terme exprimant l'apport de silice par les petits affluents de l'estuaire :

$$- K \frac{d^2 c}{dx^2} + \frac{1}{A} \frac{dc}{dx} (- D \frac{dA}{dx} - V) + \frac{1}{A} \frac{dV}{dx} (c - c') + kc_D = 0$$

où c' représente la concentration en silice dissoute de ces affluents et c_D le nombre de diatomées par unité de volume.

Cette équation a été intégrée à l'aide d'un calculateur analogique¹ en utilisant d'une part nos données hydrodynamiques et la répartition du nombre de diatomées dans l'Escaut en fonction des saisons, publiée par N. Depauw (1971) qui a mesuré, d'autre part, simultanément le profil longitudinal de silice. Les résultats principaux de ces calculs sont représentés dans la figure 6.

L'activité des diatomées est très variable. La courbe supérieure correspond à une activité pratiquement nulle dans l'estuaire. Cette situation se produit souvent en hiver. La courbe moyenne correspond à une activité moyenne et constante sur toute l'étendue de l'estuaire. Par contre, la courbe inférieure ne peut être obtenue qu'en considérant une activité augmentée d'un facteur d'environ 10 dans une région restreinte comprise entre Zandvliet et Hansweert.

Dans ces conditions, on consomme pratiquement toute la silice disponible dans l'estuaire même. Il s'agira dans les travaux à venir, d'établir quelles sont les conditions qui favorisent une telle explosion de l'activité des diatomées.

1. Les solutions de cette équation ont été calculées au laboratoire de Génie chimique de la V.U.B. par S. Wajc et H. May.

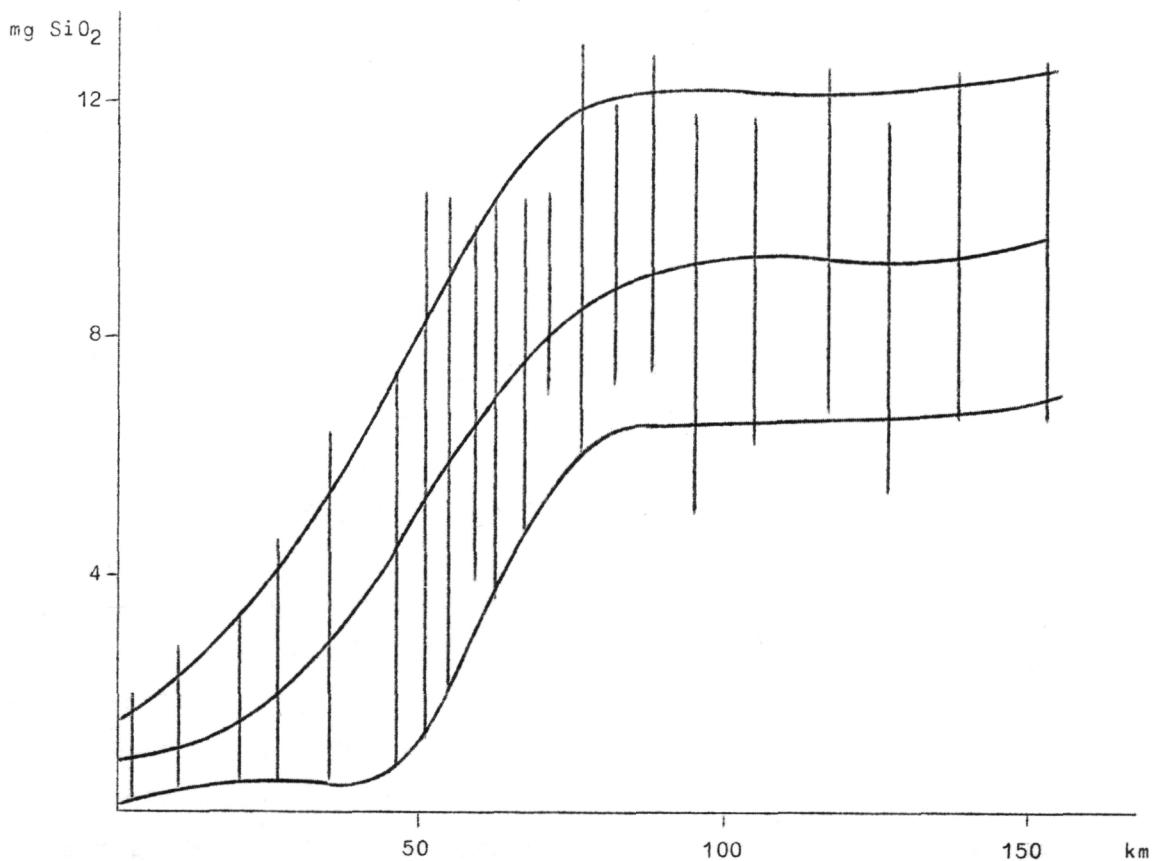


fig. 6.- Profils de silice dissoute dans l'estuaire. Les barres représentent les variations locales relevées par N. Depauw. Les courbes ont été tracées par le calculateur analogique en simulant la situation en hiver (courbe supérieure), en été (courbe inférieure) et une situation moyenne (courbe intermédiaire).

4.- Transport et accumulation de polluants dans la zone estuarienne

Nous avons entrepris depuis 1971 cinq campagnes de mesures sur l'estuaire de l'Escaut en vue d'estimer le transport, l'évolution et l'accumulation de certains polluants ou nutriments dans la zone estuarienne. Rappelons brièvement que chaque campagne s'effectue à l'aide de quatre bateaux et s'étale sur une durée de cinq jours.

La figure 7 indique les stations fixes choisies au cours de ces campagnes. Accessoirement un bateau supplémentaire prélève des échantillons d'eau de surface à 36 stations équidistantes depuis Breskens jusqu'à Dendermonde en suivant l'étale des courants de marée basse.

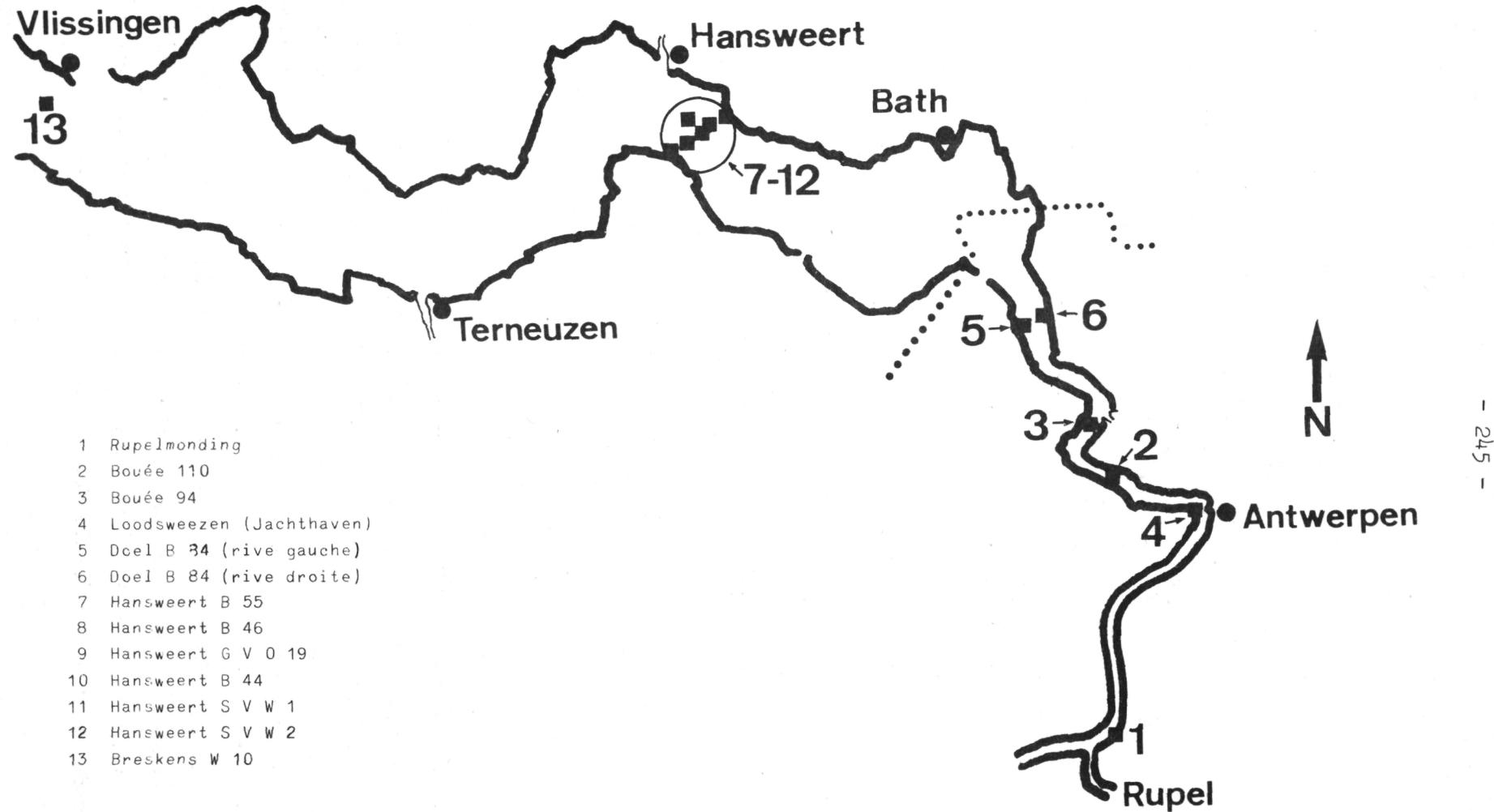


fig. 7.- Points fixes du réseau de mesures de l'estuaire de l'Escaut.

Chacun des bateaux occupe une position fixe durant quatorze heures pendant lesquelles on effectue les déterminations suivantes :

1°) 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);

2°) 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 mètre au-dessus du fond sur lesquels on effectue les analyses chimiques (nutriments, métaux lourds, matières organiques) et bactériologiques;

3°) 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 Hansweert. 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 (fig. 8), pour l'oxygène (fig. 9), le phosphore et les composés azotés [Elskens (1972)], 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 estimés de la manière suivante. Le compartiment est délimité par une section latérale du fleuve d'entrée e et une section de sortie s. V représente, dans ce compartiment, le débit annuel net d'eau vers l'aval à l'entrée et V' l'apport latéral dans le compartiment. Dans la région de Doel à Hansweert, cet apport latéral est considéré comme négligeable.

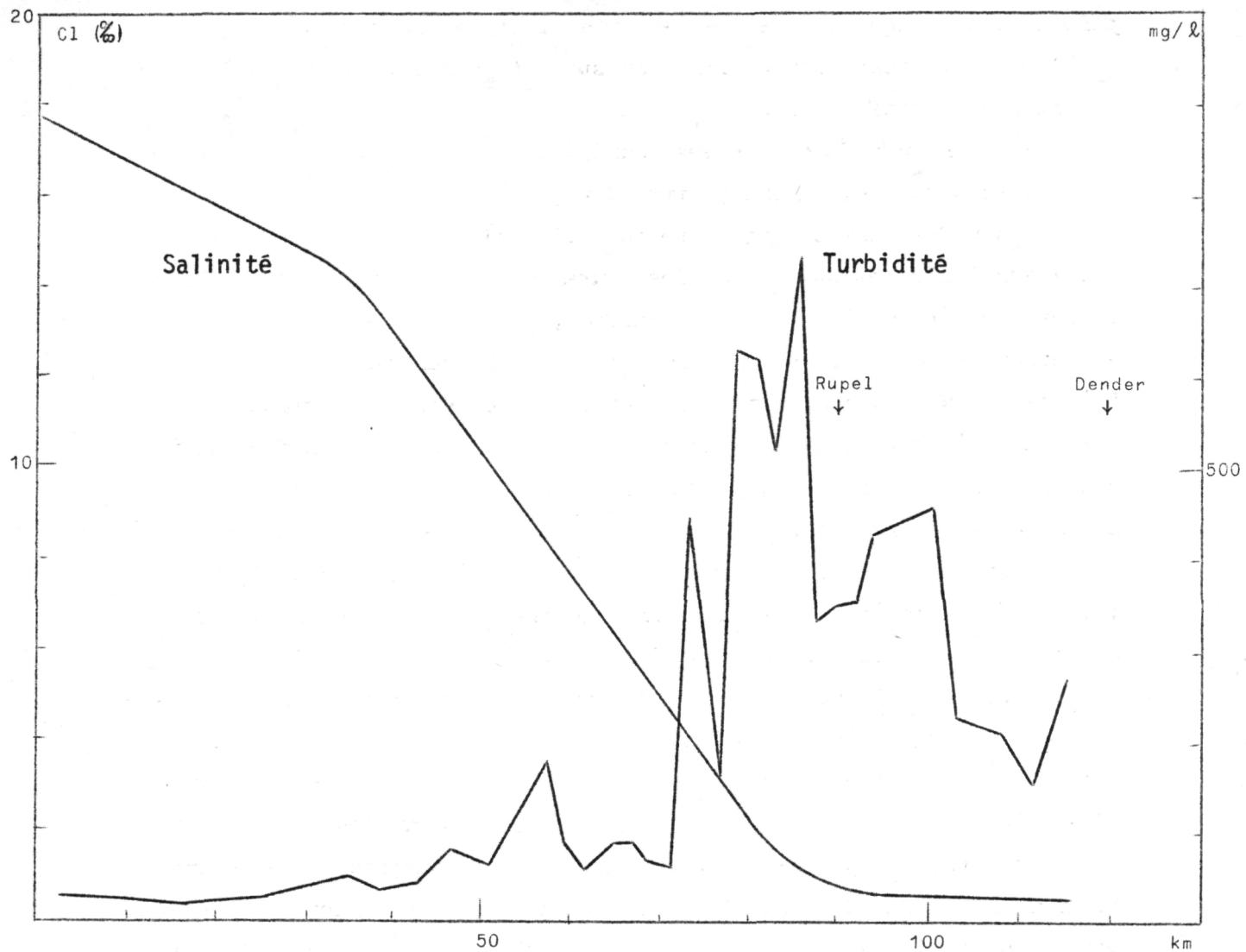


fig. 8.- Profil de turbidité des eaux de surface (juillet 1971).

Le bilan massique pour un constituant quelconque s'obtient en multipliant les débits par les concentrations. Le bilan s'écrit alors en exprimant que la différence entre le débit massique apporté au compartiment et celui qui le quitte s'accumule dans le compartiment sous forme de sédiments ou est transformé par une réaction d'origine chimique ou biologique. On ne dispose pas toujours de tous les éléments nécessaires pour effectuer un bilan complet et, dans ce cas, on utilisera le solde du bilan pour estimer un phénomène connu mais non estimé quantitativement.

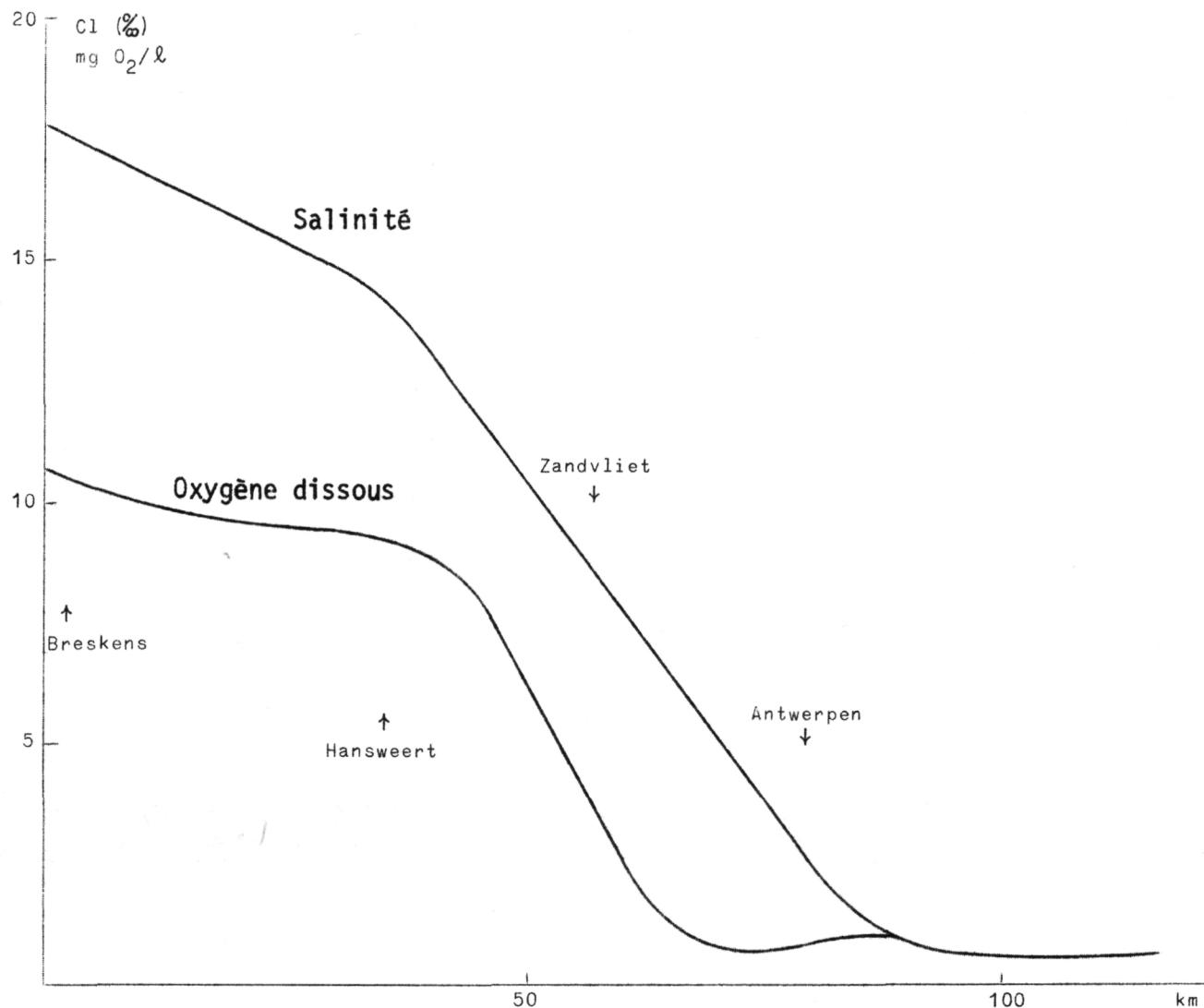


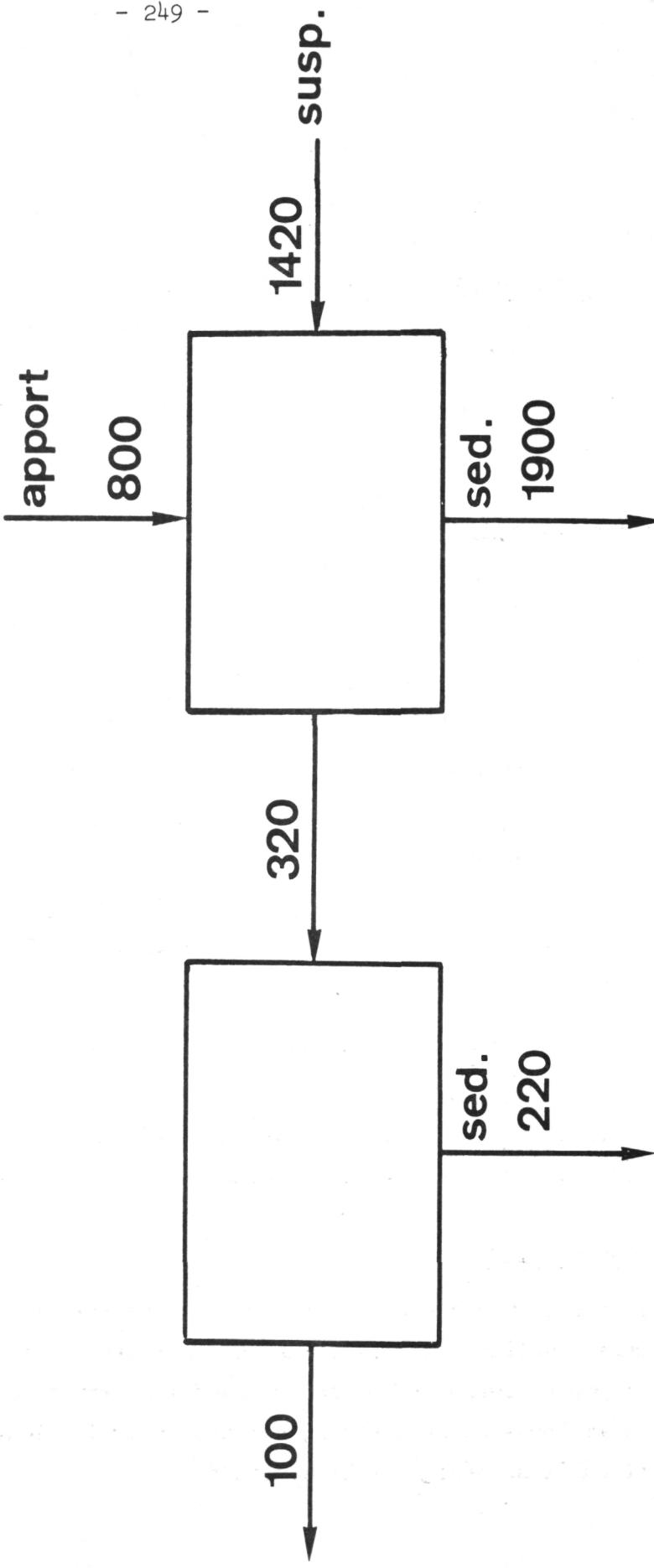
fig. 9.- Profil d'oxygène dissous (juillet 1971).

Insistons encore sur le fait qu'il s'agit d'une première approximation visant à fixer des ordres de grandeur.

4.1.- Matières solides

L'intégration des mesures de turbidité fournit les éléments de bilan de matière solide dans les zones de l'estuaire considérées (fig. 10). Elles sont par ailleurs en bon accord avec l'évolution de concentration moyenne de matières en suspension, suivant le profil longitudinal de turbidité tel qu'il se dégage de la figure 8.

Bilan SOLIDES en 10^3 tonnes / an



R

D

H

Les apports de solide proviennent essentiellement du Rupel et de la région portuaire. En négligeant en première approximation la fraction de la matière organique solide en suspension qui est dégradée par l'activité biologique, le bilan des matières en suspension indique que la masse de solide accumulée dans la zone Rupel-Doel est égale à $1,9 \times 10^6$ tonnes par an. Si l'on fait l'hypothèse que cette masse se répartit de façon uniforme sur l'ensemble de la surface du domaine, on obtient un taux d'accumulation par unité de surface de $120 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{an}$. En supposant que la porosité du sédiment fraîchement déposé vaut 80 %, cela présente une hauteur de sédiment voisine de 20 cm/an. Pour la section Doel-Hansweert, les valeurs calculées sont respectivement égales à 22×10^4 tonnes par an et $1,9 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{an}$, soit une hauteur de 0,4 cm/an.

Ces taux d'accumulation traduisent bien le phénomène d'envasement actuel de la région portuaire anversoise. On peut estimer à quelque 10 millions de mètres cubes, soit environ 2×10^6 tonnes de solide, le volume dragué ces dernières années dans la zone belge de l'estuaire, ce qui est en bon accord avec les taux d'accumulation obtenus par nos bilans.

4.2.- Matières organiques (fig. 11)

Le bilan en matières organiques a été estimé uniquement à partir des analyses de carbone organique en solution, dans la suspension et dans les sédiments. On dispose des données suivantes.

Carbone organique	Rupel	Doel	Hansweert
en solution mg C/l	4,87	0,94	0,38
en suspension % poids	4,80	4,01	2,44
dans les vases récentes % poids	4,12		3,38

Notons qu'au stade actuel, il nous est difficile d'apprécier l'apport de matière organique de la région anversoise et nous l'avons estimé par différence en équilibrant le budget. L'apport de carbone organique serait de l'ordre de 38.000 tonnes par an.

Bilan MATIERES ORGANIQUES en 10^3 tonnes/an

- 251 -

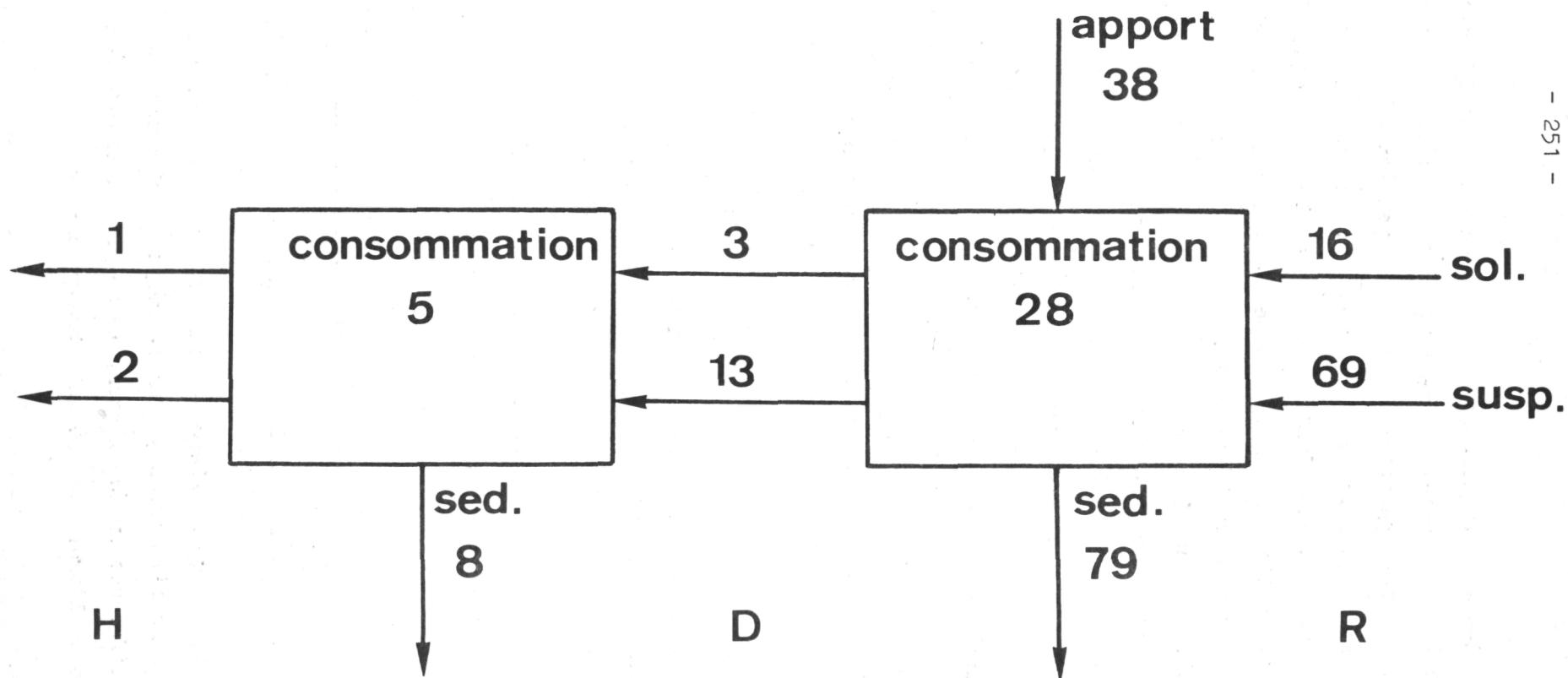


fig. 11.

On peut, d'autre part, estimer cet apport en supposant que la matière en suspension a une composition voisine de celle provenant du Rupel et que le rapport C organique en suspension et en solution est le même. On trouve dans ce cas respectivement 38×10^3 tonnes par an d'apport de C en suspension et 7×10^3 tonnes par an de C en solution, soit au total 45×10^3 tonnes par an, en bon accord avec le bilan antérieur.

4.3.- Oxygène

La concentration en oxygène dissous résulte d'un ensemble complexe de phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Pour établir le bilan de l'oxygène dans l'Escaut (fig. 12), on a pris en considération les facteurs suivants.

i) L'advection peut être estimée sur la base des concentrations en oxygène dissous aux frontières des compartiments et des débits d'amont. Pour ce calcul, on a utilisé les valeurs moyennes suivantes :

$$\begin{aligned} \text{Rupel} &: 0 \text{ mg/l} , \\ \text{Doel} &: 6 \text{ mg/l} , \\ \text{Hansweert} &: 10 \text{ mg/l} . \end{aligned}$$

ii) La diffusion turbulente introduit un terme de transport tendant à uniformiser le profil longitudinal de concentration. Pour calculer ce terme, on a utilisé un coefficient de diffusion turbulente égal à $150 \text{ m}^2/\text{s}$, et on a estimé la valeur des gradients de concentration à Doel ($37 \times 10^{-5} \text{ ppm/m}$) et à Hansweert ($3,7 \times 10^{-5} \text{ ppm/m}$).

iii) La réaération constitue un des termes les moins bien connus du bilan. Sur la base des données existant dans la littérature pour l'estuaire de la Tamise [Klein (1962)], on a calculé la valeur du facteur K de l'équation de réaération :

$$\frac{dc}{dt} = K_a(c_s - c) ,$$

soit $0,16 \text{ j}^{-1}$ pour la zone Rupel-Doel et $0,36 \text{ j}^{-1}$ pour la zone Doel-Hansweert. On a également calculé la valeur moyenne du déficit d'oxygène par rapport à la saturation, de l'ordre de 8 mg dans la zone Rupel-Doel.

Bilan OXYGENE en 10^3 tonnes an

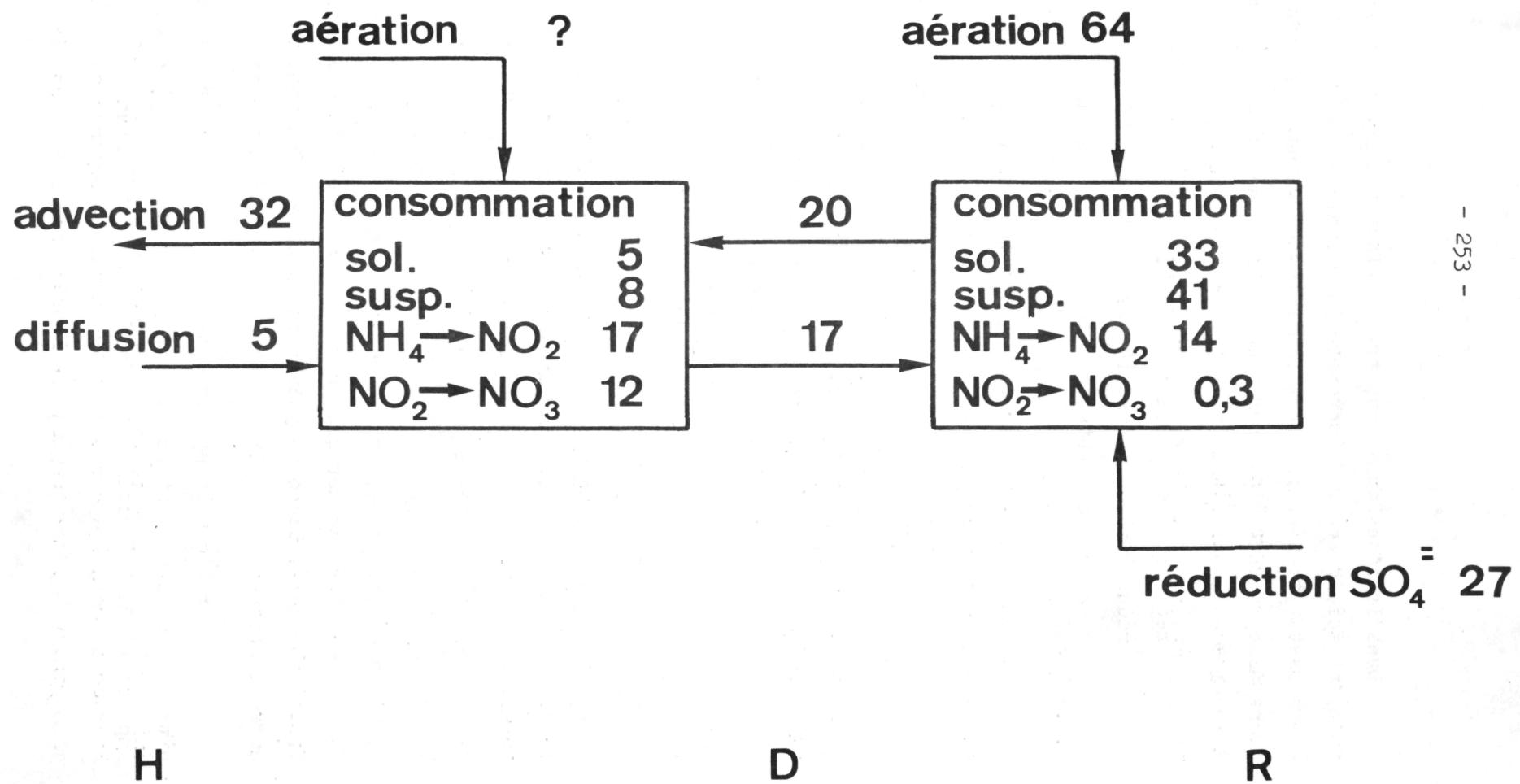
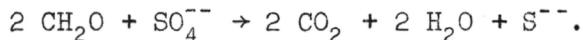


fig. 12.

Dans la zone Doel-Hansweert, il faut remarquer que la sous-saturation est faible et que l'activité photosynthétique peut même provoquer une sursaturation compliquant ainsi le calcul de la réaération. Nous avons donc renoncé à estimer momentanément ce poste du bilan dans la zone de Doel à Hansweert.

iv) La réduction des sulfates en sulfures

La réduction par les bactéries de l'ion SO_4^{--} en ion S^{--} (que l'on retrouve dans les sédiments sous forme de pyrite ou de greigite après réaction avec les composés du fer présent) libère une quantité importante d'oxygène qui est utilisée pour oxyder la matière organique. On peut schématiser le processus par la réaction globale suivante :



On a cherché à estimer l'importance de cet apport indirect d'oxygène dans la zone Rupel-Doel d'après la quantité de sulfures accumulée annuellement dans les sédiments. Pour ce calcul, on dispose des valeurs suivantes :

- concentration moyenne dans les sédiments : 0,81 % en poids de S ,
- concentration moyenne dans les sédiments de zones non polluées : 0,10 % en poids de S .

On en déduit que la précipitation des sulfures représente $13,5 \times 10^3$ tonnes de soufre par an, permettant l'oxydation des matières organiques par 27×10^3 tonnes d'oxygène par an (fig. 13).

v) L'oxydation biologique des matières organiques constitue le terme de consommation d'oxygène le plus important. Il a été évalué sur la base du bilan de la matière organique exposé dans le paragraphe précédent.

Il faut remarquer que, pour la zone Doel-Hansweert, on n'a pas introduit un terme de consommation par les boues de fond; on ne dispose en effet d'aucune mesure permettant d'estimer l'importance de ce facteur.

vi) La nitrification par oxydation de l'ammoniac en nitrite, puis en nitrate, est également un facteur de consommation d'oxygène qui peut être important. On l'a estimé d'après les données suivantes.

Bilan SOUFRE en 10^3 tonnes / an

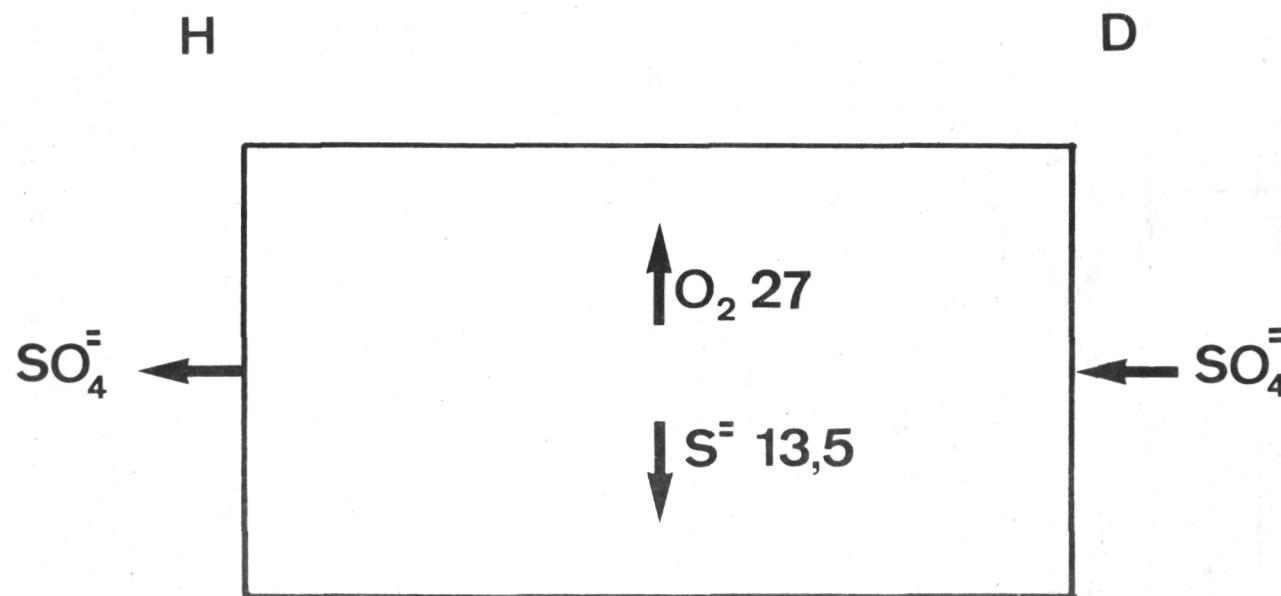


fig. 13.

Concentration moyenne	Rupel	Doel	Hansweert
NH ₄ (ppb N)	7.000	4.700	1.900
NO ₂ ⁻ (ppb N)	4	20	21
NO ₃ ⁻ (ppb N)	0	100	460

vii) L'oxydation de la matière organique produit des quantités importantes de CO₂. Il en résulte que l'eau de l'estuaire est largement sur-saturée par rapport à l'équilibre de ce gaz avec l'atmosphère et par rapport à l'équilibre de dissolution de la calcite. Cette sursaturation provoque la précipitation de carbonate de calcium.

En dehors des zones polluées, la concentration moyenne en carbonates dans les sédiments est de l'ordre de 2 % en poids de CO₂. Dans les régions polluées, les vases en contiennent en moyenne 7,2 %. Compte tenu de la vitesse d'accumulation des sédiments, on obtient une valeur de 98×10^3 tonnes par an de CO₂ éliminée sous forme de carbonates. La quasi totalité du CO₂ produit par la décomposition de la matière organique (103×10^3 tonnes par an) est donc précipitée sous forme de carbonates dans les sédiments.

Il est enfin intéressant de noter que la population bactérienne (fig. 14) suit remarquablement l'évolution de la teneur en matières organiques dans l'eau. Elevé dès Rupelmonde, le nombre de bactéries croît encore dans la région anversoise pour diminuer ensuite très rapidement lorsqu'on se dirige vers l'embouchure.

4.4.- Phosphore

Le bilan du phosphore dans la zone Doel-Hansweert (fig. 15) a été calculé à partir des valeurs suivantes.

Concentration	Doel	Hansweert
en solution (ppb P)	400	320
dans la suspension (ppm P)	2.330	1.175
moyenne dans les sédiments (ppm P)	1.360	

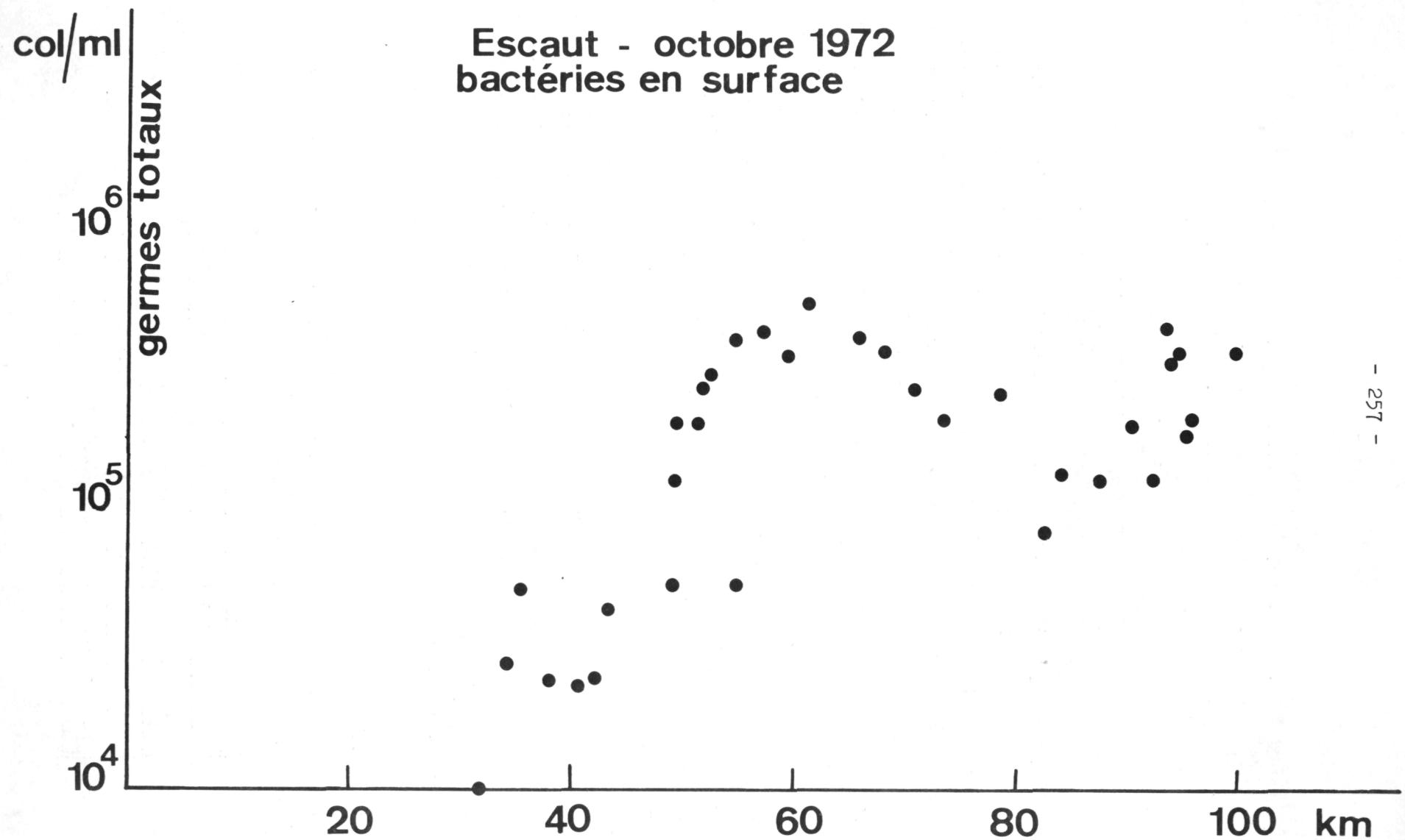


fig. 14.- Répartition longitudinale des germes totaux.

Bilan PHOSPHORE en 10^3 tonnes/an

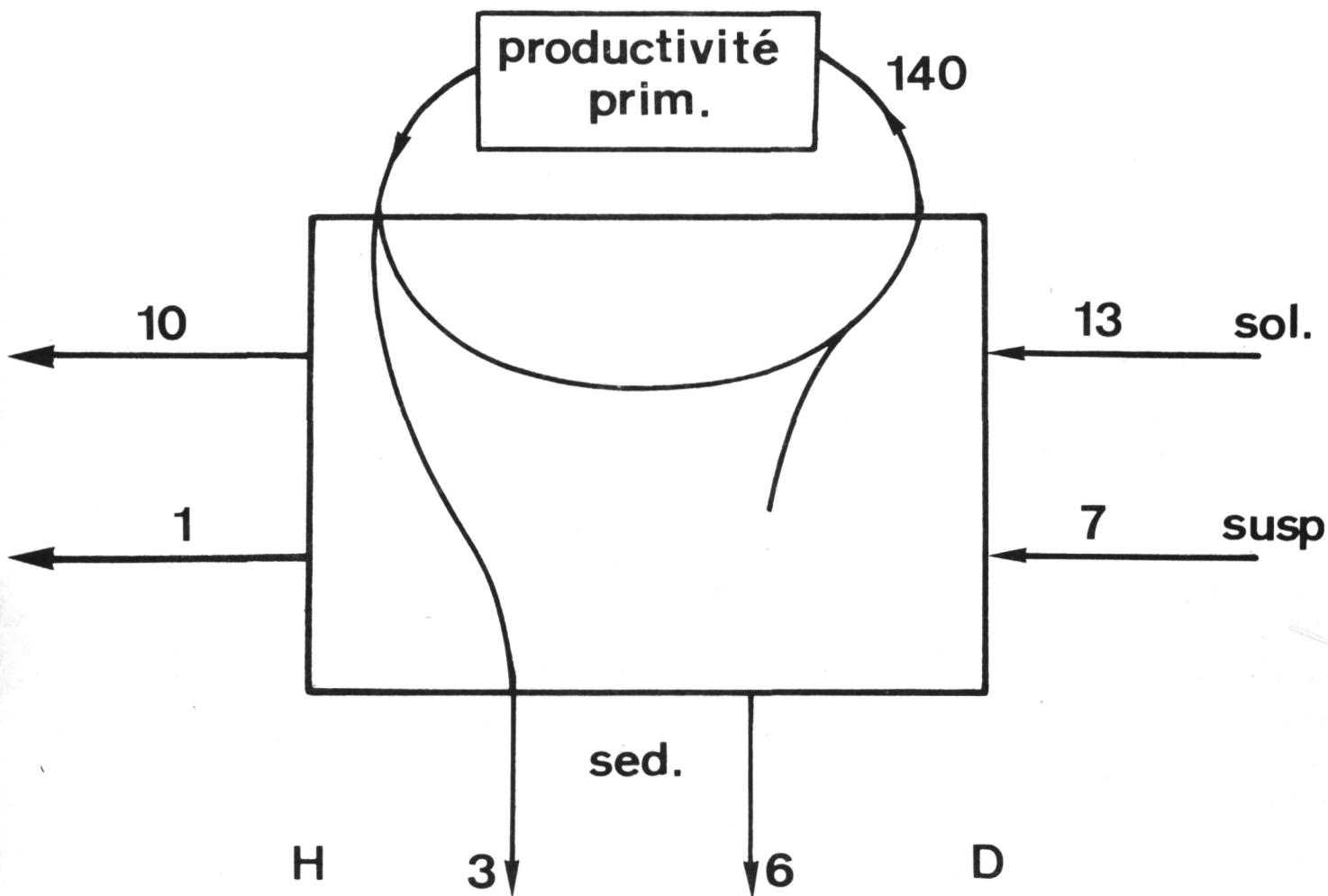


fig. 15

D'autre part, l'estimation de la productivité et la connaissance du rapport carbone/phosphore dans la matière organique permettent d'évaluer un terme de consommation : remise en solution formant un cycle stationnaire de 140×10^3 tonnes de phosphore par an. Dans ce cycle, une quantité égale à 6×10^3 tonnes est annuellement empruntée à la solution et est précipitée dans les sédiments, ce qui permet de clôturer le bilan.

4.5.- Métaux lourds : cuivre, zinc et plomb

Les données utilisées pour calculer les bilans de métaux lourds sont reprises dans le tableau suivant.

Concentration moyenne	Cuivre			Zinc			Plomb		
	Rupel	Doel	Hansweert	Rupel	Doel	Hansweert	Rupel	Doel	Hansweert
en solution (ppb)	4	17	15,5	20	110	70	13	2,8	1,8
en suspension (ppm)	170	170	140	950	950	950	185	270	180
dans les sédiments (ppm)	170			950			185		

Dans le cas de la zone Rupel-Doel, on a équilibré le bilan par différence, que l'on a attribué à l'apport industriel de la région anversoise. Les résultats des calculs sont représentés schématiquement dans les figures 16, 17 et 18.

5.- Discussion des bilans

Malgré la difficulté que représente l'établissement de tels bilans et les incertitudes qui s'attachent à l'estimation de certaines grandeurs, les résultats que nous obtenons sont très cohérents.

Un certain nombre de conclusions intéressantes se dégagent de ces premières estimations.

Tout d'abord, les bilans confirment un phénomène bien connu : l'envasement important de la région portuaire anversoise. Plus de 80 % des solides en suspension provenant des eaux d'amont ou de la région anversoise sédimentent et s'accumulent dans une zone extrêmement restreinte. Peu de solide est entraîné au-delà de notre frontière et beaucoup moins encore atteint la mer du Nord. Il en va de même de toutes les substances qui se concentrent dans la phase solide : la matière organique, les métaux lourds, les phosphates, etc. L'élimination massive de polluants par sédimentation se traduit par une amélioration remarquable du fleuve dans la

Bilan CUIVRE en tonnes / an

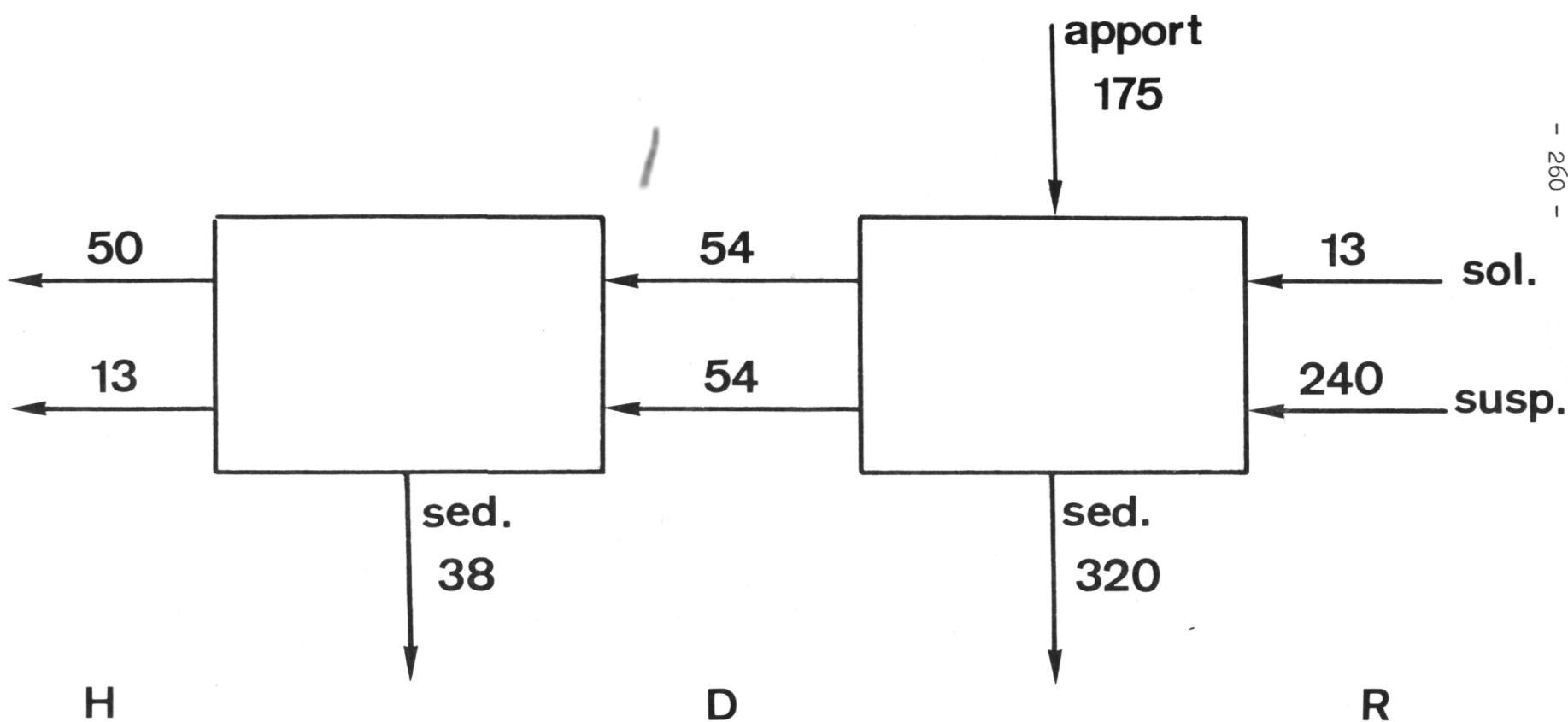


fig. 16

Bilan ZINC en tonnes / an

- 261 -

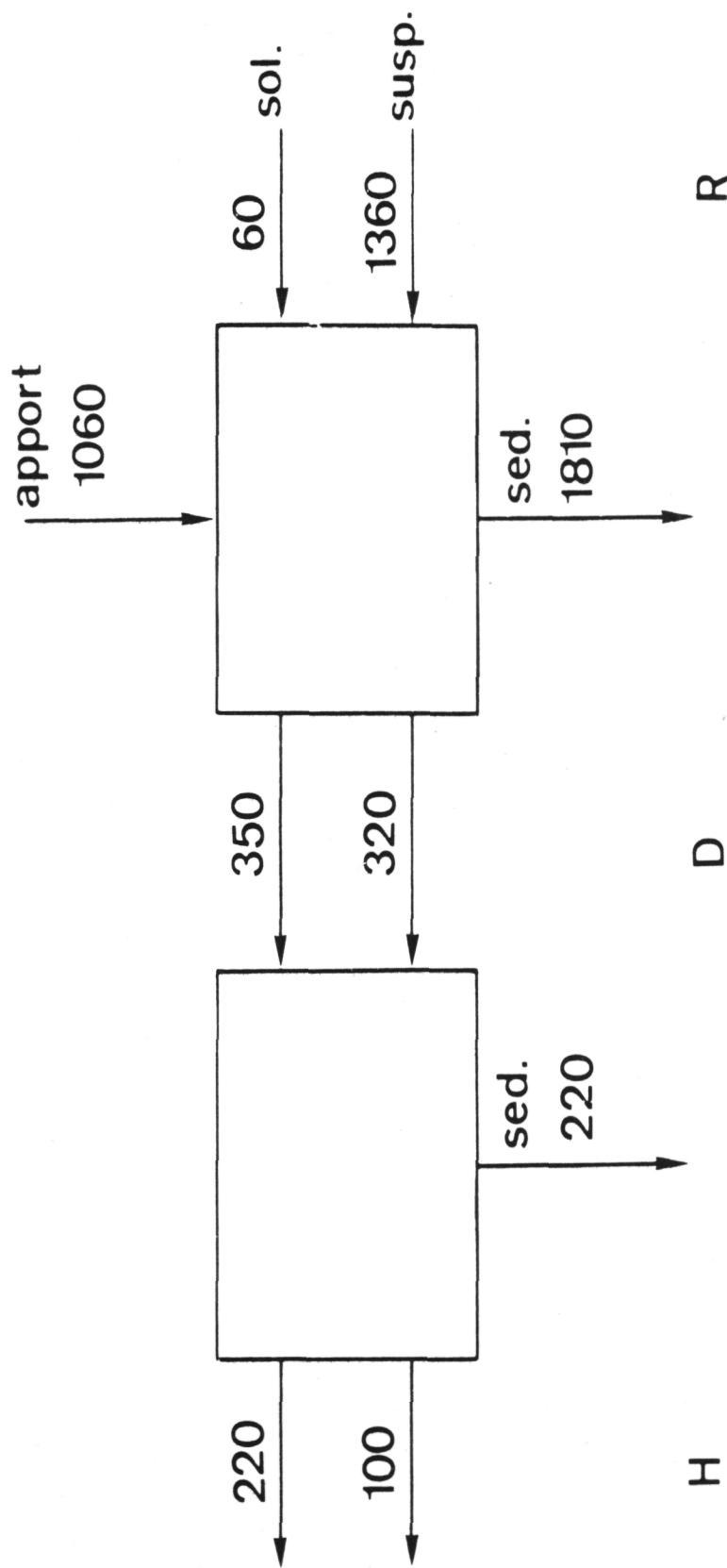
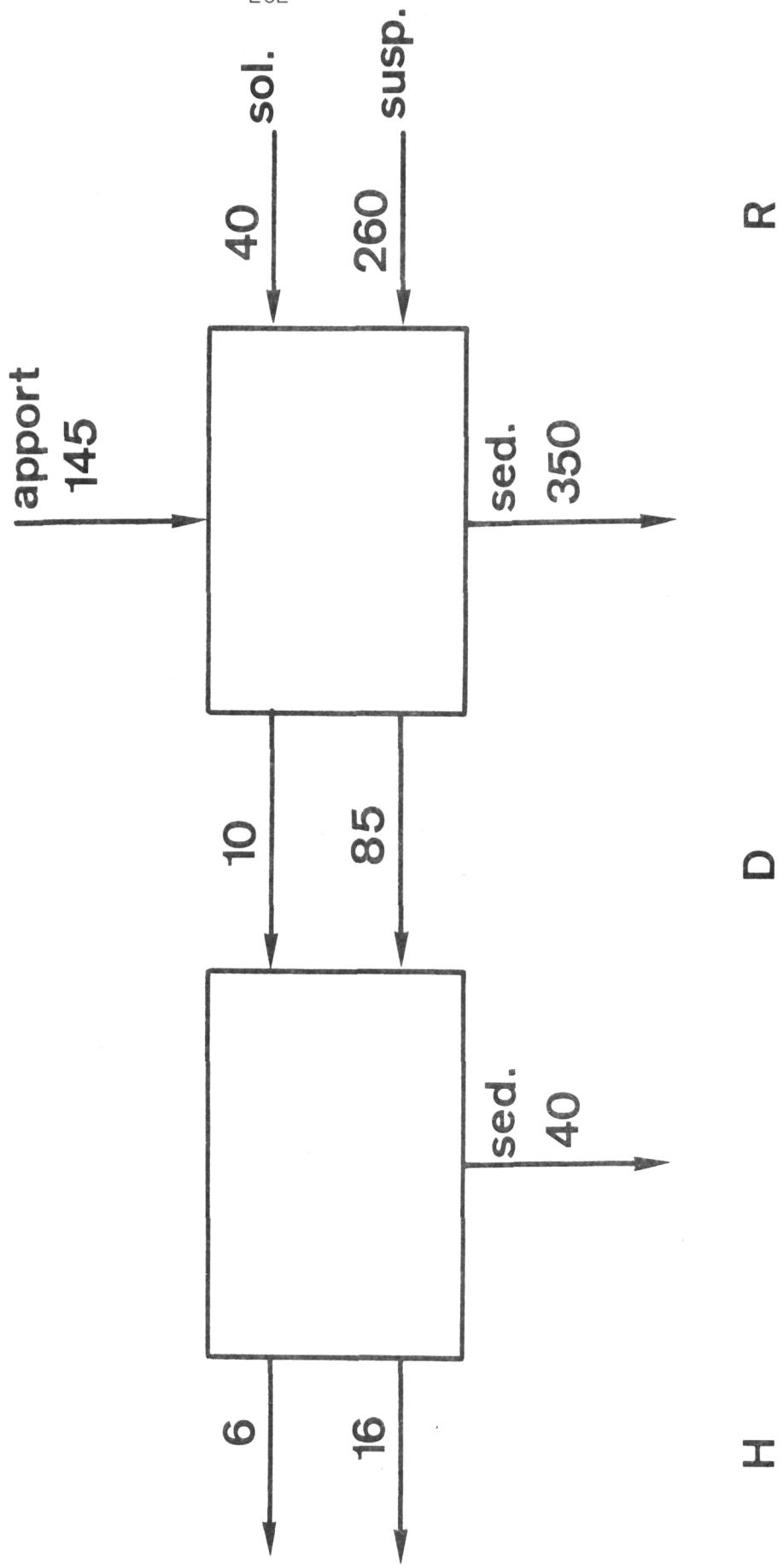


fig. 17

Bilan PLOMB en tonnes / an



partie hollandaise qui est encore favorisée par d'excellentes conditions de réaération.

Il est intéressant de noter à ce titre qu'une grande partie de l'oxygène consommée entre Doel et Hansweert est destinée à assurer la nitrification et seulement dans une moindre mesure, l'oxydation du carbone organique.

Dans la région du Rupel à Doel, la matière organique est surtout éliminée par sédimentation. Il est curieux de constater que la quasi totalité du CO₂ produit au cours de la dégradation de la matière organique par les bactéries est précipité sous forme de calcite qui contribue de manière appréciable à l'envasement (environ 10 % du solide déposé).

L'utilisation de l'oxygène des sulfates par les bactéries est extrêmement important dans la zone anaérobie du fleuve. Il est vraisemblable d'ailleurs que ce processus se déroule principalement au niveau des sédiments mêmes. Si cette source d'oxygène contribue dans une certaine mesure à éliminer une partie de la matière organique, elle présente par contre le grave inconvénient de produire des sulfures très toxiques en solution et rendant d'autre part la vase draguée impropre à toute exploitation agricole.

En ce qui concerne les métaux lourds, les mesures dont nous disposons à l'heure actuelle sont encore insuffisantes pour bien comprendre leur comportement.

Ainsi, l'augmentation de la concentration de ces derniers dans les eaux à Doel peut être due à une décharge située à proximité de nos points de mesure. Il est aussi possible que cette augmentation soit due à un phénomène de mobilisation dû à l'augmentation de la salinité et de la dégradation organique auxquels ils sont associés. Ce dernier phénomène, mis en évidence par De Groote (1971) dans le Rhin et l'Ems pourrait par ailleurs expliquer le fait que l'on retrouve si peu de métaux lourds dans les vases situées en mer du Nord et dont l'origine continentale ne semble faire aucun doute.

Références

CODDE (R.), (1958). Het verloop van het zout gehalte in de Zeeschelde, *Revue Génie Civil AIG*, I, n° 6, 1-6.

- DE GROOTE (A.J.), (1971). Contents and behavior of mercury as compared with other heavy metals in sediments from the rivers Rhine and Ems, *Aviemore North Sea Science working paper*, Vol. II.
- DE PAUW (N.), (1971). Milieu en Plankton in de Westerschelde, *Hydrobiologische Vereniging*, Vol. 5, p. 3.
- ELSKENS (I.), (1972). *Chimie, Atlas et Graphiques*, C.I.P.S., Modèle mathématique de la mer du Nord.
- KLEIN, (1962). *River pollution*, Butterworth, London, Vol. 2, p. 232.
- LISITZIN (A.P.), (1972). *Sedimentation in the world ocean*, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, special publication n° 17.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971). *Mathematical Model*, in *Proc. ICES Meeting on Pollution in the North Sea*, Lowestoft, March 25-26, 1971.
- WOLLAST (R.), (1973). *Contribution à l'étude de l'envasement de l'Escaut*, Ministère des Travaux Publics, Contribution de l'Université de Bruxelles, Rapport final (sous presse).