

C.M. 1973-E 19

Fisheries Improvement Committee
Ref.: Hydrography and Plankton Committees



This paper not to be cited without prior reference to the author *

Mathematical Models of Continental Seas

Further results concerning the Southern Bight

by

Math. Modelsea **

* Correspondence should be addressed to :

Prof. Jacques C.J. NIHOUL,
Institute of Mathematics,
Avenue des Tilleuls, 15
B-4000 LIEGE (Belgium).

** The name of "Math. Modelsea" stands in brief for those of the 250 research workers from some 40 laboratories engaged in a nation-wide research and development project in the scope of the Belgian National Programme on the Physical and Biological Environment sponsored by the Department for Scientific Politics, Office of the Prime Minister.

Chapitre I

Exploitation des données et modelage du système marin

par

Jacques C.J. NIHOUL
Georges PICHOT et Jean-Henri HECQ
Daniel M. DUBOIS

1.- Introduction

Le modèle mathématique se veut être un outil prédictif permettant de prévoir, à partir d'une situation soigneusement répertoriée, l'évolution du système marin dans une région test choisie. Cette prédiction est particulièrement indispensable lorsque des modifications subites du système (nouveaux rejets côtiers, déversements accidentels ou organisés au large, conditions météorologiques exceptionnelles, ...) mettent en question sa stabilité, son pouvoir récupérateur, la survie de certains de ses éléments et posent les questions préoccupantes de la pollution et de ses incidences sur la nourriture et la santé de l'homme.

L'inventaire du système marin étudié par les nombreuses équipes du Programme est clairement présenté et discuté dans les chapitres qui suivent. Il a paru intéressant d'examiner pour commencer la façon dont cet inventaire peut être intégré au modèle, de faire un premier bilan des techniques de prédiction dont ce modèle dispose et des résultats qu'il peut atteindre dès à présent.

2.- Variables d'état et paramètres

Pour décrire l'état du système marin à un instant quelconque, il est nécessaire de pouvoir chiffrer un certain nombre de grandeurs caractéristiques ou *variables d'état*. Pour chacune de ces variables une équation d'évolution est écrite qui permet à l'ordinateur de prédire son évolution temporelle et spatiale connaissant sa valeur initiale aux différents points du réseau et sa valeur en chaque instant aux frontières de celui-ci.

Dans ces équations interviennent inéluctablement des paramètres déterminés empiriquement ou par des modèles auxiliaires. Certains de ces paramètres appartiennent à la physico-chimie même du problème (diffusivités turbulentes, vitesses de réaction, ...), d'autres surgissent de la *fermeture* du système d'équations d'évolution, c'est-à-dire de la limitation imposée pour des raisons pratiques au nombre des variables d'état. (Ainsi la transparence de l'eau peut, dans un modèle simple, intervenir comme un paramètre ajusté empiriquement et, dans un modèle plus élaboré, être ajoutée aux variables d'état et être calculée notamment en fonction des concentrations de suspensions, de plancton, etc.)

Il est convenant de diviser les variables d'état en deux grandes catégories : les variables *entraînantes* et les variables *entraînées*.

Les variables entraînantes sont celles qui interviennent dans l'hydrodynamique du problème, ce sont :

- (i) les trois composantes de la vitesse : v_1 , v_2 , v_3 ;
- (ii) la pression p ;
- (iii) la masse spécifique de l'eau de mer ρ .

Les variables entraînées sont essentiellement de deux types :

- (i) des masses spécifiques telles que la salinité, les masses spécifiques de tel ou tel polluant en solution, en suspension, ..., les biomasses, etc.
- (ii) des variables de nature *thermodynamique* — le mot étant utilisé dans un sens élargi — telles que la température, les indices de diversité, etc.

Il est à noter que les variables entraînées peuvent ne l'être que partiellement et posséder un mouvement propre tel que la migration ver-

ticale des particules qui sédimentent ou la migration horizontale de certaines espèces vivantes.

Les variables entraînées sont notées ρ_a étant entendu que, s'additionnant aux cinq variables entraînant, l'indice a prendra les valeurs 6, 7, 8, ... jusqu'à épuisement du nombre total de variables d'état.

3.- Equations d'évolution

Les équations d'évolution ont été exposées dans le premier rapport de synthèse et il n'est pas nécessaire de les reproduire ici. Il est utile cependant de rappeler que ce sont des équations aux dérivées partielles de la forme générale (\mathcal{D} désignant un opérateur aux dérivées partielles, faisant intervenir éventuellement certains paramètres) :

- (1) $\mathcal{D}_1(v_1, v_2, v_3, p, \rho) = 0$
- (2) $\mathcal{D}_2(v_1, v_2, v_3, p, \rho) = 0$
- (3) $\mathcal{D}_3(v_1, v_2, v_3, p, \rho) = 0$
- (4) $\mathcal{D}_4(v_1, v_2, v_3, \rho) = 0$
- (5) $\mathcal{D}_a(v_1, v_2, v_3, p, \rho, \rho_a) = Q_a - \nabla \cdot m_a + \sum_{\beta=1}^S P_{a\beta} \quad (\alpha=6,7,8,\dots)$

Dans les membres de droite des équations (5) pour les variables entraînées apparaissent trois types de termes :

- (i) les termes de *source* Q_a supposés connus (ces termes pourraient correspondre par exemple aux déversements en mer);
- (ii) les termes de migrations $\nabla \cdot m_a$ (ces termes pourraient correspondre par exemple à la sédimentation);
- (iii) les termes d'interactions chimiques, biologiques et biochimiques $P_{a\beta}$ par lesquels la variable ρ_a peut être produite ou détruite par interaction avec la variable ρ_β .

On note immédiatement que, si on dispose d'une équation d'évolution pour chaque variable entraînée, on n'a que quatre équations pour les cinq variables entraînant. Le système doit être complété d'une *équation d'état* qui lie la masse spécifique ρ à la pression et à certaines des

variables entraînées, température, salinité, etc.

$$(6) \quad \rho = \rho(p, \rho_a) .$$

C'est par l'addition de cette équation d'état qu'intervient *en général* un *couplage* entre variables entraînant et entraînées.

Des études expérimentales et théoriques [Nihoul (1972b)] ont montré cependant que dans le Southern Bight, choisi comme région test pour le programme, le mélange des eaux est suffisamment efficient pour qu'on puisse admettre, avec une très bonne approximation, que dans les équations (1) à (4), ρ est une constante [$\rho = C^{te}$ est la forme la plus simple de (6)]. Cette approximation semble satisfaisante également pour les problèmes de grande circulation en mer du Nord, en tout cas pendant la période d'hiver. Elle n'est pas valable pour l'étude d'estuaires stratifiés comme celui de l'Escaut et Jäger (1972) a examiné les conséquences de cette situation sur les équations d'évolution et les possibilités d'élaboration d'un modèle d'estuaire applicable à l'Escaut. Cette étude a fait apparaître plusieurs questions importantes qui vont être examinées en collaboration avec les équipes du Ministère des Travaux Publics et il a paru prématuré d'inclure cette contribution dans le présent rapport de synthèse. Les modèles qui seront mentionnés dans le chapitre *Estuaires* seront par conséquent volontairement limités à des modèles parfois très simplifiés servant plutôt à l'interprétation des résultats chimiques et biologiques qu'à la prédiction mathématique.

Une importante simplification apparaît dans le système (1-5) lorsque ρ peut être pris constant. En effet, les équations (1) à (4) sont alors découplées des autres et peuvent être résolues séparément. Il est alors possible de déterminer d'abord le champ de vitesse et, ensuite, substituant les valeurs trouvées dans (5), de calculer son influence sur l'entraînement (advection, dispersion, ...) des variables ρ_a .

Le cas le plus simple se rencontre lorsque le membre de droite de (5) est nul ou se réduit à des termes de sources connus. Ce cas est en particulier celui d'un polluant dont les migrations et les interactions sont négligeables et dont le comportement en mer est gouverné par la seule hydrodynamique. C'est le cas des traceurs tels que la rhodamine B. Outre son importance pratique, il est instructif du point de vue fonda-

mental car il permet de comprendre les mécanismes d'entraînement et de mettre au point les techniques numériques appropriées aux équations de diffusion du type (5) en comparant notamment les résultats des simulations numériques aux expériences de dispersion réalisées *in situ* avec les traceurs.

Les modèles consacrés à la détermination du champ de vitesse et à l'étude de la dispersion d'un polluant passif ou traceur portent en général le nom de modèles hydrodynamiques.

Dans une première étape, les modèles hydrodynamiques sont généralement simplifiés en intégrant les équations (1) à (4) sur la profondeur. Ces équations sont alors remplacées par trois nouvelles équations aux dérivées partielles

$$(7) \quad \Delta_1(V_1, V_2, \zeta) = 0$$

$$(8) \quad \Delta_2(V_1, V_2, \zeta) = 0$$

$$(9) \quad \Delta_3(V_1, V_2, \zeta) = 0$$

où V_1 et V_2 sont les composantes horizontales du débit et ζ l'élévation de la surface libre.

Le chapitre II est consacré aux résultats des modèles hydrodynamiques pour les marées, les courants résiduels et la dispersion des traceurs. Une attention particulière est prêtée à cet endroit à l'effet de diffusion par cisaillement que l'intégration sur la profondeur met bien en évidence [Nihoul (1971b)]¹.

Dans le cas général, la résolution des équations (5) requiert la connaissance des termes d'interactions.

Cette connaissance n'est encore aujourd'hui que fragmentaire et en particulier de nombreux paramètres interviennent dont les valeurs *in situ* ne sont pas déterminées avec une précision suffisante. La troisième phase du programme mettra l'accent sur la formulation des termes d'interaction.

1. Les travaux du chapitre II ont été menés en étroite collaboration avec les équipes canadiennes dans le cadre d'un programme d'échanges bilatéraux dont les excellents résultats réclament qu'il se poursuive et s'amplifie. Il est agréable d'exprimer ici la gratitude des chercheurs belges au Gouvernement et aux spécialistes canadiens.

A cet effet, on pourra attendre énormément d'une *approche fondamentale* au problème : relevé de ce qui est rapporté dans la littérature, expériences de laboratoire, réflexions théoriques, ...

La nécessité de cette approche a été très bien comprise par les différentes équipes du programme et l'on voit dans les chapitres qui suivent les résultats chimiques et biologiques rapportés avec un souci constant de faire apparaître des corrélations intuitives, des relations interdisciplinaires, des réflexions sur la représentativité et l'importance des variables étudiées et des valeurs mesurées, l'énoncé déjà de premières lois, ...

L'étude fondamentale, en cherchant à comprendre et à formuler les mécanismes d'interactions, contribue également à l'amélioration constante du modèle en faisant apparaître la nécessité d'ajouter de nouvelles variables d'état ou l'intérêt de redéfinir certaines d'entre elles pour mieux les enraciner dans la réalité ou mieux les intégrer au modèle.

C'est le cas, en particulier, de variables comme l'indice de diversité qui peut être un élément essentiel d'un modèle prédictif mais qu'il importe de définir avec soin afin d'en assurer le *réalisme* biologique et mathématique, la qualité d'une représentation adéquate de la vie et d'une donnée adaptée au traitement sur ordinateur.

On trouvera, en appendice de ce chapitre, quelques réflexions sur l'indice de diversité dont l'intention est d'abord d'ouvrir le débat en montrant sous quel angle on peut repenser le problème et quels résultats on peut espérer.

L'étude fondamentale n'est cependant pas suffisante pour le modèle mathématique qui doit interpréter et prédire l'océan réel. Les données de la littérature sont trop fragmentaires et les expériences de laboratoire ont le défaut de leur qualité, en cela qu'elles isolent (pour les mieux étudier) un nombre limité d'interactions, séparées le plus souvent du contexte complexe de la mer dont l'éprouvette ou l'aquarium sont souvent de mauvaises images. Le modèle mathématique doit s'assurer qu'une interaction, dont la réalité est peut-être indiscutable, est bien formulée en termes des meilleures variables et tient compte des paramètres essentiels *in situ*, qu'elle n'est pas inhibée dans l'océan par des facteurs physiques, chimiques et biologiques imprévus, que d'autres interactions

plus importantes en mer ne la supplantent pas dans la hiérarchie des priorités du modèle.

A cet effet, une méthode automatique d'étude des corrélations a été mise au point, capable de discerner, à partir de séries de mesures, et à des seuils de confiance que l'on peut choisir aussi sévères que l'on souhaite, des relations entre variables différentes témoignant d'interactions de ces variables entre elles ou avec une même troisième.

Cette méthode a la puissance de l'ordinateur qui peut examiner très rapidement toutes les possibilités que des études fondamentales mettraient des années à envisager. Elle a, de l'ordinateur, le défaut d'irréflexion et le spécialiste est indispensable pour interpréter, découvrir ou rejeter les corrélations que la machine discerne.

L'étude des interactions se fera par conséquent par l'étroite collaboration de la réflexion fondamentale et du traitement automatique des données.

Un exemple d'application est donné à la section suivante.

4.- Exploitation des données par corrélations croisées

Dans le cadre des campagnes de mesures, une station fixe a été effectuée pendant 72 heures, du six au neuf décembre 1971, au point M6 de coordonnées $51^{\circ}28'25''$ N - $03^{\circ}09'15''$ E situé dans la zone d'influence de l'estuaire de l'Escaut.

Des prélèvements ayant été réalisés toutes les trois heures, on possède - du moins pour les valeurs en surface - de *bonnes* séries temporelles des variables reprises au tableau 1. Un traitement statistique a été entrepris pour déceler les corrélations qui les lient et établir le graphe des interactions possibles.

La méthode utilisée est celle des fonctions de corrélation croisée. Soient deux séries temporelles discrètes

$$X_i = X_i(t) \quad i = 1, 2$$

dont les moyennes sont

$$E[X_i(t)] = \mu_i .$$

Tableau 1

Liste des variables traitées

$X_1(t)$	concentration des nitrites en solution	$\mu\text{g N/l}$
$X_2(t)$	concentration des nitrates en solution	$\mu\text{g N/l}$
$X_3(t)$	concentration des phosphates en solution	$\mu\text{g P/l}$
$X_4(t)$	concentration des silices en solution	ppm
$X_5(t)$	concentration de chlorophylle A	mg/m^3
$X_6(t)$	concentration de phéopigments a	mg/m^3
$X_7(t)$	concentration de chlorophylle a	mg/m^3
$X_8(t)$	température de l'eau	$^{\circ}\text{C}$
$X_9(t)$	nombre de bactéries (germes totaux)	col/ml
$X_{10}(t)$	nombre de cnidaires	
$X_{11}(t)$	nombre de copépodes	
$X_{12}(t)$	nombre de chaetognathes	
$X_{13}(t)$	nombre de mysidacés	
$X_{14}(t)$	nombre de schistomopsis spiritus (espèce A)	
$X_{15}(t)$	nombre de schistomopsis kervillei (espèce B)	
$X_{16}(t)$	nombre de mesopodopsis slabberi (espèce C)	
$X_{17}(t)$	nombre de gastrosaccus sanctus (espèce D)	
$X_{18}(t)$	nombre de gastrosaccus spinifer (espèce E)	
$X_{19}(t)$	indice de diversité de X_{10} , X_{11} , X_{12} , X_{13}	
$X_{20}(t)$	indice de diversité de X_{14} , X_{15} , X_{16} , X_{17} , X_{18}	

Les variables X_{10} , X_{11} , ... , X_{18} sont en nombre d'individus rapportés à 2000 tours de flow-meter.

On calcule successivement :

- les fonctions d'autocovariance

$$(1) \quad \gamma_{ii}(u) = E\{[X_i(t) - \mu_i][X_i(t+u) - \mu_i]\} ,$$

- les fonctions de covariance croisée

$$(2) \quad \gamma_{ij}(u) = E\{[X_i(t) - \mu_i][X_j(t+u) - \mu_j]\} ,$$

- les fonctions de corrélation croisée

$$(3) \quad \rho_{ij}(u) = \frac{\gamma_{ij}(u)}{[\gamma_{ii}(0) \gamma_{jj}(0)]^{\frac{1}{2}}}$$

avec $|\rho_{ij}(u)| \leq 1$.

Si $\rho_{ij}(u)$ est nul pour tout u , les deux processus i et j sont complètement découplés; s'il est non nul pour u nul seulement, ils ne sont corrélés qu'en simultanéité. Si, pour un u donné, ρ_{ij} est non nul, le comportement de j à un instant t est lié à celui de i à l'instant $t - u$; si, de plus, il est supérieur à un ρ_{ij} de référence, fonction de u et du niveau de confiance choisi, cette liaison est statistiquement significative. Enfin ρ_{ij} peut être positif ou négatif suivant qu'il y a liaison *de pic à pic* ou *de pic à creux*.

Une amélioration a été apportée à cette méthode classique. En effet, si les deux séries (ou même l'une des deux) sont fortement autocorrélées, ces corrélations internes peuvent induire des corrélations croisées parasites. Lorsque ce cas s'est présenté, on a filtré les séries pour ne corrélérer entre eux que leurs reliquats désautocorrélés.

La méthode a été appliquée aux vingt variables disponibles. Les quatre cents résultats sont résumés au tableau 2. En suivant la $i^{\text{ème}}$ ligne du tableau, on lit immédiatement l'influence des j variables sur la $i^{\text{ème}}$: le signe plus ou moins indique celui de la corrélation, le chiffre avant le point, le retard d'influence (soit $u = k \Delta t$ avec $k = 1, 2, 3, \dots$ et $\Delta t = 3$ heures) et les chiffres après le point, le niveau de confiance au-dessus duquel la corrélation a été décelée.

Pour interpréter ce tableau, il faut se rappeler qu'une corrélation décelée entre deux processus signifie que le comportement de l'un à l'instant t présente des similitudes avec celui de l'autre à $t + u$ et malheureusement pas qu'il y a corrélation *de cause à effet* entre le premier et le second.

Par exemple, ils peuvent être soumis à l'influence *réelle* d'un même troisième. C'est probablement ce qui se passe dans le cas traité, où les variables sont influencées, en fait, par la marée responsable d'une émission d'eaux d'estuaire, chargées de nutriments et d'espèces planctoniques caractéristiques. En effet, sur les seize corrélations croisées avec décalage de douze heures, quatorze sont positives.

Tableau 2

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	-	+ 0.001	+ 0.02 + 4.02	-	+ 2.05	-	-	-	-	-
2	+ 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	+ 0.02	-	+ 4.02	-	-	-	-	-	-	- 0.01
4	- 2.01	- 2.05	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	- 1.02	+ 0.01 - 1.05	-	-	-	-
6	-	-	-	-	+ 0.01 - 1.05	-	- 0.02	-	-	-
7	-	-	-	-	-	- 0.02	-	-	-	-
8	- 1.05 - 4.02	-	- 1.05	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	- 2.01	-	-	-
10	-	-	- 0.01	-	-	-	-	+ 3.05	-	-
11	- 4.05	-	-	-	-	-	-	- 1.01	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	- 1.02	-	+ 4.05
13	- 3.05	-	-	-	-	-	-	+ 2.001	+ 4.05	-
14	-	-	-	-	-	-	-	+ 2.01	-	-
15	- 3.05	-	-	-	-	-	-	+ 2.01	+ 4.05	-
16	-	- 1.05	-	-	-	-	-	+ 3.001	+ 5.02	+ 0.05
17	-	- 1.05	+ 0.05	-	-	-	-	-	-	-
18	+ 0.05	+ 0.05	+ 0.01	-	-	+ 2.05	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-	+ 1.05	-	0.05
20	- 1.05	-	-	-	-	-	-	- 2.02	-	-

Tableau 2

11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
-	-	-	-	-	-	+ 1.05	+ 0.05	-	-	1
-	-	+ 3.05	-	+ 3.05	+ 2.05	+ 1.01	+ 0.05	-	-	2
-	-	-	-	-	-	+ 0.05	+ 0.01	-	-	3
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7
-	-	-	-	-	-	-	-	-	+ 2.05	8
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9
-	-	+ 1.05	-	+ 1.05	+ 0.05	-	-	+ 0.05	-	10
-	+ 0.001	+ 0.01	+ 1.001	+ 1.01	+ 3.05	+ 2.05	-	- 0.001	- 1.05 + 3.02	11
0.001 1.05	-	-	+ 5.05	-	+ 4.001	-	-	-	-	12
-	-	+ 4.02	+ 0.001	+ 0.001 + 4.02	-	-	+ 4.05	-	+ 0.01	13
-	-	+ 0.001 + 4.05	-	+ 0.001 + 4.05	-	+ 0.02	+ 0.05	-	- 0.05	14
-	-	+ 0.001 + 4.02	+ 0.001	+ 4.02	-	-	+ 4.05	-	- 0.01	15
-	-	+ 1.001	+ 1.01	+ 1.001	-	-	-	+ 2.05	-	16
-	-	-	+ 0.02	-	-	-	-	-	-	17
-	-	-	+ 0.05	-	-	+ 1.01	+ 1.01	-	-	18
0.001	-	-	- 1.02 - 2.05	-	-	- 2.01	-	-	-	19
-	-	+ 0.01	- 0.05	- 0.01	-	-	-	-	-	20

L'examen global du tableau 2 peut conduire aux remarques suivantes.

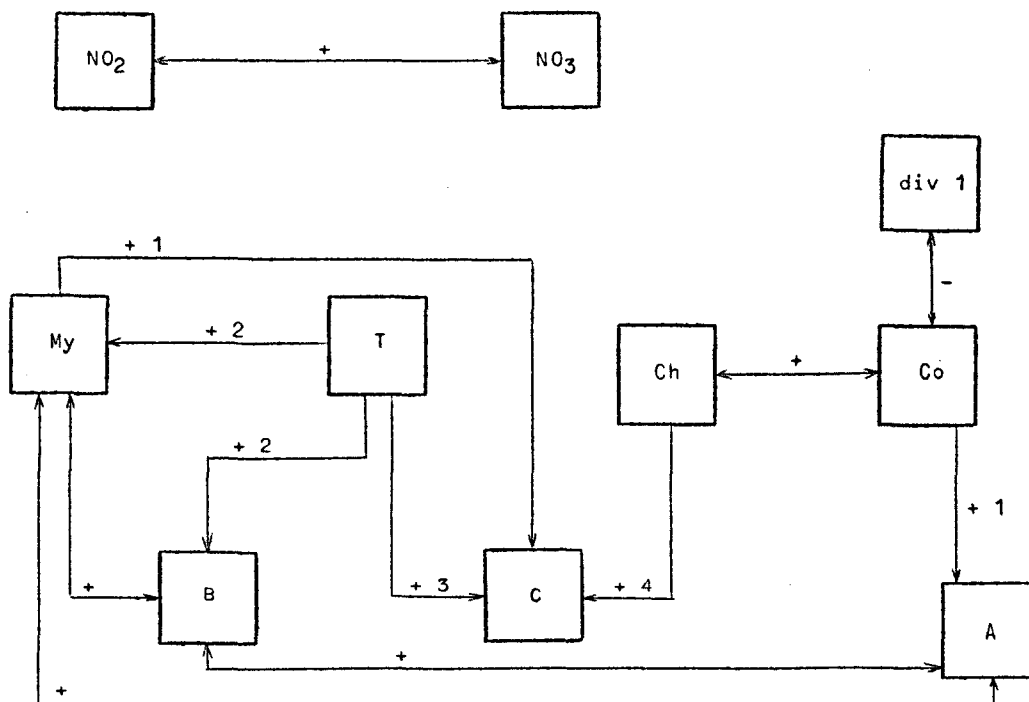
(i) La silice dissoute n'influence aucune autre variable; si cette propriété devait être confirmée aux autres points du modèle, on pourrait songer à l'utiliser en mer comme traceur aussi inerte et même plus sensible que la salinité.

(ii) Il est étonnant de constater que la température de l'eau influence si fortement les variables zooplanctoniques. L'évolution de la température joue-t-elle le rôle d'horloge pour mettre en évidence le cycle nyctéméral du plancton ou est-elle l'indice de cette légère différence de température entre l'eau de l'Escaut et celle de la mer ?

(iii) Il n'y a pratiquement aucune corrélation entre les trois valeurs des concentrations pigmentaires, mesures de la biomasse phytoplanctonique et les onze valeurs relatives au zooplancton. De fait, en période hivernale, les rapports à l'intérieur de ce biotope sont réduits au minimum.

Au niveau de confiance 10^{-3} , les corrélations suivantes sont mises en évidence (tableau 3).

Tableau 3
Corrélations au seuil 10^{-3}



(i) Corrélation (NO_2 , NO_3)

Dans une eau chargée de nutriments, il y a présence simultanée de nitrites et de nitrates.

(ii) Corrélations (My , A), (My , B), (My , C), (A, B)

Ces corrélations sont évidentes puisque les espèces A, B et C font partie du groupe des Mysidacés et qu'elles y sont prédominantes.

(iii) Corrélation (A, Co)

Cette corrélation avec décalage de trois heures est un indice de la succession de masses d'eau différentes : l'eau de l'estuaire dont l'espèce A des Mysidacés est l'indicateur privilégié est suivie par une eau du large caractérisée par les copépodes.

(iv) La présence des copépodes est liée à celle des chaetognathes et à une abondance de ces copépodes correspond une diminution de l'indice de diversité de l'ensemble (Co, Cn, Ch, My). Notons ici que cet indice semble être commandé par le groupe le plus nombreux et ne joue pas à cet égard son rôle de tampon.

(v) La corrélation (Ch, C) avec décalage de 12 heures ne trouve pas d'explication satisfaisante.

Au niveau de confiance 10^{-2} , on note *en plus* les corrélations suivantes (tableau 4).

(i) De nombreuses corrélations déjà signalées au niveau 10^{-3} sont confirmées. Ainsi les corrélations (My , Co), (My , B), (PO_4 , Cn) et (PO_4 , E) sont les indices du même phénomène qu'en [(iii), 10^{-3}] et (My , div 2), (B, div 2) qu'en [(iv), 10^{-3}].

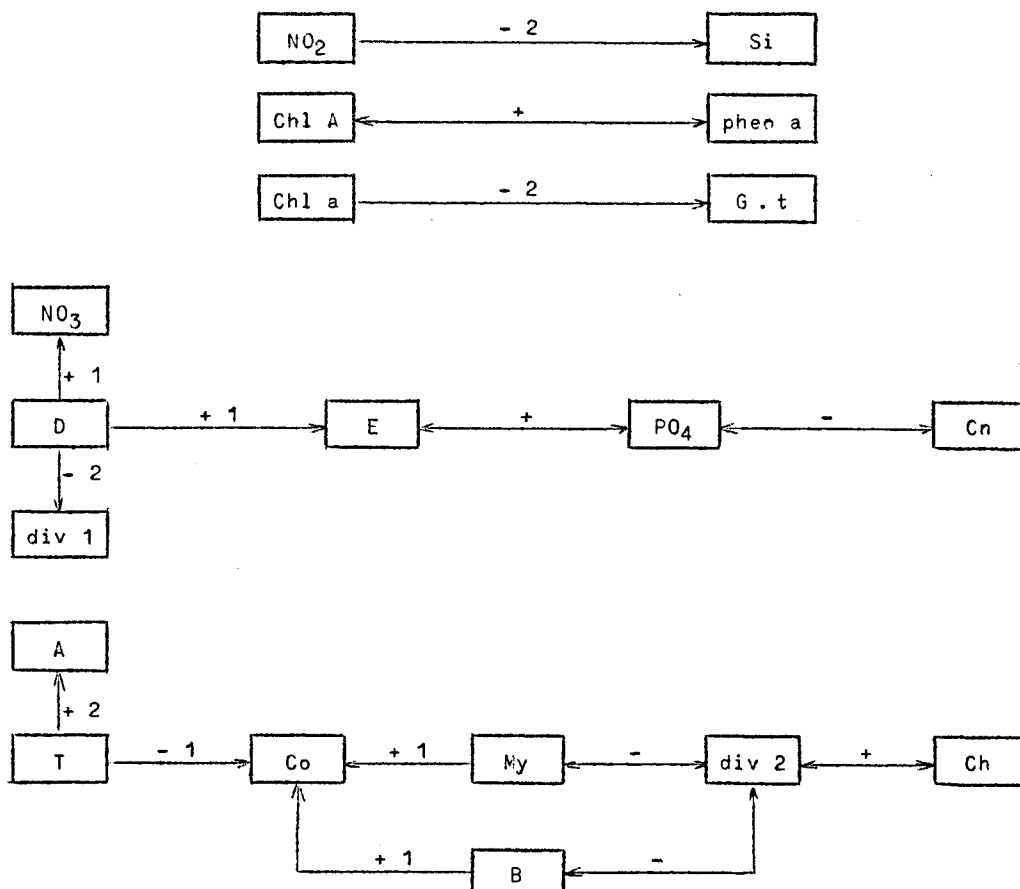
(ii) Corrélation (NO_2 , Si)

Cette corrélation négative, avec décalage de 6 heures, montre que les nitrites et les silices sont indicateurs d'eau d'estuaire. Si les seconds en avaient été une caractéristique aussi nette que les premiers, la corrélation aurait été positive et simultanée.

(iii) Corrélation (chl A, phéo a)

Cette corrélation est bien claire, puisque les deux variables sont des mesures de la même biomasse phytoplanctonique, la seconde étant cependant plus générale et englobant le phytoplancton photosynthétiquement inactif.

Tableau 4
Corrélations au seuil 10^{-2}



(iv) On n'a pas de justification immédiate pour les corrélations (chl a, G.t.), (D, NO₃) et (D, div 1).

En conclusion, étudié dans des conditions hivernales, l'écosystème test semble particulièrement inactif. L'évolution des variables et leurs interactions semblent commandées principalement par les marées, le mélange des eaux, la turbulence, c'est-à-dire par l'hydrodynamique.

L'analyse des corrélations croisées est une première étape dans l'établissement du modèle mathématique d'un écosystème. Les suivantes sont la précision des relations d'interactions entre variables d'état. Le passage d'une étape à l'autre est une démarche délicate qui ne pourra se réaliser qu'étayée d'une réflexion écologique approfondie.

Références

- EARBETTE (J.), (1971). Etude des variations dans les populations microbiennes au point 0006 du 6 décembre 1971 au 9 décembre 1971, *Technical Report/Point fixe : Bact. 01.*
- ELSKENS (I.) et JANSSEN (D.), (1971). Dosages phosphates, *Technical Report/Point fixe : Chim. 02.*
- ELSKENS (I.) et JANSSEN (D.), (1971). Dosages nitrate et nitrite, *Technical Report/Point fixe : Chim. 02.*
- ELSKENS (I.) et JANSSEN (D.), (1971). Dosages silice dissoute, *Technical Report/Point fixe : Chim. 03.*
- GOLDMAN (C.R.), GERLETTI (M.), JAVORNICKY (P.), MELCHIORI-SANTOLINI (U.) et DE AMEZAGA (E.), (1968). Primary Productivity, Bacteria, Phyto- and Zooplankton in Lake Maggiore : Correlations and Relationships with ecological factors, *Mem. Ist. Idrob.*, 23, 49-127.
- GRANGER (C.W.J.) et HATANAKA (M.), (1964). *Spectral Analysis of Economic Time Series*, Princeton University Press, Princeton.
- HECQ (J.H.) et HEYDEN (D.), (1971). Etude du Zooplancton de surface au point MO6 pendant 72 heures, *Technical Report/Point fixe : Biol. 01.*
- JAËGER (Ph.), (1972). *Modèle mathématique de l'estuaire de l'Escaut*, Programme National Belge sur l'Environnement Physique et Biologique, N19.
- JENKINS (G.M.) et WATTS (D.G.), (1968). *Spectral Analysis and its applications*, Holden-Day.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971a). *Ecosystemology applied to sea pollution*, Programme National Belge sur l'Environnement Physique et Biologique, N6.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971b). *Shear effect in the Southern Bight*, Programme National Belge sur l'Environnement Physique et Biologique, N 5, North Sea Conference, Aviemore,
- NIHOUL (J.C.J.), (1972a). *Hydrodynamical and biochemical state variables and evolution equations for the mathematical modelling of sea pollution in Proc. Liège Third Coll. on Ocean Hydrodynamics*, Liège, May 3-8, 1971.
- NIHOUL (J.C.J.), (1972b). *Mathematical Models in North Sea Science*, M.I.T. University Press.
- STEVAERT (J.) et VAN BEVEREN (Ch.), (1971). Etude des variations pigmentaires à la station MO6, *Technical Report/Point fixe : Biol. 02.*

Appendice : A statistical approach to ecosystems and the definition of a diversity index

Ecosystems are subject to the law of conservation of matter and are open systems with respect to energy; usually light energy. Materials must cycle throughout the ecosystem following the general laws of energy transformation. High quality chemical energy degrades to lower quality energy under the influence of catalysts which control the rates of the various processes. We want to review briefly the response of an ecosystem to different variations of materials in the environment, of the conditions affecting the rates of processes and of the transport of energy. Physiological adaptability allows individual organisms to cope with variable conditions affecting the use of energy.

Variations in the activity or size of individuals imply variations in energy transformations and in energy storage. Due to time lag, variations in the number of individuals in the various species cause oscillations in the size of populations; the regrowth of a population may lag behind the reappearance of the energy supply. The ecosystem self-organizes with compensating variations when a decrease in the abundance of some chemical energy may be accommodated by an increase in the abundance of others.

In general, an ecosystem self-organizes so as to reduce environmental variations (like Lenz's law in electricity).

A necessary condition for the stability of an ecosystem is the balance condition. An unbalanced system will vary until it becomes balanced; the ecosystem must periodically re-establish its own cycle structure in changing its distribution of materials. In certain conditions, the ecosystem can be highly nonlinear and an ecosystem can be very stable even with great fluctuations. Reduction in the oscillation of one species must be compensated by an increase in the fluctuations of some other species. The change in number arising from population oscillations will be reflected in corresponding change of energy.

However, this change of energy can be minimized if the organisms of these oscillating populations are simple and can follow the variable energy supply without too much time delay.

Another stabilizing mechanism in an ecosystem is the development of multifunctionality with resultant increase in the number of possible pathways of energy flow in the food chain. The efficiency of an ecosystem

increases with multifunctionality (parallel processing) and in these conditions the stability of all the system is better because the distribution of the flow of resources is made over a number of different lines.

1.- The food web

Consider the pathway of a food web. Let S_i be the i^{th} species and let F_i be the energy flow to the species S_i , per individual, the number of individuals of which is N_i .

We assume that the population of each species varies directly with the food energy available to that species; the amount of energy entering the community at the lowest trophic level does not vary with time (we take an average value of the energy over a sufficiently long time). Moreover, the energy retained by a species is assumed time independent.

Three macroscopic properties which appear frequently in the literature, the total number of individuals N , the total biomass B and the total energy flow F , are defined at equilibrium by

$$(1) \quad N = \sum_i N_i$$

$$(2) \quad B = \sum_i B_i N_i$$

$$(3) \quad F = \sum_i F_i N_i$$

2.- Diversity-stability of an ecosystem

It is of great interest to know how food webs might be designed so as to increase their stability and how stability based on these design features is related to the diversity of species in the ecosystem.

First, we want to examine the way in which species diversity can be calculated. Two methods are in general use. On one hand, when all the members of a collection can be identified and counted, the diversity of species may be given by Brillouin's formula :

$$(4) \quad H_B = \log \left[\frac{N!}{\prod_i (N_i!)} \right]$$

On the other hand, if P_i is the proportion of the i^{th} species in the population, i.e. $P_i = \frac{N_i}{N}$, the diversity can be written using the Shannon and Weaver formula :

$$(5) \quad H = - \sum_i P_i \log P_i$$

Second, the problem of stability and its relation to diversity has been discussed by a number of authors. In particular, Mac Arthur has proposed an index of stability I_S based on the fraction of energy reaching the top of the web along each distinct pathway; this is given by the quantity :

$$(6) \quad I_S = - \sum_k q_k \log q_k$$

where q_k is the fraction of total energy reaching the top of the web along each distinct pathway. Notice that I_S is highest when q_k is the reciprocal of the number of possible pathways and it may be the same for food webs involving fewer species with many connections as for those with many species with few connections.

Odum has suggested that stability increases with the amount of choice which the energy has in following the paths up through the food web.

3.- A new index of diversity-stability

We propose a new index of diversity-stability. At each species node, S_i , we define a quantity

$$(7) \quad T_i = \frac{(N_i + L_i)!}{(N_i!)(L_i!)}$$

where L_i is proportional to the number of links reaching the i^{th} species. A more precise definition of L_i will be given below. The diversity at each node is then written in the logarithmic form :

$$(8) \quad D_i = \log T_i$$

The function T_i depends upon two variables N_i and L_i ; its maximum is reached when $N_i = L_i$ and two minima are obtained when N_i or L_i goes to zero.

The total index of diversity-stability is given by

$$(9) \quad D = \sum_i \log T_i = \log \prod_i \frac{(N_i + L_i)!}{(N_i!)(L_i!)}$$

since the logarithm of a product is equal to the sum of the logarithms of the factors in the product.

We assume that the length of time that energy is retained by one species before being passed on to the next is time independent.

Our purpose is to calculate the most diversified distribution of N_i in maximizing D subject to the two constraints, fixed B and N (this last condition is not essential), or equations (2) and (1). The theory will also be made with the third constraint, fixed F or equation (3).

We want to account for the detailed interaction between stability at any one trophic level and the stability of the total trophic web. For example, Watt has held that stability at one particular trophic level (*e.g.* competitive stability among predators) may promote overall instability (*e.g.* an herbivore species escapes control). Paine has conjectured that although one particular trophic level may, in isolation, be unstable due to competition, the effects of other levels (*e.g.* predation) can lead to a total ecosystem that is stable.

So, we have chosen an index of diversity-stability which is large at a node of the pathway, when $N_i \sim L_i$ in order to see if the maximum diversity D , *i.e.* a total stable system, can co-exist with unstable subsystems, *e.g.* some parts of the ecosystem with $N_i \gg L_i$ and others with $N_i \ll L_i$.

Equation (9) may be written :

$$(10) \quad D = \sum_i [\log (N_i + L_i)! - \log N_i! - \log L_i!] .$$

In using Stirling's formula to eliminate the factorials :

$$(11) \quad \log N! \approx N \log N - N$$

we obtain :

$$(12) \quad D = \sum_i [(N_i + L_i) \log (N_i + L_i) - N_i \log N_i - L_i \log L_i] .$$

This new index takes into account three terms : (i) the first term is the diversity of the number of individuals of each species and of links reaching each species, (ii) the second and third terms are the diversity of species and the diversity of links respectively.

The second term corresponds to the formulae of Brillouin and Shannon-Weaver [equations (4) and (5)] : diversity increases with the number of species. The third term corresponds to the diversity of the number of links of species and is in agreement with the stability discussed by Mac Arthur and Odum : stability increases with the number of links.

This index of diversity can be interpreted as a measure of the interaction between the number of individuals of each species and the number of links reaching each species.

4.- The most diversified ecosystem

To find the most diversified ecosystem, subject to only two constraints (N and B), the maximum of D , we differentiate equation (11) with respect to N_i and set δD equal to zero. Since all the L_i 's are constant, it follows that :

$$(13) \quad \delta D = \sum_i \left[\log \frac{N_i + L_i}{N_i} \right] \delta N_i = 0 \quad .$$

For a fixed N :

$$(14) \quad \delta N = \sum_i \delta N_i = 0 \quad .$$

Furthermore, for a given biomass in the ecosystem,

$$(15) \quad \delta B = \sum_i B_i \delta N_i = 0 \quad .$$

The most diversified ecosystem is given by equation (13) subject to the two constraints, constant N and B , that is equations (14) and (15). Consequently, the expression giving the maximum of D can be found by the method of Lagrange multipliers. Let us multiply equation (14) by some arbitrary value $\frac{1}{N_0}$ and equation (15) by some other constant $\frac{1}{B_0}$. Subtracting (for convenience) these results from equation (13), we obtain :

$$(16) \quad \delta D - \frac{\delta N}{N_0} - \frac{\delta B}{B_0} = 0$$

or

$$(17) \quad \sum_i \left[\log \frac{N_i + L_i}{N_i} - \frac{1}{N_0} - \frac{B_i}{B_0} \right] \delta N_i = 0 .$$

Two of the N_i 's are not independent, but their coefficients can be made identically zero by the proper choice of the multipliers $\frac{1}{N_0}$ and $\frac{1}{B_0}$. Since all the remaining δN_i 's are arbitrary, the coefficient of each must be zero in order that equation (17) be satisfied. Therefore,

$$(18) \quad \log \frac{N_i + L_i}{N_i} - \frac{1}{N_0} - \frac{B_i}{B_0} = 0$$

for all values of i , or

$$(19) \quad N_i = L_i \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \left[\exp \left(\frac{1}{N_0} \right) - \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \right]^{-1}$$

For the most diversified ecosystem, we find that the diversity is :

$$(20) \quad D_{\max} = - \sum_i L_i \log \left[1 - \exp \left(-\frac{1}{N_0} \right) \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \right] + \frac{N}{N_0} + \frac{B}{B_0}$$

in substituting equation (19) into equation (12).

Moreover, two important relations are the following :

$$(21) \quad \left[\frac{\partial D_{\max}}{\partial N} \right]_B = \frac{1}{N_0}$$

and

$$(22) \quad \left[\frac{\partial D_{\max}}{\partial B} \right]_N = \frac{1}{B_0} .$$

5.- Fluctuations in ecosystems

From the general formula for diversity we deduce :

$$(23) \quad \frac{\partial D}{\partial N_i} = \log (L_i + N_i) - \log N_i$$

$$(24) \quad \frac{\partial^2 D}{\partial N_i^2} = - \frac{L_i}{N_i (L_i + N_i)}$$

The second derivative of D is negative; the distribution D_{\max} obtained by equating to zero the first variation is thus seen to be a maximum of D .

Equations (23) and (24) show that the diversity is independent of the number of individuals in a species if there is no link between this i^{th} species and the others. Then L_i can be interpreted as a parameter representing the degree of interaction of one species with the whole system. The fluctuations of species will depend strongly on the value of L_i .

The mean square of the number of individuals in the i^{th} species is obtained in the following way. In the neighbourhood of the most diversified distribution (*i.e.* D_{\max}), the first variation of D_{\max} being null for all variations of the numbers N_i which do not modify N and B , we have to second order :

$$(25) \quad D = D_{\max} + \frac{1}{2} \sum_i \left(\frac{\partial^2 D}{\partial N_i^2} \right) \delta N_i^2$$

because D is a sum of terms depending each on only one variable N_i . From this expression and from the expression for the second derivative of D_{\max} we obtain easily

$$(26) \quad T = T_{\max} \exp \left[-\frac{1}{2} \sum_i \frac{\frac{\delta N_i^2}{N_i^2}}{\frac{1}{N_i} + \frac{1}{L_i}} \right]$$

in defining T by $D = \log T$.

Since the variations δN_i are independent, we have, for the mean square of the fluctuation of N_i from its mean value $\overline{N_i}$,

$$(27) \quad \frac{\overline{\delta N_i^2}}{\overline{N_i}^2} = \frac{1}{\overline{N_i}} + \frac{1}{L_i}.$$

The mean population of a species depends strongly on the mean quantity of energy flow F_i , variations in which can be very important. The stability of the population of a species depends strongly on the variation in received energy flow $\overline{\delta F_i^2}$. Moreover, this quantity $\overline{\delta F_i^2}$ will be small when the number of links reaching this species is large.

If $\overline{N_i}$ is large, equation (27) becomes

$$(28) \quad \frac{\overline{\delta N_i^2}}{\overline{N_i^2}} \sim \frac{1}{L_i} .$$

If we assume that the relative mean square deviation of the number of individuals in the i^{th} species is proportional to the relative mean square deviation of energy flow, we obtain :

$$(29) \quad \frac{\overline{\delta N_i^2}}{\overline{N_i^2}} \sim \frac{\overline{\delta F_i^2}}{\overline{F_i^2}} .$$

From equations (28) and (29), we obtain a practical measure of the coefficient L_i :

$$(30) \quad L_i \sim \frac{\overline{F_i^2}}{\overline{\delta F_i^2}} .$$

6.- A more complete description of ecosystems

In the precedent section we didnot take into account the energy flow F at equilibrium. In differentiating equation (4) with respect to N_i and with δF equal to zero, it follows that

$$(31) \quad \delta F = \sum_i F_i \delta N_i = 0$$

The neglected term, $\sum_i N_i \delta F_i$, is taken into account by the parameter

$$L_i \sim \frac{\overline{F_i^2}}{\overline{\delta F_i^2}} .$$

With this new contribution, equation (16) becomes

$$(32) \quad \delta D - \frac{\delta N}{N_0} - \frac{\delta B}{B_0} + \frac{\delta F}{F_0} = 0$$

where $\frac{1}{F_0}$ is a new Lagrange multiplier.

Equation (18) is written :

$$(33) \quad \log \frac{N_i + L_i}{N_i} - \frac{1}{N_0} - \frac{B_i}{B_0} + \frac{F_i}{F_0} = 0$$

for all values of i , or

$$(34) \quad N_i = L_i \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right) \left[\exp \left(\frac{1}{N_0} \right) \exp \left(\frac{B_i}{B_0} \right) - \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right) \right]^{-1}.$$

One more relation, like equations (21) and (22), is then obtained :

$$(35) \quad \left[\frac{\partial D_{\max}}{\partial F} \right]_{N,B} = \frac{1}{F_0}.$$

When the number of links in an ecosystem is very large ($L_i \gg N_i$), equation (12) may be written :

$$(36) \quad D \sim \sum_i \left[N_i \log \frac{L_i}{N_i} + N_i \right]$$

and we get

$$(37) \quad N_i \sim L_i \exp \left(-\frac{1}{N_0} \right) \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right)$$

If we define

$$(38) \quad N_{i1} = L_i \exp \left(-\frac{1}{N_0} \right),$$

equation (37) is written :

$$(39) \quad N_i = N_{i1} \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right).$$

So, for an ecosystem composed of species with many links between them, the distribution of individuals is given by equation (39).

Equation (39) shows that the number of individuals increases with the quantity of energy flow received, F_i , and decreases with the biomass, B_i .

Finally, it will be noted that use of the Brillouin formula [equation (4)] leads to the same result [equation (39)] when N_{i1} is a constant (independent of i). Indeed, taking the first variation of H_B :

$$(40) \quad \delta H_B = \sum_i \log N_i \delta N_i = 0$$

and, using the Lagrange multipliers,

$$(41) \quad \delta H_B - \frac{\delta N}{N_2} - \frac{\delta B}{B_0} + \frac{\delta F}{F_0} = 0$$

we obtain

$$(42) \quad N_i = N_1 \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right)$$

with

$$(43) \quad N_1 = \exp \left(-\frac{1}{N_2} \right) .$$

7.- Conclusion

In our description of ecosystems, from three macroscopic properties defined at equilibrium, *i.e.* the total number of individuals N , the total biomass B and the total energy flow F , we get a statistics of the distribution of individuals in species in maximizing the diversity subject to the three constraints N , B and F .

On one hand, for species which received energy flow with large variations, the following formula would represent a rather good description

$$(42) \quad N_i = N_{i1} \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right) [1 - \exp \left(-\frac{1}{N_0} \right) \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right)]^{-1}$$

On the other hand, for species which receive stable energy flow, *i.e.* without variations, or for species with great multifunctionality, this description would be more appropriate :

$$(43) \quad N_i \sim N_{i1} \exp \left(-\frac{B_i}{B_0} \right) \exp \left(\frac{F_i}{F_0} \right)$$

References

- BRILLOUIN (L.), (1960). *Science and Information Theory*, 2nd ed., Academic Press, New York.
- Mc ARTHUR (R.), (1955). *Ecology*, 36, 533.
- MARGALEF (R.), (1958). *General Systems*, 3, 36.
- ODUM (E.P.), (1953). *Fundamentals of Ecology*, Saunders, Philadelphia.
- PAINE (R.T.), (1966). *Am. Nat.*, 100, 65.
- PIELOU (E.C.), (1966). *J. Theoret. Biol.*, 13, 131-144.
- SHANNON (C.E.) and WEAVER (W.), (1963). *The Mathematical Theory of Communication*, Univ. of Illinois Press, Urbana.

Chapitre II

Modèles hydrodynamiques

par

François C. RONDAY

Y. RUNFOLLA

Y. ADAM

A.- CIRCULATION DUE A LA MAREE EN MER DU NORD

1.- Introduction

Dans le présent travail, nous établirons un modèle mathématique de marée afin d'en déterminer les courants qui sont les principaux responsables de la diffusion des polluants. Les nombreuses informations côtières sont indispensables pour tester la précision du modèle; nous nous sommes basés sur les constantes harmoniques fournies par le Bureau Hydrographique International de Monaco.

Comme le but que nous nous sommes assignés est de construire un modèle de marée et non de retrouver toutes les caractéristiques de toutes les marées partielles, nous nous sommes bornés à étudier la marée partielle la plus importante qui est du type semi-diurne car le *Form - Zahl* facteur, introduit par Defant (1961), est partout inférieur à 0,25 excepté en deux points : Lowestoft (0,34) et Fair Isle (0,28). Le pourcentage de la marée M_2 dans l'élévation à vive eau est le suivant :

- pour le nord de la mer du Nord (76 ± 7) %
- pour le *Southern Bight* (78 ± 4) % .

Ainsi l'étude de la seule marée partielle M_2 nous donnera des renseignements très utiles sur les phénomènes associés à la marée réelle existant en mer du Nord.

2.- Formulation mathématique

En introduisant la notion de transport

$$(2) \quad V_1 = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_1} dx_3, \quad V_2 = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_2} dx_3,$$

les équations de conservation de la masse et du moment donnent, dans le cas où l'on suppose l'équilibre quasi statique, l'homogénéité du fluide et la viscosité turbulente constante [Nihoul (1972)] :

$$(3) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial V_1}{\partial x_1} + \frac{\partial V_2}{\partial x_2} = 0$$

$$(4) \quad \frac{\partial V_1}{\partial t} - fV_2 - A_h \Delta V_1 + \frac{k}{H^2} V_1 \sqrt{V_1^2 + V_2^2} + gH \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} + \lambda \frac{V_1}{H} \frac{\partial V_1}{\partial x_1} + \lambda \frac{V_2}{H} \frac{\partial V_1}{\partial x_2} = \tau_1 + H X_1$$

$$(5) \quad \frac{\partial V_2}{\partial t} + fV_1 - A_h \Delta V_2 + \frac{k}{H^2} V_2 \sqrt{V_1^2 + V_2^2} + gH \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} + \lambda \frac{V_1}{H} \frac{\partial V_2}{\partial x_1} + \lambda \frac{V_2}{H} \frac{\partial V_2}{\partial x_2} = \tau_2 + H X_2$$

où x_1, x_2 sont les coordonnées spatiales; t la coordonnée temporelle; V_1, V_2 les deux composantes du transport fluide; ζ l'élévation du niveau de la surface de la mer par rapport à sa position d'équilibre h ; $H = h + \zeta$ la profondeur instantanée; X_1 et X_2 les composantes des forces extérieures; τ_1 et τ_2 les composantes de la contrainte du vent sur la surface; f le paramètre de Coriolis; k le coefficient de friction sur le fond; g la gravité de la terre; A_h le coefficient de viscosité turbulente et λ un coefficient qui tient compte du profil vertical du courant.

Defant (1961) a montré que la marée astronomique est de loin beaucoup plus faible que celle externe pour les mers côtières et les golfes. Dans ces conditions, nous pouvons supposer

$$X_1 \sim 0 \text{ m/s}^2$$

$$X_2 \sim 0 \text{ m/s}^2$$

sans trop restreindre la généralité du modèle. Le travail développé par les forces extérieures provient donc principalement de l'onde de marée atlantique qui engendre aux ouvertures de la mer du Nord des ondes progressives.

Nous prendrons un coefficient de profil vertical du courant ($\lambda = 1$) comme Kreiss (1957) et Brettschneider (1967) l'ont suggéré. Le terme de viscosité turbulente A_h lisse le champ de vitesse et on pourrait montrer que sa présence est indispensable pour obtenir un schéma numérique non divergent. Les observations de Bowden (1966) ont donné pour A_h un ordre de grandeur de $10^2 \text{ m}^2/\text{s}$; en introduisant cette valeur dans notre modèle, il a été impossible de reproduire avec succès les lignes cotidales et d'égale amplitude. Nous avons dû, comme Brettschneider, choisir une valeur beaucoup plus grande $A_h \sim 10^4 \text{ m}^2/\text{s}$. Ce terme ne représente plus la viscosité turbulente réelle mais bien un coefficient de lissage rendu nécessaire pour reproduire correctement la marée.

Le schéma de discrétisation de Lax et Wendroff (1960) a été choisi car une étude critique de Fischer (1965) a montré qu'il conduisait aux meilleurs résultats (voir *A survey of finite-difference approximations to the primitive equations*). Les figures 1, 2 et 3 nous montrent les procédures de calcul.

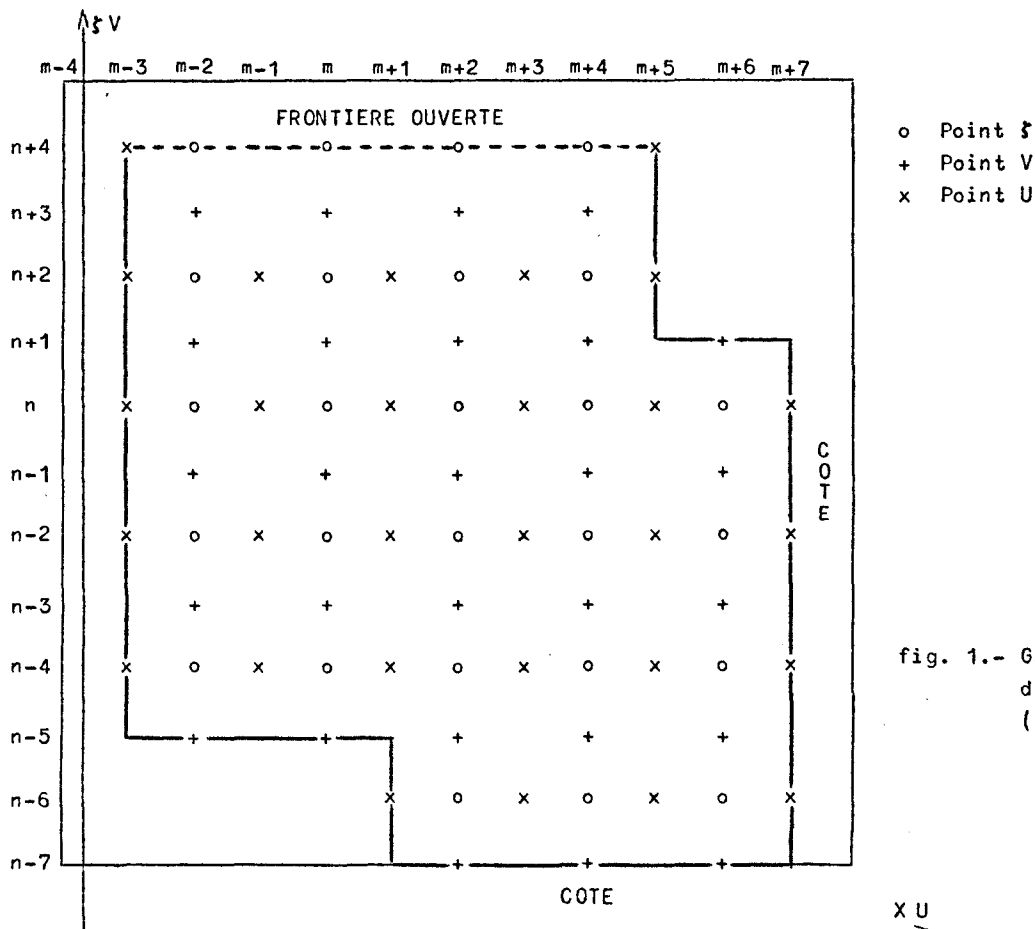


fig. 1.- Grille spatiale de Lax-Wendroff (1960).

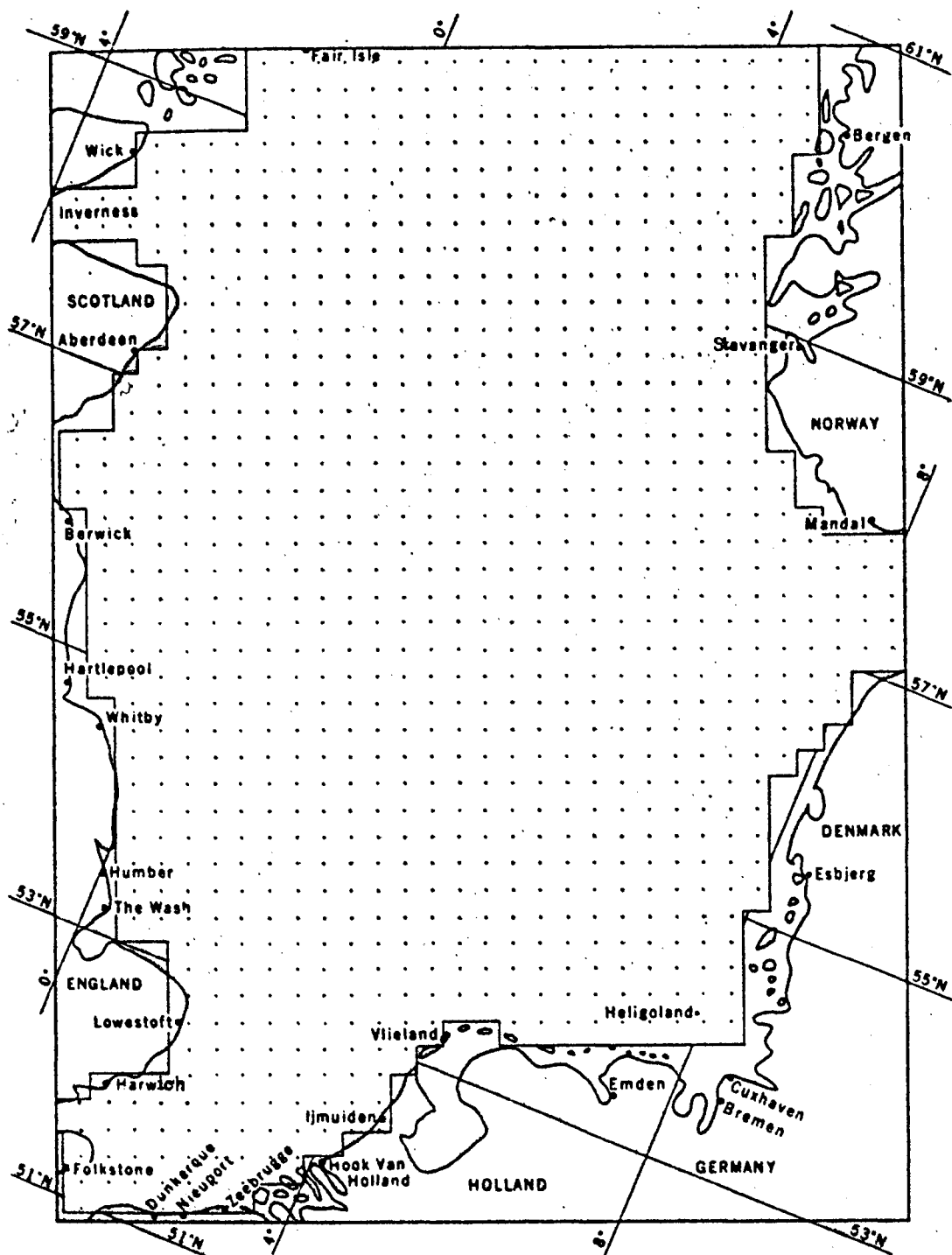


fig. 2.- Grille numérique utilisée pour l'étude de la circulation due à la marée.

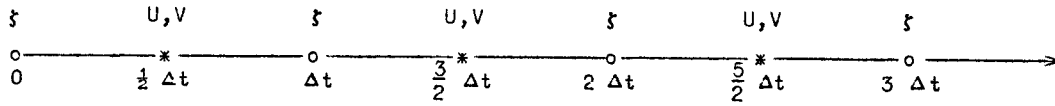


fig. 3.- Procédure de calcul

Les termes de viscosité turbulente, de friction sur le fond et d'advection sont calculés au temps précédent pour éviter les divergences numériques. Dans ces conditions, aux équations différentielles partielles (3), (4) et (5) correspondra le système d'équations simultanées suivant :

$$(6) \quad Z_{2i,2j}^{(n)} = Z_{2i,2j}^{(n-2)} - \frac{\Delta t}{\Delta s} \{ U_{2i+1,2j}^{(n-1)} + U_{2i,2j+1}^{(n-1)} - U_{2i-1,2j}^{(n-1)} - U_{2i,2j-1}^{(n-1)} \}$$

$$(7) \quad U_{2i+1,2j}^{(n+1)} = U_{2i+1,2j}^{(n-1)} - 2 \Delta t \left\{ U_{2i+1,2j}^{(n-1)} \frac{U_{2i+3,2j}^{(n-1)} - U_{2i-1,2j}^{(n-1)}}{4 \Delta s \tilde{H}_U^{(n)}{}_{2i+1,2j}} \right. \\ + \tilde{U}_{2i+1,2j}^{(n-1)} \frac{U_{2i+1,2j+2}^{(n-1)} - U_{2i+1,2j-2}^{(n-1)}}{4 \Delta s \tilde{H}_U^{(n)}{}_{2i+1,2j}} \\ + g \tilde{H}_U^{(n)}{}_{2i+1,2j} \frac{Z_{2i+2,2j}^{(n)} - Z_{2i,2j}^{(n)}}{2 \Delta s} \\ - f \tilde{U}_{2i+1,2j}^{(n-1)} + k U_{2i+1,2j}^{(n-1)} \frac{\sqrt{[U_{2i+1,2j}^{(n-1)}]^2 + [\tilde{U}_{2i+1,2j}^{(n-1)}]^2}}{[\tilde{H}_U^{(n)}{}_{2i+1,2j}]^2} \\ \left. - \frac{A_h}{4(\Delta s)^2} [U_{2i+3,2j}^{(n-1)} + U_{2i-1,2j}^{(n-1)} + U_{2i+1,2j+2}^{(n-1)} + U_{2i+1,2j-2}^{(n-1)} - 4 U_{2i+1,2j}^{(n-1)}] \right\}$$

$$\begin{aligned}
 (8) \quad U_{2i,2j+1}^{(n+1)} = U_{2i,2j+1}^{(n-1)} - 2 \Delta t \left\{ \tilde{U}_{2i,2j+1}^{(n-1)} \frac{U_{2i+2,2j+1}^{(n-1)} - U_{2i-2,2j+1}^{(n-1)}}{4 \Delta s \tilde{H}_V^{(n)}{}_{2i,2j+1}} \right. \\
 + U_{2i,2j+1}^{(n-1)} \frac{U_{2i,2j+3}^{(n-1)} - U_{2i,2j-1}^{(n-1)}}{4 \Delta s \tilde{H}_V^{(n)}{}_{2i,2j+1}} \\
 + g \tilde{H}_V^{(n)}{}_{2i,2j+1} \frac{Z_{2i,2j+2}^{(n)} - Z_{2i,2j}^{(n)}}{2 \Delta s} \\
 + f \tilde{U}_{2i,2j+1}^{(n-1)} + k U_{2i,2j+1}^{(n-1)} \frac{\sqrt{[\tilde{U}_{2i,2j+1}^{(n-1)}]^2 + [U_{2i,2j+1}^{(n-1)}]^2}}{[\tilde{H}_V^{(n)}{}_{2i,2j+1}]^2} \\
 \left. - \frac{A_h}{4(\Delta s)^2} [U_{2i+2,2j+1}^{(n-1)} + U_{2i-2,2j+1}^{(n-1)} + U_{2i,2j+3}^{(n-1)} \right. \\
 \left. + U_{2i,2j-1}^{(n-1)} - 4 U_{2i,2j+1}^{(n-1)}] \right\}
 \end{aligned}$$

où

$$\begin{aligned}
 \tilde{H}_U^{(n)}{}_{2i+1,2j} &= H_{2i+1,2j} + \frac{1}{2} \{Z_{2i+2,2j}^{(n)} + Z_{2i,2j}^{(n)}\} \\
 \tilde{H}_V^{(n)}{}_{2i,2j+1} &= H_{2i,2j+1} + \frac{1}{2} \{Z_{2i,2j+2}^{(n)} + Z_{2i,2j}^{(n)}\} \\
 \tilde{U}_{2i+1,2j}^{(n-1)} &= \frac{1}{4} \{U_{2i+2,2j+1}^{(n-1)} + U_{2i+2,2j-1}^{(n-1)} + U_{2i,2j+1}^{(n-1)} + U_{2i,2j-1}^{(n-1)}\} \\
 \tilde{U}_{2i,2j+1}^{(n-1)} &= \frac{1}{4} \{U_{2i+1,2j+2}^{(n-1)} + U_{2i+1,2j}^{(n-1)} + U_{2i-1,2j+2}^{(n-1)} + U_{2i-1,2j}^{(n-1)}\}
 \end{aligned}$$

Fischer (1959, 1965), Kasahara (1965), Harris et Jelesnianski (1965) ont étudié le problème de la stabilité numérique du système d'équations (3), (4) et (5) et ont montré qu'on pouvait estimer le pas temporel par la relation de Courant-Friedrich :

$$(10) \quad 2 \Delta t < \frac{2 \Delta s}{\sqrt{2} gh_{\max}}$$

La profondeur en mer du Nord est partout inférieure ou égale à 500 mètres et le pas spatial choisi vaut 21.700 mètres; le critère de Courant-Friedrich donne en introduisant ces valeurs dans la relation (10) :

$$(11) \quad 2 \Delta t < 217 \text{ s} .$$

On pourrait certes utiliser d'autres formules donnant le pas temporel maximal qui feraient intervenir la rotation de la terre, la friction sur le fond et la viscosité turbulente mais l'influence de ces termes sur le choix du pas temporel maximal est faible. La forme irrégulière du fond est source d'instabilités imprévisibles lorsque les gradients de profondeur sont importants (cas de la mer du Nord); nous avons été obligés pour cette raison de réduire le pas temporel donné par la relation (11) et avons choisi, pour des raisons pratiques, un pas temporel correspondant à $1/360$ de la période de la marée M_2 :

$$2 \Delta t = \frac{T_{M_2}}{360} = 124,3 \text{ s} .$$

Le système ne montre aucun signe d'instabilités avec cette valeur, ce qui prouve que le choix du pas est adéquat.

Le système d'équations différentielles partielles doit satisfaire à des conditions initiales et aux frontières.

Conditions initiales

Le système d'équations différentielles partielles est du type hyperbolique car il admet des multiplicités caractéristiques réelles. Sur des exemples simples, on vérifie en s'appuyant sur les propriétés des systèmes hyperboliques que le régime oscillatoire établi est pratiquement indépendant des conditions initiales. Nous pouvons donc supposer les deux composantes du transport et l'élévation de la surface nulles à tous les noeuds de la grille à l'instant initial.

Conditions aux frontières

i) le long des côtes

Le flux de fluide normal à une côte est partout et à tout instant nul :

$$\frac{\partial V}{\partial n} = 0$$

ii) le long des frontières ouvertes

L'élévation de la surface de la mer est donnée par la relation :

$$H = A \cos (\sigma t_{Gr} + p\lambda - \kappa)$$

où t_{Gr} est le temps de Greenwich, $p = 2$ car la marée est semi-diurne et où λ est la longitude géographique positive vers l'est.

Ne connaissant les constantes harmoniques de marée que le long des côtes, une interpolation linéaire a permis de calculer l'élévation de la surface aux points frontières situés en pleine mer. Les constantes harmoniques de la marée M_2 sont les suivantes :

	Amplitude A (cm)	Phase κ_{Gr} (degrés)
Pas-de-Calais côté nord (4,4) côté sud (4,2)	245 270	330 325
à la frontière nord côté est (24,86) côté ouest (58,86)	63,2 43,9	306 241
à la frontière baltique côté nord (64,50) côté sud (64,42)	8,3 10,8	80 95

avec $\kappa_{Gr} = - (p\lambda - \kappa)$.

3.- Discussion des résultats

Le but de ce travail est de déterminer les courants de marée de la manière la plus précise que possible. Les observations côtières (amplitude et phase de l'élévation de la mer) permettent de vérifier la qualité du modèle.

3.1.- Influence du nombre d'itérations sur l'amplitude de la marée calculée (fig. 4)

La figure 4 montre l'influence du nombre d'itérations sur l'élévation de la surface à deux points choisis l'un près, l'autre éloigné des forces excitatrices. On remarque donc que le système est en régime après trois périodes de marée, c'est-à-dire 1.080 itérations soit 37,29 heures, même

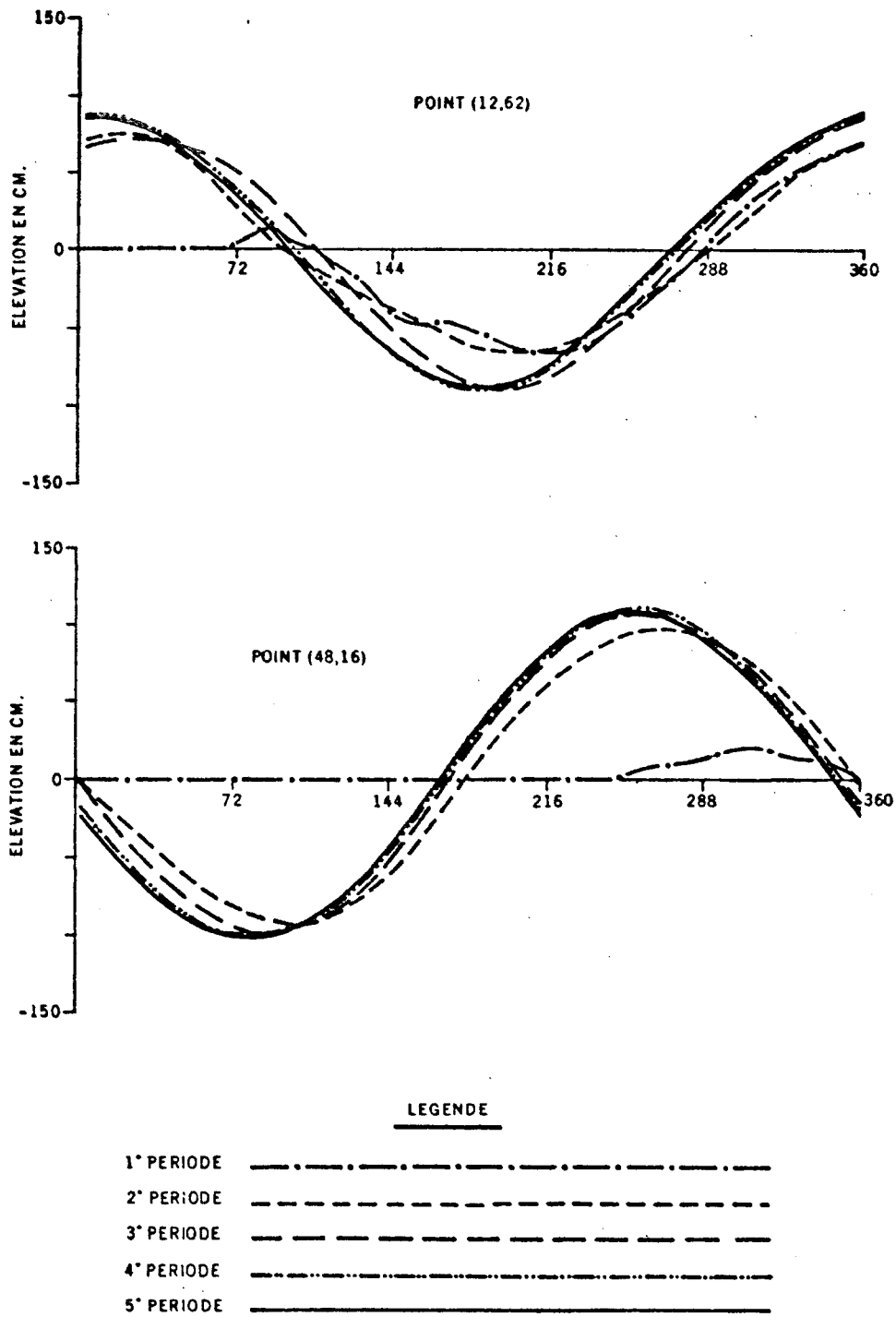


fig. 4.- Influence du nombre d'itérations sur l'élévation de la surface de la mer.

pour des points éloignés des forces excitatrices et situés dans des eaux peu profondes. Ce fait est une justification de notre hypothèse de départ portant sur l'insensibilité des systèmes hyperboliques, soumis à des oscillations forcées, à la forme particulière donnée aux conditions initiales.

Conclusions

Le modèle est donc en régime après trois périodes ce qui nous autorisera, dans nos prochains travaux, à limiter le nombre d'itérations à 1.440 .

3.2.- Comparaison des résultats fournis par les méthodes expérimentales et numériques (fig. 5 et 6, tableau 1)

Afin de tester la qualité de notre modèle, nous comparerons les marées observées et calculées à différentes stations marégraphiques côtières. Nous nous sommes basés, dans toute cette discussion, sur les informations fournies par le Bureau Hydrographique International de Monaco. Quelques détails doivent être donnés sur la méthode utilisée pour calculer l'amplitude et la phase de la marée aux ports et endroits non situés aux noeuds du modèle. Nous nous sommes servis de l'interpolation linéaire, à défaut de mieux, pour calculer l'élévation du niveau de la mer à la côte. Lorsqu'un port se situe au fond d'un chenal, comme Bergen et Bremen par exemple, l'élévation de la surface sera supposée égale à celle que l'on observerait à la côte si le chenal était fermé. Pour la phase, nous avons agi différemment : l'interpolation linéaire sera toujours de rigueur pour les ports situés le long des côtes alors que pour ceux situés au fond d'un chenal, nous avons estimé le retard de phase en supposant que l'onde de marée progresse à la vitesse $0,8 \sqrt{gh}$ pour tenir compte de la friction sur le fond.

Les figures 5 et 6 et le tableau 1, donnant les corrélations entre les résultats observés et calculés tant pour l'amplitude que la phase de la marée partielle M_2 , montrent que certains points s'éloignent de la droite idéale à 45° ; ils correspondent aux régions situées le long des côtes est de l'Angleterre et du Danemark caractérisées par de très basses profondeurs et de nombreux bancs de sable. En raison de ces hauts fonds

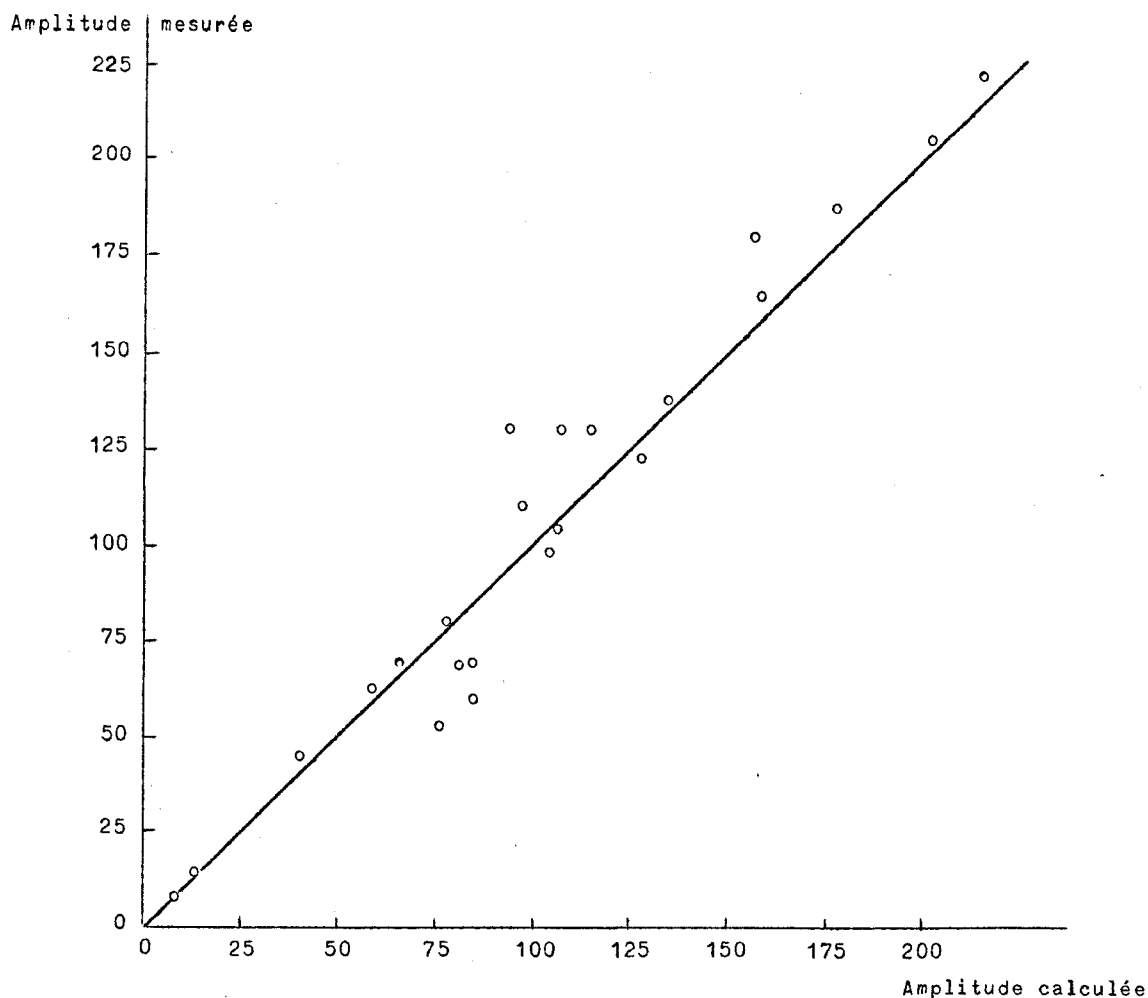


fig. 5.- Corrélation entre l'amplitude calculée et observée de la marée M_2 .

qui sont responsables de divergences numériques, nous avons été obligés de les réduire en nous servant d'un artifice : le lissage des profondeurs. Il permet d'éliminer les divergences mais il est la cause de nombreux problèmes :

- i) réduction de l'amplitude de la marée et de ses composantes non linéaires,
- ii) diminution de la phase de la marée; donc augmentation de la vitesse de l'onde (on développera cette question dans le paragraphe 3.6 de la discussion des résultats).

Tableau 1

	Latitude	Longitude	Amplitude A (cm)		Phase χ_{Gr} (degrés)	
			Observée	Calculée	Observée	Calculée
Dunkerque	51°03'N	2°22'E	206	203	352	348
Nieuport	51°09'N	2°44'E	188	178	0	0
Oostende	51°14'N	2°55'E	180	157	5	6
Zeebrugge	51°21'N	3°12'E	169	158	15	14
Hoek van Holland	51°59'N	4°07'E	80	78	64	66
Ijmuiden	52°28'N	4°35'E	68	82	106	108
Den Helder	52°58'N	4°45'E	53	74	159	164
Vlieland	53°16'N	5°03'E	69	84	226	188
Emden	53°21'N	7°12'E	131	107	339	331
Cuxhaven	53°52'N	8°43'E	123	128	341	340
Helgoland	54°11'N	7°53'E	99	105	316	270
Esbjerg	55°29'N	8°27'E	60	85	39	330
Mandal	58°00'N	7°34'E	8,3	8,3	94	78
Stavanger	58°59'N	5°44'E	15	15	271	270
Bergen	60°24'N	5°18'E	44	37	287	275
Fair Isle	59°33'N	1°38'O	63	61	304	306
Wick	58°26'N	3°05'O	111	98	320	314
Invergordon	57°41'N	4°10'O	138	134	336	346
Aberdeen	57°09'N	2°05'O	131	98	25	6
Berwick	55°46'N	2°00'O	161	110	61	42
Whitby	54°29'N	0°37'O	165	135	103	95
Lowestoft	52°29'N	1°46'E	70	67	259	220
Harwich	51°57'N	1°17'E	130	110	326	336
Dover	51°07'N	1°19'E	223	215	330	336

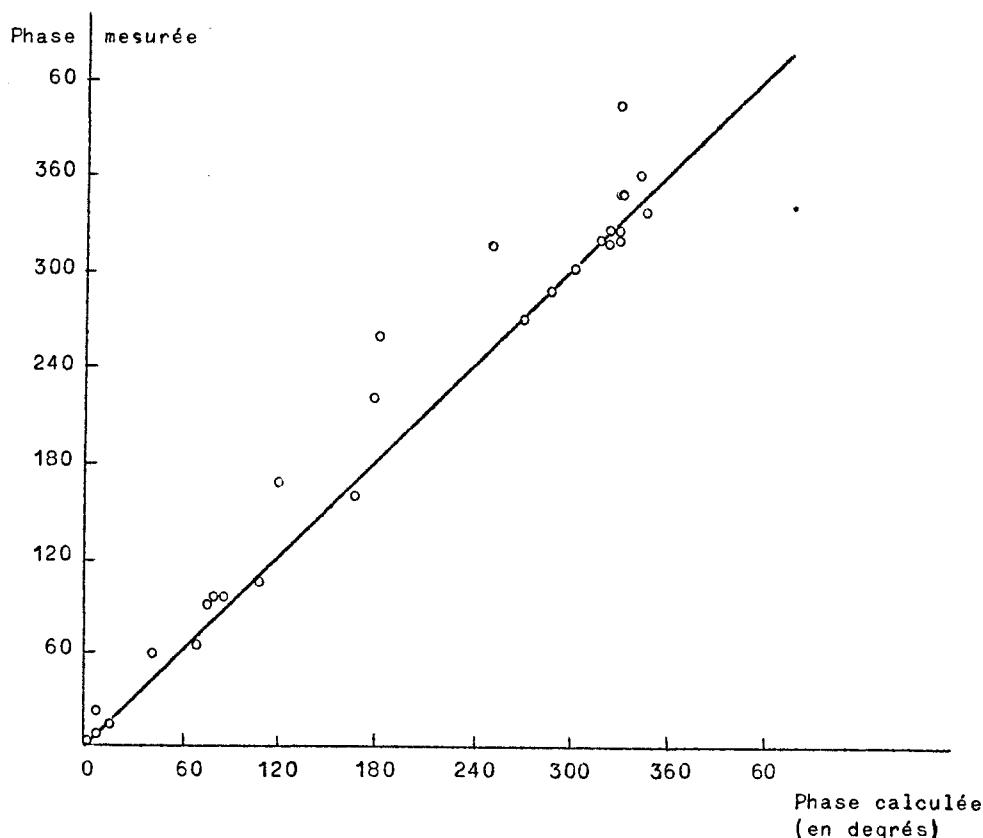


fig. 6.- Corrélation entre la phase calculée et observée de la marée M_2 .

Conclusions

Malgré le lissage exagéré, que nous espérons réduire dans le futur, notre modèle donne des résultats satisfaisants en tout point comparables à ceux fournis par les Instituts Hydrographiques Nationaux.

3.3.- Lignes cotidales et d'égale amplitude (fig. 7 et 8)

Si on compare les lignes d'égale amplitude et cotidales observées (fig. 7) et calculées (fig. 8) on peut conclure à un accord raisonnable entre celles-ci. Les discordances apparaissent dans le *Deutsche Bucht* et le long des côtes est de l'Angleterre, régions caractérisées par de hauts fonds. Dans le paragraphe 3.2 de cette discussion, nous avons déjà expliqué l'origine de ces discordances que nous espérons réduire dans nos travaux ultérieurs en diminuant le lissage des profondeurs.

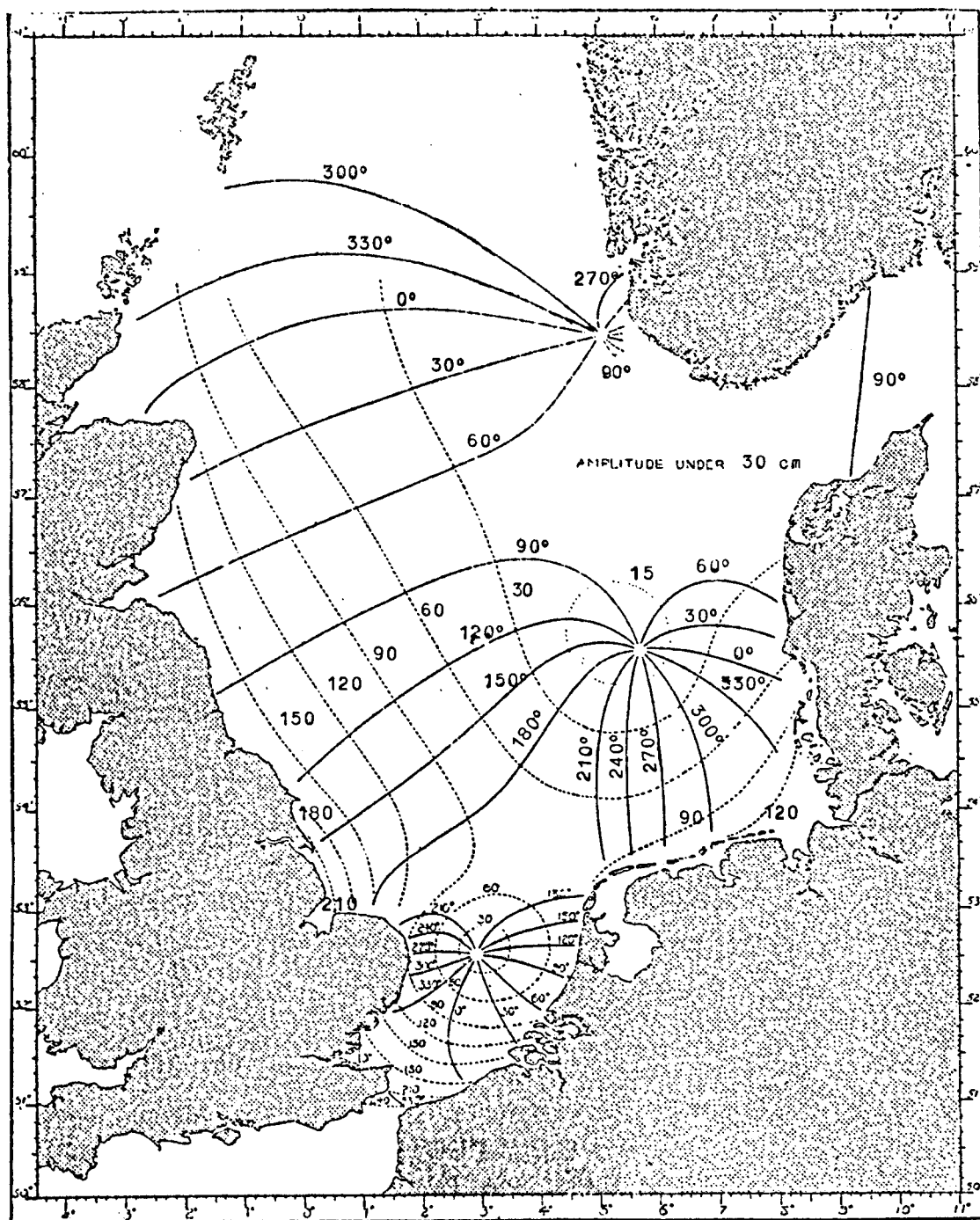


fig. 7.- Lignes cotidales et d'égale amplitude observées.
(Proudman et Doodson, 1924)

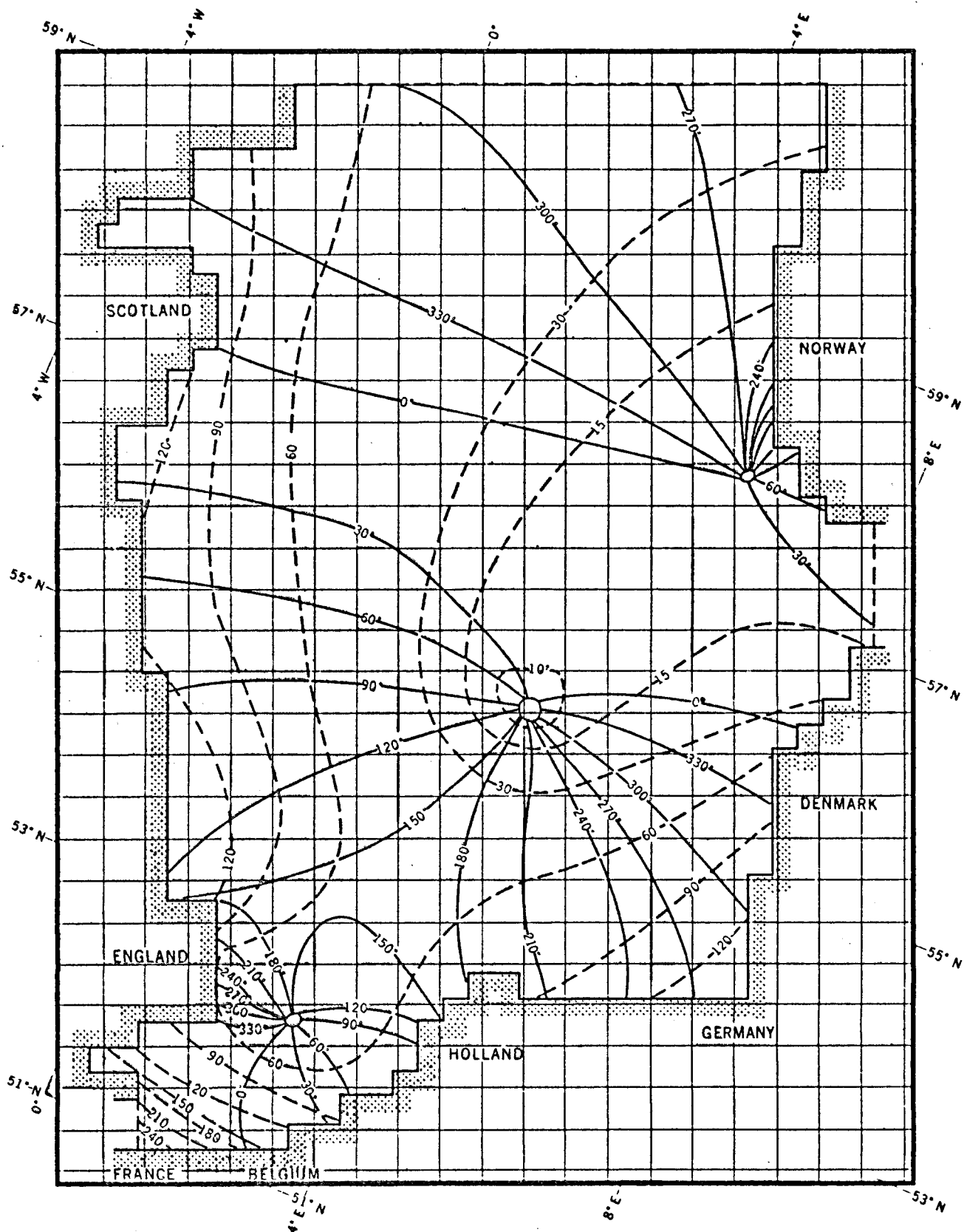


fig. 8.- Lignes cotidales et d'égale amplitude calculées avec le modèle mathématique.

3.4.- Les courants de marée (fig. 9 à 20)

Ayant testé le modèle en nous basant sur les observations côtières, il nous reste à étudier le champ de courant dû à la marée partielle M_2 . Les figures 9 et 10 donnent respectivement les courants à $t = 0$ et $t = \frac{T}{4}$; on remarque immédiatement que les courants intenses se localisent dans les régions de faibles profondeurs où ils peuvent atteindre une vitesse de 113 cm/s. Le long des côtes de la Norvège, l'amplitude du courant est très faible (2 à 3 cm/s) en raison de la profondeur partout supérieure à 200 mètres. Dans cette région, les courants dus à la marée astronomique que nous avons négligée dans le modèle, sont du même ordre de grandeur que ceux associés à la marée externe. L'hypothèse d'une marée astronomique négligeable se justifie parfaitement car notre zone d'intérêt se limite dans le *Southern Bight* où la marée externe est intense.

Les différences entre les courants observés et calculés (fig. 11 à 18) sont faibles. Elles apparaissent surtout au moment du renversement du courant : un léger déphasage suffit alors pour modifier sensiblement la distribution des courants en raison de l'anisotropie marquée des ellipses de marée (fig. 19 et 20).

La figure 19 nous montre la distribution des ellipses de marée ainsi que leur sens de rotation. On remarque directement que celles-ci tournent indifféremment à gauche ou à droite. Dans une mer de dimensions infinies, la rotation du vecteur courant se fait vers la droite dans l'hémisphère nord; dans une mer de dimensions réduites et presque entièrement fermée, comme la mer du Nord, il est pratiquement impossible de déterminer *a priori* le sens de rotation de l'ellipse à cause des réflexions multiples de l'onde de marée. Il n'y a que les observations et les modèles physiques et numériques qui puissent nous indiquer le sens de rotation du courant de marée.

L'amplitude et la phase des courants sont affectées d'erreurs (5 à 20 %) dues à la discrétisation du milieu, au lissage des profondeurs et aux erreurs d'estimation des conditions aux limites (interpolation linéaire). Nous ne pouvons vérifier la précision du modèle en toute rigueur car les mesures courantométriques que nous possédons actuellement sont peu précises et peu nombreuses. Des campagnes de mesures courantométriques réalisées à l'aide d'instruments perfectionnés, mouillés durant plusieurs jours

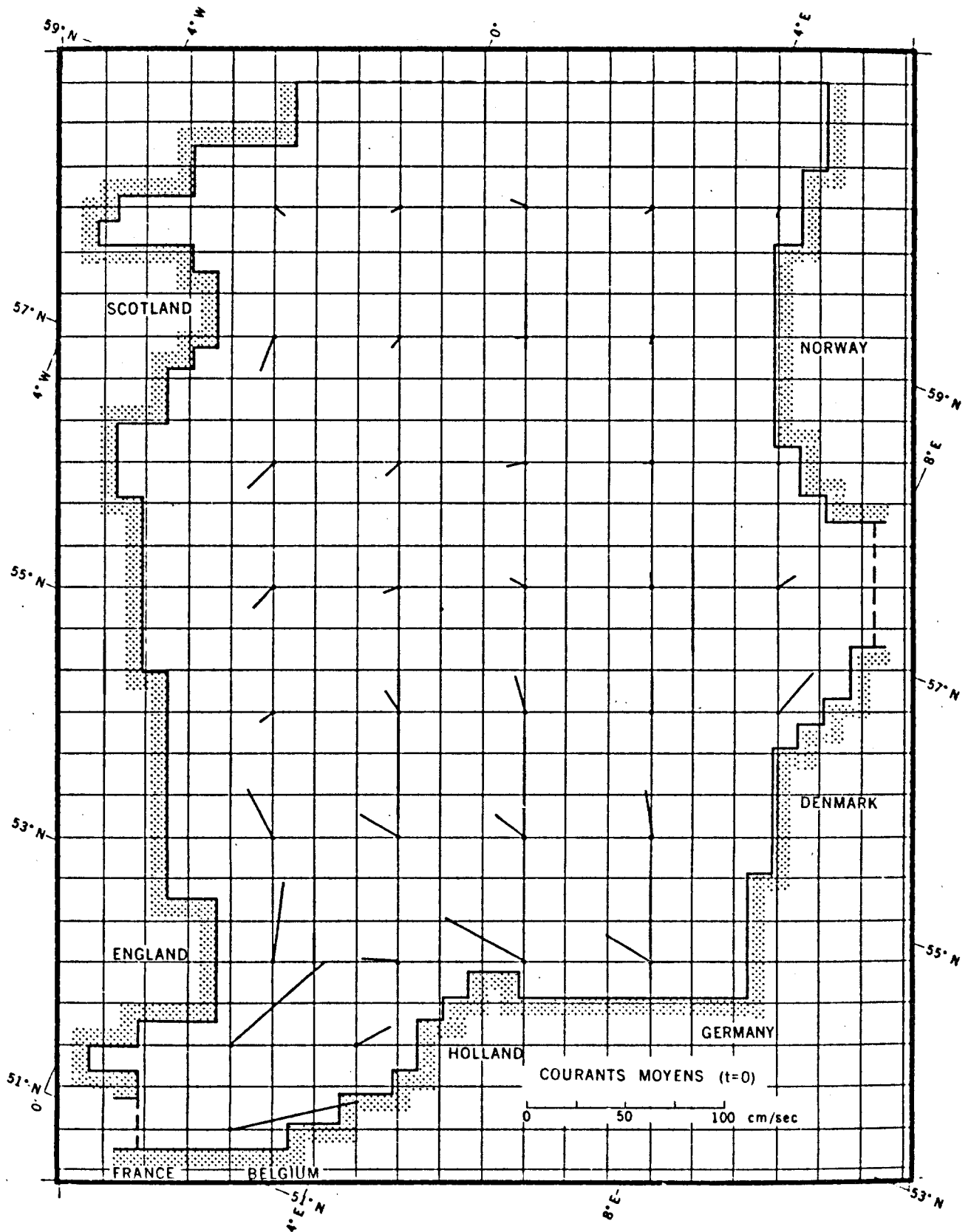


fig. 9.- Champ de vitesse en mer du Nord à $t_{Gr} = 0$.

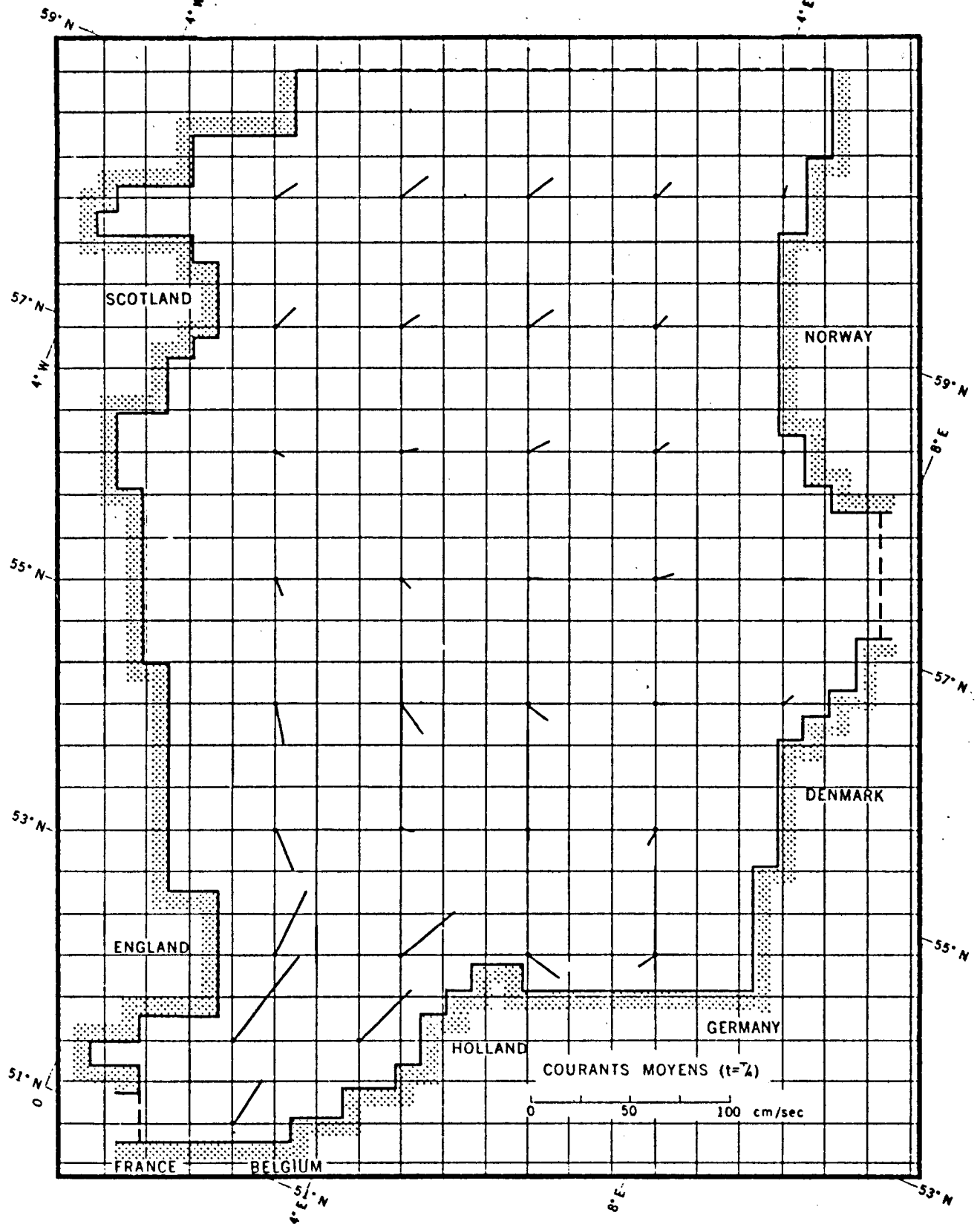


fig. 10.- Champ de vitesse en mer du Nord à $t_{Gr} = \frac{T}{4}$.

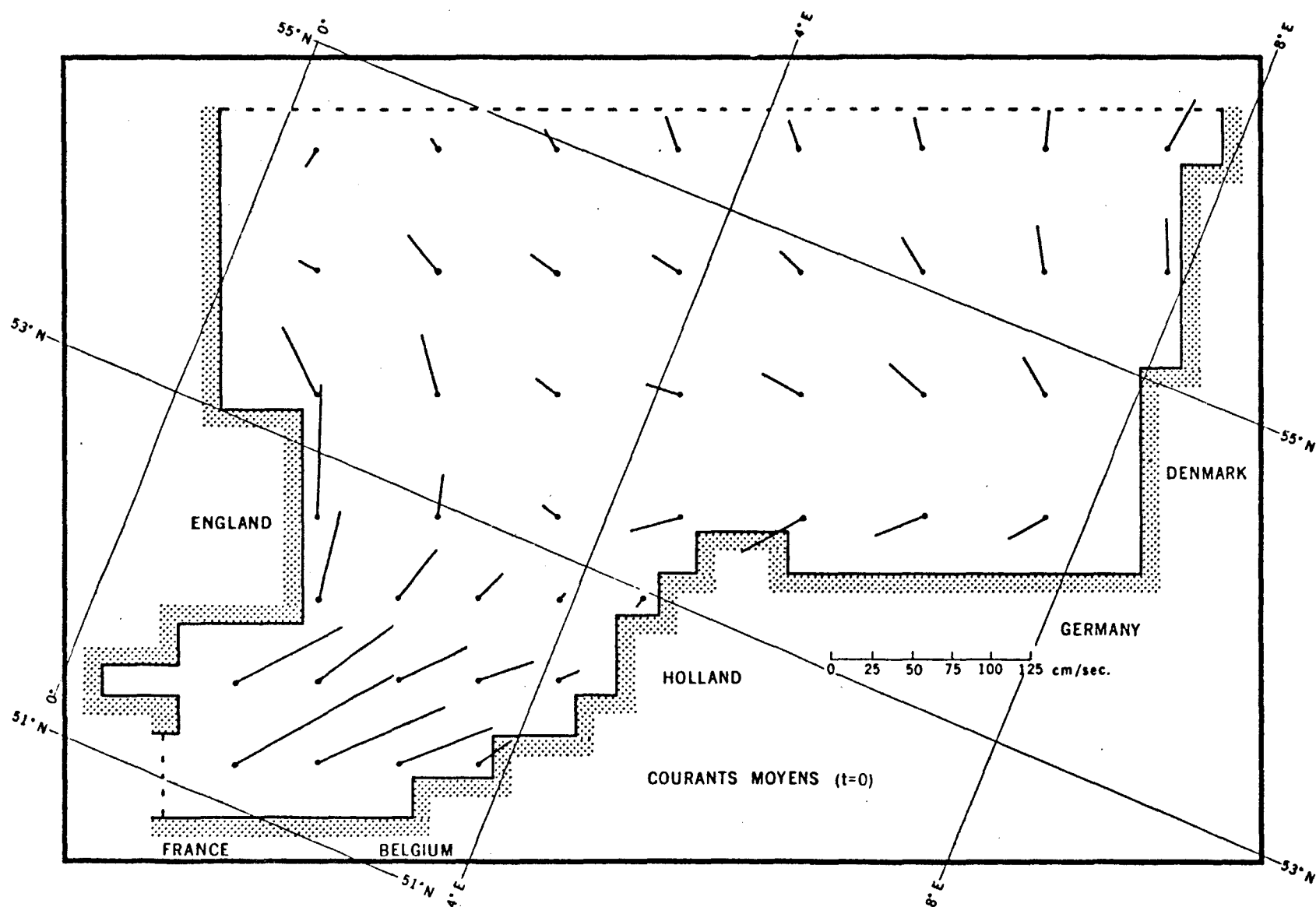


fig. 11.- Champ de vitesse calculé à $t_{Gr} = 0$ dans le Southern Bight.

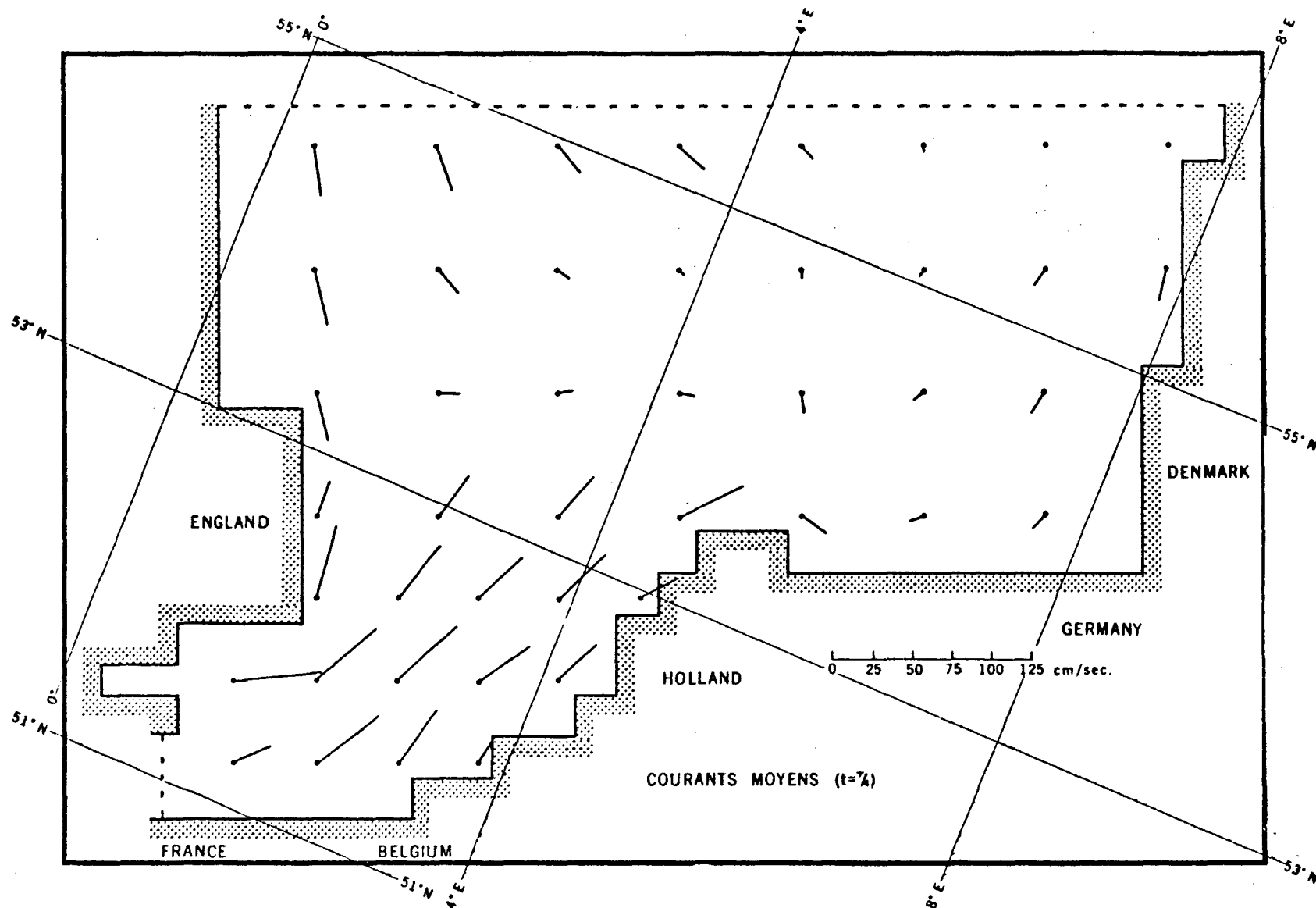


fig. 12.- Champ de vitesse calculé à $t_{Gr} = \frac{T}{4}$ dans le Southern Bight.

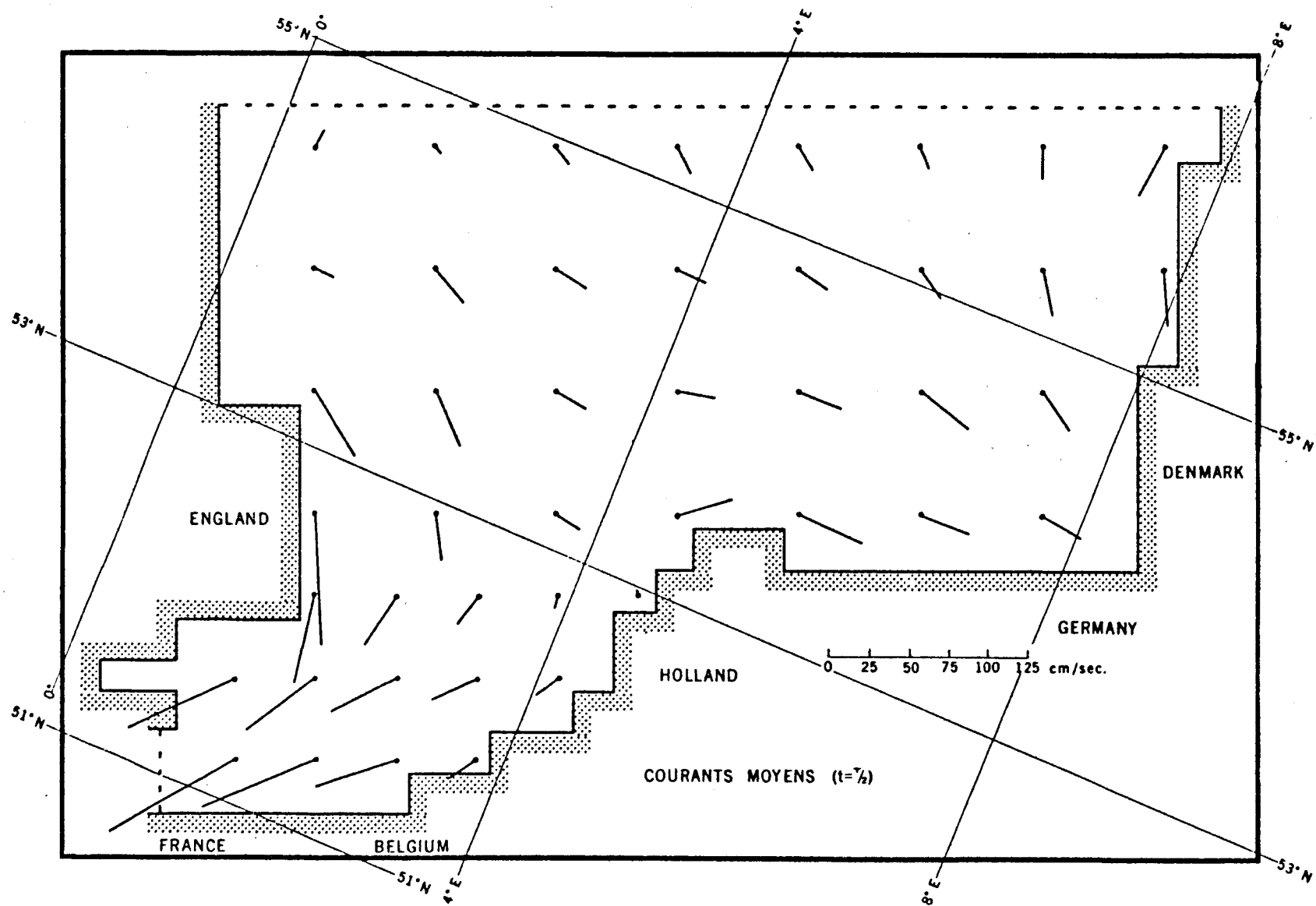


fig. 13.- Champ de vitesse calculé à $t_{Gr} = \frac{T}{2}$ dans le Southern Bight.

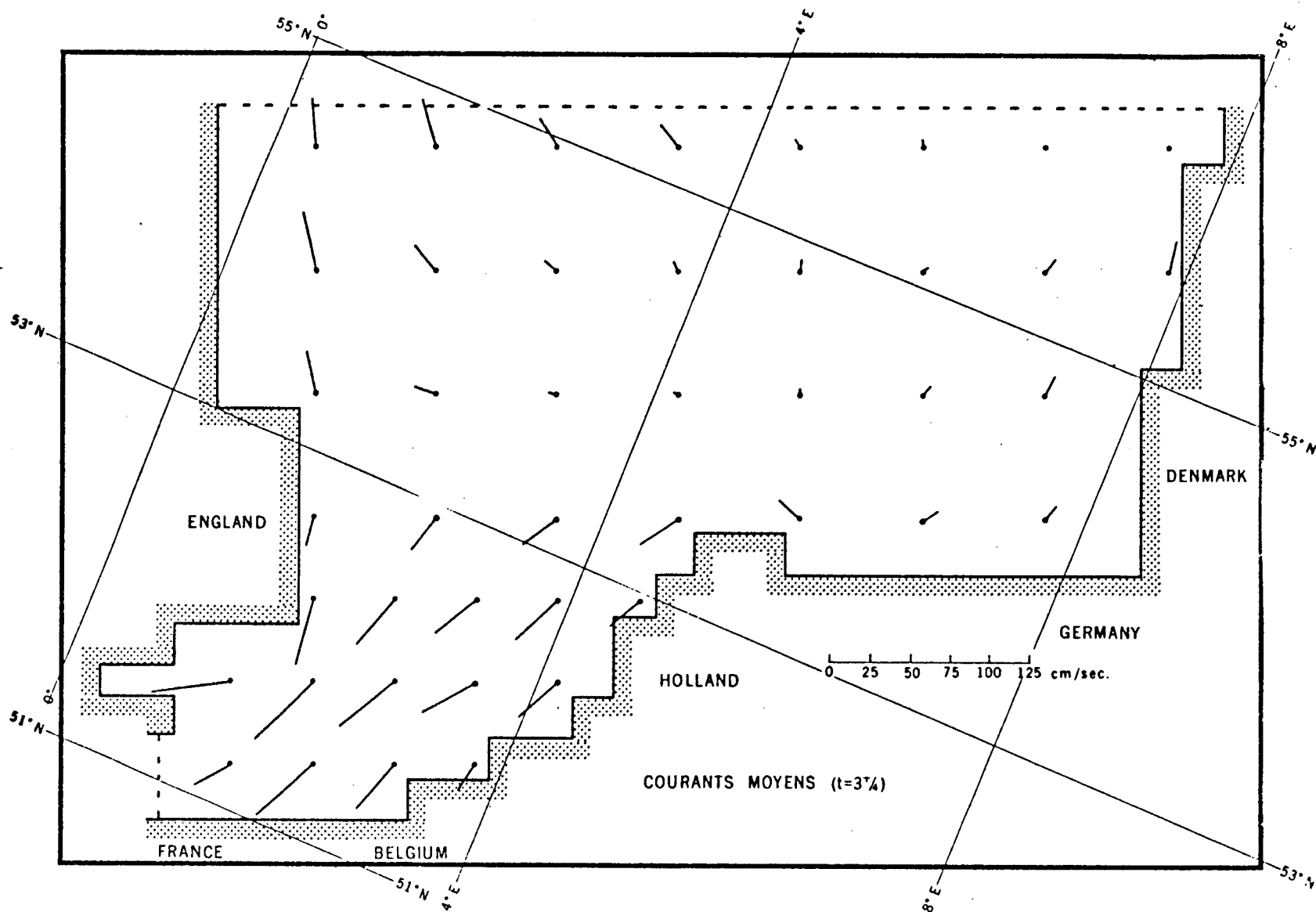


fig. 14.- Champ de vitesse calculé à $t_{Gr} = \frac{3T}{4}$ dans le Southern Bight.

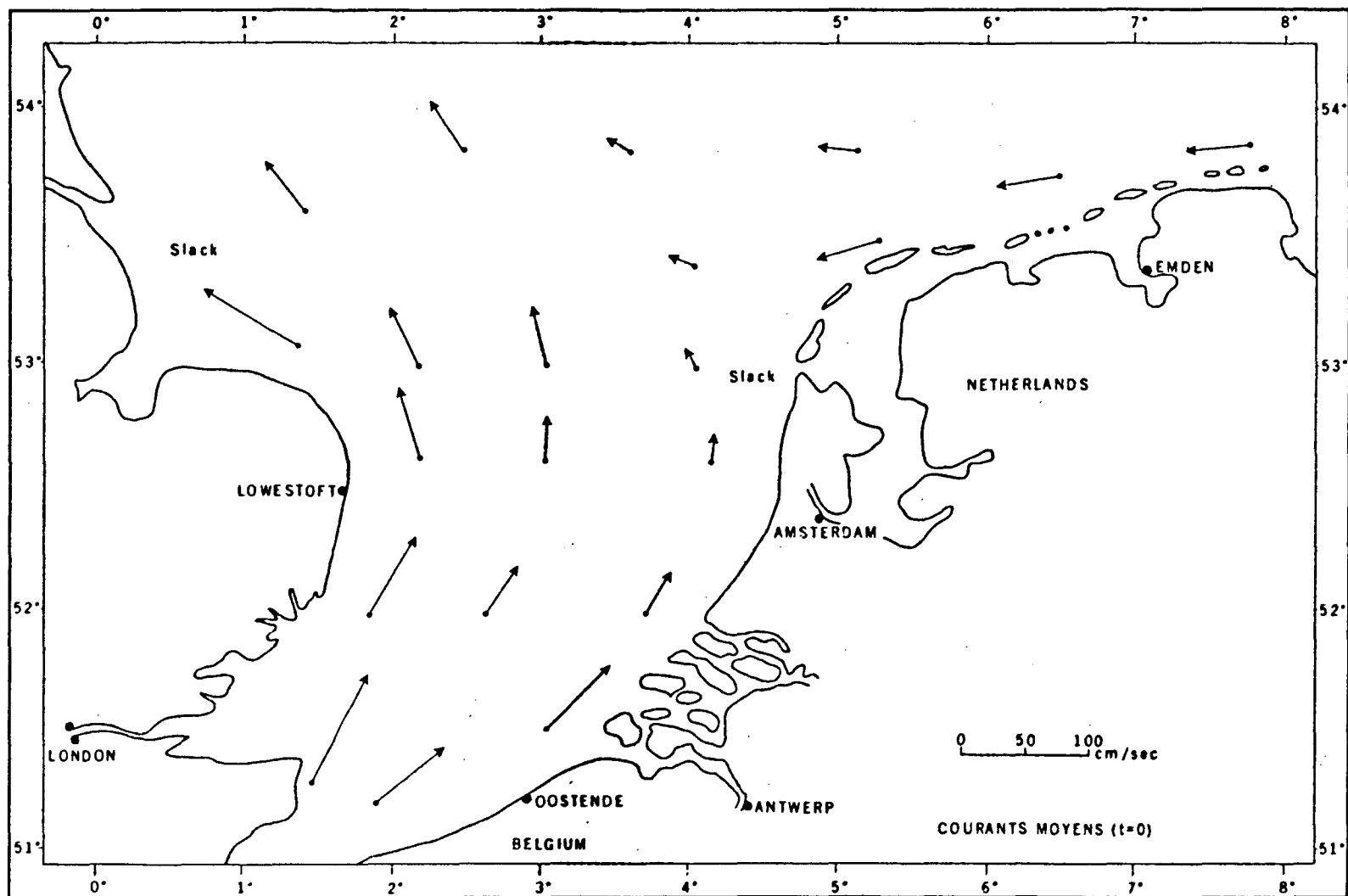


fig. 15.- Champ de vitesse observé à $t_{Gr} = 0$ dans le Southern Bight.

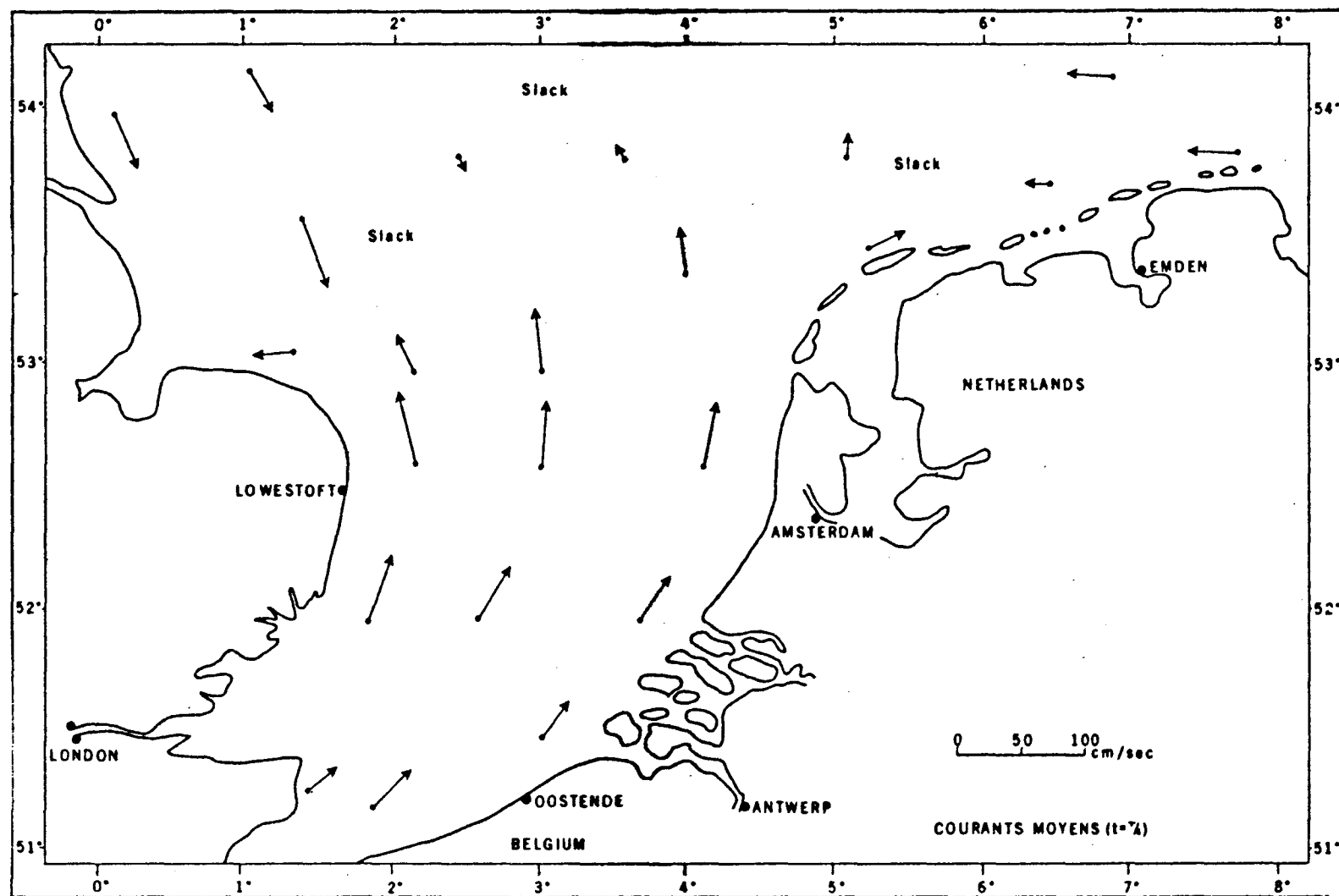


fig. 16.- Champ de vitesse observé à $t_{Gr} = \frac{T}{4}$ dans le Southern Bight.

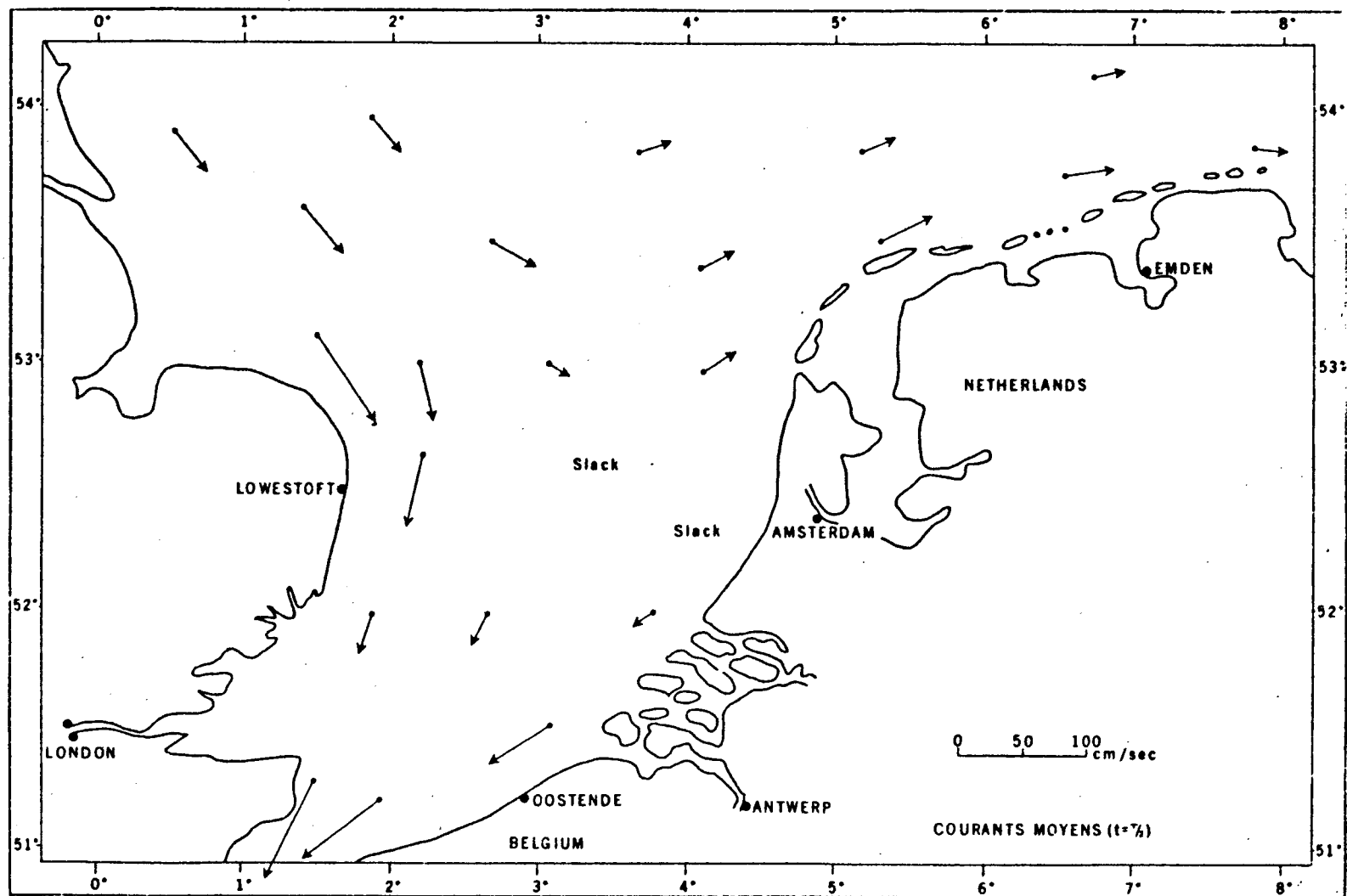


fig. 17.- Champ de vitesse observé à $t_{Gr} = \frac{T}{2}$ dans le Southern Bight.

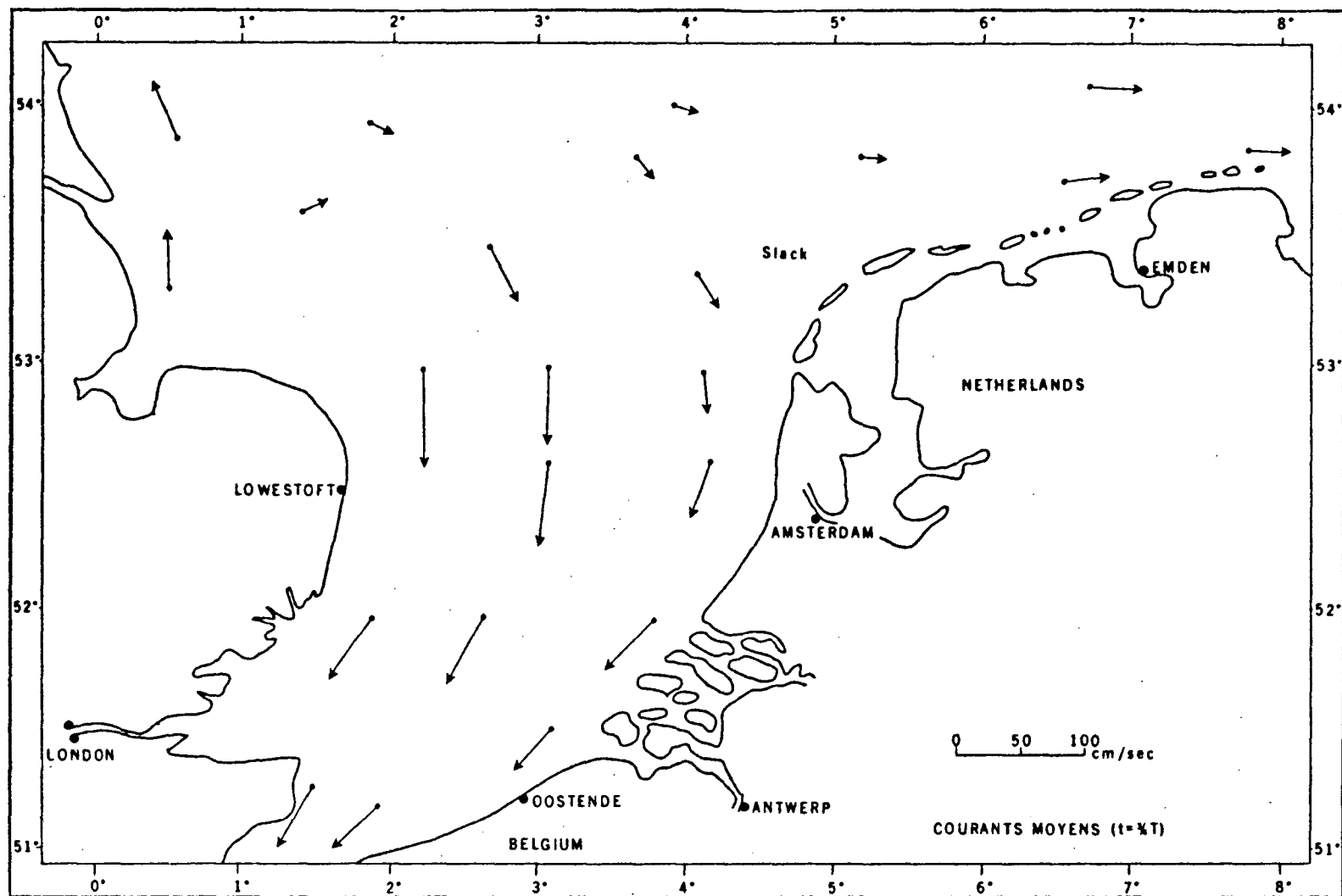


fig. 18.- Champ de vitesse observé à $t_{Gr} = \frac{3T}{4}$ dans le Southern Bight.

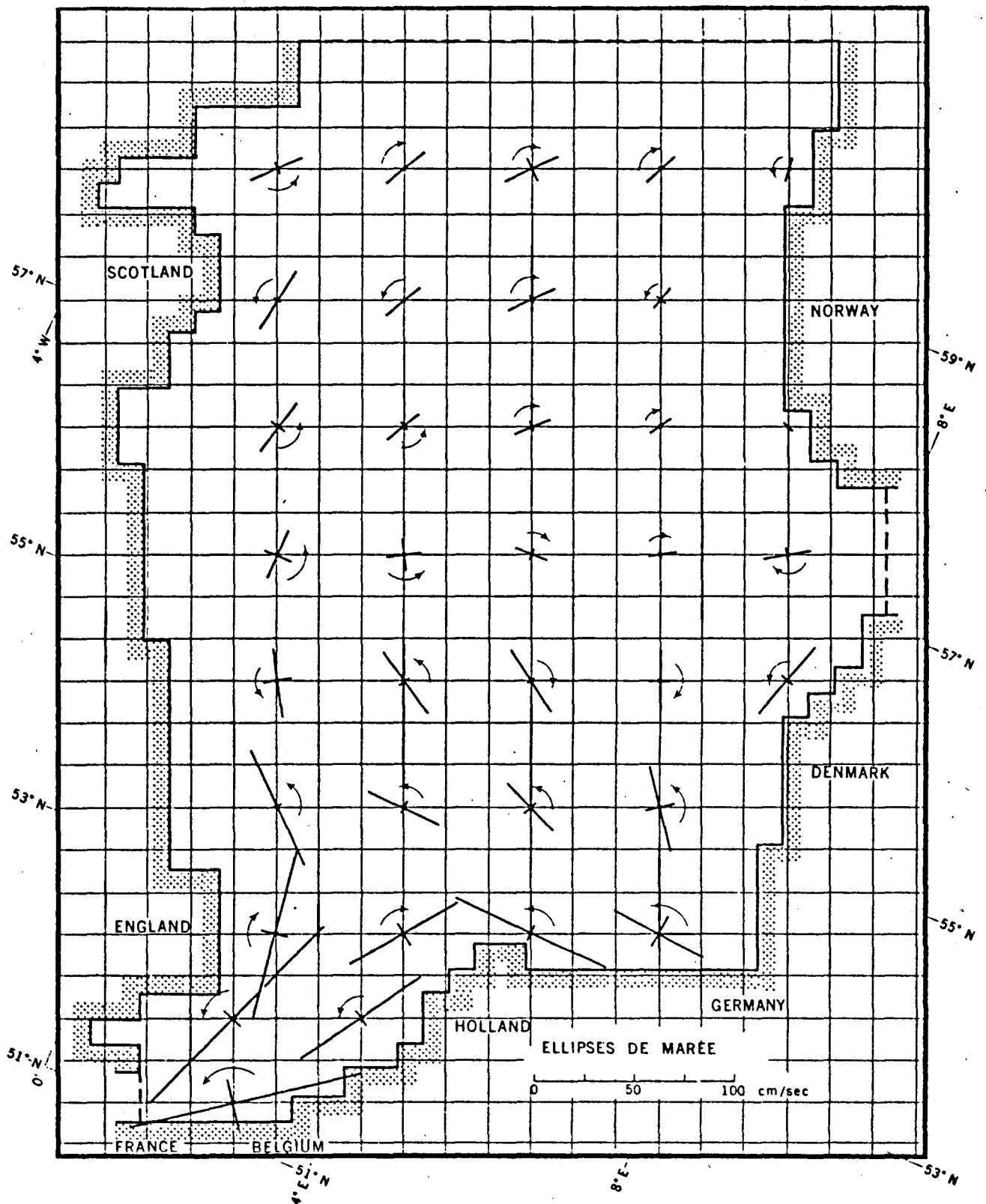


fig. 19.- Ellipses de marée en mer du Nord.

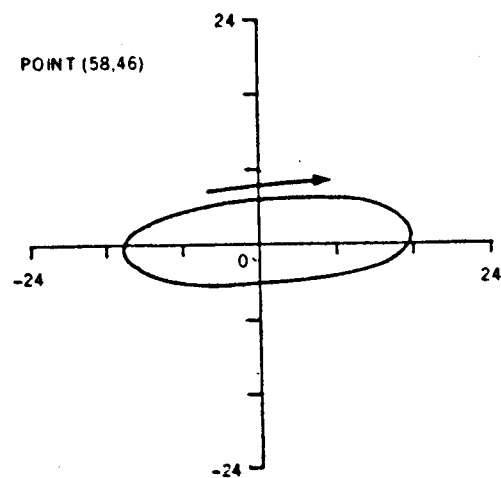
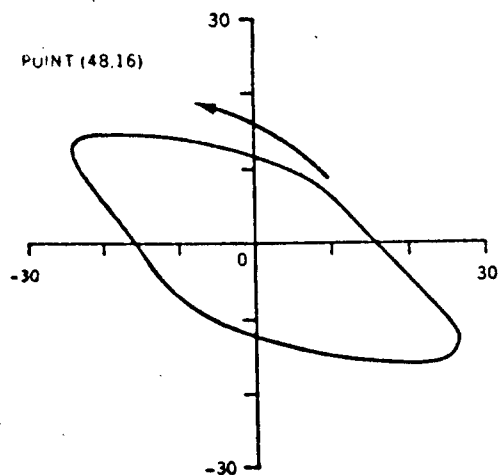
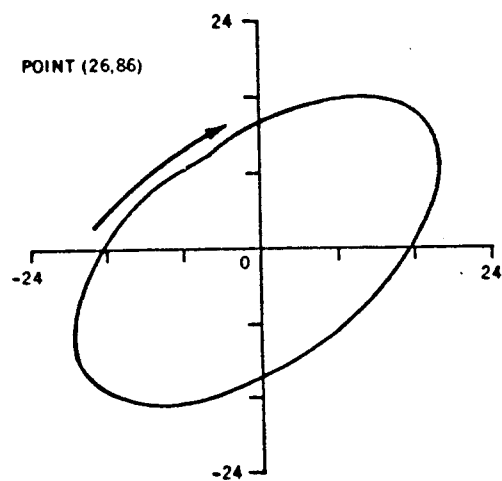
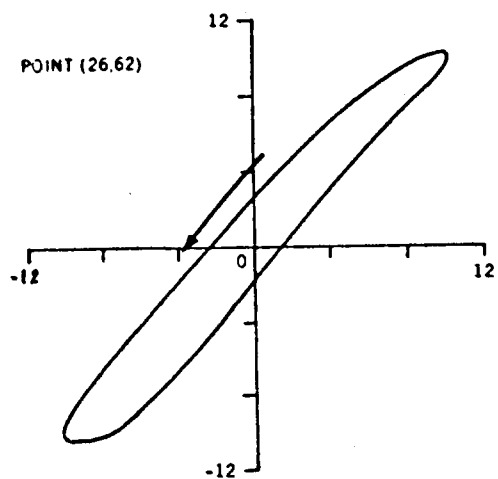
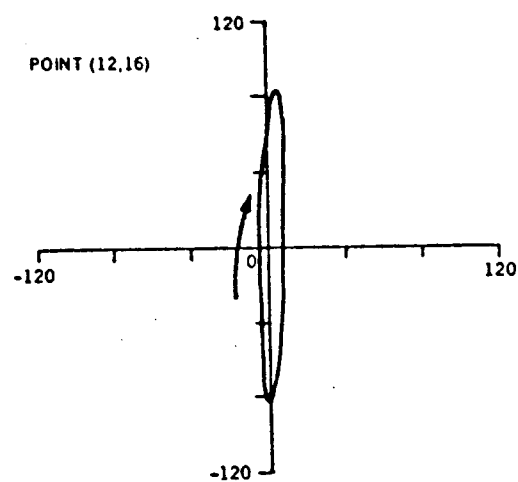
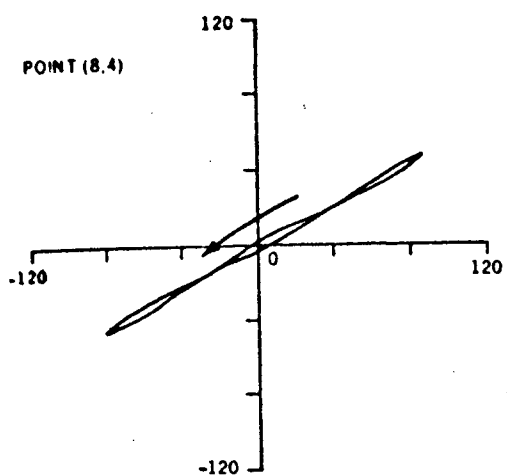


fig. 20.- Ellipses de marée en divers points choisis de la mer du Nord.

d'affilée nous fournirent des données précises permettant de tester le modèle. En possession de celles-ci, nous pourrions améliorer notre connaissance des courants en recherchant les coefficients de friction sur le fond, de viscosité turbulente et de profil vertical qui conduisent aux meilleurs résultats.

3.5.- Importance des termes non linéaires (fig. 21 à 23 et tableau 2)

Les termes non linéaires des équations de conservation de la masse et du moment compliquent fortement la résolution de ces équations. Beaucoup de chercheurs les ont négligés sans justification; nous avons, dans notre modèle, conservé tous les termes non linéaires et les figures 21 à 24 prouvent à suffisance l'importance des effets non linéaires dans les régions de basses profondeurs.

Les termes de friction

$$k \frac{V_1 \sqrt{V_1^2 + V_2^2}}{(h + \zeta)^2} \quad \text{et} \quad k \frac{V_2 \sqrt{V_1^2 + V_2^2}}{(h + \zeta)^2}$$

introduisent des harmoniques d'ordre 2 comme on pourrait le montrer analytiquement sur un exemple simple basé sur le système suivant [voir Dronkers (1964) par exemple] :

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x} = 0$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} = -gh \frac{\partial \zeta}{\partial x} + A_h V_h^2 U - k \frac{U |U|}{(h + \zeta)^2}$$

Les autres termes non linéaires des équations (4) et (5)

$$\frac{\lambda}{H} (V_1 \frac{\partial V_1}{\partial x_1} + V_2 \frac{\partial V_1}{\partial x_2}) + g\zeta \frac{\partial \zeta}{\partial x_1}$$

et

$$\frac{\lambda}{H} (V_1 \frac{\partial V_2}{\partial x_1} + V_2 \frac{\partial V_2}{\partial x_2}) + g\zeta \frac{\partial \zeta}{\partial x_2}$$

sont à l'origine des harmoniques d'ordre 1 [Kreiss (1957)].

L'analyse des enregistrements de marée, dans les eaux peu profondes, montrent que l'harmonique la plus importante pour la marée partielle M_2 est M_4 c'est-à-dire l'harmonique d'ordre 1 ; même dans les cas les plus défavorables on a toujours :

$$\text{Elévation } (M_6) \leq 0,40 \text{ Elévation } (M_4) .$$

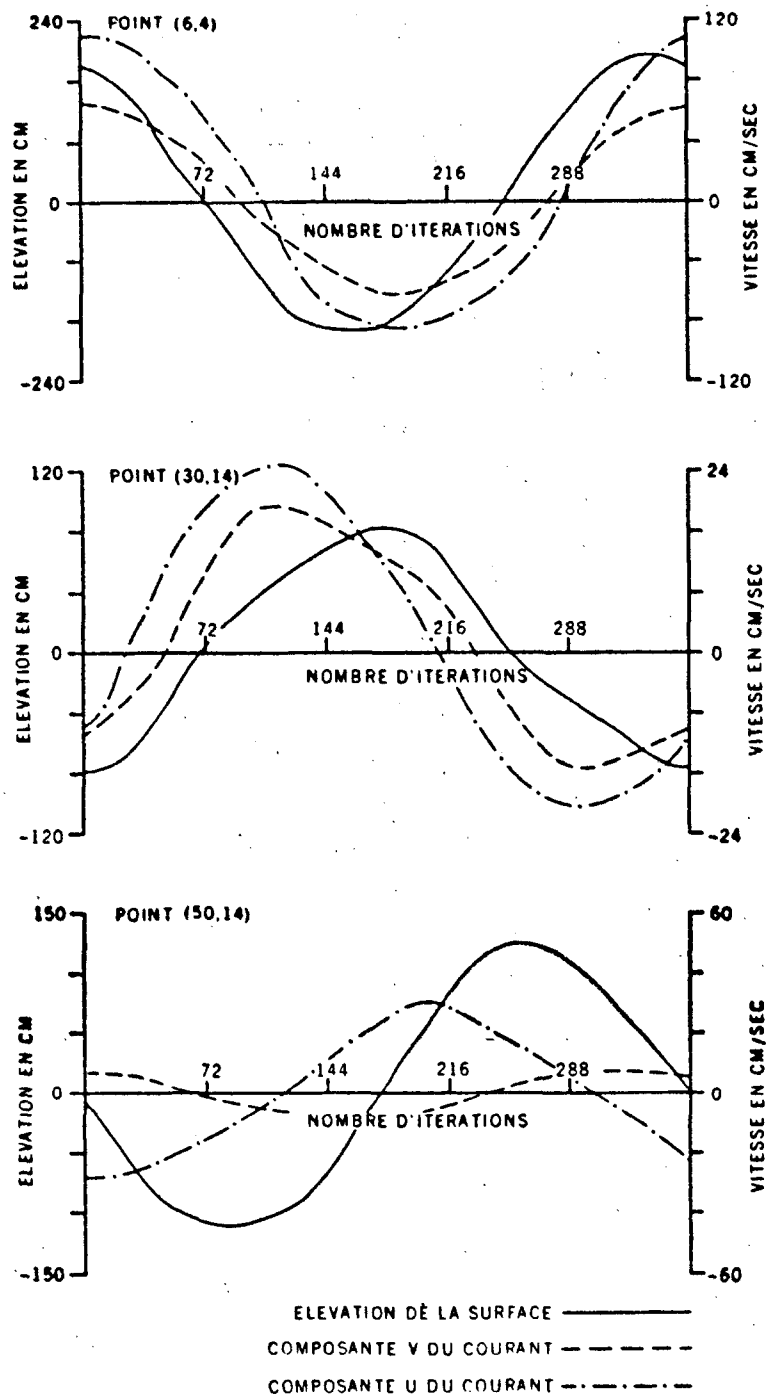


fig. 21.- Composantes du courant de marée et élévation de la surface aux points (6,4) , (30,14) et (50,14).

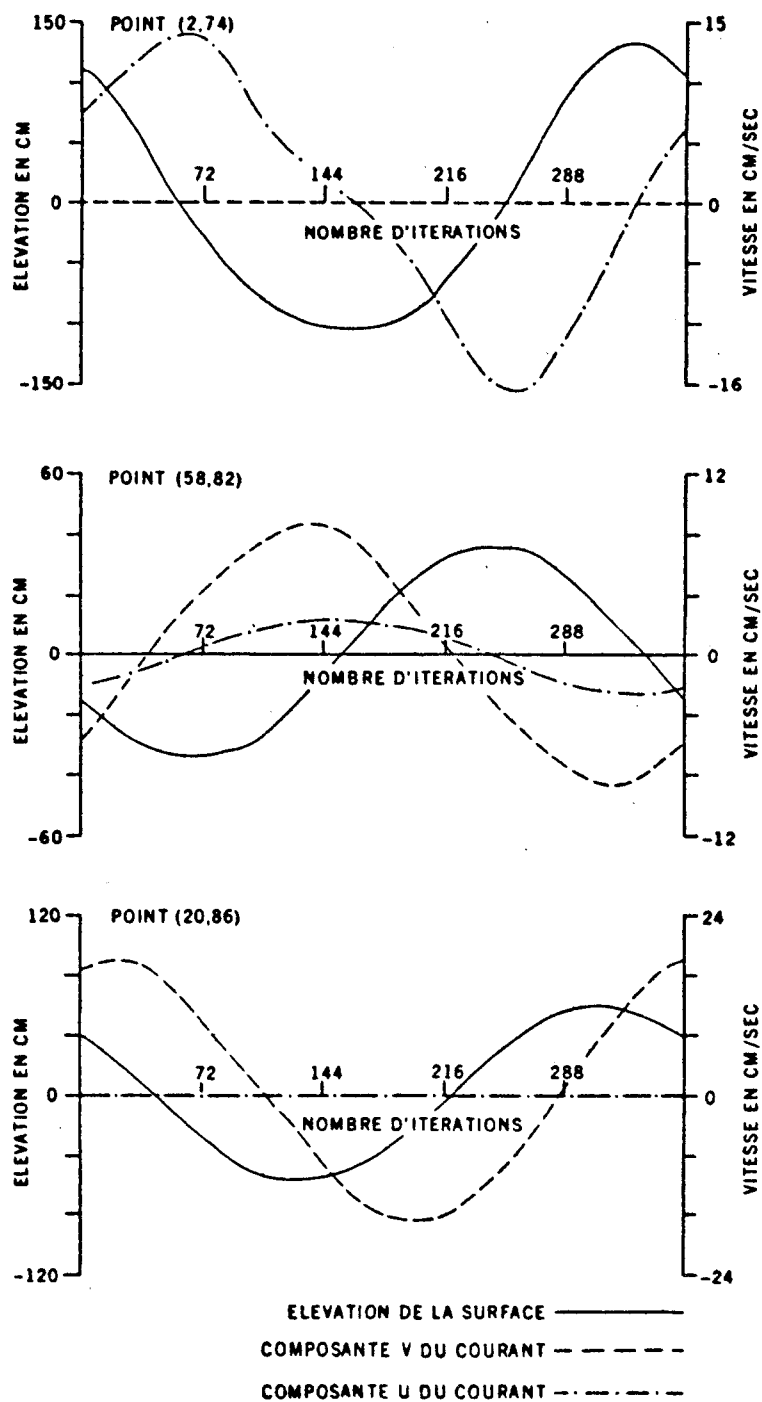


fig. 22.- Composantes du courant de marée et élévation de la surface aux points (2,74) , (58,82) et (20,86) .

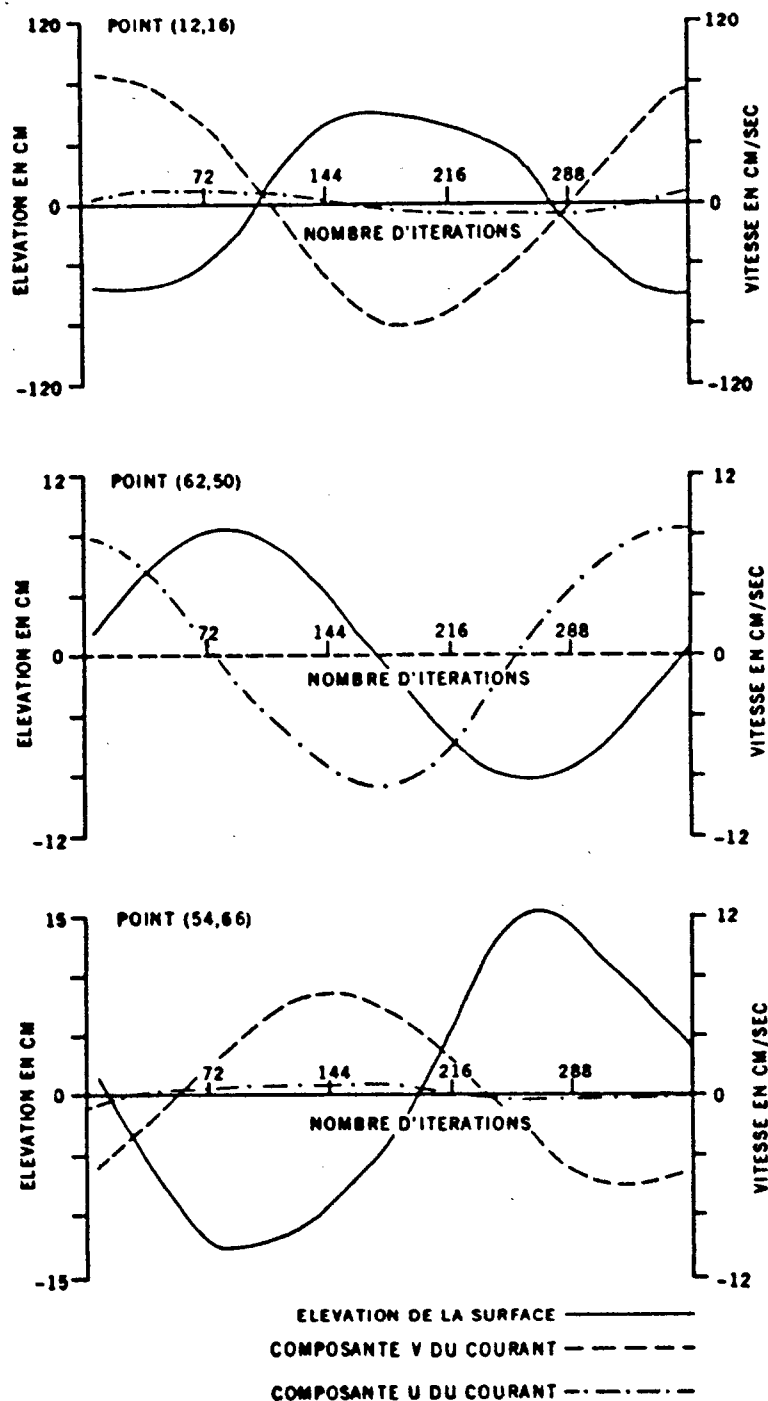


fig. 23.- Composantes du courant de marée et élévation de la surface aux points (12,16) , (62,50) et (54,66) .

Tableau 2

	Composante continue $\frac{M_0}{\Sigma}$ %	$\frac{M_2}{\Sigma}$ %	$\kappa_4 = \frac{M_4}{M_2}$ %	$\kappa_6 = \frac{M_6}{M_2}$ %	$\kappa_8 = \frac{M_8}{M_2}$ %	$\kappa_{10} = \frac{M_{10}}{M_2}$ %	Profondeur en mètres
(2,74)	1,2	87,5	5,0	3,0	-	-	35
(6,10)	4,0	85,9	2,5	2,8	1,0	-	10
(30,14)	0,5	90,3	-	5,0	0,3	0,6	19
(12,16)	1,3	86,4	1,4	8,2	-	0,3	15
(62,50)	0,2	94,4	-	-	-	-	150

avec $\Sigma = \sum_{i=0}^6 S_i$

où

- S_0 (composante continue)
- $S_1 = M_2$ [fondamental (marée semi-diurne lunaire)]
- $S_2 = M_4$ (première harmonique)
- $S_3 = M_6$ (deuxième harmonique)
- $S_4 = M_8$ (troisième harmonique)
- $S_5 = M_{10}$ (quatrième harmonique)
- $S_6 = M_{12}$ (cinquième harmonique) .

Il est donc apparu qu'il serait utile de faire une analyse de Fourier de la marée calculée afin d'étudier l'importance des termes non linéaires dans l'élévation de la surface et la distribution des harmoniques. Pour tester l'efficacité de la méthode numérique d'analyse de Fourier et estimer le bruit introduit, on a engendré une sinusoïde de fréquence égale à celle de la marée M_2 . Les résultats tabulés (tableau 2) sont des valeurs corrigées obtenues en soustrayant le bruit estimé du signal correspondant aux différentes harmoniques.

i) Au point (62,50) situé dans une région profonde ($h > 150$ m) et près d'une force excitatrice purement sinusoïdale, on obtient un signal quasi harmonique de période T_{M_2} . L'influence des termes non linéaires est donc très faible.

ii) Aux points (30,14) , (12,16) et (6,10) caractérisés par une très faible profondeur ($h < 20$ m) , on remarque que l'harmonique d'ordre 2 est plus importante que celle d'ordre 1 ce qui prouve que la friction joue le rôle le plus important dans ces régions. Suivant le déphasage des harmoniques M_4 et M_6 par rapport au fondamental M_2 les marées sont caractérisées par des variations temporelles différentes [points (30,14) et (12,16) aux figures 21 et 23].

iii) Dans les bassins de profondeurs moyennes, les termes M_4 et M_6 sont du même ordre de grandeur avec toutefois $M_4 > M_6$ [point (2,74)]. Les termes de friction et les autres termes non linéaires influencent donc de la même manière l'élévation de la surface.

L'harmonique M_6 est donc une harmonique créée en grande partie par le modèle mathématique par l'intermédiaire du terme de friction quadratique. Modifier la forme de ce terme et l'estimer par un terme linéaire diminuerait fortement M_6 mais renforcerait la part prise par le fondamental.

Conclusions

Tant que le terme de friction sera estimé par une relation quadratique (générateur de M_6) ou linéaire (renforcement de M_2), il sera impossible de calculer de façon tout à fait exacte l'élévation et le courant dus à la marée. Nous voyons donc que la formulation actuelle de la friction impose une limite à la précision des modèles mathématiques; mais à défaut de mieux nous nous contenterons de la relation quadratique pour estimer la friction sur le fond car elle semble conduire aux meilleurs résultats.

3.6.- Vitesse de phase et caractère de l'onde de marée (tableau 3 et fig. 7 et 8)

Le caractère de l'onde de marée peut être déterminé en comparant la vitesse de phase de l'onde réelle à celle donnée par la relation :

$$(12) \quad c = \sqrt{gh}$$

qui est la vitesse de propagation d'une onde monochromatique et monodirectionnelle. Nous avons recherché la vitesse de phase de l'onde réelle, le long des côtes de la mer du Nord, en nous servant des lignes cotidales

Tableau 3

	Vitesse de phase d'une onde progressive monodirectionnelle $c = \sqrt{gh}$ m/s	Vitesse de phase calculée à partir des lignes cotidales	
		Calculée c_1 m/s	Observée c_2 m/s
Côte belgo-hollandaise (Dunkerque à Den Helder)	12,5	11	11,5
Deutsche Bucht	12,98	29	14,7
Côte norvégienne (Mandal à Stavanger)	31,11	12,2	11,4
Côte écossaise (Wick à Aberdeen)	22,89	30,6	24,5
Côte anglaise (Berwick à Whitby)	22,4	26,7	34,2
Côte du East Anglia (Lowestoft à Harwich)	15,22	6,64	11,5

données par les observations et le modèle (fig. 7 et 8). L'analyse du tableau 2 nous permet de tirer les conclusions suivantes :

i) Dans l'extrême sud de la mer du Nord, c'est-à-dire le long des côtes franco-belgo-hollandaises et des côtes est de l'Angleterre, les vitesses de phase observées et calculées sont comparables et sont inférieures à la vitesse c de l'onde unidirectionnelle. Ceci prouve que la marée est type progressif et unidimensionnel.

ii) Le long de la côte norvégienne, l'onde est aussi progressive et unidimensionnelle; la vitesse de phase est beaucoup plus faible que celle donnée par la relation (12). Ce fait peut s'expliquer par la difficulté de déterminer la profondeur h à introduire dans cette relation en raison de la forme particulière du Canal norvégien.

iii) Malgré les différences entre les vitesses c_1 et c_2 dans le *Deutsche Bucht*, dues aux imprécisions du modèle, on observe une vitesse de phase supérieure à celle donnée par la relation (12). L'onde de marée, dans cette région, résulte de la composition de deux ondes progressives, l'une provenant du Pas de Calais, l'autre de la frontière nord de la mer

du Nord. Un léger déphasage entre ces deux ondes peut provoquer des ondes secondaires se propageant à des vitesses de phase très grandes et une légère erreur dans le modèle explique les différences entre c_1 et c_2 .

iv) Dans le nord de la mer du Nord, les vitesses de phase c_1 et c_2 sont partout supérieures à la vitesse de phase c ; ceci veut dire que l'onde de marée est le résultat de l'interférence des ondes provenant de la marée de l'Atlantique et de la Manche. Le critère utilisé pour la détermination du caractère de l'onde ne peut être appliqué en toute rigueur en raison des dimensions trop importantes de l'ouverture nord de la mer du Nord et de la rotation de la terre.

4.- Conclusions

Dans ce travail, nous avons montré qu'il était possible de reproduire les marées avec précision. Les erreurs les plus importantes sont localisées le long des côtes anglaises et danoises en raison d'un lissage excessif que nous avons jugé nécessaire afin d'éviter les divergences numériques qui arrivent fréquemment dans ces régions de très basses profondeurs. Les résultats seront améliorés dans nos prochains travaux en diminuant le lissage au maximum mais tout en conservant un schéma numérique stable.

Les campagnes de mesures courantométriques projetées, tant par l'I.C.E.S. pour l'ensemble de la mer du Nord que par les autorités belges responsables du programme national sur l'environnement physique et biologique le long de leurs côtes, nous aideront à mieux connaître le champ de courant qui influence directement la dispersion d'un polluant par l'intermédiaire du *shear effect diffusivity*. Ces données seront de précieux outils pour tester la précision de nos modèles et permettront de les améliorer en recherchant d'une manière empirique d'abord théorique ensuite les coefficients de friction, de viscosité turbulente et de profil vertical du courant qui conduisent aux meilleurs résultats.

Remerciements

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide financière du Conseil des Arts du Canada que je tiens à remercier vivement.

Ma plus respectueuse gratitude va au Dr. N.J. Campbell, directeur du département des recherches océanographiques du Ministère de l'Environnement, qui m'a permis de venir étudier les techniques des modèles numériques à Ottawa.

Cette étude n'a pu être menée à son terme que grâce au dévouement des personnes suivantes à qui je désire exprimer ma plus vive gratitude :

- aux Dr. G. Godin et T. Murty ainsi qu'à Monsieur K. Yuen qui ont été mes guides tout le long de cette année et qui n'ont cessé de m'encourager par leurs nombreux conseils,
- à Monsieur F.G. Barber qui s'est chargé de résoudre toutes les questions relatives à l'édition de ce présent travail,
- à tous ceux qui, nombreux, à la Direction des Sciences de la Mer, ont pu m'aider.

Références

- BOWDEN (K.F.), (1965). Horizontal mixing in the sea due to a shearing current, *J. Fluid. Mec.*, 21, 83-95.
- BOWDEN (K.F.), (1966). *Turbulence*, in *The Sea*, vol. I, Interscience Publishers, John Wiley and Sons, New York.
- BRETTSCHNEIDER (G.), (1967). *Anwendung des hydrodynamisch-numerischen Verfahrens zur Ermittlung der M_2 - Mitschwingungszeit der Nordsee*, Met. Inst. Meeresk. Hamburg, N° 7.
- DEFANT (A.), (1961). *Physical Oceanography*, Pergamon Press, Oxford.
- DRONKERS (J.J.), (1964). *Tidal computations*, Interscience Publishers, John Wiley and Sons, New York.
- FISCHER (G.), (1959). Ein numerisches Verfahren zur Errechnung von Windstau und Gezeiten in Randmeeren, *Tellus*, XI, 1, 60-76.
- FISCHER (G.), (1965). A survey of finite-difference approximations to the primitive equations, *Monthly Weather Review*, vol. 93, 1, 1-10.
- HANSEN (W.), (1966). *The reproduction of the motion in the sea by means of hydrodynamical-numerical methods*, Tech. Report N° 25 of the N.A.T.O. Subcommittee on Oceanographic Research, Hamburg, December 1966.
- HARRIS (D.L.) and JELESNIANSKI (C.P.), (1965). Some problems involved in the numerical solutions of tidal hydraulics equations, *Monthly Weather Review*, vol. 92, 9, 409-422.
- KASAHARA (A.), (1965). On certain finite difference methods for fluid dynamics, *Monthly Weather Review*, vol. 93, 1, 27-31.
- KREISS (H.), (1957). Some remarks about nonlinear oscillations in tidal channels, *Tellus*, IX, 1, 53-68.
- LAX (P.D.) and WENDROFF (B.), (1960). Systems of conservation laws, *Communications on Pure and Applied Mathematics*, vol. XIII, 217-237.
- Monaco Tables. Harmonics Constants, Special publication N° 26, Inter. Hydro. Bureau, Monaco.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971). *Shear effect and eddy diffusivity*, Rapport de Synthèse, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Journée d'étude des 24-25 novembre 1971.
- NIHOUL (J.C.J.), (1972). *Hydrodynamical and biochemical state variables and evolution equations for the mathematical modelling of sea pollution* in *Proc. Liège Third Coll. on Ocean Hydrodynamics*, Liège, May 3-8, 1971.

- PROUDMAN (J.) and DOODSON (A.T.), (1924). The principal constituents of the tide of the North Sea, *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, A 224, 185-219.
- RONDAY (F.C.), (1971). *Etude de la dispersion d'un polluant en mer du Nord*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report 4.
- RONDAY (F.C.), (1972). *Modèle mathématique pour l'étude de la circulation résiduelle dans la mer du Nord*, Environment Canada, Marine Sciences Branch, Manuscript Report Series, N° 27.
- TALBOT (J.W.), (1970). *The influence of tides, waves and other factors on different rates in marine and coastal situations*, Proc. F.A.O. Technical Conference on Marine Pollution, Rome, December 9-18.

B.- CIRCULATION RESIDUELLE EN MER DU NORD

1.- Introduction

D'un point de vue théorique, la mer du Nord est suffisamment étendue pour que la rotation de la terre joue un rôle capital dans la distribution des courants. Par contre, ses dimensions ne sont pas assez grandes pour que la courbure de la terre et la variation du paramètre de Coriolis influencent de manière appréciable la dynamique des courants. Les sources primaires des courants sont les marées, les contraintes dues au vent et les gradients de densité. Comme l'objet de cette étude est de rechercher les courants caractérisés par une grande échelle de temps, les courants périodiques de marée ne seront pas pris en considération. Les gradients de densité seront négligés, la mer étant supposée homogène. Cette hypothèse est valable durant les mois d'hiver partout excepté dans le Skagerrak et le long de la côte norvégienne. A ces endroits, la solution obtenue par le modèle donnera un résultat approché qui, cependant, fera découvrir les traits caractéristiques de la circulation résiduelle.

De nombreux chercheurs — pour ne citer que les précurseurs, signalons Böhnecke (1922), Carruthers (1926) — ont abordé le problème de la circulation résiduelle d'une manière expérimentale. Les méthodes utilisées sont les suivantes : la méthode température-salinité [Böhnecke (1922)], la méthode lagrangienne [Carruthers (1926), Ramster (1965)] et la méthode eulérienne [Wyrski (1952), Veley (1960)]. Ces méthodes, qui ont rendu de nombreux services, ont plusieurs inconvénients inhérents : *e.g.* le nombre considérable de mesures qui doivent être effectuées sur l'ensemble de la zone à étudier pour obtenir des résultats statistiquement valables.

Les calculateurs numériques permettent maintenant de résoudre les équations de l'hydrodynamique. Hansen (1956, 1966) et Fischer (1959) ont calculé les lignes cotidales et d'égale amplitude; Hansen (1956, 1966) et Heaps (1969) ont poursuivi des recherches sur les tempêtes. L'élévation du niveau de la mer a pu être calculée avec une bonne précision. Quant à nous, nous calculerons la circulation résiduelle et montrerons l'influence de la bathymétrie du bassin sur la distribution horizontale des courants. Les faiblesses des modèles théoriques apparaîtront à la lumière de quelques exemples.

2.- Description du modèle mathématique

Puisque notre but est de rechercher la circulation résiduelle, qui est — par définition — ce qui reste dans la circulation lorsque les termes périodiques de marée ont été éliminés, l'hypothèse d'un état stationnaire sera faite. Nous ne nous intéresserons qu'à la circulation dans un sens synoptique; dans ce cas, nous pouvons, sans trop restreindre la généralité du problème, supposer une friction horizontale négligeable. Nous avons montré [Ronday (1972)] que les termes non linéaires peuvent être négligés. Dans ces conditions, les équations de conservation du moment et de la masse [e.g. Nihoul (1971, 1972)] s'écrivent

$$(1) \quad -fV = -h \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) + (\tau_{sx} - \tau_{bx})$$

$$(2) \quad +fU = -h \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) + (\tau_{sy} - \tau_{by})$$

$$(3) \quad \frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} = 0$$

$$\text{où} \quad U = \int_{-h}^{\zeta} \bar{V}_x \, dz \quad \text{et} \quad V = \int_{-h}^{\zeta} \bar{V}_y \, dz$$

sont les deux composantes de la vitesse intégrée du fond à la surface.

\bar{V}_x et \bar{V}_y sont définis [e.g. Nihoul (1971, 1972)] par

$$\bar{V}_i = \frac{1}{T} \int_t^{t+T} V_i \, dt \quad (i = 1, 2, 3)$$

où V_i est la $i^{\text{ème}}$ composante de la vitesse instantanée et T le temps caractéristique du phénomène à étudier (dans notre problème, T est supérieur aux périodes des marées diurnes et semi-diurnes), h est la profondeur moyenne de la mer, ζ sa déviation par rapport à la moyenne, g l'accélération due à la gravité et f le paramètre de Coriolis.

τ_s représente la contrainte de surface due au vent. La relation utilisée est la relation empirique classique

$$(4) \quad \tau_s = \rho_a c_d |W| W$$

où ρ_a et W sont respectivement la densité de l'air et la vitesse du vent à la hauteur anémométrique. c_d est un coefficient de proportionnalité qui dépend de nombreux paramètres (vitesse du vent, température,

stabilité de la couche d'air, etc.). Wilson (1960) a calculé le coefficient c_d le mieux adapté pour des vents faibles ($1 < W \leq 10$ m/s) et sa déviation standard.

$$(5) \quad c_d = 1,49 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg} \quad , \quad \sigma_{c_d} = 0,83 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg} \quad .$$

Ce coefficient c_d est entaché d'une grande incertitude; nous nous contenterons de cette valeur à défaut de mieux.

Bowden (1953), Groen et Groves (1966), Weenink (1958) ont montré que la contrainte sur le fond se compose de deux termes dont l'un est proportionnel à la contrainte de surface et dont l'autre ne dépend que de la vitesse intégrée du fluide.

$$(6) \quad \tau_b = -m \tau_s + \tau_b^{(1)} \quad .$$

En accord avec Weenink (1958), nous avons choisi $m = 0,12$. Lorsque le courant de dérive se superpose à un courant de marée intense, ce qui est le cas en mer du Nord, la contrainte sur le fond $\tau_b^{(1)}$ s'exprime [Bowden (1956), Runday (1971)] par

$$(7) \quad \tau_b^{(1)} = K \frac{U}{h}$$

où K est le coefficient de friction efficace. Runday (1972) a montré que le coefficient le mieux adapté à la circulation résiduelle en mer du Nord vaut $K = 0,00125$ m/s.

Dans ces conditions, les termes d'interaction aux frontières fond et surface s'écrivent :

$$(8) \quad \begin{aligned} \tau_{sx} - \tau_{bx} &= (1+m)\rho_a c_d |W| W_x - K \frac{U}{h} \\ \tau_{sy} - \tau_{by} &= (1+m)\rho_a c_d |W| W_y - K \frac{V}{h} \end{aligned}$$

Une fonction de courant ψ peut être définie à partir de l'équation (3) :

$$(9) \quad U = -\frac{\partial \psi}{\partial y} \quad , \quad V = \frac{\partial \psi}{\partial x} \quad .$$

Eliminons U et V entre (1) et (2) à l'aide de la relation (9). L'équation régissant ψ s'écrit

$$(10) \quad \frac{K}{h} \nabla^2 \psi + \left(-\frac{2K}{h^2} \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{f}{h} \frac{\partial h}{\partial y} \right) \frac{\partial \psi}{\partial x} + \left(-\frac{2K}{h^2} \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{f}{h} \frac{\partial h}{\partial x} \right) \frac{\partial \psi}{\partial y} \\ = \tau_c - \frac{1}{h} \left(\frac{\partial h}{\partial x} \tau_{s_y}^* - \frac{\partial h}{\partial y} \tau_{s_x}^* \right)$$

où i) $\tau_s^* \equiv (1 + m) \tau_s$

représente la contrainte apparente de surface;

ii) $\tau_c = (\nabla \wedge \tau_s^*)_z$.

La fonction de courant doit satisfaire à des conditions aux limites :

i) le long d'une côte $\psi = C^{te}$;

ii) le long d'une frontière ouverte $\psi = \psi(s)$ où s est la coordonnée curviligne de la frontière ouverte.

Les forces excitatrices apparaissent dans le deuxième membre de l'équation (10). Le premier terme de droite, qui ne dépend que du vent, est le responsable d'une partie du transport : le transport dû au rotationnel (ψ_{rot}). Au terme $(\nabla h \wedge \tau_s^*)_z$ de (10) correspondra un transport dû à la pente du fond (ψ_{pente}). Murty et Taylor (1970) ont montré que ce dernier terme joue un rôle déterminant dans la circulation des Grands Lacs. Il existe encore une composante de transport qui provient des sources externes (rivières, fleuves, transport dû à une circulation générale, c'est-à-dire l'influence du courant Nord Atlantique dans la mer du Nord); on en tient compte en prescrivant de manière adéquate les conditions aux limites.

$$\psi = \psi_{rot} + \psi_{pente} + \psi_{ext}.$$

La méthode de relaxation forcée de Liebman [e.g. Murty et Taylor (1970)] a été utilisée pour résoudre l'équation différentielle partielle (10) qui est du type elliptique. La principale difficulté dans toute méthode itérative est d'obtenir un schéma convergent; pour cette raison, il a été nécessaire de lisser les profondeurs.

3.- Description du modèle physique

3.1.- Considérations générales

La méthode aux différences finies découpe le milieu en diverses cellules de profondeur constante (fig. 1). Lorsqu'on rencontre, comme en mer du Nord, deux bassins aux profondeurs très différentes, la méthode de relaxation exige un grillage très fin afin d'éviter les divergences. Comme la capacité des calculateurs est limitée, nous avons choisi une solution de compromis : maillage moyen ($\Delta x = \Delta y = 22.972$ mètres) et lissage des profondeurs pour éviter les divergences. L'opérateur de lissage est le suivant :

$$\bar{h}_{I,J} = \frac{h_{I,J+1} + h_{I,J-1} + h_{I+1,J} + h_{I-1,J} + 4 h_{I,J}}{8} .$$

Ce lissage laisse relativement in affecté les régions de faible gradient de profondeur; par contre, il influence fortement la bathymétrie de la région norvégienne et les zones de basse profondeur. Nous verrons dans la suite qu'il est le responsable de l'atténuation de la structure des courants de dimensions supérieures à celles de la maille.

3.2.- Estimation des flux aux frontières ouvertes

Böhnecke (1922) a déduit les courants résiduels des cartes montrant la distribution des isohalines et isothermes moyennes. Laevastu (1963) a estimé, en se basant sur les données de Böhnecke et sur d'autres plus récentes, les flux moyens sur l'année à travers les diverses frontières ouvertes. Il a obtenu :

- comme flux entrant

1.800 km³/an au Dover Straits,
200 km³/an au Skagerrak,
20.000 km³/an à la frontière nord de la mer du Nord, côté
des îles Orkneys et Shetland;

- comme flux sortant

22.000 km³/an à la frontière nord dans la région proche de
la côte norvégienne.

Bien que les observations de température et de salinité montrent qu'il existe des fluctuations dans le transport durant l'année et même d'années en années, nous supposons — dans cette première étude — une

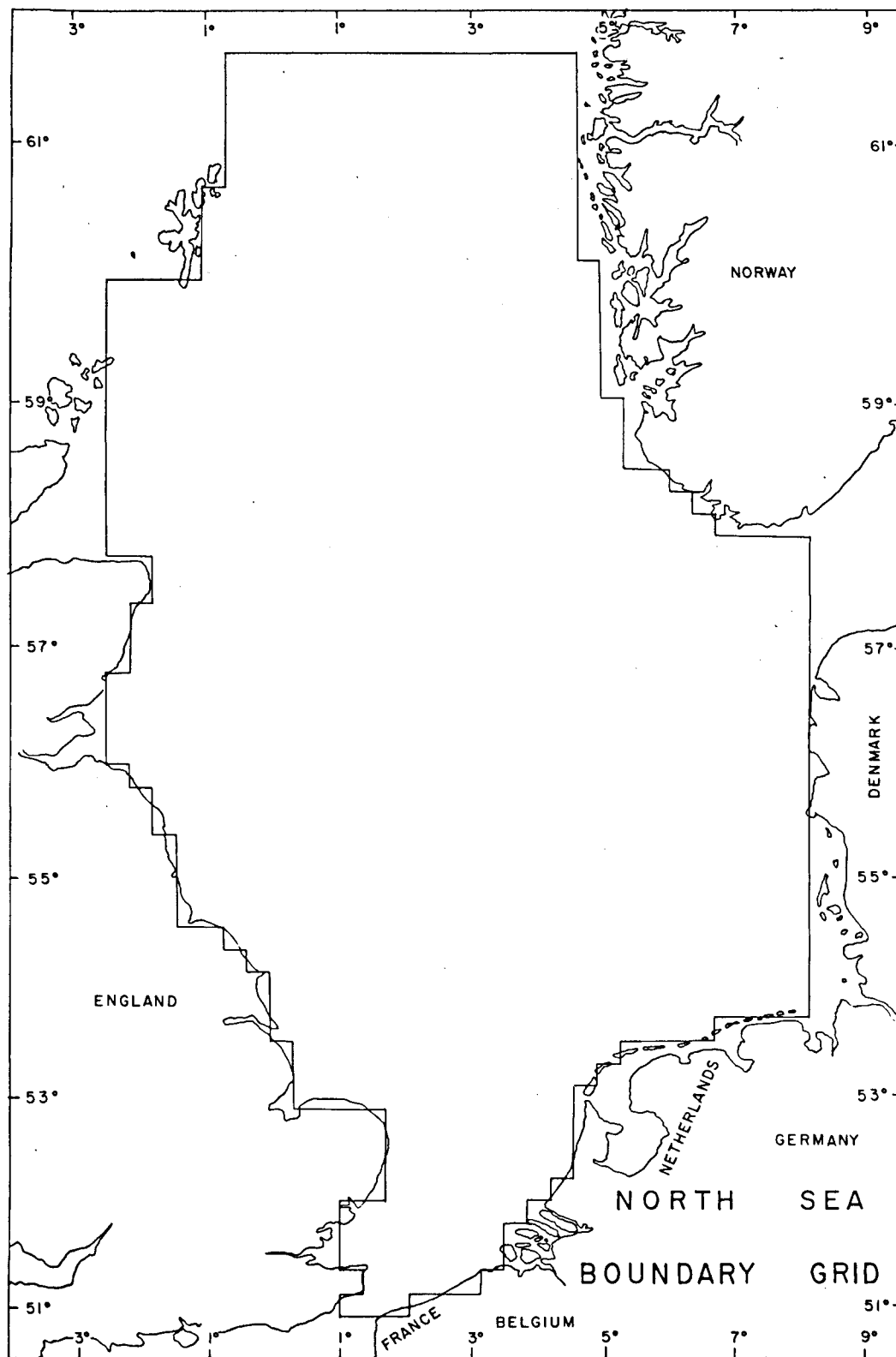


fig. 1.- Maille utilisée.

dynamique stationnaire durant le mois. Il est apparu qu'il serait plus aisé d'estimer les flux aux frontières ouvertes en janvier car la direction moyenne du vent en ce mois coïncide approximativement avec celle du vent moyen sur l'année.

Le temps caractéristique de la circulation résiduelle est beaucoup plus grand que celui des principales marées; dans ces conditions, le courant résiduel se compose de trois termes : le premier dû au vent local, le second qui résulte d'une circulation plus générale et le troisième qui provient des déformations des ellipses de marée et des composantes à long terme des marées :

$$(11) \quad \bar{V} = \bar{V}_{loc} + \bar{V}_{gén} + \bar{V}_{marée} .$$

Le dernier terme de (11) ne prend de l'importance que dans les régions peu profondes. Nous avons pu estimer la part prise par le terme $\bar{V}_{marée}$ dans le courant existant au Dover Straits. Veley (1960) a calculé au bateau phare *Varne* le courant de base qui se compose des deux derniers termes de la relation (11) : il vaut $2,97 \cdot 10^{-2}$ m/s . Quand le vent souffle de manière uniforme sur une région suffisamment étendue, Weenink (1958) estime

$$|\bar{V}_{gén}| \sim 0,20 |\bar{V}_{loc}| ;$$

alors la composante $|\bar{V}_{marée}|$, si on considère un vent uniforme de 4,3 m/s (vent moyen sur l'année), prend comme valeur $1,74 \cdot 10^{-2}$ m/s qui est faible comparée à celle des composantes dues au vent. Dans ces conditions, nous supposons, en première approximation, que les flux aux frontières ouvertes obéissent à la relation suivante :

$$\frac{\phi_{janv,Dover}}{\phi_{année,Dover}} = \frac{\phi_{janv,Skag}}{\phi_{année,Skag}} = \frac{\phi_{janv,Nord,Ent}}{\phi_{année,Nord,Ent}} = \frac{\phi_{janv,Nord,Sort}}{\phi_{année,Nord,Sort}} = R .$$

A partir des données de Bowden (1956), nous avons pu calculer le premier membre et, par suite, R . Nous avons obtenu

$$(12) \quad R = 4,2 .$$

3.3.- Fonction de courant le long des frontières

On tiendra compte de l'apport des fleuves en déterminant de manière adéquate la fonction de courant aux frontières. Dans cette première étude, nous supposons que le débit des fleuves en janvier (avant la fonte des

neiges) est identique à celui de l'été; ainsi nous pourrons utiliser les données fournies par Otto (1970).

En supposant une répartition uniforme du flux aux frontières ouvertes [Ronday (1972)], la fonction de courant est définie comme suit :

- 1) le long de la côte anglaise depuis la frontière N-O du modèle jusqu'à Dover $\psi = 0 \text{ m}^3/\text{s}$;
- 2) à travers le Dover Straits
de $\psi = 0 \text{ m}^3/\text{s}$ à Dover
à $\psi = 240 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ à Calais;
- 3) de Calais à Vlessingen $\psi = 240 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$;
- 4) de Hoek van Holland à Cuxhaven $\psi = 242 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$;
- 5) de Cuxhaven à la frontière sud du Skagerrak $\psi = 243 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$;
- 6) à travers le Skagerrak
de $\psi = 243 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ au sud
à $\psi = 270 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ au nord;
- 7) le long de la côte norvégienne jusqu'à la frontière N-E du modèle
 $\psi = 270 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$;
- 8) à travers la frontière nord
 - i) de $\psi = 270 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ à la côte norvégienne
à $\psi = - 2.918 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ à l'endroit de profondeur $h = 225 \text{ m}$
 - ii) de $\psi = - 2.918 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ à l'endroit de profondeur $h = 225 \text{ m}$
à $\psi = 0 \text{ m}^3/\text{s}$ à la frontière N-O du modèle.

3.4.- Contrainte apparente en surface

Etant donné que nous nous sommes donné pour but de faire ressortir les caractéristiques générales de la circulation résiduelle en janvier, nous supposerons une distribution de vent uniforme sur toute l'étendue du bassin, ce qui est une bonne approximation si on considère la carte des pressions moyennes du mois de janvier (fig. 2).

Le terme $(\nabla \wedge \tau_s^*)_z$ de l'équation (10) s'annule donc, et le transport de fluide que l'on obtiendra dans la suite ne dépend que de l'interaction vent-bathymétrie par l'intermédiaire de $(\nabla h \wedge \tau_s^*)_z$.

L'analyse des roses des vents a donné un vent du S-W d'une intensité de 7,79 m/s . Introduisant la vitesse du vent obtenue et la valeur du

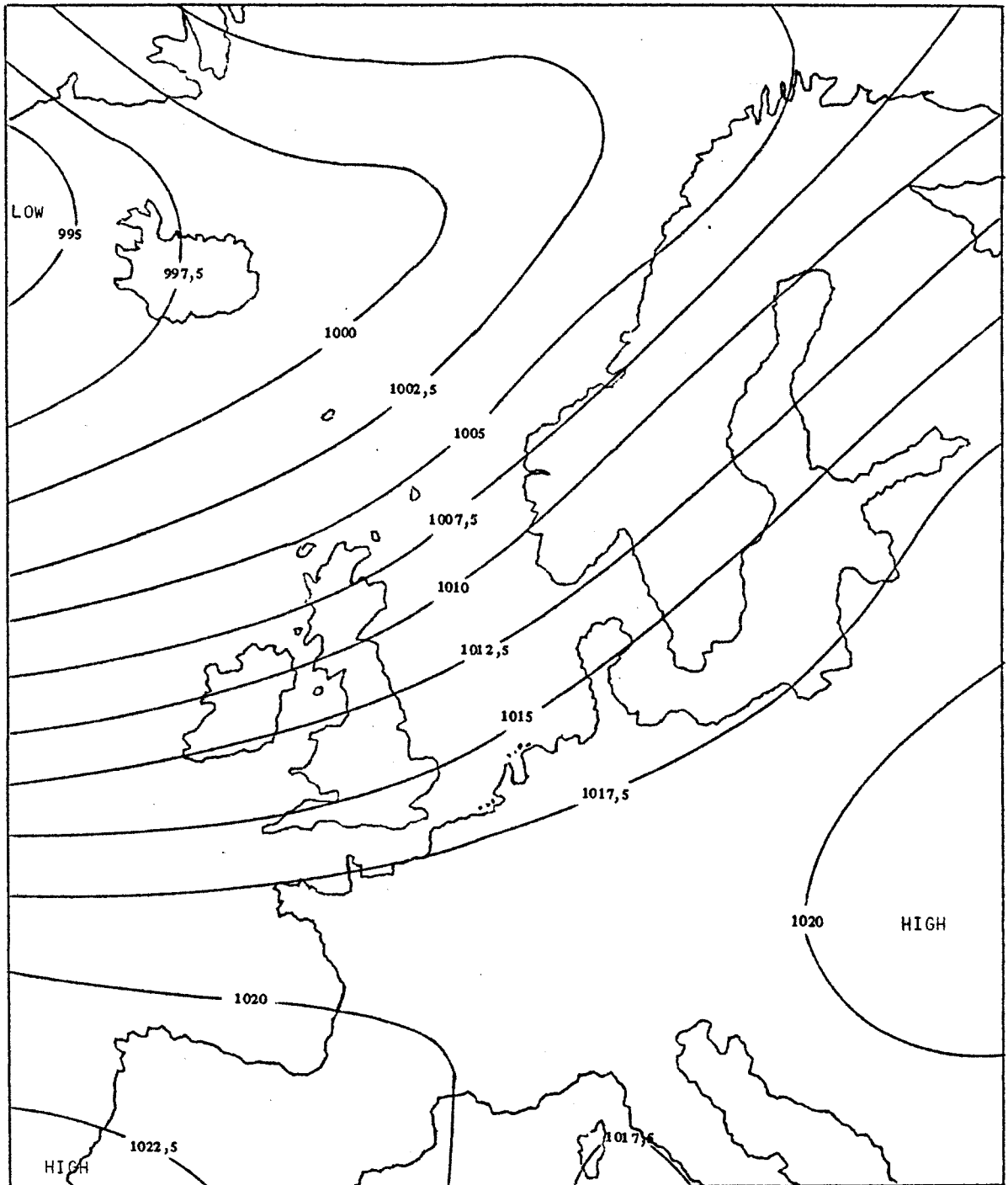


fig. 2.- Pressions atmosphériques moyennes en janvier (en mb) - Extraite de Lumb (1963).

coefficient de friction donné par la relation (5) dans (10), on obtient :

$$\|\tau_s^*\| = 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}^2.$$

Les deux composantes de la contrainte valent

$$\tau_{sx}^* = \tau_{sy}^* = 0,707 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}^2.$$

4.- Discussion des résultats

4.1.- Comparaison des résultats obtenus par le modèle mathématique et par les observations de Böhnecke et Laevastu (fig. 3. et 4)

Si on compare les figures 3 et 4 qui correspondent aux résultats obtenus respectivement par les méthodes mathématiques et expérimentales, on remarque immédiatement un accord satisfaisant entre celles-ci. Evidemment avec le modèle mathématique utilisé, il n'est pas possible de rendre compte de toutes les caractéristiques de la circulation et particulièrement les détails à petite échelle.

Nous avons repris la figure 4 de Laevastu (1963) représentant la distribution des différentes masses d'eau qui sont caractérisées par leur salinité, température et origine. La figure 3 montre trois caractéristiques de circulation qui correspondent aux

1) eaux de l'Atlantique Nord

L'aire comprise entre les lignes de courant $\psi = 0$ et $\psi = -10^5 \text{ m}^3/\text{s}$ qui s'étend de la frontière nord jusqu'au 56^{ème} parallèle correspond à la langue d'eau atlantique (région 1 de Laevastu).

2) eaux du Skagerrak

La région 3 de Laevastu apparaît clairement sur la figure 3; elle correspond à l'aire comprise entre la ligne de courant $\psi = -3 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{s}$ et la côte norvégienne. La concentration des lignes de courant en cette région s'explique par la grande profondeur.

3) eaux du Dover Straits

La ligne $\psi = 10^5 \text{ m}^3/\text{s}$ peut être considérée comme une frontière entre les eaux venant du nord de l'Atlantique Nord et celles qui proviennent du Dover Straits. La zone comprise entre cette ligne de courant et la côte qui s'étend du Pas de Calais jusqu'au parallèle 56°30 N correspond aux régions 2 et 6 de Laevastu.

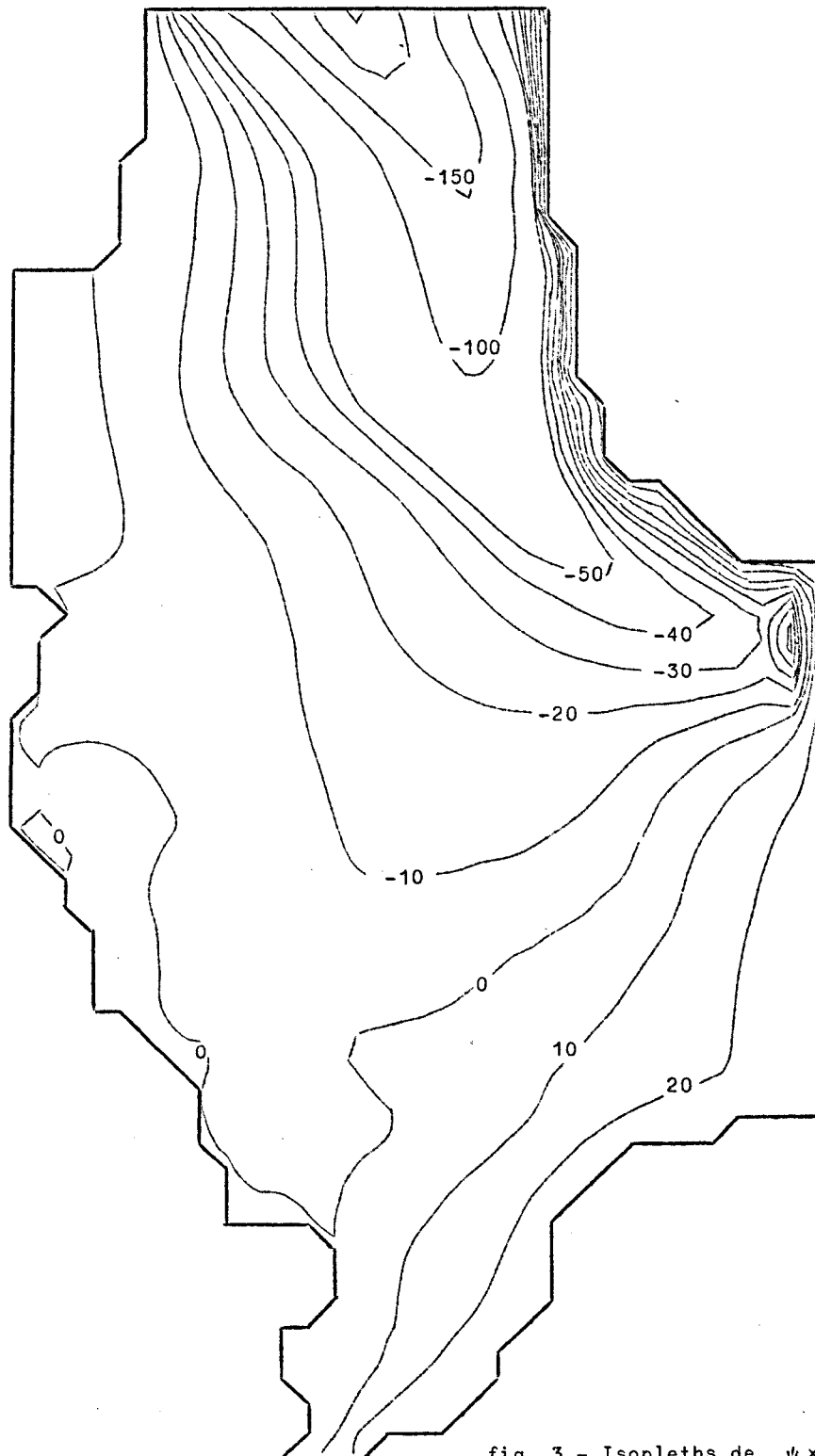


fig. 3.- Isopleths de $\psi \times 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$ en janvier;
 $K = 0,00125 \text{ m}^2/\text{s}$;
 $\tau_{sx}^* = \tau_{sy}^* = 0,707 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}^2$.

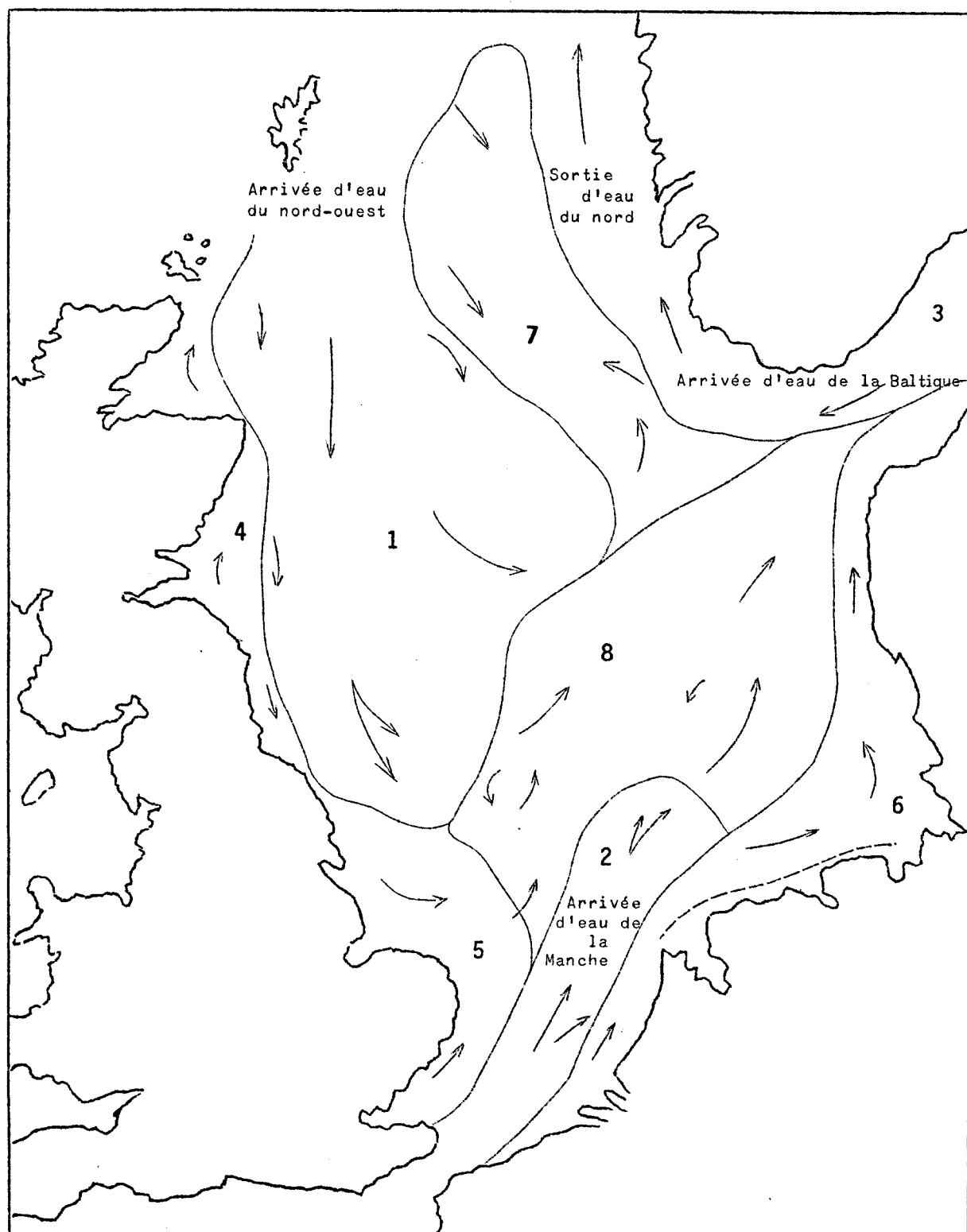


fig. 4.- Masses d'eau en mer du Nord (extraite de Laevastu, 1963).

Toute la région intérieure de la mer du Nord contient un mélange de ces trois eaux primaires dans un rapport qui dépend de la proximité et de l'intensité des diverses sources primaires. Le gyre anticyclonique localisé au S-E de la côte norvégienne devrait normalement se trouver dans le Skagerrak. L'hypothèse du flux uniforme sortant du Skagerrak est responsable du gyre et de l'image déformée de la situation réelle en cet endroit. Ce que nous obtenons au S-E de la côte norvégienne est un résumé de la circulation dans le Skagerrak.

Entre la ligne de courant $\psi = 0$ et la côte anglaise ($\psi = 0$), il existe une zone caractérisée par des gyres cycloniques ou anticycloniques dûs à la structure des côtes (zone 4 de Laevastu). Le rebroussement des eaux atlantiques obtenu par Böhnecke (1922) et Laevastu (1963) situé au S-O de la côte norvégienne et la circulation autour du Dogger Bank sont également retrouvés. Nous montrerons dans la suite que ces deux traits caractéristiques sont dus à la topographie irrégulière du fond.

En conclusion, l'accord est satisfaisant entre nos résultats et ceux de Böhnecke et Laevastu.

4.2.- Notre modèle et le champ de courant obtenu par les *Bottle drifters* (fig. 3 et 5)

Le laboratoire des pêcheries de Lowestoft [*e.g.* Ramster (1965)] a utilisé de manière intensive la méthode des "bouteilles dérivantes" pour étudier les courants résiduels dans la Southern Bight. Elle a permis de rendre compte d'un grand nombre de phénomènes, par exemple montrer l'influence du vent sur le mouvement des bouteilles et de confirmer les résultats de Böhnecke et Laevastu. Si on compare nos résultats (fig. 3) à ceux de Ramster (fig. 5), on peut conclure à un accord raisonnable entre les deux méthodes.

Le principal défaut de la méthode des bouteilles qui a rendu de nombreux services est son imprécision inhérente. Ne donnant que les points de départ et d'arrivée de la bouteille, on détruit la structure à petite et moyenne échelle car on intègre le mouvement; de plus, il est difficile d'estimer la durée d'immersion des bouteilles.

Le modèle mathématique détruit lui aussi tous les détails de circulation de dimensions inférieures à celles de la maille en raison de la

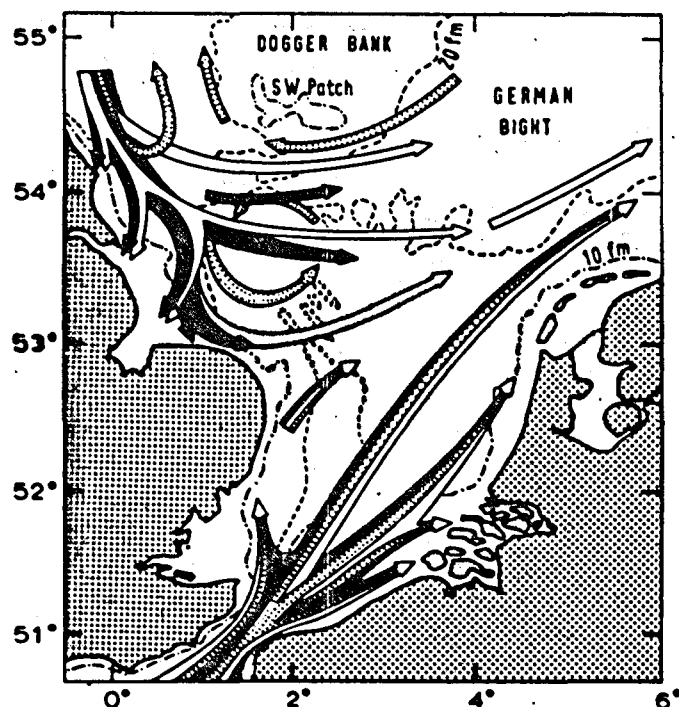


fig. 5.- Distribution des courants de fond dans le sud de la mer du Nord en 1960-1961, déduite des retours des Woodhead seabed drifters. (extraite de Ramster, 1965)

◄ début de l'été ◄ fin de l'été ◄ hiver

discrétisation et il atténue ceux de dimensions supérieures par le lissage des profondeurs rendu nécessaire pour obtenir un schéma convergent. L'utilisation d'une grille fine pour l'étude détaillée d'une région donnée permet d'allier précision des résultats et économie de mémoire quand une grille à larges mailles donne les conditions aux frontières de la grille fine.

4.3.- Influence de la topographie du fond (fig. 3 et 6)

Un des buts importants de cette étude est de démontrer l'influence prépondérante de la structure irrégulière du fond sur la circulation; pour cette raison, nous comparerons les résultats obtenus dans les cas suivants : profondeur variable (fig. 3) et profondeur constante (fig. 6). Lorsque la profondeur est constante, la force excitatrice $(\nabla h \wedge \tau_s^*)_z$ s'annule; la circulation dépend alors uniquement des flux aux frontières ouvertes.

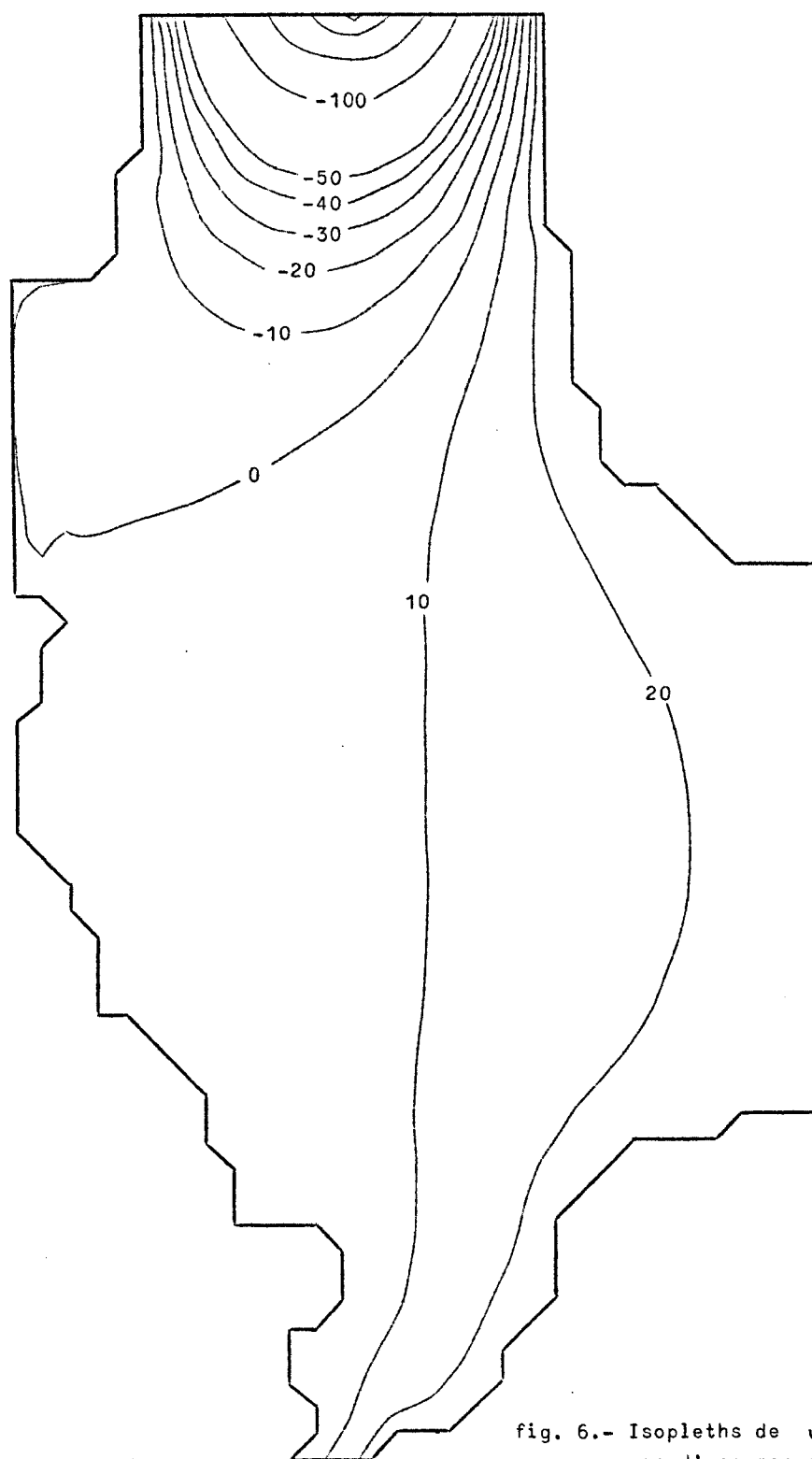


fig. 6.- Isopleths de $\psi \times 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$ dans le cas d'une mer du Nord de profondeur constante 90,3 m ;
 $K = 0,00125 \text{ m/s}$;
 $\tau_{sx}^* = \tau_{sy}^* = 0,707 \times 10 \text{ m}^2/\text{s}^2$

La circulation avec une profondeur constante (fig. 6) est fortement différente de celle à profondeur variable. Les différences fondamentales sont les suivantes :

- i) pas de concentration de flux sortant le long de la côte norvégienne;
- ii) l'influence de l'Atlantique Nord se cantonne dans l'extrême nord de la mer du Nord;
- iii) pas de rebroussement des eaux atlantiques et pas de gyre anti-cyclonique au sud des côtes norvégiennes.

Les différences entre les circulations (fig. 3 et 6) prouvent de façon éclatante l'influence capitale de la topographie du fond dans la circulation résiduelle et montrent la nécessité impérieuse d'utiliser un modèle qui corresponde aussi bien que possible au bassin réel (faiblesse des modèles théoriques à solution analytique).

4.4.- Analyse quantitative des résultats obtenus par le modèle mathématique et les méthodes théorico-expérimentales (fig. 3 et 7)

Dans ce paragraphe les transports calculés à l'aide du modèle et des formules théoriques et empiriques seront comparés. Deux régions ont été choisies : l'une dans le sud de la mer du Nord, l'autre dans le Canal Norvégien.

i) Dans le Canal Norvégien

Nous avons choisi un point au milieu du Canal sur le 59^{ème} parallèle. En ce point, la vitesse intégrée du fond à la surface et la pente de la surface ont pu être estimées à l'aide des figures 3 et 7 respectivement à

$$|U| = 26,2 \text{ m}^2/\text{s} ,$$

$$\beta = 1,01 \cdot 10^{-6} .$$

Neumann (1966) donne un coefficient de viscosité turbulente $A = 33,2 \text{ m}^{-1} \text{ kg s}^{-1}$ pour un vent de 8 m/s . Nous considérerons une viscosité turbulente constante du fond sur toute la profondeur. Dans ces conditions, les profondeurs d'influence de friction sont égales et valent

$$D^* = D = \pi \sqrt{\frac{2A}{\rho f}} = 71,5 \text{ m} .$$

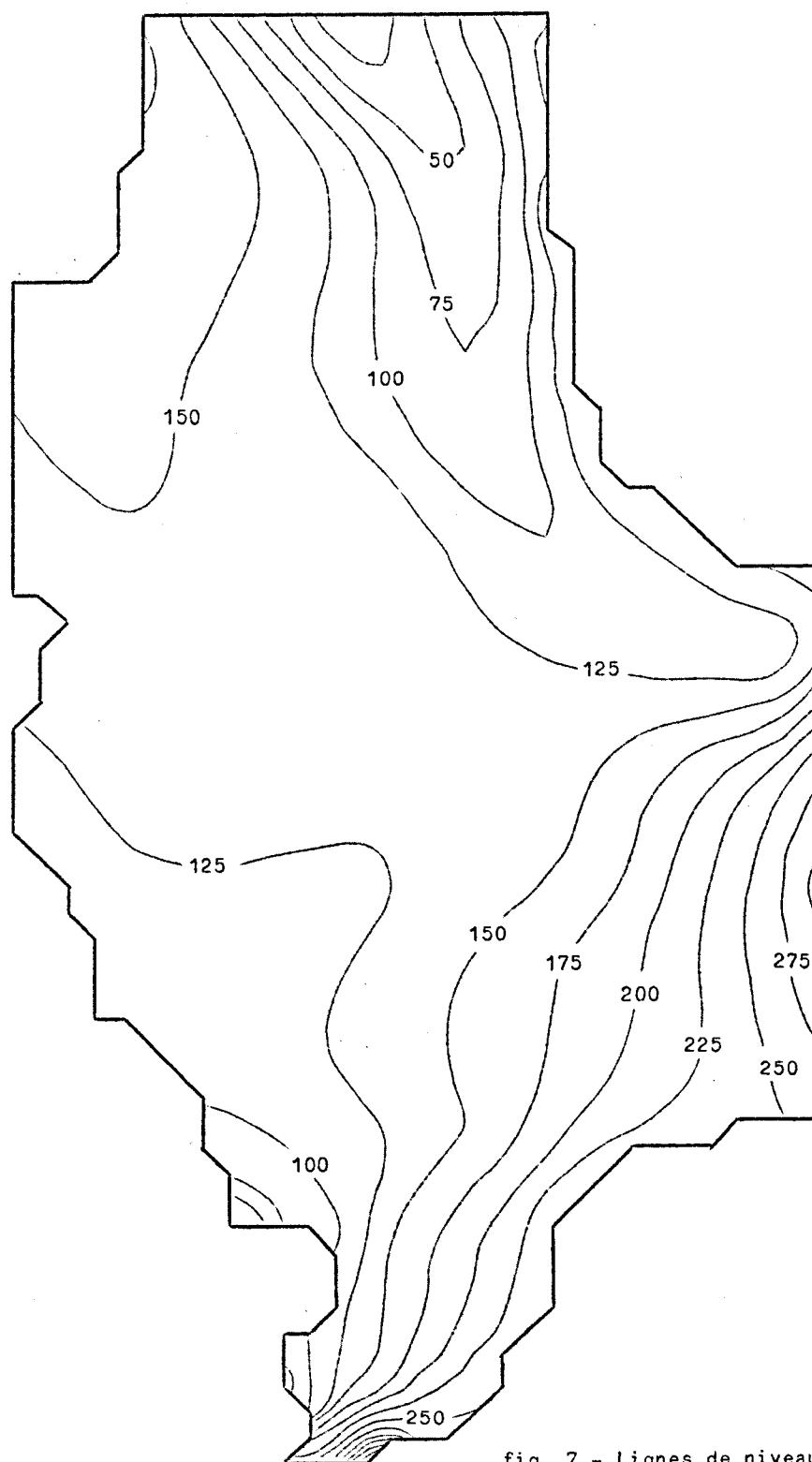


fig. 7.- Lignes de niveau en janvier (écart entre
deux lignes : 0,025 m);
 $K = 0,00125 \text{ m/s}$;
 $\tau_{sx}^* = \tau_{sy}^* = 0,707 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}^2$

Le calcul de la vitesse intégrée due au vent donne

$$V_{(1)} = 0,396 \text{ m}^2/\text{s}$$

et celui dû à la pente de la surface (approximation géostrophique)

$$V_{(2)} \approx 19,6 \text{ m}^2/\text{s} .$$

La vitesse intégrée selon l'axe S-N vaut donc

$$V = V_{(1)} + V_{(2)} \approx 20 \text{ m}^2/\text{s}$$

valeur comparable à celle donnée par le modèle $26 \text{ m}^2/\text{s}$.

ii) Dans le sud de la mer du Nord

Dans cette région de nombreuses expériences ont eu pour but de relier vitesse du vent à celle du courant et rechercher le courant de base. Près du bateau phare Amrum Bank (côte danoise) Mandelbaum (1955) donne pour un vent de force 3-4 (de 4,5 à 8 m/s) la relation suivante :

$$\bar{V} = (4,38 - 0,14 \cos x + 7,3 \sin x) 10^{-2} \text{ m/s}$$

où x est l'angle entre la direction du vent et la direction N-E. Pour un vent du S-O nous obtenons en supposant la vitesse du courant uniforme sur la profondeur dans cette région où la profondeur moyenne est de 13 mètres :

$$V = 0,46 \text{ m}^2/\text{s} .$$

Nous pouvons estimer la composante V du transport dans cette région par la relation $V = \frac{\partial \psi}{\partial x}$. Appliquant cette formule, le modèle fournit :

$$V = 0,62 \text{ m}^2/\text{s}$$

valeur comparable à $V = 0,46 \text{ m}^2/\text{s}$ donnée par une autre méthode.

Donc quel que soit le lieu choisi pour tester le modèle, nous avons obtenu à l'aide du modèle mathématique des résultats comparables à ceux obtenus par d'autres méthodes. L'imprécision du modèle due à une profondeur lissée, à un maillage trop large et surtout aux erreurs d'estimation des flux aux limites est responsable en partie des écarts trouvés; mais les formules empiriques utilisées sont elles aussi affectées d'erreurs.

Pour ces raisons, nous pouvons conclure qu'il y a accord quantitatif satisfaisant entre la méthode du modèle mathématique et celle théorico-expérimentale.

5.- Conclusions

L'analyse qualitative et quantitative prouve qu'on peut étudier la circulation résiduelle à l'aide d'un modèle mathématique; mais pour que celui-ci puisse représenter la réalité, il est absolument indispensable de tenir compte de la géométrie la plus fidèle que possible du bassin.

Le principal avantage du modèle mathématique est de pouvoir étudier la circulation résiduelle en n'ayant besoin que d'un nombre restreint de mesures expérimentales : il suffit de connaître le champ de vent sur la région considérée et le flux d'eau aux diverses frontières ouvertes. La réduction du nombre de stations océanographiques permettra de raffiner les informations collectées et d'installer un réseau de bouées automatiques qui fourniront des mesures simultanées sans dépenses excessives.

6.- Remerciements

Ce travail a pu être réalisé grâce à l'aide financière du Conseil des Arts du Canada.

Je remercie tout spécialement Monsieur John D. Taylor qui mit au point les programmes de résolution des équations.

Je tiens à exprimer ma gratitude au Dr. N.J. Campbell, océanographe en chef, qui m'a permis de venir étudier, à la Direction des Sciences de la Mer, les modèles mathématiques.

Que le Dr. T.S. Murty et le Dr. G. Godin ainsi que Messieurs K.B. Yuen et F. Barber soient remerciés pour leurs nombreux conseils.

Références

- BÖNNECKE (G.), (1922). Salzgehalt und Strömungen der Nordsee. Veröff. Inst. Meeres. Univ. Berl., N.F.A. A. *Geogr. Naturwiss. R.H.*, 10, 1-34.
- BOWDEN (K.F.), (1953). Note on wind drift in a channel in the presence of tidal currents, *Proc. Roy. Soc. Lond.*, A 219, 426-446.
- BOWDEN (K.F.), (1956). The flow of water through the Straits of Dover, related to wind and difference in sea level, *Phil. Trans. of the Roy. Soc. Lond.*, A 248, 517-551.
- CARRUTHERS (J.N.), (1926). The water movements in the southern North Sea, Part 2, The bottom currents, *Fish. Invest.*, Lond. (ser. 2), 9 (3), 1-114.
- FISHER (G.), (1959). Ein numerisches Verfahren zur Errechnung von Windstau und Gezeiten in Randmeeren, *Tellus*, II, I, 611-646.
- GROEN (P.) and GROVES (G.W.), (1966). *Surges*, in *The Sea*, I, Edited by M.N. Hill, Interscience, New York, 611-646.
- HANSEN (W.), (1956). Theorie zur Errechnung des Wasserstandes der Strömungen in Randmeeren nebst Anwendungen, *Tellus*, 8, 287-300.
- HANSEN (W.), (1966). The reproduction of the motion in the sea by means of hydrodynamical-numerical methods, *Tech. Report 25 of the Sub-Com. Ocean Res. Hamburg*.
- HEAPS (N.S.), (1969). A two dimensional numerical sea model, *Phil. Trans. of the Roy. Soc. Lond.*, A 265, 93-137.
- LAEVASTU (T.), (1963). *Serial Atlas of the Marine Environment*, Folio 4, 2 charts, published by Amer. Geogr. Soc.
- LUMB (F.E.), (1963). *Serial Atlas of the Marine Environment*, Folio 9, published by Amer. Geogr. Soc.
- MANDELBAUM (H.), (1955). Wind-generated ocean currents at Amrum Bank Light-ship, *Trans. Am. Geophys. Union*, 36, 72-86.
- MURTY (T.S.) and TAYLOR (J.D.), (1970). A numerical calculation of the wind-driven circulation in the Gulf of St Lawrence, *J. of the Ocean Soc. of Japan*, 26 (4), 15-26.

- NEUNANN (G.) and PIERSON (W.J.), (1966). *Principles of physical oceanography*, edited by Prentice-Hall Inc., New York.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971). Shear effect and eddy diffusion in the Southern North Sea, *Proc. North Sea Conference*, Aviemore, Nov. 14-20.
- NIHOUL (J.C.J.), (1972). *Hydrodynamical and biochemical state variables and evolution equations for the mathematical modelling of sea pollution* in *Proc. Liège Third Coll. on Ocean Hydrodynamics*, Liège, May 3-8, 1971.
- OTTO (L.), (1970). The mean residual transport pattern in the Southern North Sea, *I.C.E.S., CM 1970, C 21*.
- RAMSTER (J.W.), (1965). Studies with the woodhead sea bed drifters in the Southern North Sea, *Lab. Leafl. Fish. Lowestoft (N-S)*, 6, 1-4.
- RONDAY (F.C.), (1971). La dispersion d'un polluant en mer du Nord, *Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 4*.
- RONDAY (F.C.), (1972). Modèle mathématique pour l'étude de la circulation résiduelle dans la mer du Nord, *Marine Science Branch., Manuscript Report Series, N° 27*.
- VELEY (V.F.C.), (1960). The relationship between local wind and water movements in coastal waters of the British Isles, *Proc. I, Int. Conf. on Waste disposal in the marine environment*, edited by E.A. Pearson, Pergamon Press, Oxford.
- WEENINK (M.P.H.), (1958). A theory and method of calculation of wind effects on sea levels in a partly-enclosed sea, *Med. en Verhand. K. ned. Meteor. Inst., N 73, III p*.
- WILSON (B.W.), (1960). Note on surface wind stress over water at low and high speeds, *J. of Geophys. Res.*, 65, 3377-3382.
- WYRTKI (K.), (1952). Der Einfluss des Windes auf die Wasserbewegungen - durch der Strasse von Dover, *Dt. Hydro. Zeit.*, 5, 21-27.

C.- RESIDUAL AND WIND-DRIVEN CIRCULATION IN THE SOUTHERN BIGHT

1.- Introduction

One of the most recent attempts to study the residual currents in the Southern part of the North Sea was made by Otto (1970). In this experimental study, a great number of measurements were made by light vessels during a long time period (Summer) to deduce the general flow pattern by integration over a tidal period.

In this paper, starting from the vertically integrated governing equations, established by Nihoul (1972), stationary equations are written and solved by a numerical iterative process, requiring only boundary values as experimental data.

2.- Governing equations

The vertically integrated momentum and continuity equations of the mathematical model [Nihoul (1972)] are :

$$(1) \quad \frac{\partial U}{\partial t} - f V = -H \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_1 v_1}} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_1}} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1}} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1}} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

$$(2) \quad \frac{\partial V}{\partial t} + f U = -H \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_1 v_2}} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_2}} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{\hat{v}_1 \hat{v}_2}} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2}} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

$$(3) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x_1} + \frac{\partial V}{\partial x_2} = 0$$

where h is the mean depth, ζ is the deviation from the mean depth, $H = h + \zeta$ is the real depth, $\overline{\overline{\quad}}$ indicates integration on real depth, g is the acceleration due to gravity, f is Coriolis parameter, $v_i = \overline{v_i} + \hat{v}_i$ are the velocity vector components, T is the characteristic time scale, U and V are vertically integrated velocity components

$$U = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_1} dx_3$$

$$V = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_2} dx_3$$

3.- Residual currents

The test region is sufficiently large for the effects of the Coriolis forces to influence its dynamical behaviour. However, it is not large enough to be influenced either by the curvature of the earth's surface or by the variations of the Coriolis parameter.

Therefore, we assume $f = C^{te}$ over the whole region.

Another source for the generation of water currents are density gradients. In the present study, density effects are ignored by assuming the body of water to be homogeneous. This corresponds indeed to the situation of the Southern Bight even during the summer.

In equations (1) and (2), the advection terms and horizontal mixing are ignored. In addition, the term $g\zeta \nabla \zeta$ is omitted by assuming $\zeta \ll H$.

The boundary interaction terms are approximated by introducing the concepts of surface stresses τ_s and bottom stresses τ_b .

$$[\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{-h}^{\zeta} = \tau_{s1} - \tau_{b1}$$

$$[\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{-h}^{\zeta} = \tau_{s2} - \tau_{b2}$$

The quadratic stress law $\rho^{-1} \tau_b = k |v| v$ is generally used to approximate the bottom stress phenomenon. In the K.B.M. form we write here :

$$\tau_{b1} = k \frac{U}{h}$$

where k denotes the bottom stress coefficient with the dimension of a velocity. The most plausible value in the North Sea is $k = 1.25 \times 10^{-3}$. In the Southern Bight, one generally takes a larger value because, in shallow water, bottom interactions are stronger. The model was tested with

$$k = 10^{-2}.$$

The wind interaction term may be approximated by the law

$$\tau_s = \rho_a c_d |W| W$$

where ρ_a is the density of air.

According to Wilson's statistical study (1960) $c_d = 1.49 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$.
As we consider the mean stationary flow $\frac{\partial \zeta}{\partial t}$, $\frac{\partial U}{\partial t}$ and $\frac{\partial V}{\partial t}$ vanish.

The time scale T is supposed to be greater than all significant tidal periods.

The above mentioned assumptions specify the meaning of *residual currents*. We consider the currents generated by Coriolis forces and submitted to surface interaction (wind) and bottom stress.

4.- Stream function

From equations (1) and (2), we get the linearized form of governing steady, vertically integrated equation :

$$(4) \quad -fV = -gh \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} + \tau_{s1} - \frac{k}{h} U$$

$$(5) \quad fU = -gh \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} + \tau_{s2} + \frac{k}{h} V$$

Introducing stream function ψ such that

$$U = -\frac{\partial \psi}{\partial x_2} \quad V = \frac{\partial \psi}{\partial x_1}$$

and eliminating ζ from (4) and (5) we get the boundary value problem :

$$(6) \quad \nabla^2 \psi + \frac{\partial \psi}{\partial x_1} \left(-\frac{f}{k} \frac{\partial h}{\partial x_2} - \frac{2}{h} \frac{\partial h}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial \psi}{\partial x_2} \left(\frac{f}{k} \frac{\partial h}{\partial x_1} - \frac{2}{h} \frac{\partial h}{\partial x_2} \right) \\ = \frac{h}{\rho k} \left(\frac{\partial \tau_{s2}}{\partial x_1} - \frac{\partial \tau_{s1}}{\partial x_2} \right) + \frac{1}{\rho k} \left(\tau_{s1} \frac{\partial h}{\partial x_2} - \tau_{s2} \frac{\partial h}{\partial x_1} \right)$$

5.- Integration

5.1.- Domain

The Southern Bight is characterized by the relative proximity of the Western and Eastern Coasts and also by open boundaries in the South and

the North. In order to respect the coastal shape we choose a thin rectangular net grid with step size $D_{x_1} = 7.6 \times 10^3$ m and $D_{x_2} = 7.9 \times 10^3$ m and 34×31 points.

5.2.- Finite difference approximation

We use a central difference approximation for all derivatives in equation (6), we get for all interior points :

$$(7) \quad \psi_{i+1,j} \left\{ \frac{1}{(D_{x_1})^2} + \frac{A_{i,j}}{2 D_{x_1}} \right\} + \psi_{i-1,j} \left\{ \frac{1}{(D_{x_1})^2} - \frac{A_{i,j}}{2 D_{x_1}} \right\} + \psi_{i,j+1} \left\{ \frac{1}{(D_{x_2})^2} - \frac{B_{i,j}}{2 D_{x_2}} \right\} \\ + \psi_{i,j-1} \left\{ \frac{1}{(D_{x_2})^2} + \frac{B_{i,j}}{2 D_{x_2}} \right\} - 2 \psi_{i,j} \left\{ \frac{1}{(D_{x_1})^2} + \frac{1}{(D_{x_2})^2} \right\} = F_{i,j}$$

with

$$A_{i,j} = \left\{ -\frac{2}{h} \frac{\partial h}{\partial x_1} - \frac{f}{k} \frac{\partial h}{\partial x_2} \right\}_{i,j}$$

$$B_{i,j} = \left\{ \frac{2}{h} \frac{\partial h}{\partial x_2} - \frac{f}{k} \frac{\partial h}{\partial x_1} \right\}_{i,j}$$

$$F_{i,j} = \frac{h_{i,j}}{k} \left\{ \frac{\partial \tau_{s2}}{\partial x_1} - \frac{\partial \tau_{s1}}{\partial x_2} + \frac{1}{h} (\tau_{s1} \frac{\partial h}{\partial x_2} - \tau_{s2} \frac{\partial h}{\partial x_1}) \right\}_{i,j}$$

Liebman accelerated point over relaxation is a suitable method for solving equation (7) on the form :

$$(8) \quad C_{i,j} \psi_{i-1,j} + E_{i,j} \psi_{i+1,j} + G_{i,j} \psi_{i,j-1} + L_{i,j} \psi_{i,j+1} - 2 D \psi_{i,j} = F_{i,j}$$

the $(\ell + 1)^{th}$ iteration is calculated using :

$$(9) \quad \psi_{i,j}^{\ell+1} = \psi_{i,j}^{\ell} + \frac{1+c}{2 D} \{ E_{i,j} \psi_{i+1,j}^{k_1} + C_{i,j} \psi_{i-1,j}^{k_2} + L_{i,j} \psi_{i,j+1}^{k_3} + G_{i,j} \psi_{i,j-1}^{k_4} \\ - 2 D \psi_{i,j}^{\ell} - F_{i,j} \}$$

where c is the relaxation coefficient.

The use of superscripts k on the right hand side here, corresponds to an ordering of the computation points $k = \ell + 1$ when the point is soon calculated in the $(\ell + 1)^{th}$ iteration and $k = \ell$ when the point is not yet calculated in the $(\ell + 1)^{th}$ iteration.

At first step this process improves the calculation of points on line 15, then step by step the calculation of all points.

We monitor convergence by checking

$$|\psi_{i,j}^{l+1} - \psi_{i,j}^l| < \delta$$

at ten points throughout the grid. When $\delta = 10^{-2}$, a hundred iterations are necessary.

7.- Elevation

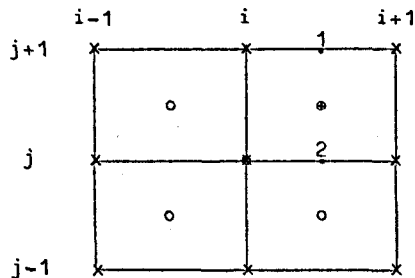
To find the deviation $\zeta(x_1, x_2)$, from mean water height $h(x_1, x_2)$ equations (4) and (5) are written in the following form :

$$(10) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} = \frac{1}{gh} \left\{ f \frac{\partial \psi}{\partial x_1} + \tau_{s1} + \frac{k}{h} \frac{\partial \psi}{\partial x_2} \right\}$$

$$(11) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} = \frac{1}{gh} \left\{ f \frac{\partial \psi}{\partial x_2} + \tau_{s2} - \frac{k}{h} \frac{\partial \psi}{\partial x_1} \right\}$$

As stream functions and depths are known at all points of the net grid, the right hand side of equations (10) and (11) can be approximated by finite differences.

In order to improve this approximation we compute the elevations in the central points of the squares defined by the stream functions net grid.



x stream point
o elevation point

Stream point x and elevation point o are denoted by the same subscript (i,j)

For instance, to compute $\frac{\partial \psi}{\partial x_1}$ at elevation point (i,j) we average that value at points 1 and 2 :

$$\left(\frac{\partial \psi}{\partial x_1} \right)_{i,j} = \frac{1}{2} \left\{ \frac{\psi_{i+1,j+1} - \psi_{i,j+1}}{D_{x_1}} + \frac{\psi_{i+1,j} - \psi_{i,j}}{D_{x_1}} \right\} + O(D_{x_1}^2)$$

So equations (10) and (11) reduce to an initial value problem.

$$\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} = f_1 \qquad \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} = f_2$$

where f_1 and f_2 are known.

8.- Numerical method

Following Rao and Murty (1970), we use a least square approximation of Taylor expansion.

Starting from an arbitrary point $\zeta_{i_0, j_0} = 0$, we approximate the neighbouring point by :

$$\zeta_{i,j} = \zeta_{i+1,j} \pm D_{x_1} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} \right)_{i+\frac{1}{2},j} \quad (12)$$

$$\zeta_{i,j} = \zeta_{i,j+1} \pm D_{x_2} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_2} \right)_{i,j+\frac{1}{2}}$$

Such a process gives four values at each interior point.

The best approximation in the least square sense minimizes the error E :

$$(13) \quad E = [\zeta_{i,j} - \zeta_{i+1,j} + D_{x_1} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} \right)_{i+\frac{1}{2},j}]^2 + [\zeta_{i,j} - \zeta_{i-1,j} - D_{x_1} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} \right)_{i-\frac{1}{2},j}]^2 \\ + [\zeta_{i,j} - \zeta_{i,j-1} + D_{x_2} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_2} \right)_{i,j+\frac{1}{2}}]^2 + [\zeta_{i,j} - \zeta_{i,j-1} - D_{x_2} \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_2} \right)_{i,j-\frac{1}{2}}]^2$$

E reaches the minimum when $\frac{\partial E}{\partial \zeta_{i,j}} = 0$. In this case, the best approximation reduces to the average of the four values. Hence, the equation left is

$$(14) \quad 4 \zeta_{i,j} - \zeta_{i+1,j} - \zeta_{i-1,j} - \zeta_{i,j+1} - \zeta_{i,j-1} = D_{x_1} \left[\left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} \right)_{i+\frac{1}{2},j} - \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_1} \right)_{i-\frac{1}{2},j} \right] \\ + D_{x_2} \left[\left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_2} \right)_{i,j+\frac{1}{2}} - \left(\frac{\partial \zeta}{\partial x_2} \right)_{i,j-\frac{1}{2}} \right]$$

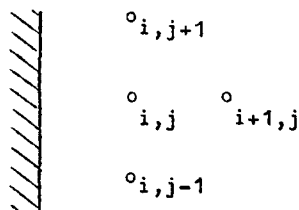
for the interior point.

Remark

Equation (14) is the discrete approximation of Poisson equation $\nabla^2 \zeta = g$. Thus to solve the first order problem (10), (11), the numerical method changes it into a second order problem. Therefore, boundary conditions must be chosen to respect the first order problem.

Boundary conditions

Rao and Murty (1970) use the best approximation of Taylor expansion in the least square sense even to compute boundary points of iterative process. For an example, to compute $\zeta_{i,j}$ they average the Taylor expansion



of $\zeta_{i+1,j}$, $\zeta_{i,j-1}$, $\zeta_{i,j+1}$. This non symmetric process is of second order in j direction and first order in i direction. Therefore, it is better to use only two values to respect the order of the problem. This modification improves the results in case of strong wind when τ_s is greater than $\frac{\partial \psi}{\partial x}$.

9.- Results

Figures 1 to 6, drawn by our isoline Benson program, show the pattern of stream functions and water elevations in the test region for different values of wind and depth.

9.1.- Stream functions

The lines drawn in Figures 1 to 3 join the point where $\psi = C^{te}$. Line 9 for instance is the line $\psi = 225 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{sec}$. To show the influence of the depth on the stream pattern, the depth is first supposed constant (20 m).

In this non realistic case (Fig. 1), the general flow is uniformly distributed in North East parallel lines with local deviation in South West and North West part, due to boundary inflow and coastal shape.

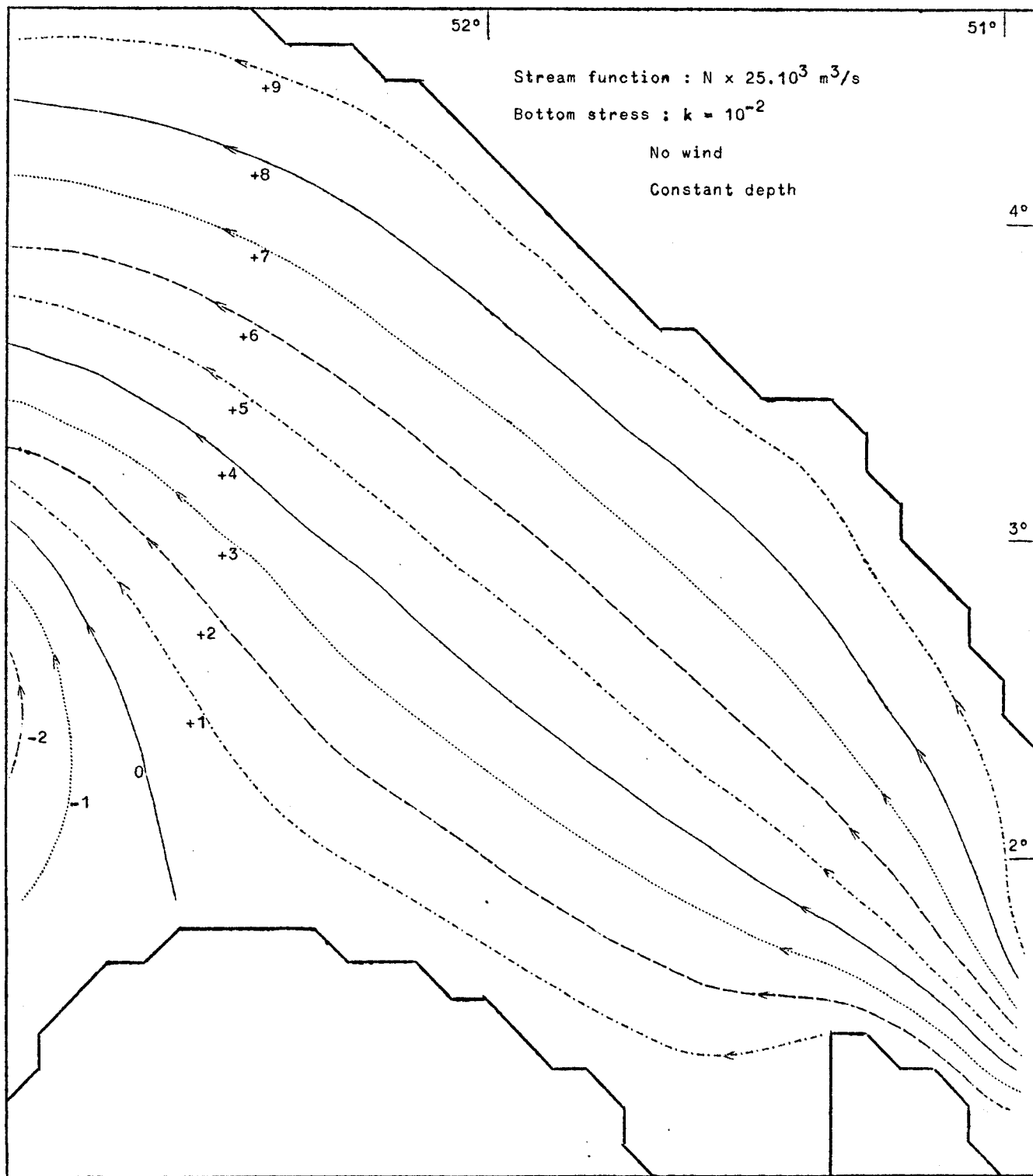


fig. 1.

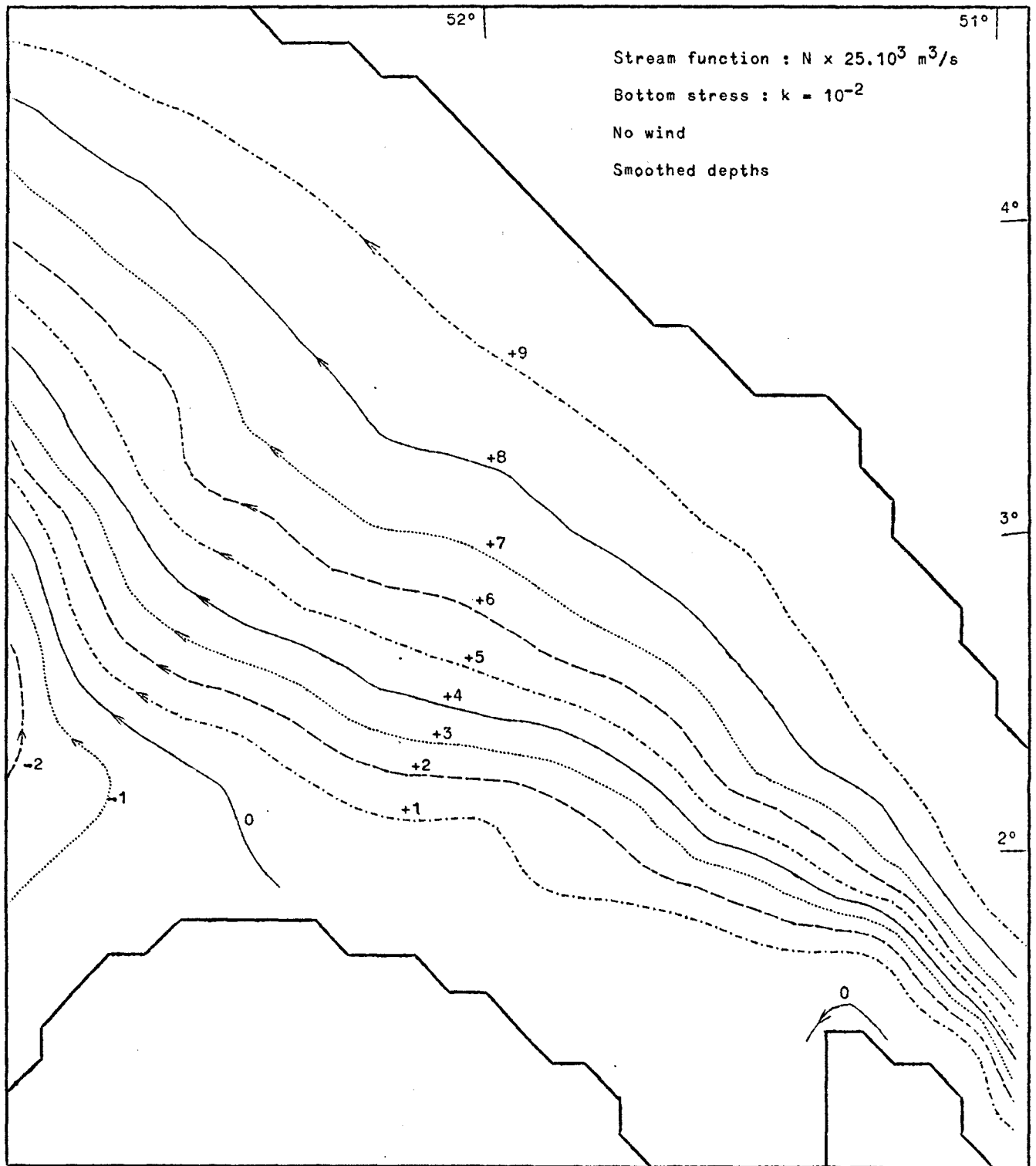


fig. 2.

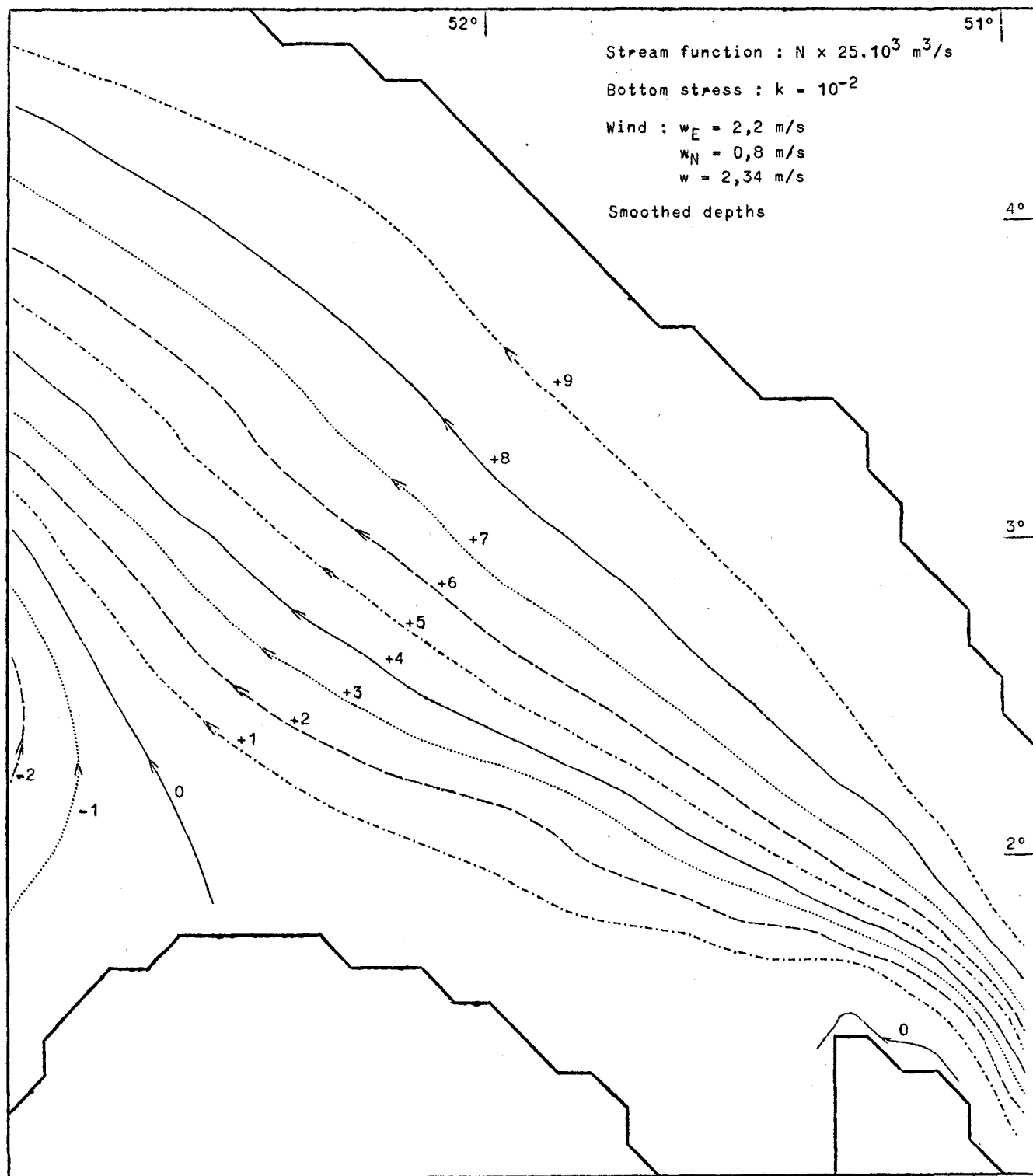


fig. 3.

On the contrary, in case of real depth (Fig. 2), stream lines 1 to 9 are concentrated between East and West depth line 25 metres (see depth map Fig. 7). The water flows through the deepest part of the region.

A comparison with Otto's calculation (Fig. 8) shows a good agreement of the results.

The wind effect is shown in Fig. 3. The wind introduced here is rather weak (summer mean) in East-North East direction. The stream lines are smoother than in the absence of wind (Fig. 2) but the general flow pattern is the same.

9.2.- Water elevation

Fig. 4 shows the deviation ζ from the mean sea level in case of constant depth (20 m). The elevation is referred to initial point (middle of line 0) and its value grows from West to the East and from North to the South. The absolute difference from the minimum (- 30 cm) and maximum (+ 40 cm) is rather important but it represents only 3 % of the depth.

In case of real depth (Fig. 5) the same pattern occurs but the gradients are weaker and the absolute difference is of order 50 cm. This difference is important at a few points where it represents 10 % of the real depth but only 2 % of the mean depth. The wind effect is not significant (Fig. 6) and general pattern of elevation is the same.

10.- Conclusion

This first study of Southern bight dynamic gives interesting results with the important effects of depth pattern and no wind effect in summer time. These results agree with experiments.

Further study will use the present computation program with the diffusion program to predict the long time scale diffusion phenomenon in the test region.

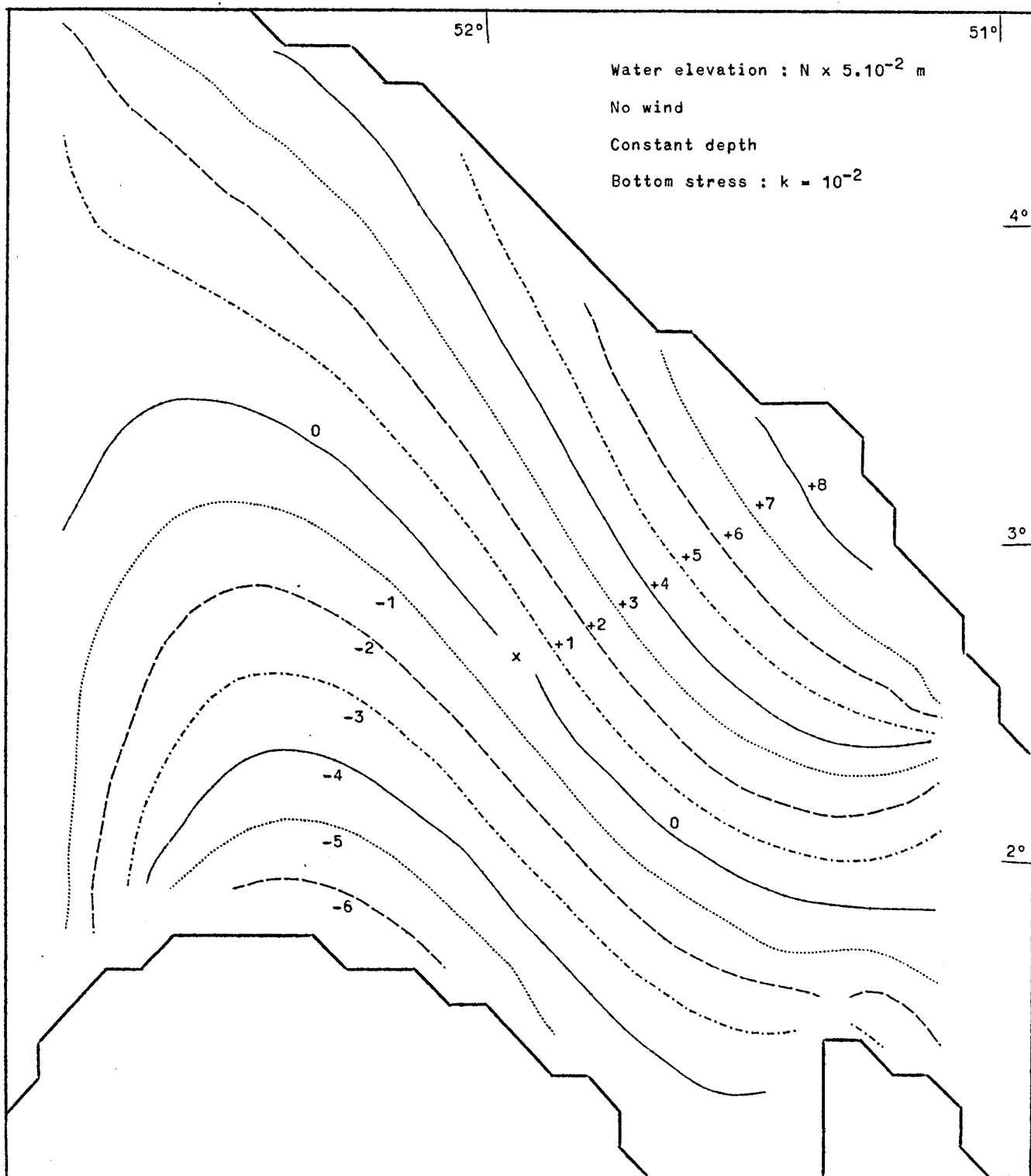


fig. 4.

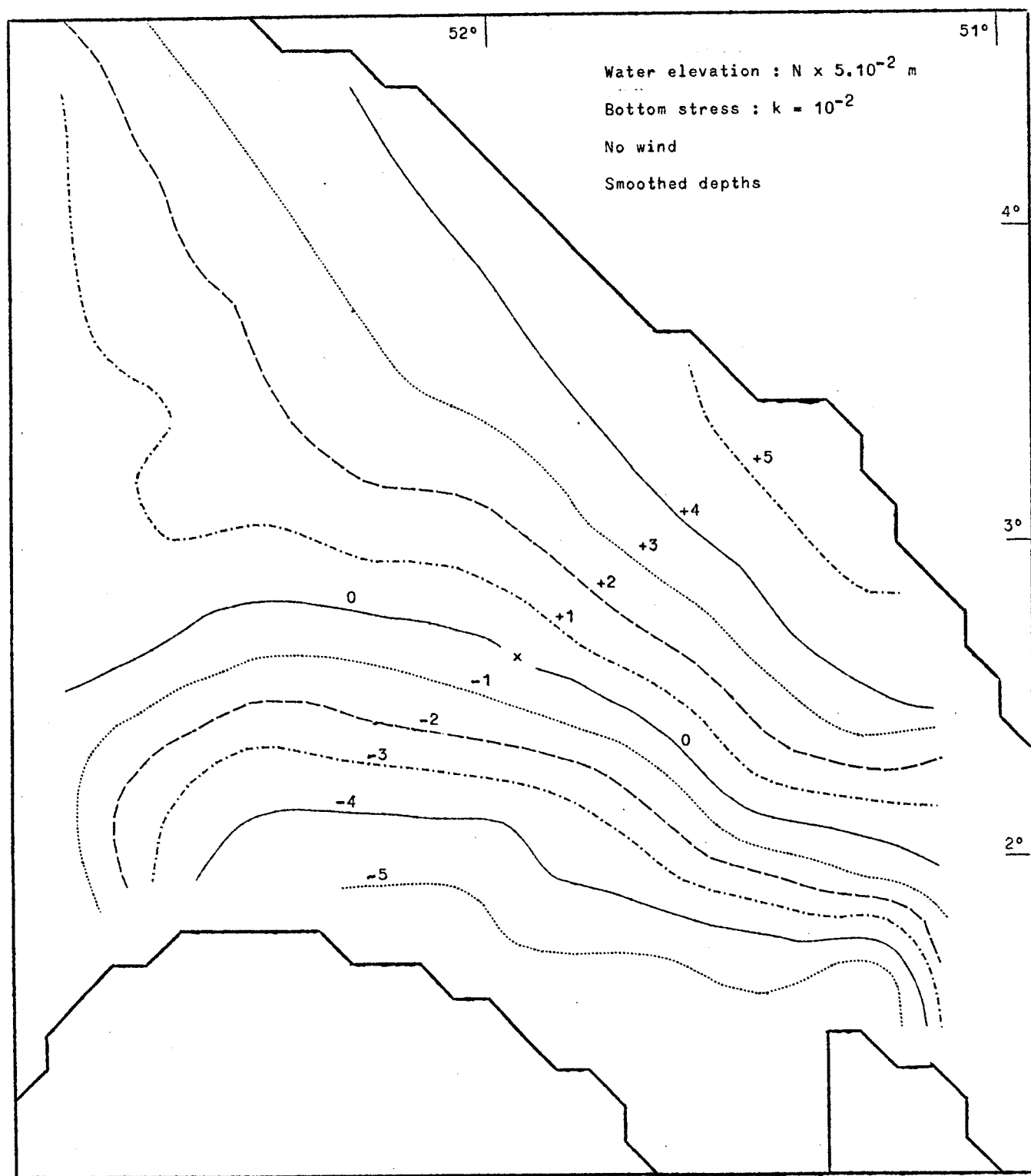


fig. 5.

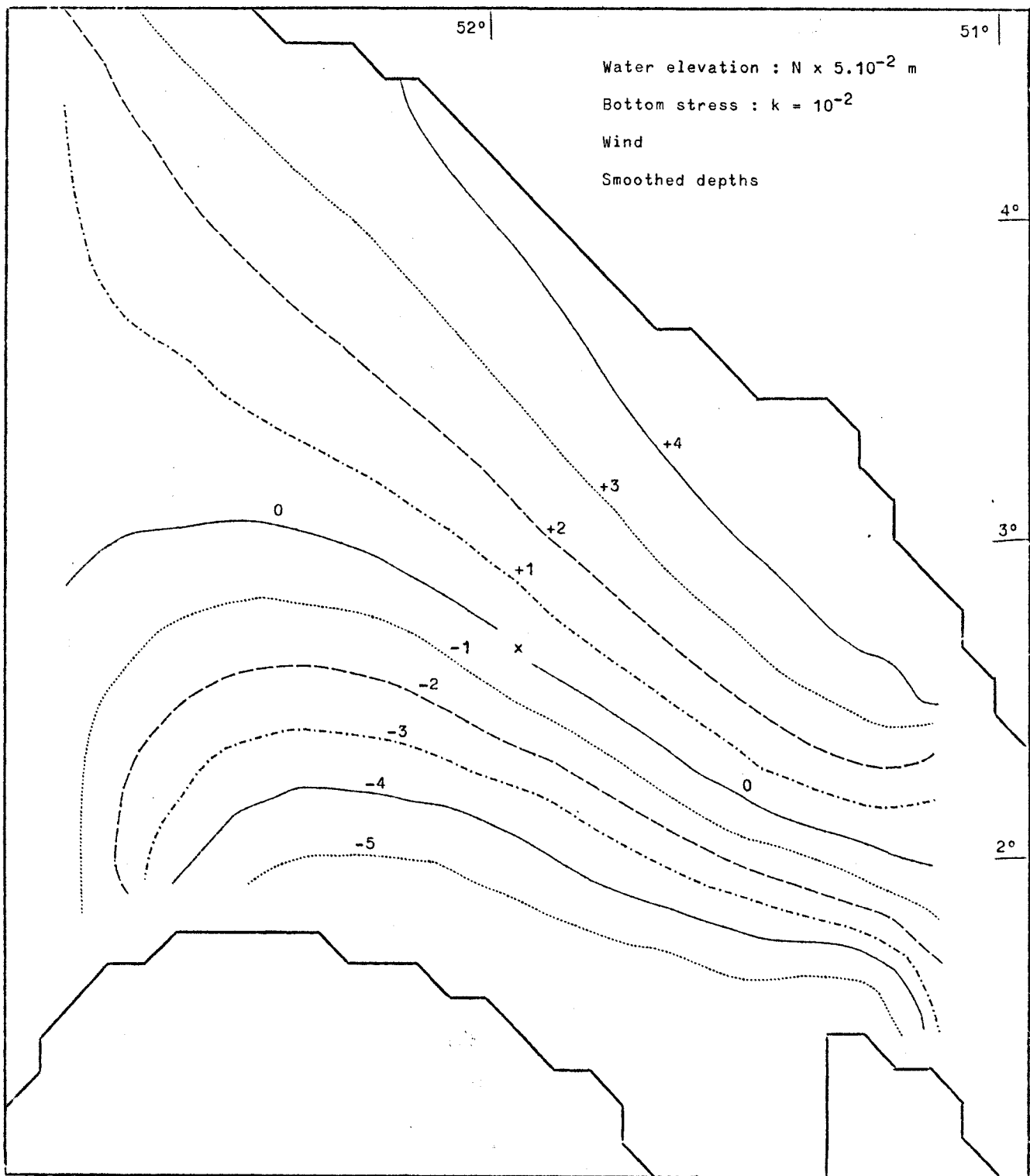


fig. 6.

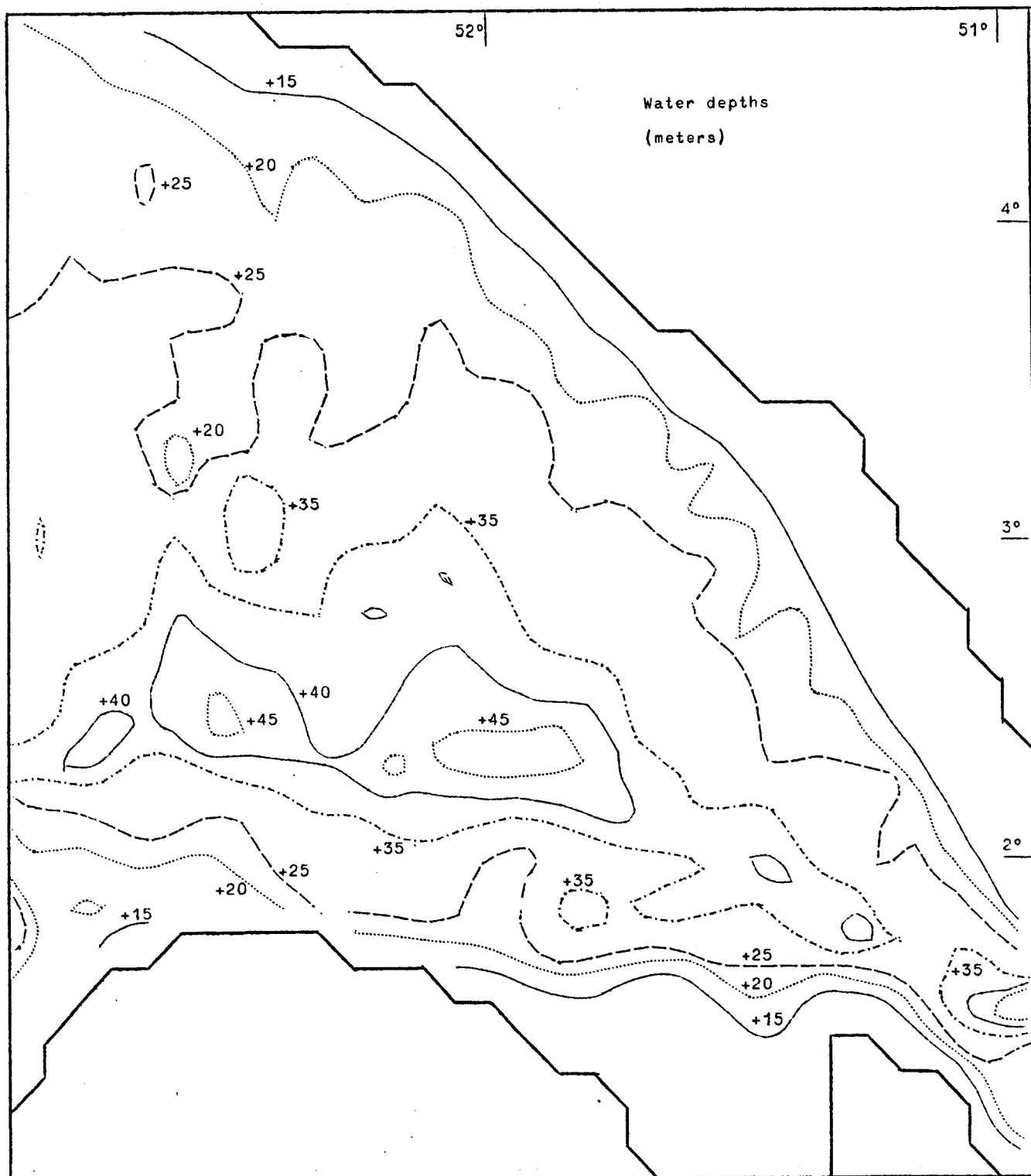


fig. 7.

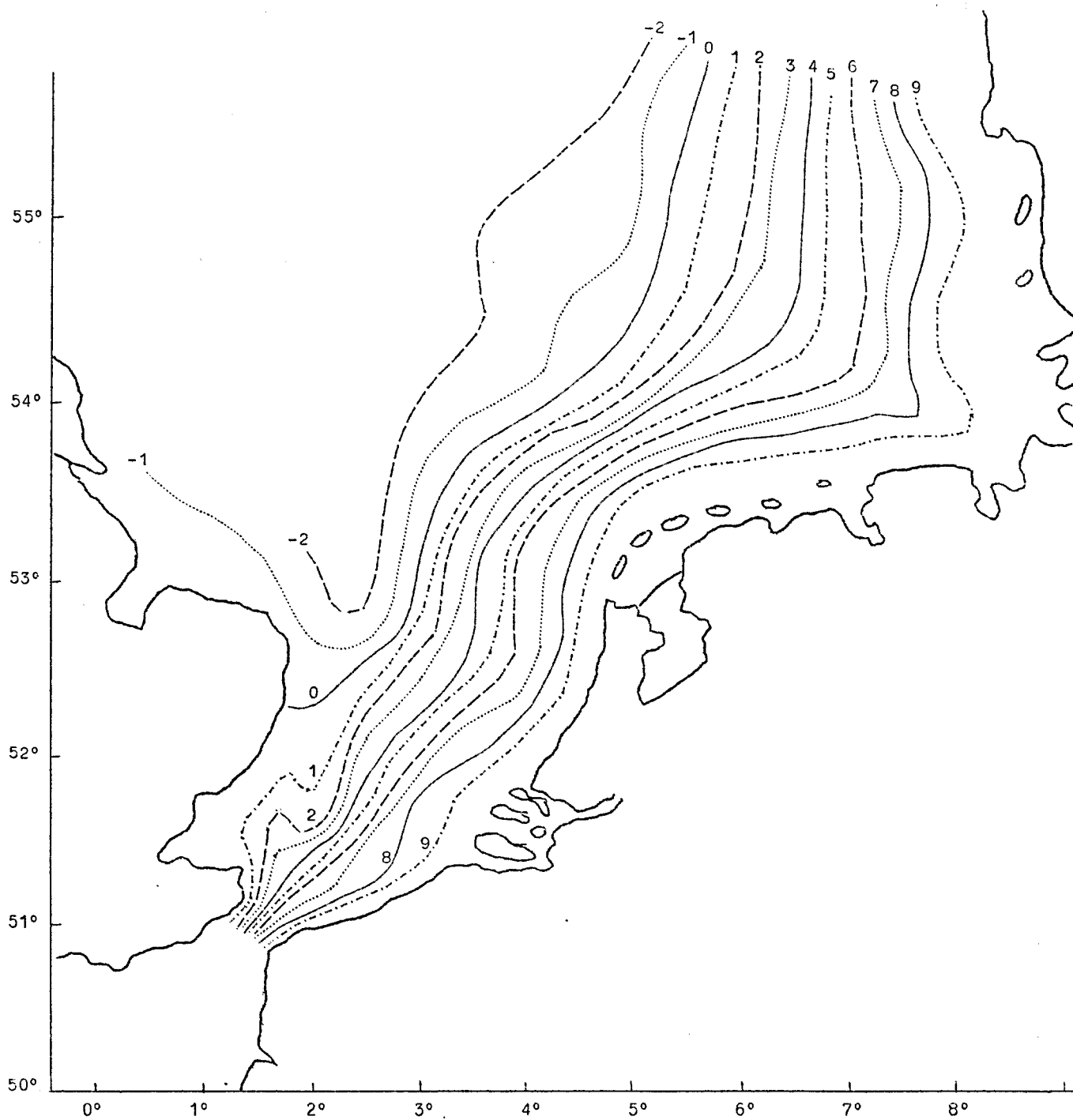


fig. 8.- Stream function (Otto's calculation) - $N \times 25.10^3 \text{ m}^3/\text{s}$.

References

- OTTO (L.), (1970). *The mean residual transport pattern in the Southern North Sea*, ICES 1970, C2.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971). *Shear effect and eddy diffusion in Southern North Sea*, Proc. North Sea Conference, Aviemore.
- NIHOUL (J.C.J.), (1972). *Hydrodynamical and biochemical state variables and evolution equations for the mathematical modelling of sea pollution* in Proc. Liège Third Coll. on Ocean Hydrodynamics, Liège, May 3-8, 1971.
- RAO (D.B.) and MURTY (T.S.), (1970). Calculation on the steady state wind-driven circulation in lake Ontario, Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A 19, 195-210.

D.- NUMERICAL METHODS FOR THE COMPUTATION OF SHEAR EFFECT DIFFUSION

1.- Diffusion equation

1.1.- General form

Our present aim is to solve numerically the shear-diffusion equation [Nihoul (1971)]

$$(1) \quad \frac{\partial r}{\partial t} + u \cdot \nabla r = \frac{\alpha}{H} \left\{ \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\frac{u_1^2 H^2}{U} \frac{\partial r}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\frac{u_1 u_2}{U} H^2 \frac{\partial r}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\frac{u_1 u_2}{U} H^2 \frac{\partial r}{\partial x_2} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\frac{u_2^2 H^2}{U} \frac{\partial r}{\partial x_2} \right) \right\} + \frac{1}{H} \left[\frac{\partial}{\partial x_1} \left(\mu_1 \frac{\partial r}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\mu_2 \frac{\partial r}{\partial x_2} \right) \right]$$

Our assumptions are : [for detailed explanation see Adam and Runfola (1971)]

$$H = C^{te}$$

$$u_1 = u_1(t)$$

$$u_2 = u_2(t)$$

$$\mu_i = \mu(\alpha, H, U) \neq 0, \quad i = 1, 2.$$

We may write equation (1) :

$$(2) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = Ar + Sr + Tr$$

$$(3) \quad A \equiv - \left[u_1 \frac{\partial}{\partial x_1} + u_2 \frac{\partial}{\partial x_2} \right] \quad (\text{advection operator})$$

$$(4) \quad S \equiv \frac{\alpha H}{U} \left(u_1^2 \frac{\partial^2}{\partial x_1^2} + 2 u_1 u_2 \frac{\partial^2}{\partial x_1 \partial x_2} + u_2^2 \frac{\partial^2}{\partial x_2^2} \right) \quad (\text{shear-effect operator})$$

$$(5) \quad T \equiv \frac{\mu}{H} \left(\frac{\partial}{\partial x_1^2} + \frac{\partial}{\partial x_2^2} \right) \quad (\text{turbulence operator})$$

All these denominations are used in this report for the sake of simplicity.

In the North Sea, the μ -parameter can be written

$$\mu_2 = \mu_1 = \mu_0 \alpha H^2 U.$$

As $\mu_0 \ll 1$ (μ_0 dimensionless), this approximation has actually very little effect on the computations.

1.2.- Dimensionless form

In our present computations we use a square grid of points to simulate the dispersion of a pollutant. It is easier to discuss the numerical approximations on a non-dimensional equation.

Let L be the half length of the grid, U^* the minimum value of U ($U^{(t)} \neq 0$ at each t) and

$$(6) \quad \xi_i = \frac{x_i + L}{2L} \quad (\text{dimensionless space variables})$$

$$(7) \quad \tau = t \frac{U^* H}{2L^2} \quad (\text{dimensionless time variable})$$

This transformation is chosen so that the coefficients of second derivatives are approximately equal to 1.

$$(8) \quad \frac{\partial r}{\partial \tau} = -\frac{L}{H} \left(\frac{u_1}{U^*} \frac{\partial r}{\partial \xi_1} + \frac{u_2}{U^*} \frac{\partial r}{\partial \xi_2} \right) + \frac{\alpha}{2} \left(\frac{u_1^2}{U^* U} \frac{\partial^2 r}{\partial \xi_1^2} + 2 \frac{u_1 u_2}{U^* U} \frac{\partial^2 r}{\partial \xi_1 \partial \xi_2} + \frac{u_2^2}{U^* U} \frac{\partial^2 r}{\partial \xi_2^2} \right) + \frac{\mu_0 \alpha}{2} \frac{U}{U^*} \left(\frac{\partial^2 r}{\partial \xi_1^2} + \frac{\partial^2 r}{\partial \xi_2^2} \right)$$

or

$$(9) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = Ar + Sr + Tr$$

if we recall $\tau : t$, $\xi_i : x_i$ and give to A , S , T the proper definitions, i.e.

$$(10) \quad A = -\frac{L}{H} \left(\frac{u_1}{U^*} \frac{\partial r}{\partial x_1} + \frac{u_2}{U^*} \frac{\partial r}{\partial x_2} \right).$$

For numerical approximation, it is easier to write (8) :

$$(11) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = \alpha_1 \frac{\partial r}{\partial x_1} + \alpha_2 \frac{\partial r}{\partial x_2} + \beta_1 \frac{\partial^2 r}{\partial x_1^2} + \beta_2 \frac{\partial^2 r}{\partial x_2^2} + 2 \beta_3 \frac{\partial^2 r}{\partial x_1 \partial x_2}$$

with

$$(12) \quad \alpha_i = -\frac{L}{H} \frac{u_i}{U^*} \quad i = 1, 2$$

$$(13) \quad \beta_i = \frac{\alpha}{2U^*} \left(\frac{u_i^2}{U} + \mu_0 U \right) \quad i = 1, 2$$

$$(14) \quad \beta_3 = \frac{\alpha}{2U^+} \frac{u_1 u_2}{U}$$

1.3.- Analysis of the equation

It is easy to see by a classical formula that

S is a parabolic operator

T is an elliptic operator

S + T is an elliptic operator too.

In the North Sea $\|Sr\| \gg \|Tr\|$ usually, r being a solution of (11) with

$$\|Tr\| = \int_0^2 r(Tr) dx_1 dx_2$$

because $\frac{u_1^2}{U} \gg \mu_0 U$

[μ_0 is $O(10^{-2})$ and $u_1 u_2 = O(U) = O(1)$].

We do not neglect the *turbulence* operator T anymore, although its influence on the diffusion process is negligible with regard to the accuracy we may expect from our numerical schemes, but the presence of this operator is important with regard to the type of equation (11). As all numerical schemes to solve diffusion equations assume the spatial operator to be elliptic [S. McKee and A. R. Mitchell (1970)], we take T -operator into account for a theoretical-numerical reason.

1.4.- Further applications of the K.B.M. technique

Equation (11) may be treated in its present form which is actually derived from a succession of approximations and integrations (over time and depth) of the original evolution equations.

It may be once again integrated over time if we suppose that :

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} \gg \frac{\partial r}{\partial t} \quad i = 1, 2$$

$$(15) \quad \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \frac{\partial r}{\partial t} dt \approx \frac{r(t+T) - r(t)}{T} \approx \frac{\partial r}{\partial T} \approx \langle \alpha_1 \rangle \frac{\partial r}{\partial x_1} + \dots$$

where $\langle \alpha_1 \rangle$, $\langle \alpha_2 \rangle$, $\langle \beta_1 \rangle$, ... vary slowly with T .

Let us immediately explain the physical background of this integration. It is first assumed that the concentration varies much more slowly than the currents (before integration). On the contrary, the *averaged* currents vary slowly (with the dial variation of tide or wind, for example).

This K.B.M. method may be applied to the A-operator only. This operation has very little mathematical background, but its physical meaning is clear : the diffusion and mixing are performed by periodic tidal currents and wind driven currents with strong time variations while the mean advection is made by a *residual* current which is very slowly varying.

We thus define three sets of approximations :

- Approximation 1 : no further averaging is performed upon equation (11)
- Approximation 2 : only the A-operator is averaged
- Approximation 3 : integration is performed upon all operators.

N.B. Let us notice that the K.B.M. integration makes the S-operator elliptic. The discriminant of the S-operator was before integration

$$\left(\frac{\alpha H}{U}\right)^2 [(u_1 u_2)^2 - u_1^2 u_2^2] = 0$$

After integration :

$$\left(\frac{\alpha H}{U}\right)^2 \left[\left(\int_t^{t+T} \frac{u_1 u_2}{U} d\tau \right)^2 - \left(\int_t^{t+T} \frac{u_1^2}{U} d\tau \right) \left(\int_t^{t+T} \frac{u_2^2}{U} d\tau \right) \right] \leq 0$$

which is the ellipticity condition. This inequality is in fact Schwartz's inequality

$$\|f_1\| \|f_2\| \geq |(f_1, f_2)|$$

$$\text{with } f_i = \frac{u_i}{U^{\frac{1}{2}}} \quad i = 1, 2$$

$$(f_1, f_2) = \int_t^{t+T} f_1 f_2 d\tau$$

$$\|f_i\| = |(f_i, f_i)|^{\frac{1}{2}}$$

1.5.- Boundary conditions

For a diffusion (parabolic) equation, on a finite domain, there may be three kinds of boundary conditions :

- | | |
|------------------------|--|
| 1) Dirichlet condition | $r _r = r(s)$ |
| 2) Neumann condition | $\frac{\partial r}{\partial n} _r = p(s)$ |
| 3) Fourier condition | $(\alpha \frac{\partial r}{\partial n} + \beta r) _r = q(s)$ |

where s is the curvilinear variable on Γ .

Our domain is in fact infinite (for the present simple study) and our numerical solution cannot be computed except on a finite domain. Thus the only realistic condition $r|_{\infty} = 0$ cannot be used without care. The only way to treat such a problem is to use conformal mapping to transform an infinite domain into a bounded one. But this is unrealistic and incompatible with our final aim [generalize the solution of (11) to the case where u_1, u_2, H are not homogeneous and the boundary is not infinite].

Thus we have preferred to use the following method :

- choose one of the three possible *homogeneous* boundary conditions;
- change the grid each time the concentration at boundary becomes higher than a given threshold.

The three boundary conditions proved to be equivalent under such conditions, and, in our limited accuracy requirements, increasing the grid is made in such a way that the conservation of mass is not violated :

$$\int_{\Omega} r(x_1, x_2, t) dx_1 dx_2 = \int_{\Omega} r(x'_1, x'_2, t) dx'_1 dx'_2$$

or, in a discrete form

$$\sum_{i,j=-N}^N r_{i,j}(t)(\Delta x)^2 = \sum_{k,\ell=-N}^N r_{k,\ell}(t)(\Delta x')^2$$

where Δx is the step before increasing and $\Delta x'$ the step after increasing.

1.6.- Initial condition

The release is not instantaneous. When it goes to its end, the pollutant blot has some extent. Moreover, it is not possible, in the present state of our work, to simulate the release when it is just beginning.

Fortunately we dispose of an analytical solution [Nihoul (1972)] which exists only with very hard assumptions but is nevertheless usable for giving a reliable initial condition. This analytical solution will also be used to check the validity and accuracy of numerical methods (see 3.1).

2.- Numerical treatment

2.1.- Numerical approximation of derivatives

No matter what the numerical scheme, we use the following discrete formulae (forward in time, centered in space), $2N + 1$ being the number of grid points in one space direction.

$$(16) \quad \frac{\partial r_{i,j}}{\partial t} \sim \frac{r_{i,j}(t + \Delta t) - r_{i,j}(t)}{\Delta t} + O(\Delta t)$$

$$= \frac{r_{i,j}^{n+1} - r_{i,j}^n}{\tau} + O(\tau)$$

where $\tau = \Delta t$.

$$(17) \quad \left[\frac{\partial r_{i,j}}{\partial x_1} \right]_t = \frac{r_{i+1,j}^n - r_{i-1,j}^n}{2 \ell} + O(\ell^2) = \nabla_1 r_{i,j}$$

where $\ell = \Delta x_1 = \Delta x_2 = \frac{L}{N}$

$$(18) \quad \left[\frac{\partial^2 r_{i,j}}{\partial x_1^2} \right]_t = \frac{r_{i+1,j}^n + r_{i-1,j}^n - 2 r_{i,j}^n}{\ell^2} + O(\ell^2) = \delta_1^2 r_{i,j}$$

For the mixed derivative,

$$(19) \quad \left[\frac{\partial^2 r_{i,j}}{\partial x_1 \partial x_2} \right]_t = \frac{1}{4 \ell^2} [r_{i+1,j+1}^n + r_{i-1,j-1}^n - r_{i+1,j-1}^n - r_{i-1,j+1}^n] + O(\ell^2)$$

two discretizations are possible

$$(20) \quad (\beta_3 > 0) = -\frac{1}{2 \ell^2} (r_{i+1,j} + r_{i-1,j} + r_{i,j+1} + r_{i,j-1} - 2 r_{i,j} - r_{i+1,j+1} - r_{i-1,j-1}) + O(\ell^2)$$

$$(21) \quad (\beta_3 < 0) = \frac{1}{2 \ell^2} (r_{i+1,j} + r_{i-1,j} + r_{i,j+1} + r_{i,j-1} - 2 r_{i,j} - r_{i-1,j+1} - r_{i+1,j-1}) + O(\ell^2)$$

the latter being used to avoid (to some extent) the arising of negative concentrations. We write the general approximation :

$$\frac{\partial^2 r}{\partial x_1 \partial x_2} = \frac{\delta_1 \delta_2}{4 \ell^2} r + O(\ell^2) .$$

2.2.- Arizing of negative concentrations

Most of the trouble we had in our former study was due to arizing of negative concentrations. Since they have no physical meaning, they are a consequence of numerical discretization. If they grow, simulation is inaccurate. Treatment is described in Appendix I.

2.3.- Study of the simple explicit method

The simplest numerical scheme for integrating equation (11) is

$$\begin{aligned} r_{i,j}^{n+1} - r_{i,j}^n &= \frac{\tau}{2 \ell} [\alpha_1^n (r_{i+1,j}^n - r_{i-1,j}^n) + \alpha_2^n (r_{i,j+1}^n - r_{i,j-1}^n)] \\ &\quad + \frac{\tau}{\ell^2} [\beta_1^n (r_{i+1,j}^n + r_{i-1,j}^n - 2 r_{i,j}^n) + \beta_2^n (r_{i,j+1}^n + r_{i,j-1}^n - 2 r_{i,j}^n) \\ &\quad + 2 \beta_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4}) r_{i,j}^n] \\ &= \frac{\tau}{2 \ell} (\alpha_1^n \nabla_1 r_{i,j}^n + \alpha_2^n \nabla_2 r_{i,j}^n) + \frac{\tau}{\ell^2} [\beta_1^n \delta_1^2 r_{i,j}^n + \beta_2^n \delta_2^2 r_{i,j}^n \\ &\quad + 2 \beta_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4}) r_{i,j}^n] \end{aligned}$$

for which local accuracy is $O(\tau) + O(\ell^2)$.

This method leads to important negative concentrations; we have shown in our former report that there are theoretical reasons for this numerical phenomenon. It is thus badly suited to our evolution problem.

Its stability condition is the well-known inequality [see Richtmyer and Morton (1967)] :

$$\frac{\tau}{\ell^2} \leq \frac{1 + O(\tau)}{2 \max_{t \in [0, T]} (\beta_1^n + \beta_2^n)}$$

Theoretically, this condition ensures stability for any value of α_1^n and α_2^n . Unfortunately, these terms are of an order of magnitude greater than the second-order derivatives. This phenomenon proved to be a cause of instability for every method we tried. These advection terms should be treated separately in order to avoid negative concentrations and non-conservation of mass. In the following methods, we no longer deal with A-operator, leaving this problem aside for further study.

2.4.- High precision explicit method

A high precision method must take into account second-order correction terms. Following Mitchell (1969) and emphasizing that the operators S and T are time dependant, let us write equation (11) :

$$(22) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = Sr + Tr$$

(advection operator is not studied)

$$(23) \quad L = S(t) + T(t)$$

$$(24) \quad \frac{\partial^2 r}{\partial t^2} = \frac{\partial}{\partial t} [L(t)r] = \dot{L}(t)r + L(t)[L(t)r]$$

$$\begin{aligned} (25) \quad r_{i,j}^{n+1} &= r]_t + \tau \left[\frac{\partial r}{\partial t} \right]_t + \frac{\tau^2}{2!} \left[\frac{\partial^2 r}{\partial t^2} \right]_t \\ &= 1 + \tau Lr + \frac{\tau^2}{2} L^2 r + \frac{\tau^2}{2} \dot{L}r + O(\tau^2) \\ &= 1 + \tau (\beta_1^n D_1^2 + \beta_2^n D_2^2 + 2 \beta_3^n D_1 D_2) r_{i,j}^n + \frac{\tau^2}{2} (\beta_1^n D_1^2 + \beta_2^n D_2^2 + 2 \beta_3^n D_1 D_2)^2 r_{i,j}^n \\ &\quad + \frac{\tau^2}{2} (\dot{\beta}_1^n D_1^2 + \dot{\beta}_2^n D_2^2 + 2 \dot{\beta}_3^n D_1 D_2) r_{i,j}^n + O(\tau^2) \end{aligned}$$

Differential operators $D_1^2 \equiv \frac{\partial^2}{\partial x_1^2}$, $D_2^2 \equiv \frac{\partial^2}{\partial x_2^2}$, $D_1 D_2 \equiv \frac{\partial}{\partial x_1} \frac{\partial}{\partial x_2}$ may be approximated by 13-point difference formulae (instead of nine-point difference formulae for simple explicit method).

$$(26) \quad D_1^2 r_{i,j}^n = \frac{1}{\ell^2} (\delta_1^2 - \frac{1}{12} \delta_1^4) r_{i,j}^n + O(\ell^4)$$

$$(27) \quad D_1 D_2 r_{i,j}^n = \frac{1}{\ell^2} \left[\left(\frac{\delta_1 \delta_2}{4} \right) - \left(\frac{\delta_1 \delta_2}{4} \right) (\delta_1^2 + \delta_2^2) \right] r_{i,j}^n + O(\ell^4)$$

Equation (25) gives :

$$\begin{aligned}
 r_{i,j}^{n+1} = & \left\{ 1 + \frac{\tau}{\ell^2} [\beta_1^n \delta_1^2 + \beta_2^n \delta_2^2 + 2 \beta_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4})] \right. \\
 & + \frac{\tau^2}{2 \ell^2} [\dot{\beta}_1^n \delta_1^2 + \dot{\beta}_2^n \delta_2^2 + 2 \dot{\beta}_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4})] \\
 & + \frac{\tau^2}{12 \ell^2} [-\beta_1^n \delta_1^4 - \beta_2^n \delta_2^4 - 4 \beta_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4})(\delta_1^2 + \delta_2^2)] \\
 & + \frac{\tau^2}{24 \ell^2} [-\dot{\beta}_1^n \delta_1^4 - \dot{\beta}_2^n \delta_2^4 - 4 \dot{\beta}_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4})(\delta_1^2 + \delta_2^2)] \\
 & + \frac{\tau^2}{2 \ell^2} [\beta_1^{n2} \delta_1^4 + \beta_2^{n2} \delta_2^4 + (4 \beta_3^{n2} + 2 \beta_1^n \beta_2^n)(\frac{\delta_1^2 \delta_2^2}{16}) \\
 & \left. + 4 \beta_3^n (\frac{\delta_1 \delta_2}{4})(\beta_1^n \delta_1^2 + \beta_2^n \delta_2^2)] \right\} r_{i,j}^n
 \end{aligned}$$

or, with $p = \frac{\tau}{\ell^2}$ and $\Delta \beta_i^n = \dot{\beta}_i^n \tau$,

$$\begin{aligned}
 r_{i,j}^{n+1} = & \left\{ 1 + p[(\beta_1^n + \frac{\Delta \beta_1^n}{2}) \delta_1^2 + (\beta_2^n + \frac{\Delta \beta_2^n}{2}) \delta_2^2 + 2 (\beta_3^n + \frac{\Delta \beta_3^n}{2})(\frac{\delta_1 \delta_2}{4})] \right. \\
 & - \frac{p}{12}[(\beta_1^n + \frac{\Delta \beta_1^n}{2}) \delta_1^4 + (\beta_2^n + \frac{\Delta \beta_2^n}{2}) \delta_2^4 + 4(\beta_3^n + \frac{\Delta \beta_3^n}{2})(\frac{\delta_1 \delta_2}{4})(\delta_1^2 + \delta_2^2)] \\
 & \left. + \frac{p^2}{2} [\dots] \right\} r_{i,j}^n + O(\tau^2) + O(\ell^4)
 \end{aligned}$$

$p \ll 1$ in all our calculations makes the last terms negligible. The study of stability yields a sufficient condition :

$$p < \frac{3}{7(\beta_1^n + \beta_2^n + \frac{\Delta \beta_1^n + \Delta \beta_2^n}{2})}$$

if $p \ll 1$ at each time step n . For the whole computation :

$$p < \frac{3}{7 \max_{t \in [0, T]} [\beta_1^n + \beta_2^n + \frac{\tau}{2} (\dot{\beta}_1^n + \dot{\beta}_2^n)]}$$

This method gives results comparable to those of following methods, but with more computation time and difficulties near the boundary of the grid.

2.5.- A.D.I. methods

Three alternating directions implicit methods have been worked out : two classical ones [Peaceman and Rachford (1955)] (1) Peaceman-Rachford, (2) Douglas-Rachford which we have extended to problems with mixed derivatives in quite a rough way, and a special one (3) McKee [McKee and Mitchell (1970)] for problems with mixed derivatives.

(1) P.R.

$$r_{i,j}^+ - r_{i,j}^n = \frac{p}{2} [\beta_1^+ \delta_1^2 r^+ + \beta_2^n \delta_2^2 r^n + 4 \varphi \beta_3^n \delta_1 \delta_2 r^n]_{i,j}$$

$$r_{i,j}^{n+1} - r_{i,j}^+ = \frac{p}{2} [\beta_1^+ \delta_1^2 r^+ + \beta_2^{n+1} \delta_2^2 r^{n+1} + 4 (1 - \varphi) \beta_3^n \delta_1 \delta_2 r^n]_{i,j}$$

(2) D.R.

$$r_{i,j}^+ - r_{i,j}^n = p [\beta_1^+ \delta_1^2 r^+ + \beta_2^n \delta_2^2 r^n + 2 \varphi \beta_3^n \delta_1 \delta_2 r^n]_{i,j}$$

$$r_{i,j}^{n+1} - r_{i,j}^+ = p [-\beta_2^n \delta_2^2 r^n + \beta_2^{n+1} \delta_2^2 r^{n+1} + 2(1 - \varphi) \beta_3^n \delta_1 \delta_2 r^n]_{i,j}$$

(3) McKee

$$r_{i,j}^+ - r_{i,j}^n = \left[\left(-\frac{1}{f} + \frac{1}{2} p \beta_1^+\right) \delta_1^2 r^+ + \left(\frac{1}{f} + \frac{1}{2} p \beta_1^n\right) \delta_1^2 r^n + p \beta_2^n \delta_2^2 r^n + \frac{1}{2} p \beta_3^n \delta_1 \delta_2 r^n + \frac{p}{f} (\beta_1^n + \beta_2^n) \delta_1^2 \delta_2^2 r^n \right]_{i,j}$$

$$r_{i,j}^{n+1} - r_{i,j}^+ = \left[-\left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^{n+1}\right) \delta_2^2 r^{n+1} + \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^n\right) \delta_2^2 r^n \right]_{i,j}$$

where $0 \leq \varphi \leq 1$, f a parameter, $p = \frac{\tau}{\ell^2}$, r is the value of the unknown at a *fictive* time $t^+ : t < t^+ < t + \tau$. r^+ is in fact a first approximation for r^{n+1} .

It is easy to see that at each complete time step τ , the concentrations $r_{i,j}$ at $t + \tau$ are computed by an implicit method. But this computation is split into two partial time steps :

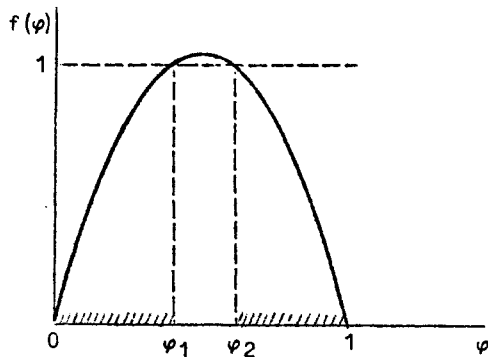
- first half step : implicit in the x_1 -direction
- second half step : implicit in the x_2 -direction.

Although the method is not explicit, the solution of every system of equations is very easy and quick because of the tri-diagonal form of the matrices involved, for which very efficient elimination methods are known (See Appendix II). That is possible only if the mixed derivative appears in an explicit form.

2.6.- Stability of A.D.I. methods

McKee proves that his method is unconditionally stable with regards to p , as far as $f < 0$ or $f \geq 4$ and that it is highly accurate if $f = 12$ [classical result : see Mitchell (1969)]. This is for *global* accuracy and comes from numerical experiments. *Local* accuracy for all methods is $O(\tau) + O(\ell^2)$.

P.R. and D.R. A.D.I. methods are unconditionally stable in the hachured domain.



φ_1 and φ_2 are functions of the β_i^n ,
 $\varphi_1, \varphi_2 \neq 0, 1$.

Stability condition : $f(\varphi) \leq 1$.

3.- Results and conclusions

3.1.- Analytical solution

Nihoul (1972) has shown that equation (10) has one analytical solution if we add the following assumptions :

- 1) tidal currents indicatrix is an ellipse
- 2) Approximation 3 (see section 1.4) is performed
- 3) release is instantaneous and punctiform
- 4) $\mu \sim 0$.

The analytical solution of

$$\frac{\partial r}{\partial t} = v_1 \frac{\partial^2 r}{\partial x_1^2} + v_2 \frac{\partial^2 r}{\partial x_2^2}$$

(dimensionless form)

with

$$\begin{cases} v_1 = \frac{\alpha a}{\pi U^*} B(k) \\ v_2 = \frac{\alpha a}{\pi U^*} \frac{b^2}{a^2} D(k) \end{cases}$$

where a, b are the axes of the tidal ellipse

$$U^* = (a^2 + b^2)^{\frac{1}{2}}$$

$$k^2 = 1 - \frac{b^2}{a^2} > 0$$

$$B(k) = \int_0^{\pi/2} \cos^2 \theta (1 - k^2 \sin^2 \theta)^{-\frac{1}{2}} d\theta$$

$$D(k) = \int_0^{\pi/2} \sin^2 \theta (1 - k^2 \sin^2 \theta)^{-\frac{1}{2}} d\theta$$

is

$$r(x_1, x_2, t) = r_0 (v_1 v_2)^{-\frac{1}{2}} t^{-1} \exp \left(-\frac{x_1^2}{4 v_1 t} - \frac{x_2^2}{4 v_2 t} \right).$$

This solution is used to initialize the numerical procedures.

For $t = t_0$, distribution is stored in program matrices and numerical computations begin to run.

Two values of t_0 have been used (in real dimensional time)

$$t_0 = 3 \text{ hours}$$

$$t_0 = 24 \text{ hours}.$$

3.2.- Explicit methods

The simple explicit method has been left aside for two reasons :

- arising of important negative concentrations
- strong dependance towards time step.

No interesting results are thus given.

The high precision explicit method gives results comparable to those given by A.D.I. methods. But computation time is higher. This method seems to be better adapted for problems with complex boundaries where A.D.I. methods are too uneasy to use (from the programmer's point of view).

3.3.- A.D.I. methods

1) For each method there is no significant difference between results of Approximation 1 and Approximation 3 (see section 1.4.) (no advection).

2) The second approximation (equation 20) for mixed derivatives inhibits arising of negative concentrations. This is of little interest

because all A.D.I. methods are accurate and produce negative numbers of very small absolute value. Since approximation (equation 20) requires more computation time for little efficiency, it is of no use.

3) P.R. and D.R. methods give the same results whatever φ is ($\varphi \in [0,1]$).

4) All methods fail when the initial data are too steep (for example $t_0 = 3$ h). A rather amazing phenomenon occurs then :

At each time step n we approximate

$$\int_{\Omega} r(x_1, x_2, t) dx_1 dx_2$$

by

$$[(\Delta x)^2 \sum_{i=-N}^N \sum_{j=-N}^N r_{i,j}^n]$$

All methods conserve the discrete integral; but the latter is a bad approximation of the real integral when the function $r(x_1, x_2, t)$ is non-smooth ($\varepsilon > \delta$). Thus a constant error, arising from the discretization of steep initial gradients, yields ill-conditioned solution. Every attempt to get accurate solution in such a case has proved to be unsatisfactory.

5) McKee's method gives the most accurate results with the same computation time as the usual improved D.R. method. That is our most important result, since we have now got a reliable numerical method.

Appendix I - Treatment of the negative concentrations

1) The whole treatment is made by a subroutine which is or is not called by the main program, depending on the value of a logical variable, given by the programmer.

2) A threshold $r_0 = \varepsilon \max_{i,j} (r_{i,j})$ is defined. ε is the accuracy that we expect to be reached by the numerical method [$\varepsilon = O(\delta^2)$].

3) A loop of the subroutine adds all negative concentrations; this sum is divided by the number of points (i,j) where the concentration $r_{i,j}$ is higher than zero. Another loop adds this amount to every point where $r_{i,j} > 0$. Other concentrations are given a nul value. This is the first correction.

4) A second correction can be performed and is controlled by the value of a second logical variable. After the first correction, it may seldom

happen that negative concentrations still exist. At each of these points the program tests all points surrounding it and adds to them a part of the negative perturbing value, if they are positive.

Let us note that these corrections have very little effect on the numerical calculations. Had they, it would be dangerous because they have no theoretical justification : correcting the negative values is in fact changing the differential equation in some unknown sense and perturbing the evolution.

A better and obvious way to avoid important negative concentrations is to use more accurate numerical methods.

Appendix II - Elimination method for solving sets of equations with tri-diagonal matrices

Computing the numerical solution of a parabolic equation by A.D.I. methods leads to solve sets of algebraic equations with tri-diagonal matrices.

For example, second step of McKee's method can be written :

$$(A.1) \quad r_{i,j}^{n+1} + \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^{n+1}\right) \delta_2^2 r_{i,j}^{n+1} = r_{i,j}^+ + \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^n\right) \delta_2^2 r_{i,j}^n$$

or, if we put

$$(A.2) \quad r_{i,j} = u_j$$

$$(A.3) \quad A_j = - \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^{n+1}\right)$$

$$B_j = 1 - 2 \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^{n+1}\right)$$

$$C_j = - \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^{n+1}\right)$$

$$D_j = r_{i,j}^+ + \left(\frac{1}{f} - \frac{1}{2} p \beta_2^n\right) \delta_2^2 r_{i,j}^n$$

We get

$$(A.4) \quad - A_j u_{j+1} + B_j u_j - C_j u_{j-1} = D_j$$

in a general form.

The general associated boundary condition is

$$(A.5) \quad \alpha \frac{\partial r}{\partial n} + \beta r = 0$$

where

$$(A.6) \quad \frac{\partial r}{\partial n} = \pm \frac{\partial r}{\partial x_i}$$

A discrete form of boundary condition is at

$$(A.7) \quad x_i = -L : \alpha \frac{r_{i1} - r_{i0}}{\ell} + \beta r_{i0} = 0 \quad \text{or} \quad \alpha \frac{u_1 - u_0}{\ell} + \beta u_0 = 0$$

$$(A.8) \quad x_i = +L : \alpha \frac{r_{iN} - r_{iN-1}}{\ell} + \beta r_{iN} = 0 \quad \text{or} \quad \alpha \frac{u_N - u_{N-1}}{\ell} + \beta u_N = 0$$

We have extended a classical elimination method [Richtmyer and Morten (1967)] to that particular case of boundary conditions. Let us assume that there exists a recurrent relationship :

$$(A.9) \quad u_j = E_j u_{j+1} + F_j \qquad u_{j-1} = E_{j-1} u_j + F_{j-1}$$

and let us eliminate u_{j-1} between equation (A.9) and equation (A.4)

$$(A.10) \quad -A_j u_{j+1} + B_j u_j - C_j E_{j-1} u_j - C_j F_{j-1} = D_j$$

and identify equations (A.10) and (A.9)

$$u_j (B_j - C_j E_{j-1}) = D_j - C_j F_{j-1} + A_j u_{j+1}$$

Thus

$$(A.11) \quad E_j = \frac{A_j}{B_j - C_j E_{j-1}}$$

$$(A.12) \quad F_j = \frac{D_j - C_j F_{j-1}}{B_j - C_j E_{j-1}}$$

and recurrent formulae for E_j and F_j follow (A_j , B_j , C_j , D_j are known). Now the problem is to determine E_0 and F_0 by the boundary conditions. When E_0 and F_0 are known, all E_i and F_i can be computed for j going from 0 to $2N$; thereafter complete u_{2N} and u_{2N-1} by the boundary conditions; solution of the system is then found.

At $x_i = -L$ ($j = 0$) let us identify equations (A.9) and (A.7)

$$u_0 = E_0 u_1 + F_0$$

$$\alpha(u_0 - u_1) + \beta l u_0 = 0$$

$$u_0 (\alpha + \beta l) + u_1 (-\alpha) = 0$$

$$u_0 = \frac{\beta l + \alpha}{\alpha} u_1$$

thus

$$(A.13) \quad F_0 = 0$$

$$(A.14) \quad E_0 = \frac{\alpha}{\beta l + \alpha}$$

Let us derive u_N and u_{N-1} :

$$u_{N-1} = E_{N-1} u_N + F_{N-1}$$

(E_{N-1} and F_{N-1} are known)

$$\alpha(u_N - u_{N-1}) + \beta l u_N = 0$$

$$-\alpha u_{N-1} + \alpha u_N + \beta l u_N = 0$$

$$\frac{\alpha}{\alpha + \beta l} u_{N-1} = u_N$$

$$u_{N-1} = E_{N-1} \frac{\alpha}{\alpha + \beta l} u_{N-1} + F_{N-1}$$

$$u_{N-1} = \frac{F_{N-1}}{1 - E_{N-1} \frac{\alpha}{\alpha + \beta l}}$$

$$u_N = \frac{\alpha}{\alpha + \beta l} u_{N-1}$$

Other u 's are computed by the recurrence formulae (A.9):

Figure Captions

N.B. Advection is nowhere taken into account.

Fig. 1 gives the evolution of concentration at central point (0,0) for different time steps. Curve 1 is obtained with a step size τ of 10 minutes (in real time). Curve 2 is obtained with a step size τ of 1 hour. The latter curve does not fit analytical solutions at all and is thus left aside. Explicit method proves to give results strongly dependent on τ , upon which we cannot rely very much. With $\tau = 10$ min, results seem to agree fairly with results of other method, but computation time is much higher.

Fig. 2 is a comparison of two numerical experiments with the explicit method ($\tau = 10$ min). In Curve 1 no corrections for negative concentrations are made. In Curve 2 corrections are performed. Corrections appear to have little effect. On other methods (A.D.I.) still fewer effects are observed.

Fig. 3 shows the evolution of central concentration in a computation where a change of the grid occurs at $\tau = 100$ hours after the beginning of release (in real time). No discontinuity appears.

Fig. 4 is a comparison between A.D.I. methods. All curves represent central concentration. Curve 1 is the result of D.R. method with approximation (19) for the mixed derivative. Curve 2 is the result of P.R. method with the same approximation. Curve 3 is the result of P.R. method with approximation (20). The first two curves are undistinguishable. The last is very close to the other two.

Fig. 5 shows the effect of τ on A.D.I. methods. τ has been taken 1 h and 10 min (in real time) for the P.R. and D.R. methods. The four curves are undistinguishable.

Fig. 6 compares results of A.D.I. (D.R.) method (Curve 1) and high precision explicit method (Curve 2) for initial steep gradients. Both solutions are quite different from analytical solution (the straight line in our log-log diagram).

Fig. 7 shows the result of a numerical experiment with McKee's method. For these computations, the tidal current indicatrix was supposed to be an ellipse

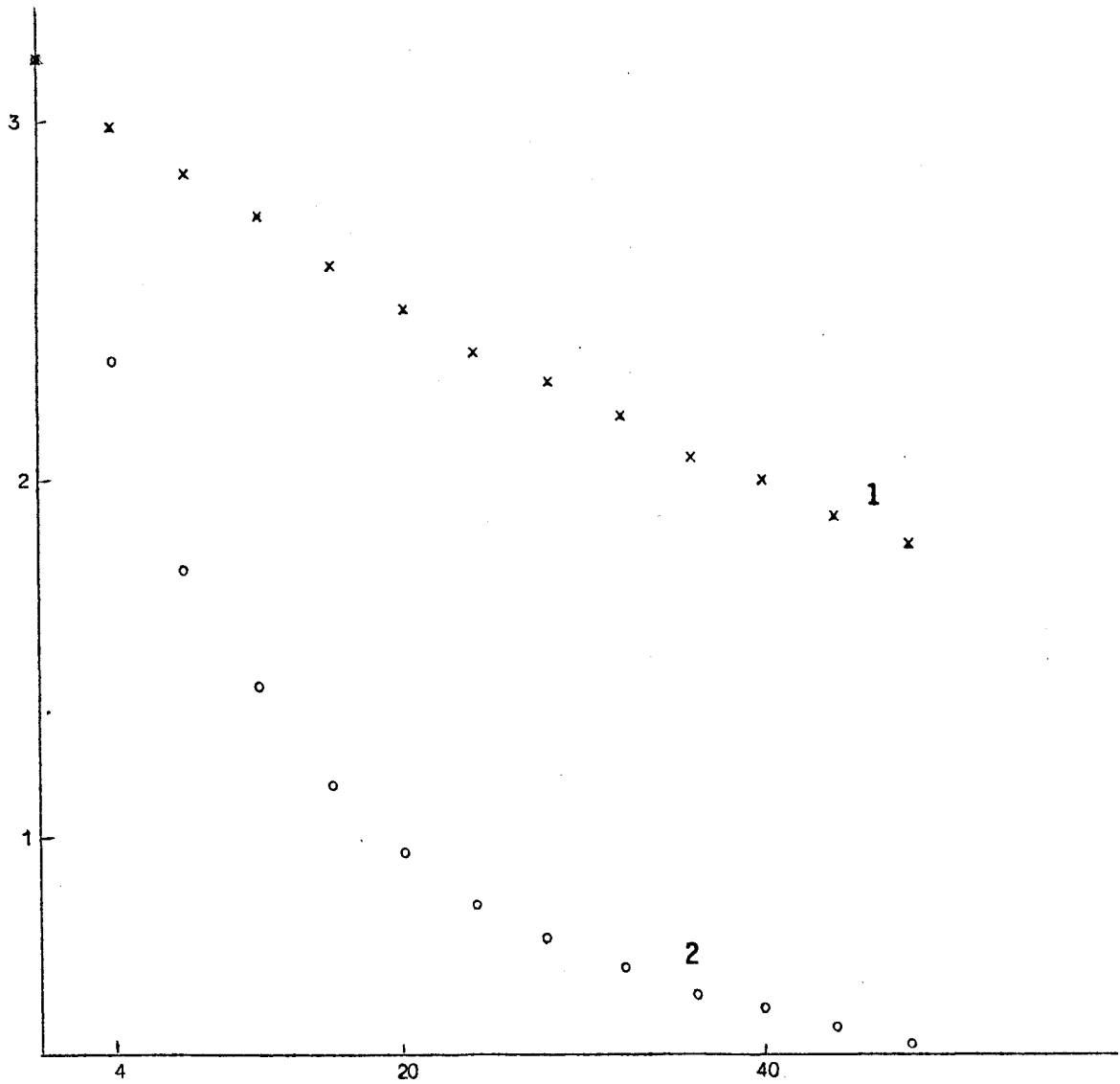
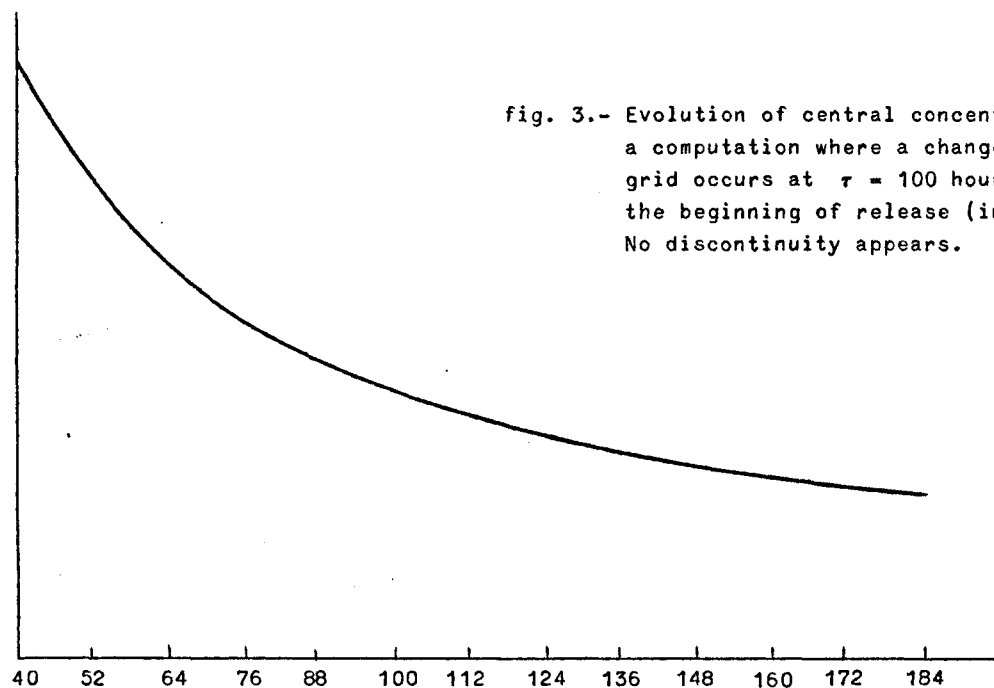
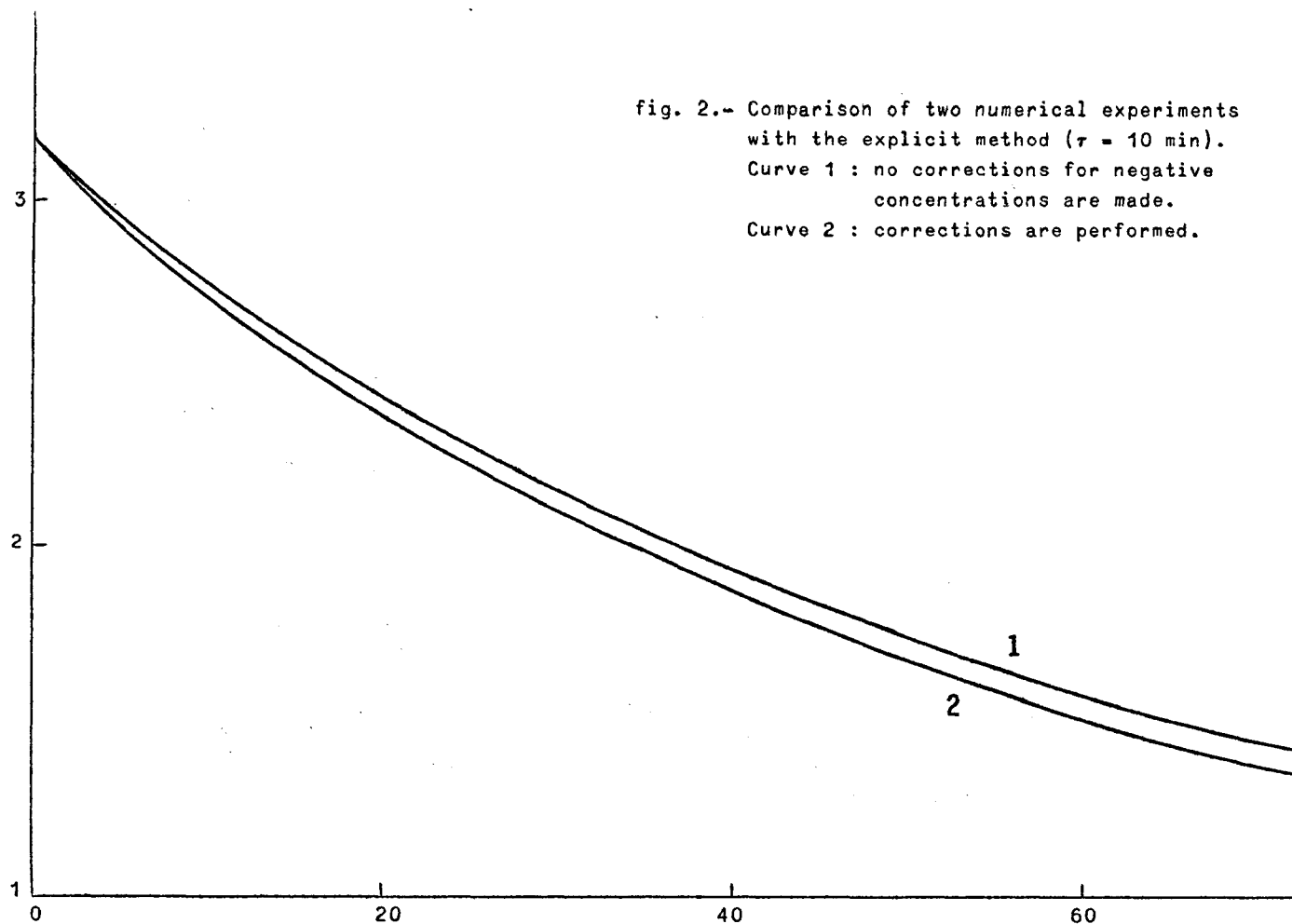


fig. 1.- Evolution of concentration at central point $(0,0)$ for different time steps. Curve 1 is obtained with a step size τ of 10 minutes (in real time). Curve 2 is obtained with a step size τ of 1 hour.



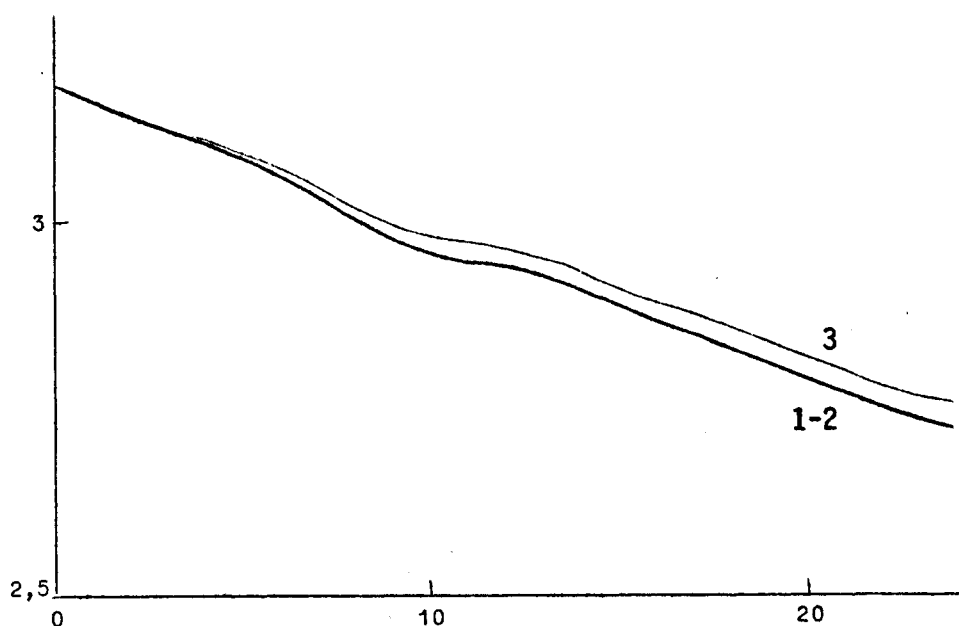


fig. 4.- Comparison between A.D.I. methods; all curves represent central concentration.
Curve 1 : result of D.R. method with approximation (19) for the mixed derivative.
Curve 2 : result of P.R. method with the same approximation.
Curve 3 : result of P.R. method with approximation (20).

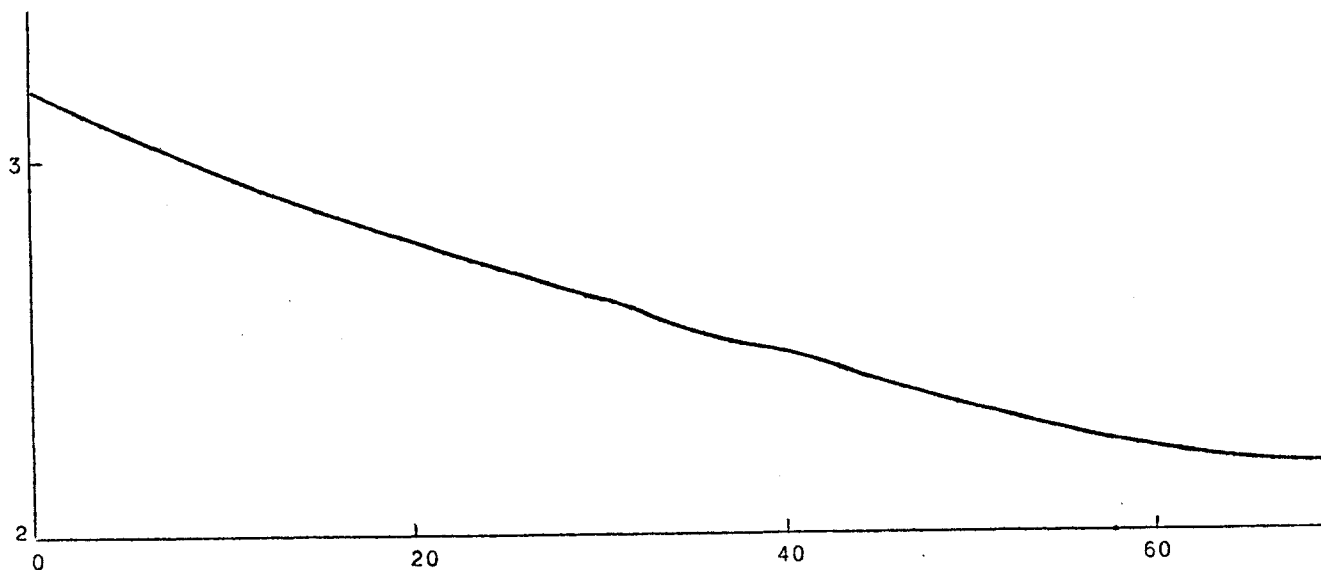


fig. 5.- Effect of τ on A.D.I. methods. τ has been taken 1 h and 10 min (in real time) for the P.R. and D.R. methods. The four curves are undistinguishable.

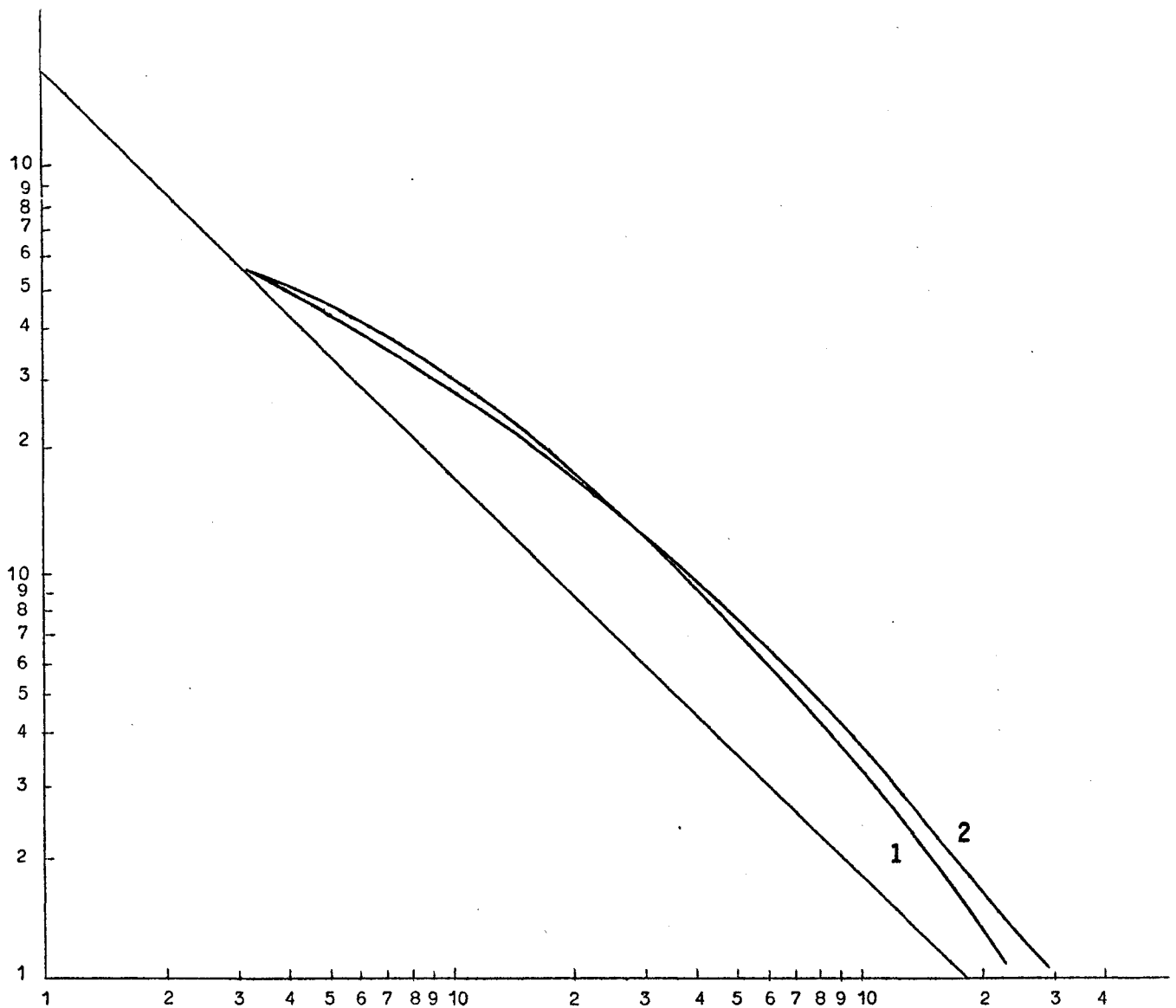


fig. 6.- Comparison between results of A.D.I. (D.R.) method (curve 1) and high precision explicit method (curve 2) for initial steep gradients.
Straight line : analytical solution.

$$\frac{u_1^2}{a^2} + \frac{u_2^2}{b^2} = 1$$

with $a = 0.8$ m/s and $b = 0.2$ m/s and α (shear coefficient) = 1 ,
H (mean depth) = 30 m .

The computations began 24 h after release and were led during 24 h .
Curve 1 is 0.75 of central concentration; Curve 2 is 0.1 of central concentration; Curve 3 is 0.01 of central concentration.

Fig. 8 shows the result of the analytical solution 48 h after release with the same assumptions. We can see here how close are results from numerical and analytical solution. Their shape (which our contouring program yields) is very close to the exact ellipses they ought to be. This proves the efficiency of our drawing program. The axes and extreme points of the theoretical ellipse of isoconcentration corresponding to Curve 3 are drawn on the figure (dash-dot lines and crosses). Curve 1 is 0.75 of central concentration; Curve 2 is 0.1 of central concentration; Curve 3 is 0.01 of central concentration.

Fig. 9 gives a comparison between D.R. (curve 1), McKee (curve 2, crosses) and analytical solution (straight line). Both numerical methods are fairly accurate and McKee's solution may be considered exact (for initial smoothed gradients).

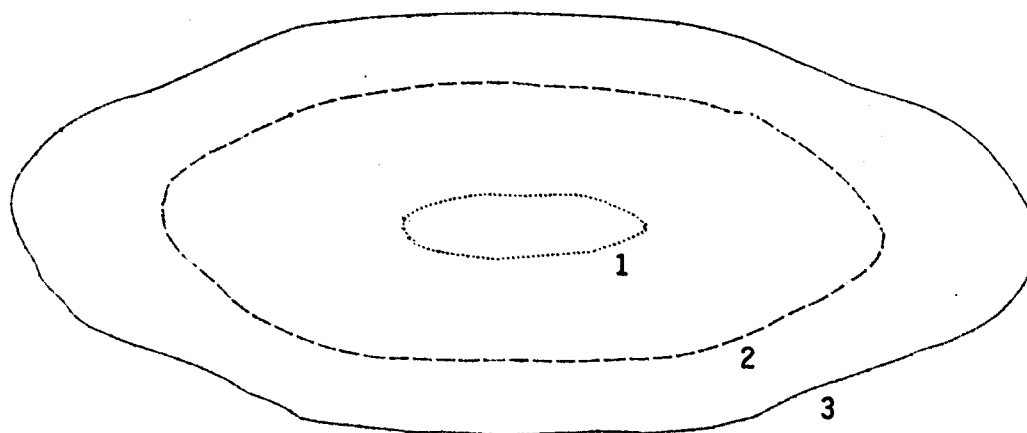


fig. 7.- Result of a numerical experiment with McKee's method. The computations began 24 h after release and were led during 24 h. Curve 1 is 0.75 of central concentration; curve 2 is 0.1 of central concentration; curve 3 is 0.01 of central concentration.

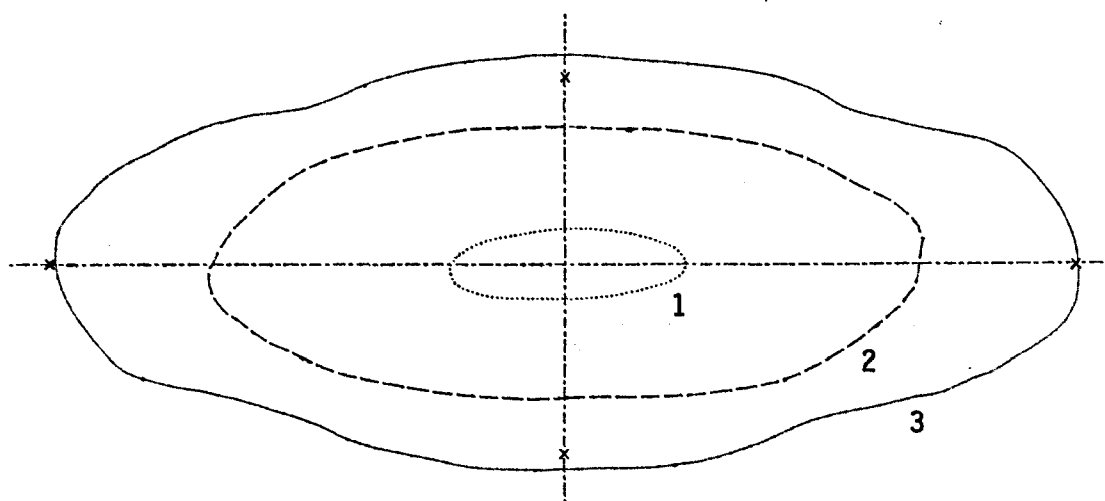


fig. 8.- Result of the analytical solution 48 h after release with the same assumptions. The axes and extreme points of the theoretical ellipse of isoconcentration corresponding to curve 3 are drawn on the figure (dash-dot lines and crosses). The curves 1, 2 and 3 are respectively 0.75 , 0.1 and 0.01 of central concentration.

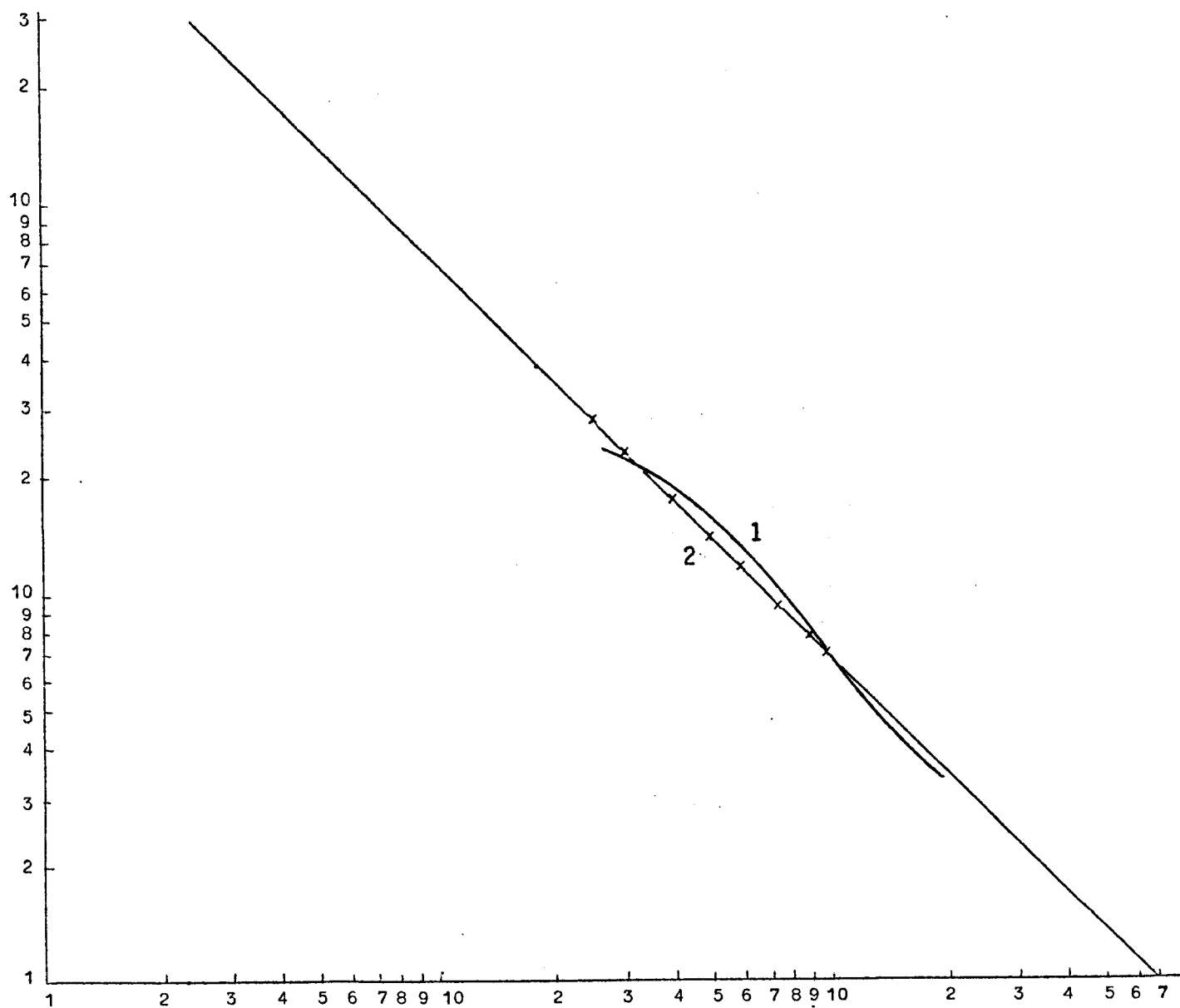


fig. 9.- Comparison between D.R. (curve 1), McKee (curve 2, crosses) and analytical solution (straight line).

References

- ADAM (Y.) and RUNFOLA (Y.), (1971). *Numerical Methods*, in *Modèle mathématique - Rapport de synthèse*, Programme national sur l'environnement physique et biologique, pp. 77-86.
- McKEE (S.) and MITCHELL (A.R.), (1970). Alternating direction methods for parabolic equations in two space dimensions with a mixed derivative, *The Computer Journal*, 13, 1.
- MITCHELL (A.R.), (1969). *Computational methods in mathematical physics*.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971). *Shear effect and eddy diffusivity*, in *Modèle mathématique - Rapport de synthèse*, Programme national sur l'environnement physique et biologique, pp. 35-46.
- NIHOUL (J.C.J.), (1972). *Shear effect diffusion in shallow open seas*, in *Bull. Soc. Sc. Lg.*, (in press).
- PEACEMAN (D.W.) and RACHFORD (H.H.), (1955). The numerical solution of parabolic and elliptic differential equations, *J. Soc. Indus. Appl. Math.*, 3, 1.
- RICHTMYER and MORTON, (1967). *Difference Methods for Initial Value Problems*.

Chapitre III

Sedimentological investigation

by

F. GULLENTOPS

M. MOENS

A. BASTIN and M. MEEUSSEN

Introduction

In this chapter are presented five reports which represent part of the sedimentological investigations conducted during 1972.

A first report by F. Gullentops comments the bottom-topography of the Southern Bight and stresses the necessity to dispose of an accurate bathymetric map. A brief review is given of the geological history of the Southern Bight.

A second report by F. Gullentops describes a Flowsheet for the analysis of recent sediments as it has been developed for this project and is being used for the analysis of some 2000 bottom samples.

A third report by M. Moens discusses the actual knowledge on sedimentation and erosion velocities of mud in the marine environment. This status questions can already be used as a first approximation in the mathematical model and prepared for eventual experimentation.

A fourth report by M. Moens discusses the results of sediment suspension analysis obtained during the campaign 1972. Even though not all stations were sampled as planned some interesting conclusions are proposed.

A fifth report by A. Bastin gives the results of a preliminary investigation on the sorption capacity characteristics of muds compared in fresh- and saltwater environment and determined with radio-isotopes.

A.- SOUTHERN NORTH SEA BOTTOM RELIEF

In a multidisciplinary research of the dynamics of a sea a good knowledge of the sea-bottom relief is an essential prerequisite. Depth influences hydrodynamical, sedimentological and biological phenomena. And so do of course changes in depth and the rates of these changes which determine in fact bottom relief.

As a basis for some disciplines a static image of this relief, a bathymetric map, may suffice. The bottom relief, however, has much more to tell. It is in itself a dynamic equilibrium between a long geological past and the actual forces operating now in the sea. A complete understanding of the bottom topography supposes a full knowledge of both. This stage has not yet been attained but it may be useful to give a short account of the most salient facts and hypotheses on the most recent geological history and explanation of the bottom topography.

For the bathymetry we will use, with courtesy of the *Royal Dutch*, a map compiled by Houbolt on the basis of British Admiralty charts.

The geological past which interests us here starts with the breakthrough of the Straits of Dover. Hypothetically this is put in the penultimate glaciation (- 150.000 years) because at least at that moment a good mechanism for the breakthrough occurred. It is indeed proven that during this coldest glaciation British and Scandinavian ice-masses joined in the North Sea West European rivers and ice meltwaters were blocked in their northern outflow. A large lake must have formed in the southern North Sea, the rising water of which found an outflow on a low point situated on the actual Straits of Dover. The huge overflow created an incision which drained the ice dammed lake.

During the last interglacial the sea level rose a few meters higher than now and the straits were enlarged by tidal currents and wave action, but were still narrower than now.

During the last glacial period the southern North Sea dried up again due to the lowered sea level (- 100 m). An important river formed by Thames, Rhine and Meuse together with the meltwaters of the Humber ice lobe eroded the still existing deepwater Channel. It may be that it was joined for some

time by the overflow waters of a new ice-dammed lake to the north but this is not proven yet.

Important quantities of sand were deposited on the old sea bottom. A huge alluvial fan of the Rhine is still discernible in the general bathymetry.

The very rapid ending of the last glaciation caused a rapid rise of sea level and a renewed transgression of the sea through the straits. During the Boreal period (8000 BP) the Southern Bight depended only from the Channel and extreme tidal currents must have run through the straits.

A new configuration appeared when the sea level rose above the Humber, Texel and Dogger bank heights to reach during the Atlantic Period (6000 BP) the highest sea level establishing approximately our actual coasts and current systems.

During the last 2000 years the sea breached repeatedly the coastal barriers and only then was formed the Scheldt estuary. The erosion of the tidal currents swept out to the sea new masses of sands which built up the outward Delta.

In the sea the tidal currents rearranged in streamline patterns the huge quantities of sand brought in during the glacial period. All of them however are not necessary in equilibrium with the actual dynamics. Some certainly are fossil as the Brown Bank Boreal beach barrier. Others may still reflect slightly different current systems of Atlantic times. But the majority without doubt is in equilibrium with actual current patterns. If directions are quite clear from the trend of the banks, the sense of movement is in most cases subject to discussion. Real displacement of the banks with cartographic methods is only seldom established due to the low accuracy of old bathymetric charts. The movement of the Falls to the south and especially Sandettie to the north seems certain. This is a very important system as it has built up through the deep water Channel and forms a major danger for the North Sea navigation. If well understood this system might also form a clue for the Southern Bight tidal current system.

The Knolls of East Anglia and the Flemish Banks have in common their linked pattern in which Van Veen recognized flood and ebb currents. Although these displace important quantities of sand, the migration is in a closed system, with flood and ebb currents nearly equal.

More seaward the Well Banks and the Hinder Banks are more rectilinear and admittedly progressive in direction of a stronger flood current.

The Zealand Banks are enigmatic and might be relicts of an older Atlantic system or even due to erosion as Houbolt suggests.

By this very short account to this large working group we intended only to show that a better understanding of the sea-bottom morphology will also contribute to the solution of the general problem of the mathematical model.

B.- A FLOWSHEET FOR ANALYSIS ON RECENT DETRITAL SEDIMENTS

As a contribution to the Belgian effort of the study and control of pollution the government subsidizes two important research programmes that aim to establish a mathematical model of the sea, applied to the Southern Bight of the North Sea and a mathematical model of a river, applied to the Samber, major tributary of the Meuse.

In these programmes has also been incorporated the study of the sediments. The reason is double. First the sediments in suspension may be considered as pollutants. Very often their quantity, in rivers, estuaries and coastal waters, has been greatly increased by human interference due to domestic and industrial waste waters, and by accelerated soil erosion. They can reach concentration levels so as to influence considerably the water turbidity, and lower the transparency to a point of intervening and even prohibiting the development of organisms. By sedimentation these suspensions form clayey sediments and can cover previously sandy bottoms with mud, intervening once more in the development of the benthos.

Secondly the sediments in suspension are constituted for a large part of argillaceous and organic matter. Due to their physico-chemical characteristics of free valences and large specific surfaces, these substances are capable of adsorbing cations, among which also noxious heavy metals as Cu, Zn, Pb.

By sedimentation of the suspension-material these cations are extracted from the sea and sedimentation can be regarded as a natural purification of the sea. However, the organic substances can be decomposed bacteriologically on the sea bottom and the noxious cations may be put in solution again. Or the mud may be eaten by lithofagic benthos that absorb and concentrate the noxious elements and introduce them in the biological cycle and the food chain.

It is quite clear that a pollution research programme has to incorporate the study of the sediments, their characteristics, and dynamics. And that this study will concentrate essentially on the muddy sediments and to a lesser degree on the coarser sediments, the sands, transported along the bottom.

In both programmes we have been charged with the study of certain sedimentologic parameters. A flowsheet of analysis has been established and a method of valorisation of the analysis devised. Although no new analytical techniques were used we think it worthwhile to publish our way of working.

Indeed in the next two years some two thousand samples will be analyzed in this way and quite a lot of information will be gained on the southern North Sea. Other workers in neighbouring countries however are confronted with the same problems and the huge effort produced will be more usefull if the analysis and the extracted parameters were comparable.

In establishing an analysis flowsheet we are confronted with three premisses.

1. The exposed aim of the research.
2. The great quantity of samples which need simple, rapid and sophisticated analysis techniques giving the maximum of information.
3. The fact that the disponible samples will be of several types :
 - a) Samples of water ranging from 10 to 25 l , taken regularly at certain points and depths of the North Sea and the Samber. The quantity of material in suspension varies largely but can be as low as 1 mg/l and be insufficient for complete analysis. Only certain parameters will be defined.
 - b) Samples of suspension material obtained by continuous centrifugation of thousands of liters water on board of the vessel. These can be used for complete analysis.
 - c) Bottom samples taken by very different devices and yielding again enough material for the whole analysis.

1.- The analysis

The flowsheet (fig. 1) gives the succession of operations listed by numbers and of quantities listed by letters :

- A : sample as it arrives in the laboratory,
- A_w : watersample,
- A_c : centrifugation sample,
- A_b : bottoms sample.

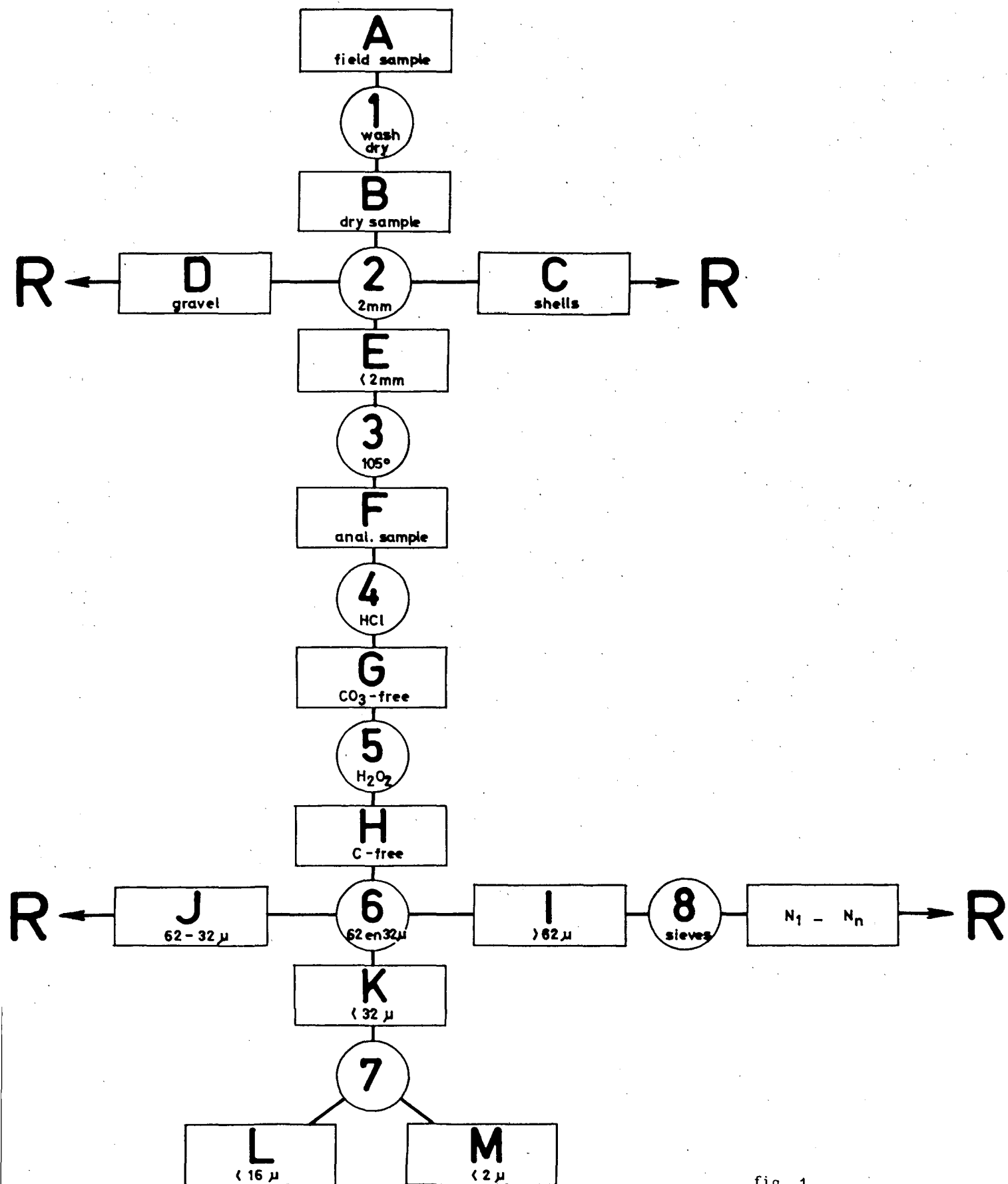


fig. 1.

Operation 1 - Preparation of the sample

- 1_w The watersample is filtered on filter paper by the method of inverted bottles. The residue is washed with distilled water and transferred to a beaker for drying.
- 1_c Off the centrifugation sample a quantity of about 10 mg , or less, is taken, washed with distilled water on a filter paper so as to eliminate sea-salts and transferred to a beaker for drying.
The rest of the sample is dried at room temperature and stocked for eventual other analysis.
- 1_b Muddy bottomsamples are treated as 1_c . If the sample however contains shells or pebbles their percentage is estimated. The variability of sampling makes that exact percentages are not significant. A relative accuracy of 25 % should be aimed at which is largely sufficient for characterizing the shelly or gravely bottom nature.
Sandy bottomsamples containing only small amounts of mud are completely washed with tap water on filter paper so as to eliminate sea salts and dried at room temperature, yielding the *clean sample B* .

Operation 2

This total sample B may contain shells and shell fragments and pebbles. These are then sieved off by hand on a 2 mm sieve and by rough weighing the *quantity of shells C* and the *quantity of pebbles D* obtained. Both are stocked for eventual further study.

From *fraction E* , *finer than 2 mm* , a representative sample is taken, between 10 and 20 mg , by splitting and transferred to a beaker.

Operation 3

We have now obtained representative aliquots for analysis. This sample is now dried at 105° in a drying oven in a numbered glass beaker of known weight.

After extensive experiments, we choose to dry at 105° because :

- 1) an equilibrium weight is obtained which can be reproduced in the following operations. This is important because our determinations are all gravimetric;

- 2) the drying is achieved much more rapidly than at 60° ;
- 3) a more stable state is obtained less liable to weight change during cooling and weighing of the samples.

After drying the beaker is weighed again yielding the analysis quantity *F* . With normal samples we aim at a weighing accuracy of 0.01 mg , which certified the 0.1 % ; the very small water-suspension samples are weighed to 0.1 mg , certifying at least the 1 % .

Operation 4

The sample, if calcareous, is now first decalcified. The reasons for this operation step are :

- 1) if small shell fragments are present, as is very usual in sandy marine sediments, their platy character gives them a diameter much greater than the hydraulical equivalent sand grains. The granulometrical characterization of the sand is thus better without shell fragments, if analysis is made by sieving;
- 2) the following digestion of organic material by H_2O_2 is better on a carbonate free sample, also as to exclude the formation of Ca-oxalate which would precipitate;
- 3) to allow later an easier peptisation of the clay fraction;
- 4) finally, to determine the carbonate content.

Decalcification is achieved by cold 1 N HCl , filling up until the reaction is finished. The attack should be as short as possible so as to minimize the solution of other minerals especially iron compounds.

After completion of carbonate reaction the sample is filtered and washed with distilled water until the pH of the filtrate approaches neutral.

By filtering in a hard filter paper, type Whatman 41 , no colloids are lost, the eventually present clay fraction being flocculated and the residue can easily be washed back in the glass beaker.

Experiments of burning the washed filter paper showed that no appreciable clay matter was withheld in the filterpores.

The residue is again dried at 105° and weighed giving *carbonate free sample G* . The difference $F - G$ is a good approximation of the

CaCO₃-content , taking into account that other minerals present may also have gone into solution to a much lesser degree.

Operation 5

The organic content is generally important in muddy sediments and ranges from fresh organic matter to all degrees of decay and decomposition. It has to be eliminated so as to enable peptisation and in a way as to give some quantitative information on the amount present.

Digestion by H₂O₂ has the advantage of giving the total loss of organic matter. Other methods give the amount of organic compound but not the amount of organic matter due to the various stages of decay. Furthermore digestion by H₂O₂ can be achieved in a flowline of analysis.

We use a fixed quantity of 100 cc 15 % H₂O₂ , which is allowed to react without heating. If necessary, a second aliquot of reagent is used. After completion of combustion the beakers are evaporated in the oven to 105° and weighed.

Evaporating the technical H₂O₂ , that we use, leaves a small but variable residue of stabilizing salts. Each bulk delivery is controlled so as to correct the dried sample weight, yielding finally the *carbon free sample H* .

It should be emphasized that previous decalcification is necessary, otherwise Ca-oxalate may be formed and precipitated.

Taking all these precautions the determined weight loss G - H can be considered a good approximation of organic matter content.

Operation 6

The next step is wet sieving of the sediment residue. Its aim is to separate the sandfraction from the silt and clay fractions which will require separate techniques for further analysis. At the same time this first separation produces important informations.

Instead of using only the normal 62 μ sieve we use also the 32 μ sieve. This makes sedimentation techniques more easier but also gives immediate information on the presence of a silt fraction in the suspension material. If clayey the sample is extensively prepared so as to achieve optimal disaggregation and peptisation.

Because the sample has gone through three cycles of drying at 105° the first step is a prolonged (several days) soaking with a small amount of distilled water. If tenacious some H_2O_2 is added and the sample boiled using the very active mechanical action of O_2 -bubbles forming. 100 cc of distilled water are added with 20 cc of peptisation solution (Na-carbonate + oxalate) and boiling continued on a sandbath. The samples are finally shaken on a shaking table.

The sample is then washed on to the 62μ sieve of a Rheum vibration siever. Maximum 800 cc of distilled water are flushed through the sieves, while working, and the passing suspension water collected. The residues on the two sieves are washed in beakers evaporated at 105° and weighed giving the quantities I, *sand coarser than 62μ* , and J, *coarse silt between 62 and 32μ* .

At the same time the fraction K, smaller than 32μ is obtained as $K = H - I - J$.

The fraction J is stocked for eventual further study, the fraction I being used for operation 9, dry sieving.

Operation 7

The aim of the next step is to gain further information on the grain-size of the fraction smaller than 32μ . Because the sedimentation methods are excessively time consuming the work is reduced in two ways:

- 1) No analysis is made if the fraction K amounts to less than 5 %;
- 2) on a routine basis only two cuts are made at 16μ and at 2μ .

The suspension water having passed the 32μ sieve has been supplementary peptised by the vibration of the siever. It is finally treated with an ultrasonic shaker or a laboratory mixer. The suspension is then brought to 1 l, poured in a sedimentation column and by a subtraction method 50 cc of suspension finer than 16μ and finer than 2μ subtracted, dried to 105° and weighed. After correcting for the amount of peptising chemicals and transforming to quantities per liter we obtain the weight fraction L, *smaller than 16μ* and M, *smaller than 2μ* .

$$\begin{aligned} \text{It results that the fraction } & 32-16 \mu = K - L, \\ & 16-2 \mu = L - M, \\ & < 2 \mu = M. \end{aligned}$$

Operation 8

Fraction I is now used to characterize further the grain-size distribution of the sands by dry sieving. Generally we use quarter- ϕ sieves, but to reduce the work in this scheme we confined the analysis to half- ϕ sieves, yielding the weight fractions M_0 to M_n . After transforming them to weight percentages of the sand fraction they will be used to identify the type of distribution curve on probability paper.

In a first stage only two parameters will be extracted from it, a measure of central tendency and a measure of sorting.

The separate fractions are stocked for later mineralogical and morphometrical investigations.

2.- The parameters

From the analytical quantities, which have been obtained previously, a number of sedimentological parameters can be calculated. These parameters will be used for defining the sedimentological characteristics, for studying the distribution in space of these characteristics and for correlation with chemical and biological properties as defined by other groups in the same projects.

2.1.- Direct parameters

1) Shell percentage Sh

Either directly estimated in muddy sediments or calculated as

$$Sh = \frac{C \times 100}{B} .$$

2) Pebble percentage Pb

Either directly estimated or calculated as

$$Pb = \frac{D \times 100}{B} .$$

3) Calcium carbonate content Ca

Defined on the fraction smaller than 2 mm

$$Ca = \frac{F-G \times 100}{F} .$$

4) Organic matter content Or

Equally defined on the fraction smaller than 2 mm

$$Or = \frac{G-H \times 100}{F} .$$

5) Sandfraction Zd

Defined on the fraction smaller than 2 mm and free of carbonates and of organic matter, instead of on the total sediment. This parameter becomes a more significant, detrital variable by eliminating the influence of variable organic matter and carbonate content

$$Zd = \frac{I \times 100}{H} .$$

6) Suspension fraction Ps

In the neighbourhood of 62 μ is generally situated a break in the grainsize distribution due to the difference in saltation and suspension transports. In Western Europe, this is reinforced by the presence of an important siltfraction derived from fossil eolian loess.

$$Ps = \frac{H-I \times 100}{H} .$$

Ps is evidently complementary to the sand fraction.

7) Coarse silt fraction Sc

The fraction between 62 μ and 32 μ

$$Sc = \frac{J \times 100}{H} .$$

8) Medium silt fraction Sm

The fraction between 32 μ and 16 μ

$$Sm = \frac{(H-I-J-L) \times 100}{H} .$$

9) Fine silt fraction Sf

The fraction between 16 μ and 2 μ

$$Sf = \frac{(L-M) \times 100}{H} .$$

10) The clay fraction Cl

The fraction smaller than 2 μ

$$Cl = \frac{M \times 100}{H} .$$

It is evident that

$$Zd + Sc + Sm + Sf + Cl = 100 .$$

From this arises that all eventual analytical errors are combined in the fraction Sm which is not measured directly but is only known by calculation. Grainsize curves giving an abnormal situation in this fraction are probably evidence for analytical errors, mostly due to loss of material during one of the operations or a faulty weighing. These samples should be rerun.

2.2.- Derived parameters

As derived parameters we consider those which are obtained by calculation from the previous ones and can be used to characterize more sensitively certain sedimentological properties. A great number of them can be defined from the available analytical data and direct parameters. We give only a choice here.

11) The sand median Mez

A measure of central tendency of the sand fraction must be known as a parameter proportional to the transport capacity of bottom currents, so proportional to their velocity. The mode Moz characterizes best the top of a frequency curve and is defined following the graphical method of Gry, where the derivative becomes zero.

On a routine basis however we use the sand median Mez defined as the 50-percentile on the cumulative curve of the sand-fraction alone. In this way Mez approaches Moz as the influence of the bimodal suspension population is excluded.

In the presence of bimodal sand populations it is certain that Mez remains a crude estimate of central tendency.

12) Sandsorting Soz

The sandsorting gives in first approximation a valuable idea on the variability of bottom currents and is worthwhile to note. We must certainly remember that mixing of different layers during sampling extends this variability in time. We prefer the simple notation

$$Soz = \frac{\phi_{84} - \phi_{16}}{2}$$

which justly does not take into account the tails of the distribution in which mixing becomes still more important. Even so it should be remembered that bimodal sand populations, as so often occur for instance in tidal currents, will show a sorting much worse than that of the two separate populations.

This sorting coefficient is easily determined on the cumulative curves of the sand fraction and has the advantage to be usable as σ in statistical calculations.

13) The coarse silt ratio Ser

This ratio compares the fractions of the suspension divided by the 32 μ limit

$$\text{Ser} = \frac{S_c}{P_s} .$$

It is not a very sensitive measure because the loess-silts have a mode close to 32 μ and small changes in this silt material have a big influence on the Ser .

We use it however because on watersuspension samples the 32 μ limit is the finest division.

14) The coarse and medium silt ratio Scmr compares the fractions of the suspension material divided by the 16 μ limit

$$\text{Scmr} = \frac{S_c + S_m}{P_s} .$$

More sensitive because most of the detrital siltfraction is above 16 μ in the loess.

15) The clay ratio Cr

Let us compare the clay fraction, finer than 2 μ , to the total suspension material

$$\text{Cr} = \frac{C_l}{P_s} .$$

It seems quite superfluous to analyze the suspension fraction in so different ways. Our aim however is to discover differences in the mud composition which might reflect slight differences in provenance of the suspension material and to analyze the influence of flocculation on the grainsize distribution.

16) Clay organic ratio Ocr

Let us compare the content of organic matter to the clay content

$$Ocr = \frac{Or}{Cl} .$$

Assuming the decayed organic matter is mostly present in the finest fraction it is interesting to establish a comparison between the two.

In fact the total organic matter, being without doubt interesting for general classification, for biological use, for correlation with chemical analysis, is too much influenced by other variables as sand and silt content. For distinguishing real qualitative differences between muds these variables have to be excluded, which is tried with this ratio.

Acknowledgments

We thank D. Coetermans, M. Moens and N. Vandenberghe for discussions of the above analysis flowsheet and for experimental aid.

C.- LITERATURE REVIEW ON SEDIMENTATION AND EROSION OF MUD

1.- Sedimentation

1.1.- Flocculation

Suspended matter in the sea is not dispersed into its elementary particles, but aggregated into units, called floccules. Several mechanisms cause this aggregation of the particles [E. Verger (1968)] :

- flocculation by the high electrolyte content of the sea; mainly due to Ca^{++} and Mg^{++} ions;
- biological causes :
 - mussels, oysters, etc. agglomerate suspended particles by their mucus,
 - many mollusk species leave faecal pellets; mud globules aggregated in their alimentary canal,
 - diatoms can gather mud around their frustules by excreted mucus;
- particulate organic matter can act as a mean of aggregation with inorganic particles.

Flocculation by electrolytes is the most important mechanism, biological factors may be acting in definite areas, such as tidal flats, estuaries, etc. Flocculation by electrolytes in physico-chemically controlled by the following factors, and becomes more important as [Migniot (1968)] :

- concentration of the flocculating electrolyte increases,
- valency of present ions is higher,
- hydrated ions are smaller,
- temperature rises,
- dielectric constant decreases,
- pH decreases,
- adsorption capacity of present anions decreases.

1.2.- Influence of the elementary particles on flocculation

The size of floccules is usually given as an *equivalent diameter*. This means that they are considered to have the same settling velocity as quartz spheres of this diameter. The real diameter of these complexes however

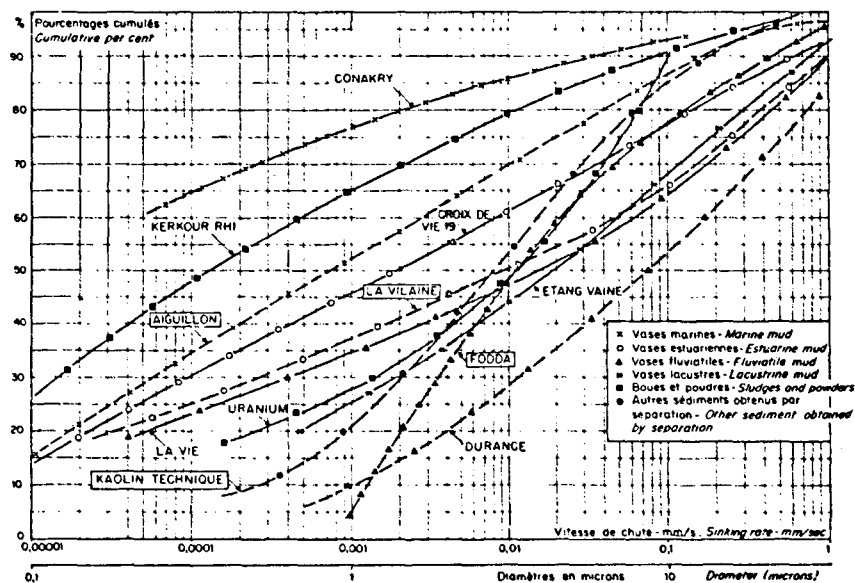


fig. 1.- Examples of sinking rate curves for deflocculant media.
From Migniot (1968).

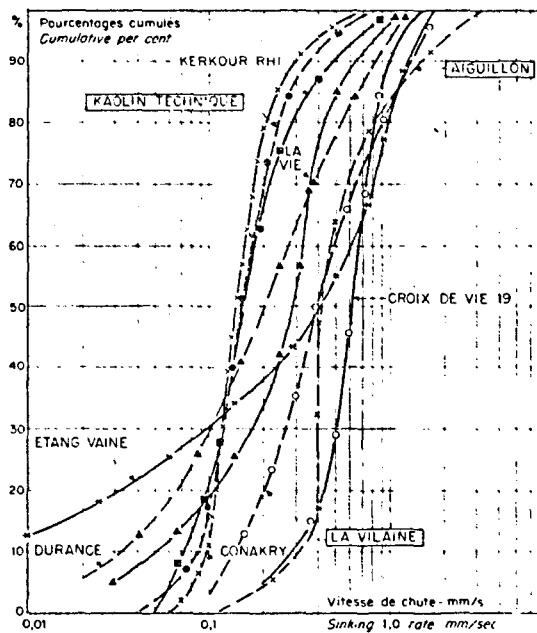


fig. 2.- Examples of sinking rate curves for flocculant media. From Migniot (1968).

is much greater, as specific weight of some components is lower than that of quartz (e.g. organic matter) and water content may be up to 95 % [Postma (1967)].

Migniot (1968) found by flume experiments on different pelitic sediments that flocculation reduces grain-size variation (fig. 1 and 2). The *factor of flocculation* is defined by Migniot as :

$$F = W_f 50\% : W_d 50\%$$

with $W_f 50\%$: mean settling velocity of floccules in a flocculating environment and $W_d 50\%$: mean settling velocity of individual particles in a peptizing environment.

At 20 °C and a concentration of 10 g/l sediment, salinity 30 ‰ : $F = 250 d^{-1.8}$ (fig. 3) with d : equivalent diameter in μ . Thus F increases as d decreases.

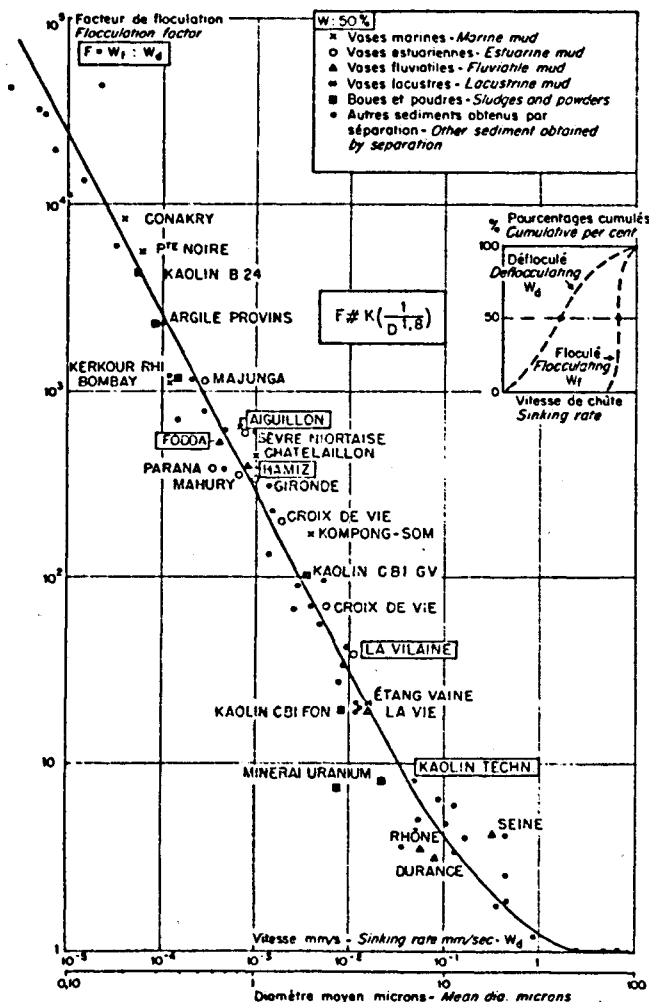


fig. 3.- Effect of particle size on flocculation. From Migniot (1968).

As to Migniot, mineral matter brought into a flocculating environment would have a mean settling velocity between 15×10^{-3} to 60×10^{-3} cm/s . This corresponds to a mean grain size of 13 to 26 μ , concentration being 10 g/l .

Flocculation would not act upon particles greater than $\pm 30 \mu$ and would also be influenced by the concentration of the suspension. F increases with increasing concentration until 15 g/l and decreases at higher concentrations (fig. 4).

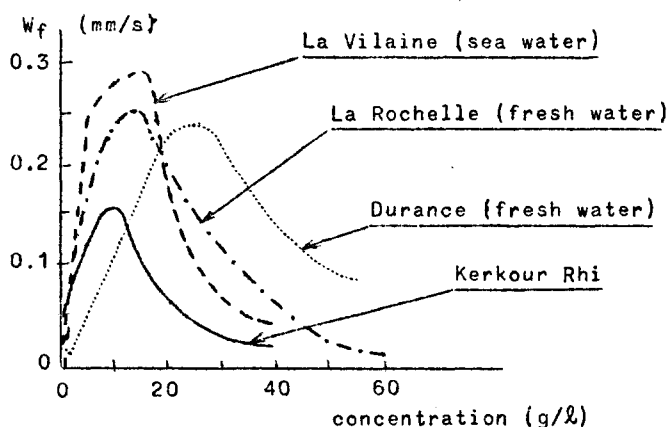


fig. 4.- Effect of solid particle concentration on floc sinking rate. From Migniot (1968)

Small concentrations of flocculating matter suffice to flocculate a suspension; e.g. 10 ‰ salinity makes 0.5 g/l sediment reach its maximum settling velocity (fig. 5 and 6). Provided a high salinity of

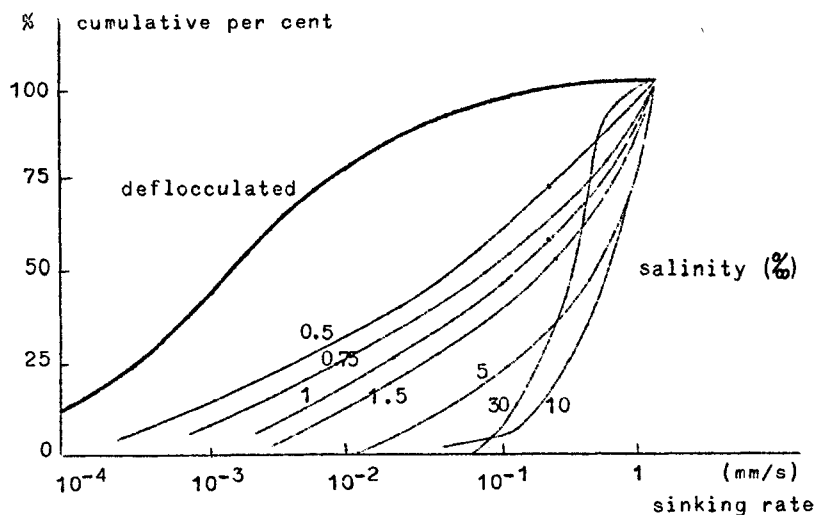


fig. 5.- Effect of salinity on sinking rate. From Migniot (1968).

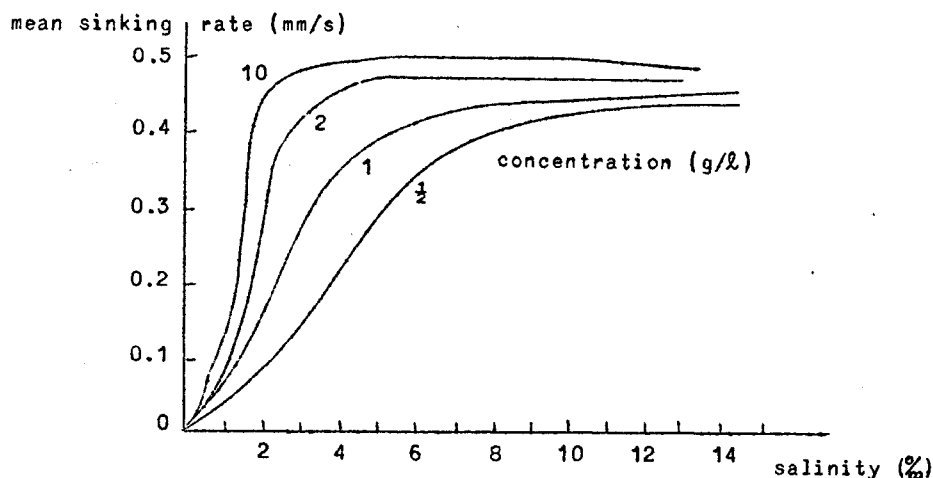


fig. 6.- Effect of salinity on sinking rate. From Migniot (1968).

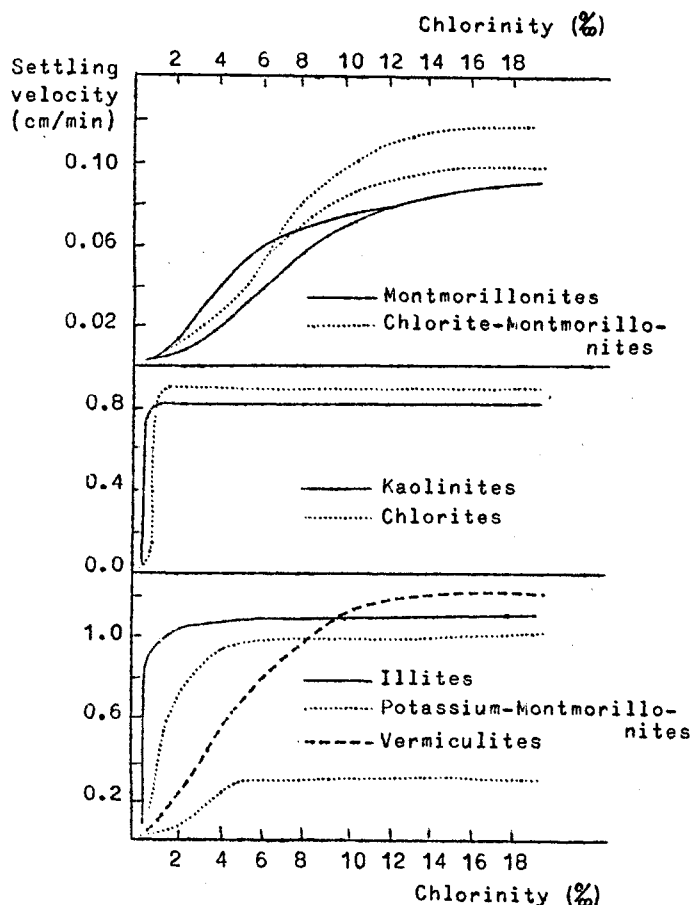


fig. 7.- Settling velocities of clay minerals in sea water at different chlorinities (26 °C, pH = 7.2-8.8, 2 g clay/liter). From Postma (1967).

a very concentrated suspension, macro-flocculation may occur causing the decrease of the sinking rate.

The influence of mineralogy of the particles on their flocculation was studied by Whitehouse *et al* (1960) [see Postma (1967)]. They found suspensions of 2 g clay minerals per liter of sea water at 26 °C reaching different maximum representative settling velocities depending upon salinity and mineralogy. For illite, a velocity of 1.85 cm/s was reached at 4 % chlorinity (eq. diam. $\approx 13 \mu$), whereas kaolinite reached 1.35×10^{-4} cm/s (eq. diam. $\approx 11 \mu$) at 2 % chlorinity.

Montmorillonite did not reach such constant maximum

settling velocity, but flocculation progressed as chlorinity increased (fig. 7).

Small concentrations of dissolved humic matter seem to stabilize kaolinite suspensions in sea water. Stabilization becomes more prominent as kaolinite content increases, while other clayminerals suspensions would be stabilized to a much lesser degree [Rivière and Vernhet (1951)]. Furthermore, Berthois and Pacheco (1968) suppose that organic matter with a high $\frac{C}{N}$ ratio suppresses the influence of temperature on settling rate.

1.3.- Literature data

Gripenberg (1934) attributed an equivalent diameter of 5 to 15 μ to flocculated matter in the sea [see Svendrup *et al* (1942)].

Svendrup, Johnson and Fleming (1942) considered that elementary particles with equivalent diameter greater than 15 μ do not share in flocculation and consequently sink at their own rate.

At the Gulf of Paria mean median floccule size is estimated at 15 μ eq. diam. by Van Andel and Postma (1954).

Through grain size analyses of Dutch tidal march deposits, Van Straaten (1954) inferred that the mud was deposited as floccules with an equivalent diameter between some and 40 μ .

Microscope counts made in not specified coastal areas by Jerlov (1955) resulted in a mean geometric diameter of 16 μ [see Jerlov (1963)].

By the same procedure, Prickard and Giovando (1960) obtained mean diameters of 7 to 17 μ [see Jerlov (1963)].

Several authors found constant ratios existing between the sub-fractions of the fraction lesser than 25 μ in recent marine mud deposits along the Dutch coast [see Favejee (1960)].

One explanation could be that after throughout mixing and flocculation in the sea, the mud obtained a fixed grain size composition. Particles greater than 25 μ would thus have an individual settling velocity.

Investigations about the Demerara Bar Channel revealed a mean equivalent diameter approximately equal to 8 μ for flocculated matter (chlorinity 10 to 20 ‰) and 1 to 1.5 μ for the same but unflocculated material (chlorinity 0.2 to 0.5 ‰) [see Postma (1967)] (fig. 8).

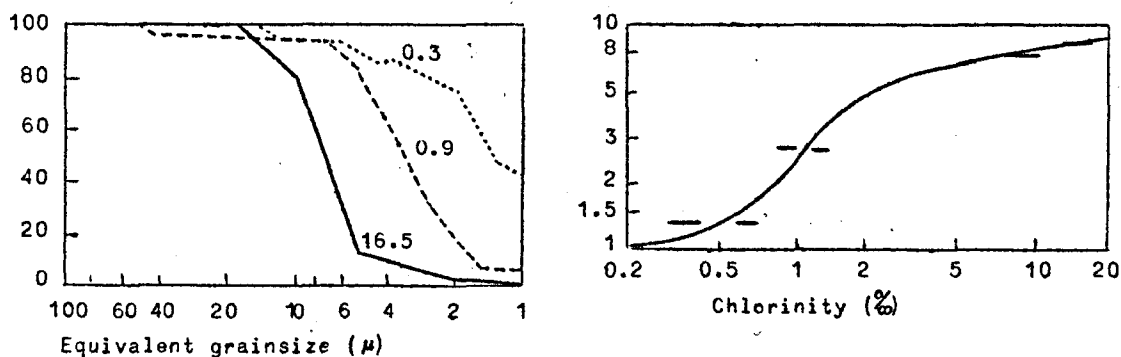


fig. 8.- Left : equivalent particle-size distributions measured at different chlorinities by the pipette method; scale at left indicates the weight percents of silt, finer than indicated size. Right : relation between median equivalent particle size and chlorinity; scale at left indicates median equivalent particle size μ ; silt concentrations : 1 mg/l (Demerara Coastal Investigation, 1962). From Postma (1967).

Berthois and Pacheco (1968) found median equivalent diameters of approximately 11 , 22 and 33 μ at temperatures of respectively 5 , 20 and 25 °C for sediments of the Loire Estuary. For mud of a Greenland Fjord a median equivalent diameter of 4 μ was found. These laboratory experiments were executed in distilled water, sediment concentrations were not communicated.

A concrete estimation about the settling velocity of flocculated matter in the southern North Sea was made by McCave (1970). Based on the results of Postma's experiments (1961) in the Borndiep and Marsdiep and on those of Sheldon (1968) in the Crouch Estuary he computed a settling velocity of 1.8×10^{-3} to 6.4×10^{-3} cm/s (equivalent diameters 5 to 10 μ). His estimation of a representative mean settling rate was 4×10^{-3} cm/s with an upper limit to the mean of 1×10^{-2} cm/s . This corresponds to an equivalent diameter of 7 to 8 μ and 12 μ respectively at 10 °C mean temperature of North Sea water.

Terwindt and Breusers (1972) on the other hand report a mean fall velocity of mud in Dutch tidal waters of 1.5 m/h or 4.2×10^{-2} cm/s which corresponds to an equivalent diameter of about 20 μ .

Author	Environment	Equivalent diameter of the floccules (μ)	Flocculated fraction (μ)
Gripenberg (1934)	labo	5-15	< 15
Svendrup, Johnson, Fleming (1942)			
Van Andel, Postma (1954)	Golf of Paria	mean diam. 15	
Van Straaten (1954)	Dutch wadden	some to 40	
Jerlov (1955)	coastal waters (?)	geom. mean 16	
Prickard, Giovando (1960)	coastal waters (?)	geom. mean 7-17	< 25
? (1960)	Demerara Bar Channel	± 8	
Favejee (1960)	Dutch coast		
Postma (1961)	Dutch waddensea	6-12	
Berthois, Pacheco (1968)	Loire-estuary	11-33 (median)	
Berthois, Pacheco (1968)	Fjord, Greenland (labo)	4 (median)	< 30
Sheldon (1968)	Crouch-estuary	mean diam. 5-10	
Migniot (1968)	labo	13-26	
McCave (1970)	Southern North Sea	mean diam. 7-12	
Terwindt, Breusers (1972)	Dutch tidal waters	mean diam. 20	

2.- Erosion

2.1.- Mud properties in relation to its erodability

Migniot (1968) who investigated the erosion of different muds (table 1) by water movement, found that for older deposits in streaming water :

$$U_{*c} \approx KT_s^2$$

where U_{*c} is the critical shear velocity in cm/s ; K the factor depending on the nature of mud-water complexes, ranging in proportion from 1 to 10 ; T_s the mud concentration in g/l .

For recent unconsolidated deposits :

$$U_{*c} \approx KT_s .$$

Table 1
From Migniot (1968)

Origine	Pourcentages		Médiane μ (Pélite)	Analyses chimiques			Minéraux des argiles
	Sable (%)	Pélite (%)		CaCO ₃ (%)	Mat. organ. (%)	Fe (%)	
Vase marine de L'Aiguillon	0	100	0,85	30	2	1,5	kaolinite : 35 % illite : 65 %
Vase "La Rochelle"	2	98	0,45	25	4	1,6	illite, kaolinite
Vase Conakry (Guinée)	0	100	0,15	20	1	6,0	kaolinite
Vase estuarienne de La Vilaine	8	92	1,6	15	1,5	1,3	illite : 50 % kaolinite : 50 % traces de chlorite
Vase estuarienne du Mahury (Guyane)	2	98	0,9	4	2,5	-	kaolinite : 60 % illite : 40 %
Vase fluviale de l'oued Fodda (Alg.)	0	100	0,65	21	4,7		kaolinite : 29 % illite : 26 % montmorillonite : 21 % chlorite : 24 %
Vase de retenue de barrage du Hamiz (Algérie)	1	99	0,60	20	0,2	-	illite, kaolinite, chlorite, interstrati- fié; montmorillonite, illite
Limon Durance (après tamisage)	-	100	11,00	20			poudre détritique, quartz, etc.
Argile de Provins (brute)	0	100	0,70	0	-	-	kaolinite
Argile de Provins (séchée et broyée)	0	100	0,30	-	-	-	kaolinite
Boue de Kerkour- Rhi (Inde)	2	90	0,35	60	-	traces	montmorillonite : 70 % illite : 30 % présence de phosphates

If initial rigidity is greater than 20 dyn/cm^2

$$U_{*c} \approx 0.5 T_y^{\frac{1}{2}} \quad (\text{CGS units}).$$

For values of $T_y \approx 10 \text{ dyn/cm}^2$

$$U_{*c} = T_y^{1/4}.$$

Furthermore he found that differences in mineralogy and grain size composition between the muds must be responsible for notable differences in their erodability.

Mud deposited in sea water needed a 1.7 times higher velocity to be eroded than this same : mud laid down in fresh water. Experiments with mixtures of sand and mud showed that only the water content of the mud was of great importance. More than 30 % of sand caused the decrease of U_{*c} (table 2).

Table 2

From Migniot (1968)

Concentration de vase T_s (g/l)	Pourcentage de sable (%)	Concentration globale vase + sable	Vitesse de reprise	
			\bar{U} (cm/s)	U_{*c} (cm/s)
465	13,6	525	55	2,3
475	22,5	582	60	2,5
470	39,5	697	57	2,4
471	52,5	830	49	2,05
470	66	1000	45	1,0
sable pur	100	2000	32	1,35

Terwindt and Breusers (1972) who carried out comparable experiments came to almost identical conclusions :

- thicker mud layers have smaller initial consolidation rates and lower values of U_{*c} (table 3);

Table 3

From Terwindt and Breusers (1972)

Percentage sand in mud	Thickness mud layer (cm)	Consolidation time (h)	U_{*c} (m/s)
37	2	2	0.019
37	2	$2 \frac{1}{2}$	0.021
7	20	$2 \frac{1}{2}$	0.008
2	2	2	0.009-0.014

- increasing sand content of the mud gives a more rapid initial consolidation and higher values of U_{*c} . A U_{*c} maximum is reached at a sand content of 40 % and higher contents lead to decreasing values of U_{*c} ;
- for one particular mud sample, U_{*c} increases linearly with mud concentration of the bed material.

These experiments were carried out with 3 muds (table 3, first three lines) gathered in the estuary and harbours of the southwest part of the Netherlands.

Clay mineralogic composition was about 70 % illite, \approx 15 % montmorillonite and 15 % kaolinite.

2.2.- Wave activity and current velocity as controlling factors of mud erosion

Based on observed wave oscillograms, Draper (1966) computed peak particle speeds at the southern North Sea bottom (due to wave action) which can be reached once in any time interval (fig. 9 et 10). Thus at

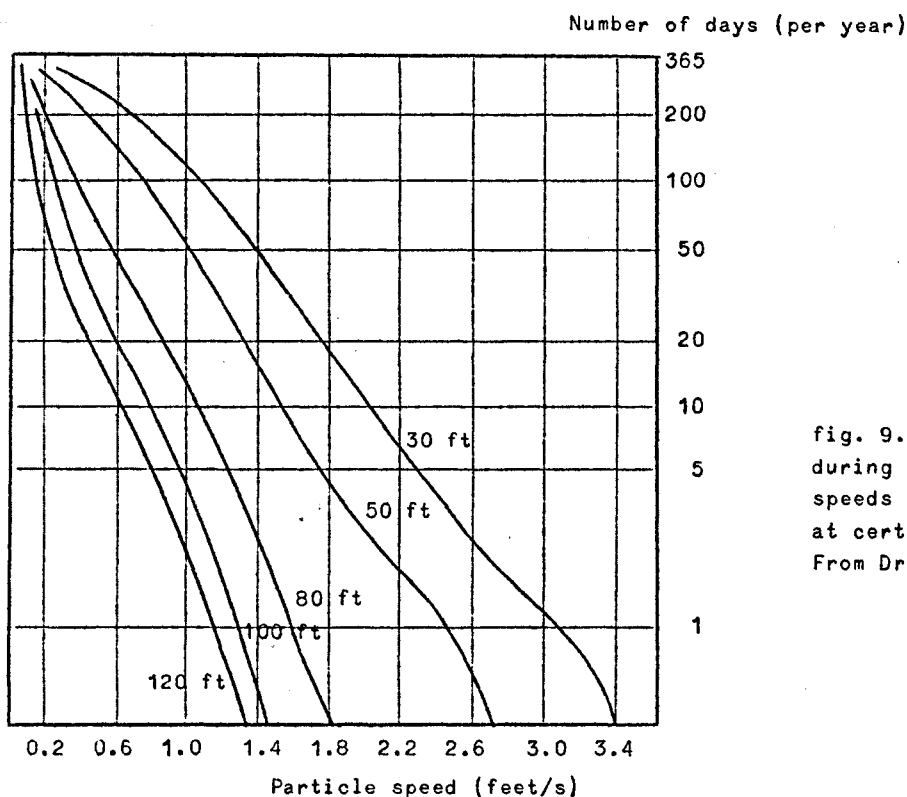


fig. 9.- Percentage of the time during which water particle speeds exceed any given value at certain depths.
From Draper (1966).

Particle speed factor

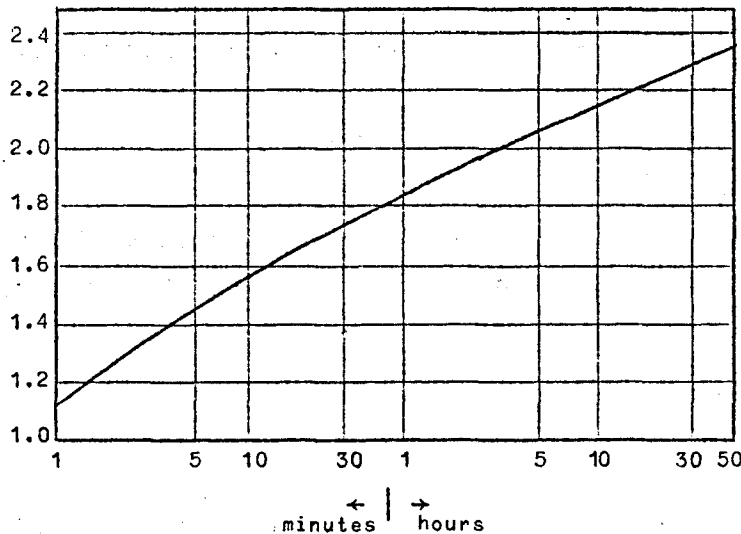


fig. 10.- The particle speed factor is the ratio of the most probable value of maximum particle speed to the significant peak particle speed, as a function of the length of time. To obtain the probable maximum value of particle speed in any particular situation, the value of significant peak speed obtained from fig. 9 must be multiplied by the relevant particle speed factor. From Draper (1966).

a depth of ≈ 10 m , a speed of 54 cm/s is exceeded during 20 days each year. Once in every hour of this period, a speed of 100 cm/s can be reached.

McCave (1971) stated that for waves, the maximum geomorphic-sedimentologic work will be done when the product of mass rate of sediment movement and frequency of occurrence gives a maximum. Based on Draper's results he computed that the most effective waves for the southern North Sea are those which occur between 10 and 20 % of the time, giving peak particle speeds of 30 to 40 cm/s . The maximum values of the effectiveness plotted as a function of depth (fig. 11)

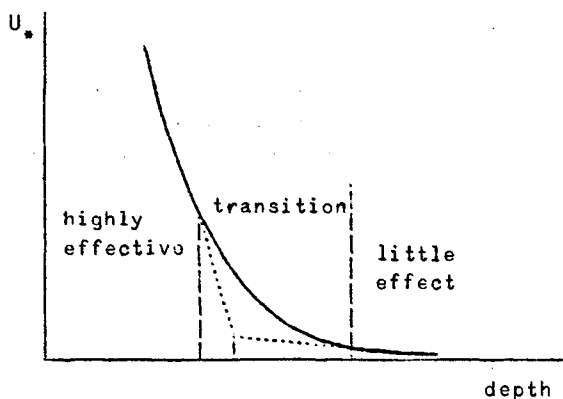


fig. 11.- From McCave (1971).

show that the area above ≈ 15 m is in the highly effective zone, e.g. the nearshore strip and the crests of the sand banks off the south of Holland and Belgium (fig. 12).

Migniot (1968) found that for a muddy bottom a greater depth than the observed one must be considered when wave lengths with a given period are calculated. An initial

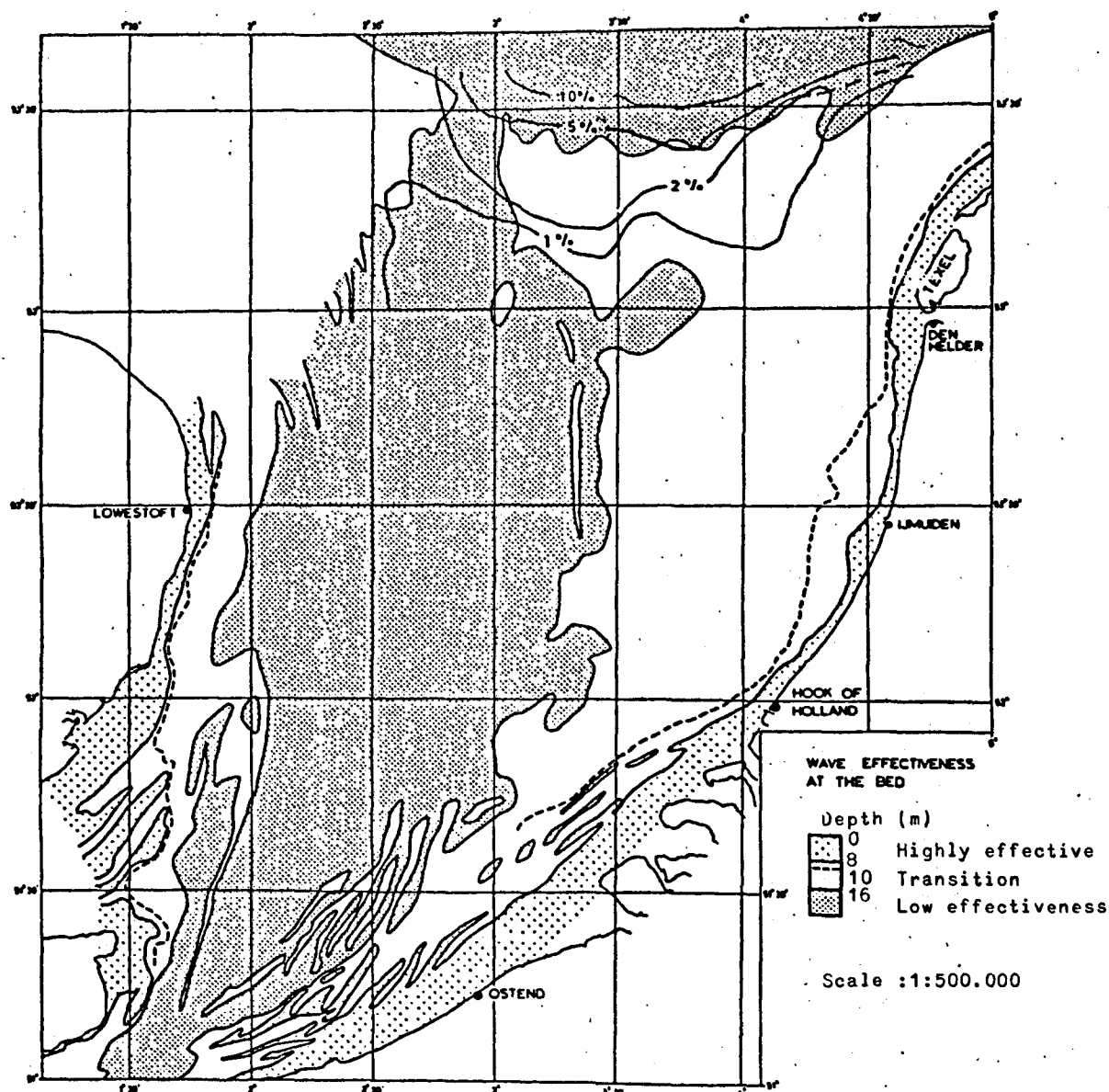


fig. 12.- Regions of high, transitional and low wave effectiveness at the bed (Southern Bight of the North Sea). Between 53°N and 53°40'N contours of percent mud (< 50 μ) in the bottom sediments are shown. There is a fairly rapid increase in mud percent in the region of low wave effectiveness. From McCave (1971).

rigidity of 20 N/m^2 is needed for the mud to act as a rigid bottom. Orbital movements of the waves can develop into an unconsolidated mud and prevent consolidation. Owing to their thixotropic properties, older deposits can thus be fluified. For instance, Migniot (1968) found that water content of muds decreased with increasing depth in the sea.

In the *Haringvliet*, Terwindt, Breusers and Svasek (1968) found a critical shear stress of 11 dyn/cm^2 for sand-clay laminations with a median grain diameter (for mixed samples) of 20 to 60μ ($U_{*c} = 3.3 \text{ cm/s}$).

Terwindt and Breusers (1972) assume that mud in Dutch tidal waters, after a consolidation time of 3 hours (fig. 13) have a U_{*c} of 2 cm/s ($\tau_c \approx 4 \text{ dyn/cm}^2$).

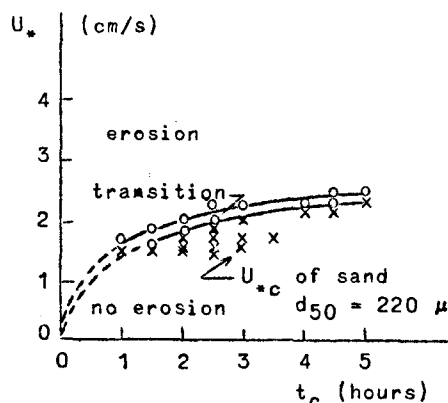


fig. 13.- Critical shear velocity U_{*c} in relation to consolidation time t_c .
 $\rho_w = 1010 \text{ kg/m}^3$
 $c_o = 16.5 \text{ g/l}$
 Waterdepth = 25 cm
 Thickness of mudlayer = 2 cm
 o Strong erosion of mudlayer
 x No or slight erosion of mudlayer
 From Terwindt and Breusers (1972).

By means of the formula

$$\frac{U_y}{U_*} = 5.75 \log \frac{y U_*}{0.108 v}$$

where U_y is the current velocity at a height y above the bed, U_* the shear velocity and v the kinematic viscosity of the water, the critical current velocity $U_{50,c}$ at 50 cm above the bottom can be calculated and is about 60 cm/s . Where this current strength is exceeded, no preservation of mud layers can occur.

In an offshore tidal channel in the *Haringvliet*, lenticular and sand-clay lamination only occur at water depths greater than 5 m below. Terwindt *et al* (1972) thought that wave action prevented permanent deposition of mud layers at lesser depths.

3.- Sedimentation and erosion mechanisms in the North Sea

3.1.- The German Bight

For this area, McCave (1970) calculated that the usually accepted mechanism of deposition during slack tide only could not account for a

rate of deposition of 15 cm per 100 years , encountered in that area.

Assuming a suspended sediment concentration of 2 mg/l , a mean settling velocity of 4×10^{-3} to 1×10^{-2} cm/s and a near surface density for the mud of 1.5 g/cm^3 , the rate of deposition is 1.34 to 5.36 cm per 100 years if every slack tide has a still water period of 30 min .

The continuous model, however, based on Einstein's hypothesis (1967, 1968) [see McCave (1970)] of a plane existing near and parallel to the bed below which particles must settle, gives a rate of deposition of 16.8 cm per 100 years . Median diameters in the area are generally less than 40μ and the average maximum shear velocity is 1.05 cm/s in the absence of waves. At this value, silt and fine sand cannot be moved.

This model however should only be valid at $U_* < 1.2 \text{ cm/s}$ and continuous deposition should temporarily be interrupted by storm and wave activity.

3.2.- Dutch tidal waters

Terwindt and Breusers (1972) stated that sedimentation of mud from suspension starts in a considerable degree if current velocity drops below 20 cm/s . In the area under consideration this should be the case during 2 hours on the average. With a fall velocity of 1.5 m/h , mud present over 3 m above the bed might reach the bottom. The maximum measured mud content near the bottom during slack water was $1 \text{ cm}^3/\text{l}$. A layer of 0.3 cm of unconsolidated mud may thus be formed during one slack water period. As mud layers of 1.0 to 2.5 cm (original thickness 2 to 5 cm), carrying sharply bounded sand layers occur in the area, mud deposits must be preserved and formed over several tidal cycles. It was found that mud can carry a sharply defined sand layer after 3 hours of consolidation and this time is sufficient to make the mud resist to current strengths of 60 cm/s at 50 cm above the bottom. Notwithstanding the fact that this value is normally exceeded in Dutch tidal water, mud deposits may be preserved in some circumstances :

- the troughs of sand ripples (flaser bedding) may protect them for erosion,
- admixture of sand may accelerate compaction and increase resistance to erosion,

- $U_{50,max} > U_{50,c}$ may only occur :
 - at spring tides,
 - at high river discharges into an estuary,
 - when storms cause a piling up of water near the coast,
 - at higher wave activities.

4.- Conclusions

It seems to us that :

- suspended matter concentrations and full velocity values accepted by Terwindt *et al* are too high in comparison with other data. For instance, in the area of the mathematical model we never observed concentrations higher than 150 mg/l ;

- U_{c} values may possibly be applied to muddy deposits off the Belgian coast. Nevertheless, the influence of waves must be taken into account as an important factor of mud erosion in coastal areas;

- prevailing conditions at muddy near coastal areas off the Belgian coast are quite different from those found in the German Bight : current strengths are stronger, the area is less deep and suspended matter concentrations are quite higher. Therefore, Terwindt and Breusers' model is more likely to hold here, namely current and wave action controlled deposition and erosion.

References

- BERTHOIS (L.), CHATELIN (P.), MARCOU, (1953). Influence de la salinité et de la température sur la vitesse de sédimentation dans les eaux de l'estuaire de la Loire, *C.R.A.S.*, 237, 465-467.
- BERTHOIS (L.), PACHECO (J.), (1968). Essais sur les vitesses de dépôt des sédiments, *B.R.G.M.*, 2ème série, section IV, N° 2, pp. 101-109.
- DRAPER (L.), (1966). Wave activity at the sea bed around North-Western Europe, *Marine Geol.*, 5, 133-140.
- FAVEJEE, (1960). *On the origin of the mud deposits*, in *The Ems-estuary*, in *Das Ems-Estuarium (Nordsee)*, Ein sedimentologisches-symposium, Ph. H. Keunen, Verhand. Kon. Ned. Geol. Mijnb. Genootsch., Geol. Ser., D1 XIX, blz. 1-300.

- GIBBS (R.J.), MATTHEWS (M.D.) and LINK (D.A.), (1971). The relationship between sphere size and settling velocity, *J. Sed. Petr.*, Vol. 41, Nr 1, 7-18.
- GRIM (R.E.), (1953). *Clay Mineralogy*, McGraw-Hill, New York.
- JERLOV (N.G.), (1963). Optical Oceanography, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 1, 89-114 (Harold Barnes, ed.).
- McCAVE (I.N.), (1970). Deposition of fine-grained suspended sediment from tidal currents, *J. Geophys. Res.*, 75, N° 21, 4151-4159.
- McCAVE (I.N.), (1971). Wave effectiveness at the sea bed and its relationship to bed-forms and deposition of mud, *J. Sed. Petr.*, Vol. 41, Nr 1, 89-96.
- MIGNIOT (C.), (1968). Etude des propriétés physiques de différents sédiments très fins et de leur comportement sous des actions hydrodynamiques, *La Houille Blanche*, 23, n° 7, 595-620.
- POSTMA (H.), (1967). Sediment Transport and Sedimentation in the Estuarine Environment, in *Estuaries* (G.H. Lauff, Ed.), *Am. Ass. Adv. Sci.*, Publ. N° 83, Washington D.C.
- RIVIERE (A.), VERNHET (S.), (1951). Sur la sédimentation des minéraux argileux en milieu marin en présence de matières humiques, *C.R.A.S.*, Paris, 233, 807-808.
- SVENDRUP, JOHNSON, FLEMING, (1942). *The Oceans*, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- TERWINDT (J.H.J.), BREUSERS (H.N.C.) and SVASEK (J.N.), (1968). Experimental Investigation on the Erosion-Sensitivity of a Sand-Clay Lamination, *Sedimentology*, 11, 105-114.
- TERWINDT (J.H.J.) and BREUSERS (H.N.C.), (1972). Experiments on the Origin of Flases. Lenticular and Sand-Clay Alternating Bedding, *Sedimentology*, 19, 85-98.
- VAN ANDEL (T.), POSTMA (H.), (1954). Recent sediments of the Gulf of Paria, *Rep. Orinoco Shelf Exp.*, Vol. 1, Verh. Kon. Ned. Acad. Wet., Afd. Natuurk., eerste reeks, D1 XX, Nr 5.
- VAN STRAATEN (L.M.J.V.), (1954). Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands, *Leidse Geol. Med.*, D1 XIX, 1-110.
- VERGER (F.), (1968). *Marais et Wadden du littoral français*, Biscaye Fres, ed., Bordeaux, 541 p.

D.- RESULTS OF THE ANALYSIS OF SEDIMENT SUSPENSIONS OF THE CAMPAIGN 1972

1.- Lateral distribution

Since the beginning of the investigation, some three hundred 25 l-samples of sea water have been taken. Computed means for every station are shown on fig. 1. High concentrations of suspended matter were found in front of the Western Scheldt and the Belgian coast, this extension was not encountered.

In the open sea, concentrations are nearly negligible. The distribution of measured maximum and minimum concentrations (fig. 2 and 3) shows that the southern part of the area is a very dynamic one compared to the northern part.

Furthermore, the highest suspended matter content has been found during winter (table 1).

Table 1
Suspended matter content
(mg/l)

	01	02	03	04	05	06	07	08	09	
Winter	70,7	12,2	11,1	4,3	13,1	16,8	31,0	13,3	1,4	
Summer	20,6	3,8	4,6	3,4	11,2	21,5	12,6	2,1	2,6	
	45,8		2,1	1,2	2,4	1,5	1,3		2,4	
	6,3									
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Winter	0,6	0,6	4,6	0,9	0,8	0,2	0,8	1,9	2,5	1,8
Summer	2,5	1,6	2,4	0,5	0,3	1,2	1,3	2,4	0,6	1,0
	1,6	1,4	0,4	0,5	0,9					

The highly variable suspended matter content in the southern part can only be due to hydrodynamical conditions, among which wave effectiveness at the bottom is very important.

Terwindt (1967) also supposes that the high mud content of the water in winter can possibly be explained by the frequent eroding storms.

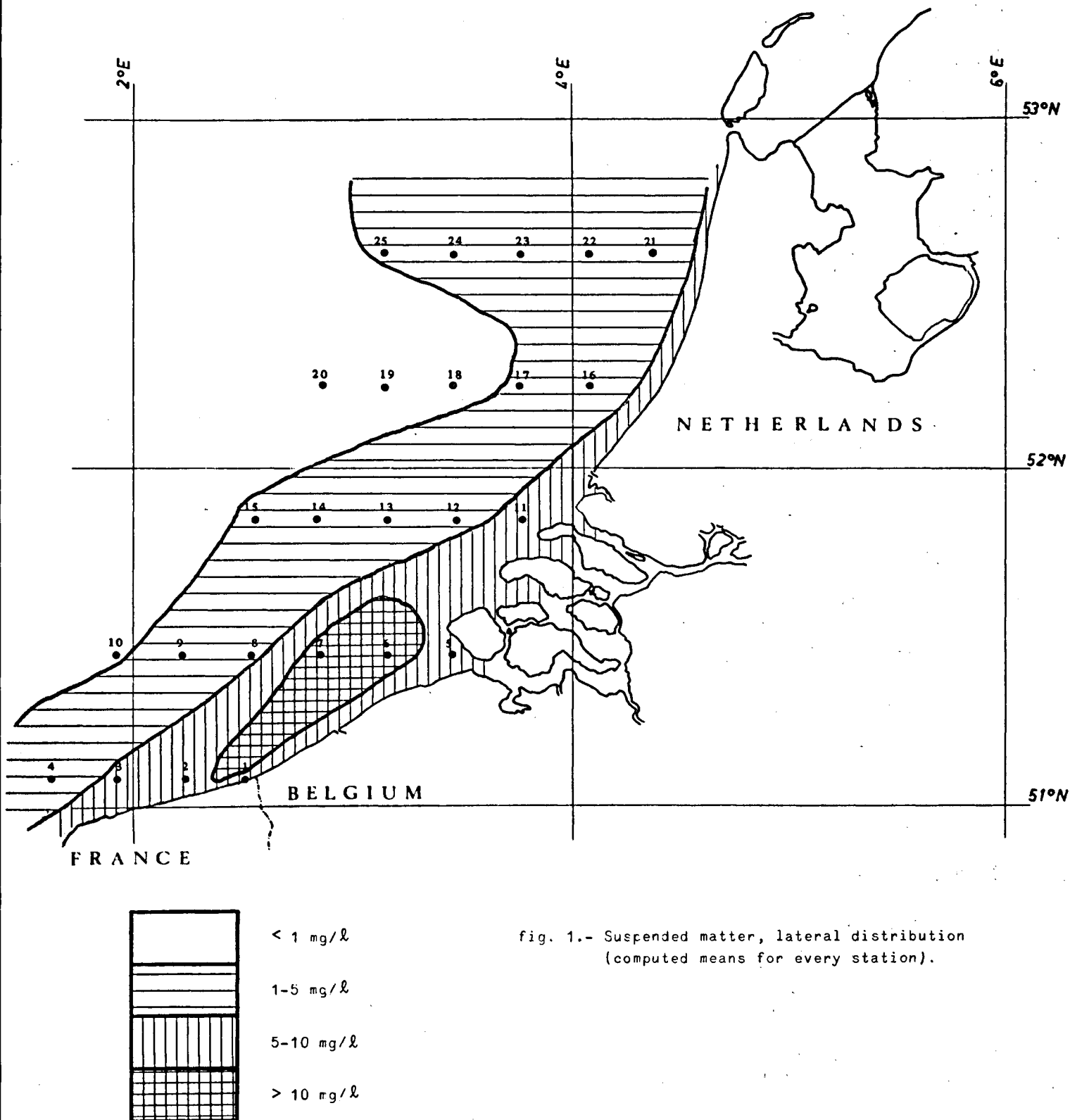


fig. 1.- Suspended matter, lateral distribution (computed means for every station).

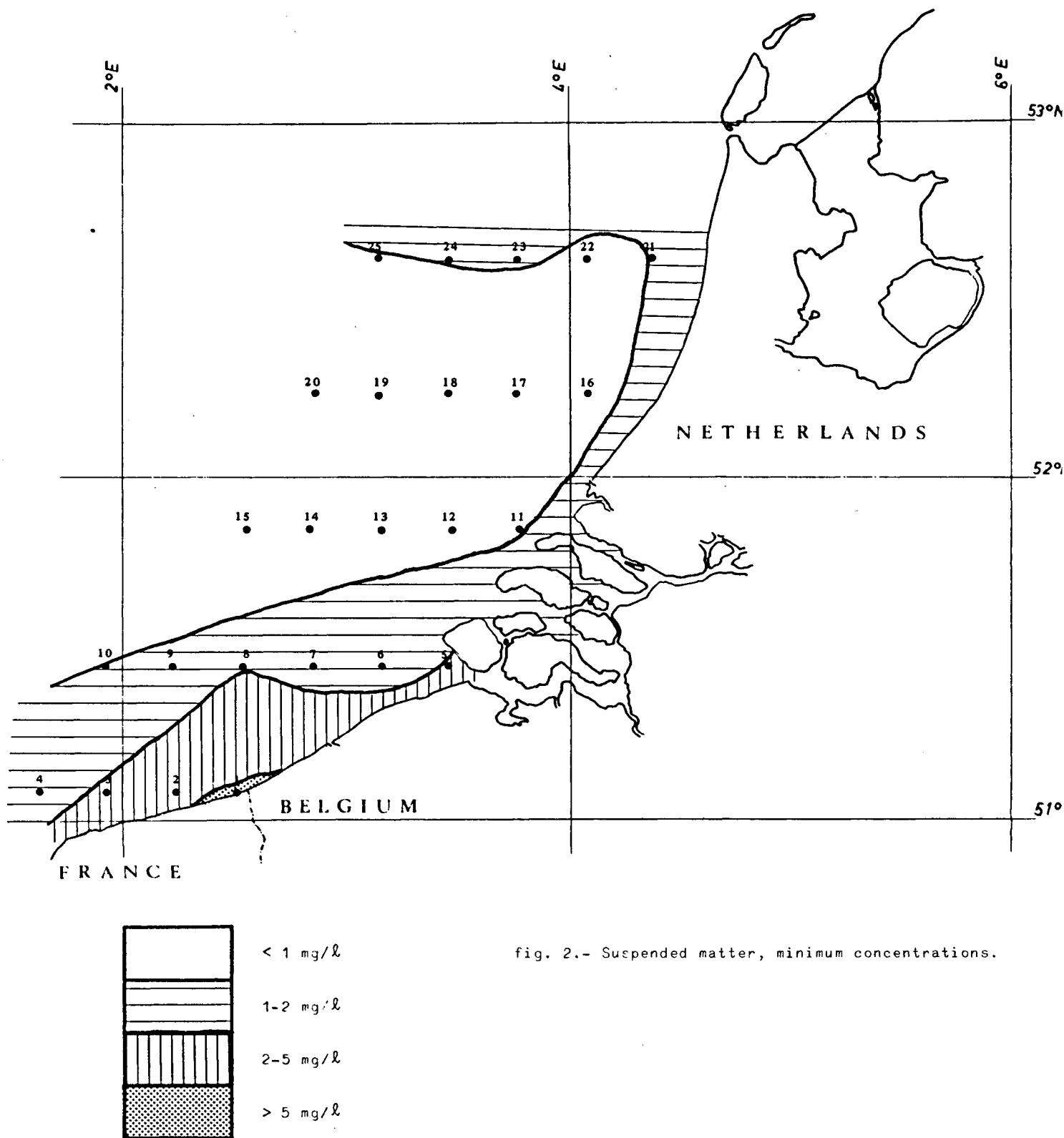


fig. 2.- Suspended matter, minimum concentrations.

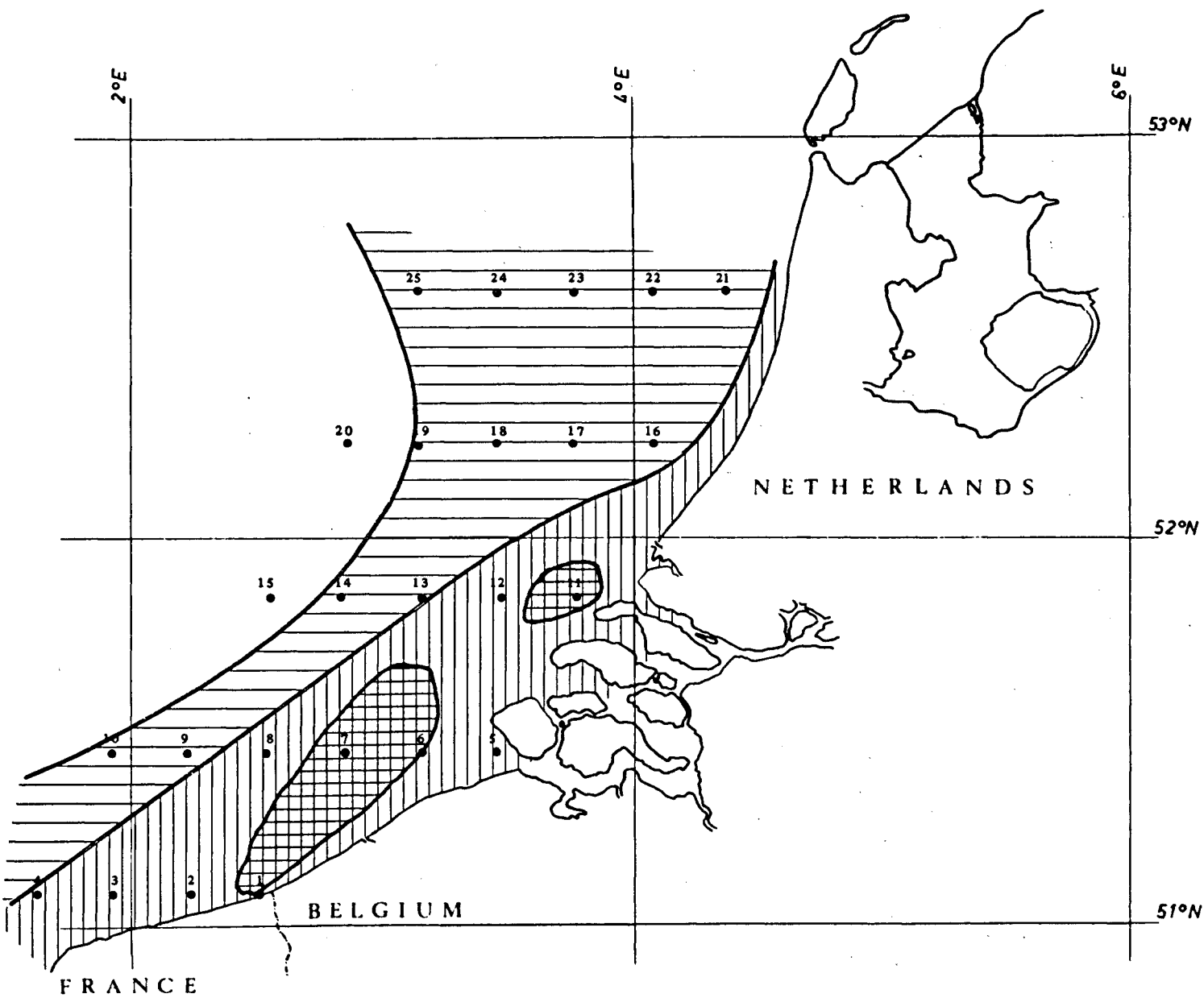


fig. 3.- Suspended matter, maximum concentrations.

2.- Vertical distribution

A gradual increase of suspended matter content with depth, together with a tidal periodicity was found by Joseph (1955) [see D.J. Stanley (1969)] (fig. 4).

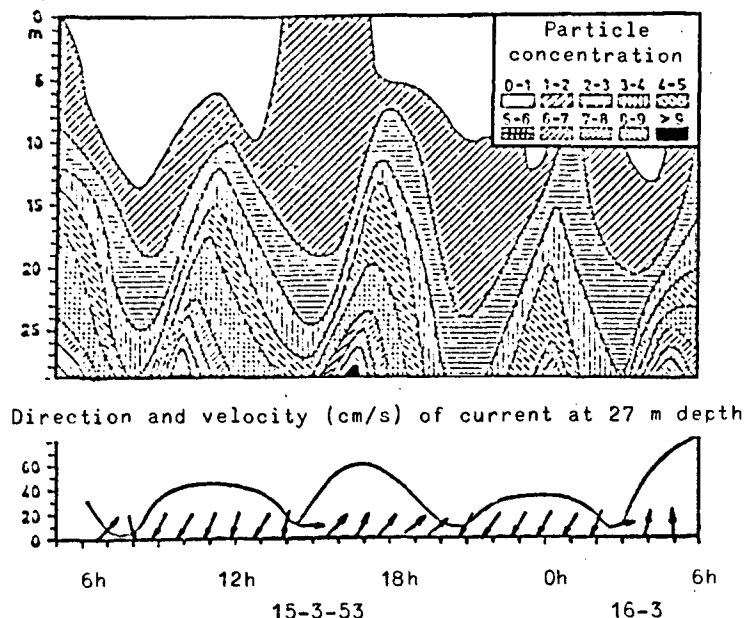


fig. 4.- Tidal periodicity in North Sea suspended sediment concentration. From Joseph (1955); cf. Stanley (1969).

As we sampled simultaneously over the encountered depth in every station by means of 5 samples, no such periodicity was found. One campaign around the Westhinder light vessel with an optical concentration measuring instrument and sampling at different depths in function of time did not reveal this periodicity either.

Gradual increase with depth was frequently but not always encountered at almost every station. This increase can be overshadowed *e.g.* by biological activity, wave action, turbulence and fresh water outflow at river mouths (Scheldt).

It is obvious from the foregoing that efforts to study sediment dynamics should be concentrated on the turbid near coastal area, especially where muddy bottom sediments are encountered.

In the open Southern Bight, sedimentation of mud must be of no importance as this zone is known as exclusively sandy [Stride (1963) and Houbolt (1968)].

3.- Grain size

The real grain size of flocculated material in the sea has already been the subject of one of our reports (*Techn. Rep. 1972, sed. 01*). An equivalent diameter of $\approx 7 \mu$ corresponding to a settling velocity of 4×10^{-3} cm/s was proposed. Conventional grain size analysis, applied on suspended sediments gathered by a centrifuge of course cannot give this real grain size distribution. Disintegration of the mass to its original components, floccules, is impossible. Moreover, the complex of clay- and silt-grade inorganic particles and organic matter is destroyed by this kind of analysis.

Because of the tight concentration of this complex, it was extremely difficult to peptize the material to its elementary particles. This is the reason why the results of these first analyses should be handled with utmost care, and no definite conclusions should be drawn from these figures.

Eighteen samples, taken during the first cruise of January 1972 were analyzed. Put into a sand-silt-clay diagram (fig. 5), they can be characterized as silty clays and clayey silts with a minor admixture of sand.

The distribution of the clay-fraction is shown in fig. 6. As these stations were sampled over a period of almost 3 weeks, the arising picture is not an instantaneous one.

The lowest clay content will probably be found in the coastal area. Reworking of silty bottom material can be responsible for this. The highest clay contents were found in a zone off the south of Holland, possibly because of absence of reworking.

Of course, more analysis are needed to draw definite conclusions.

In view of the high suspended matter content of the coastal zone, it is, in absolute figures, the richest in clay.

Dutch authors [cf. Favejee (1960)] found constant ratio's in North Sea suspended matter, between the subfractions less than 25μ . This is most probably due to throughout mixing before flocculation of the fraction less than 25μ . We think that only material derived from the same source can reveal constant ratio's.

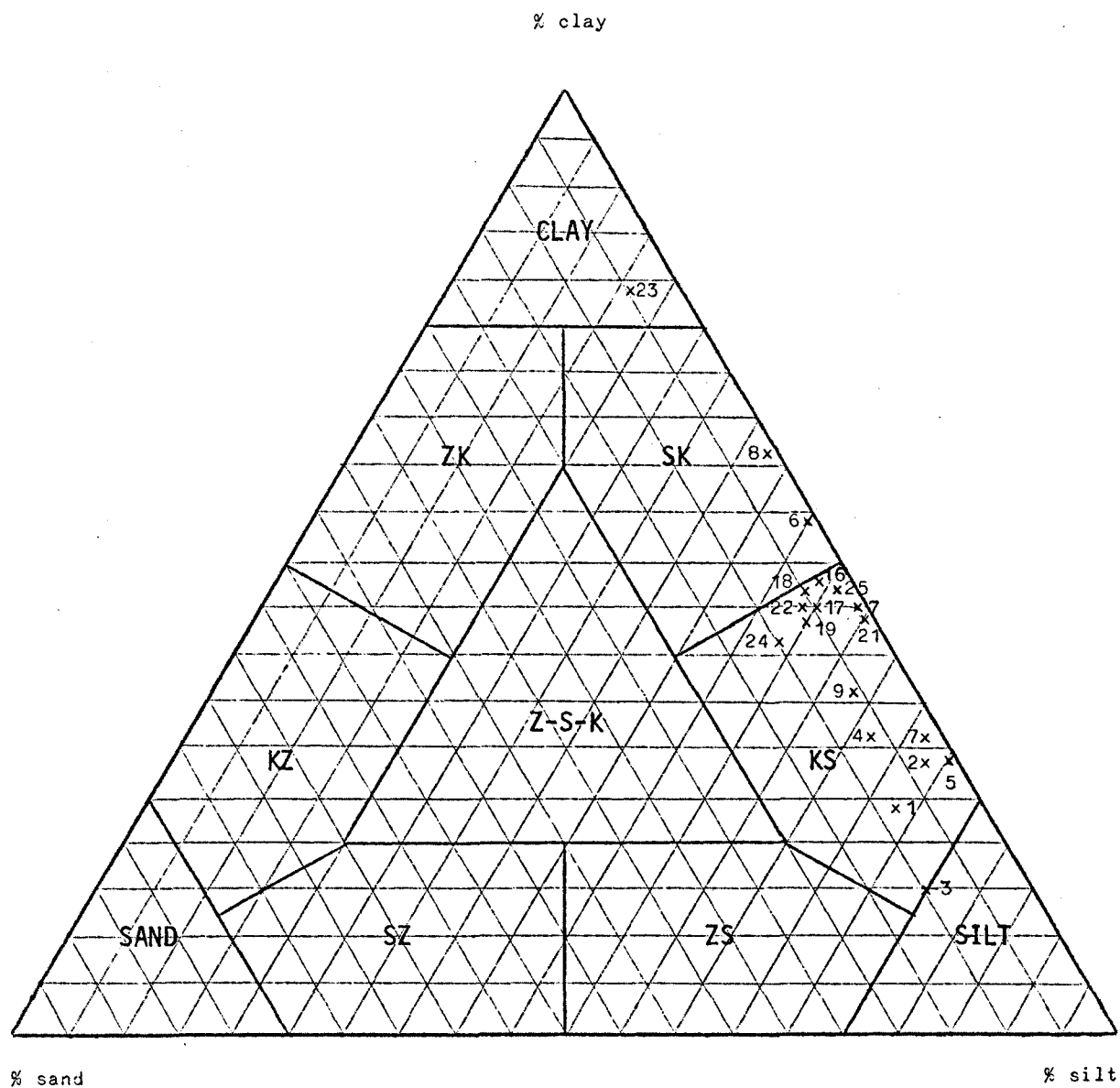


fig. 5.- Sand-Silt-Clay content of suspended matter.
(Cruise 01/1972).

K = Clay, Z = Sand, S = Silt.

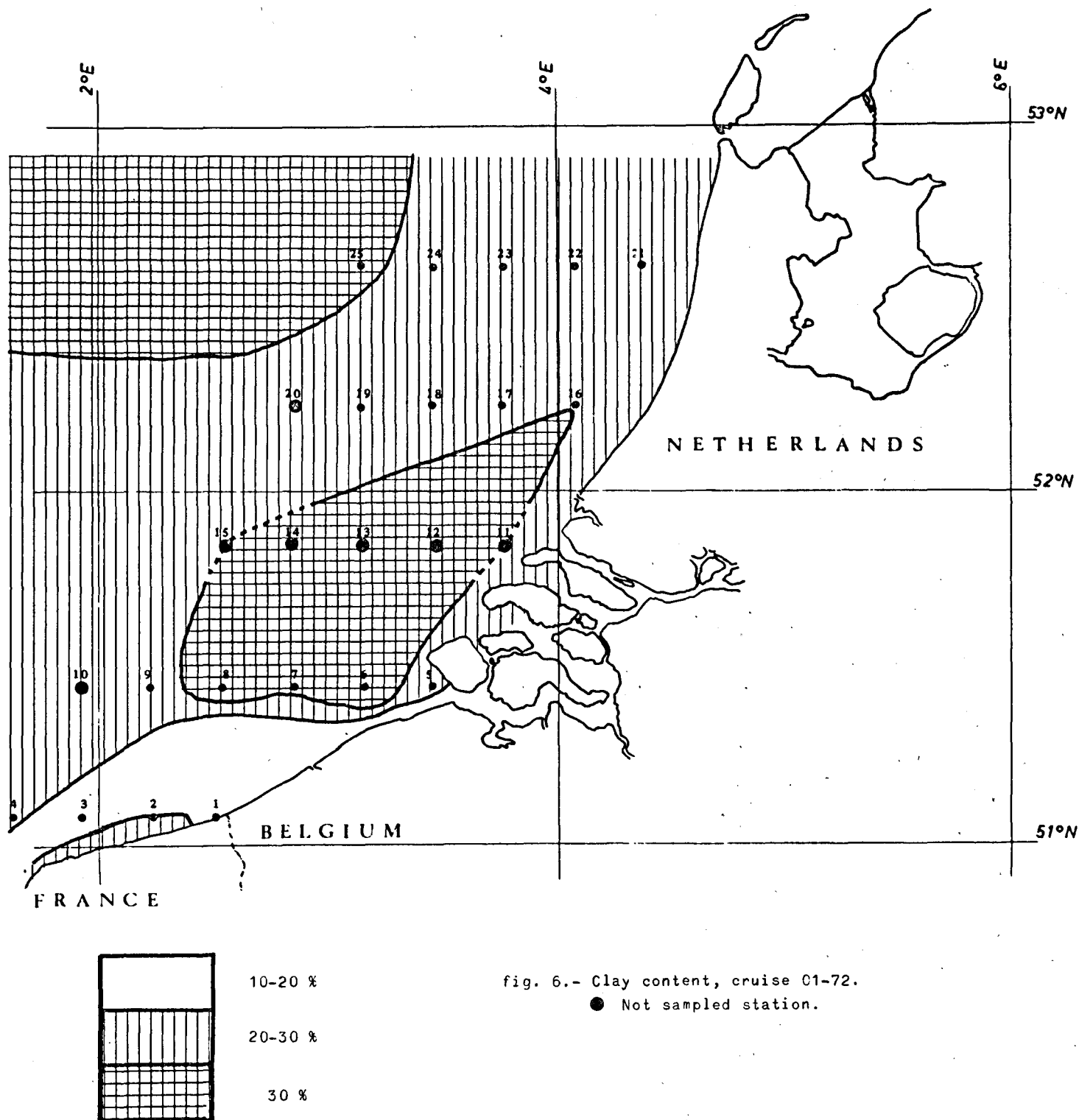


fig. 6.- Clay content, cruise 01-72.

● Not sampled station.

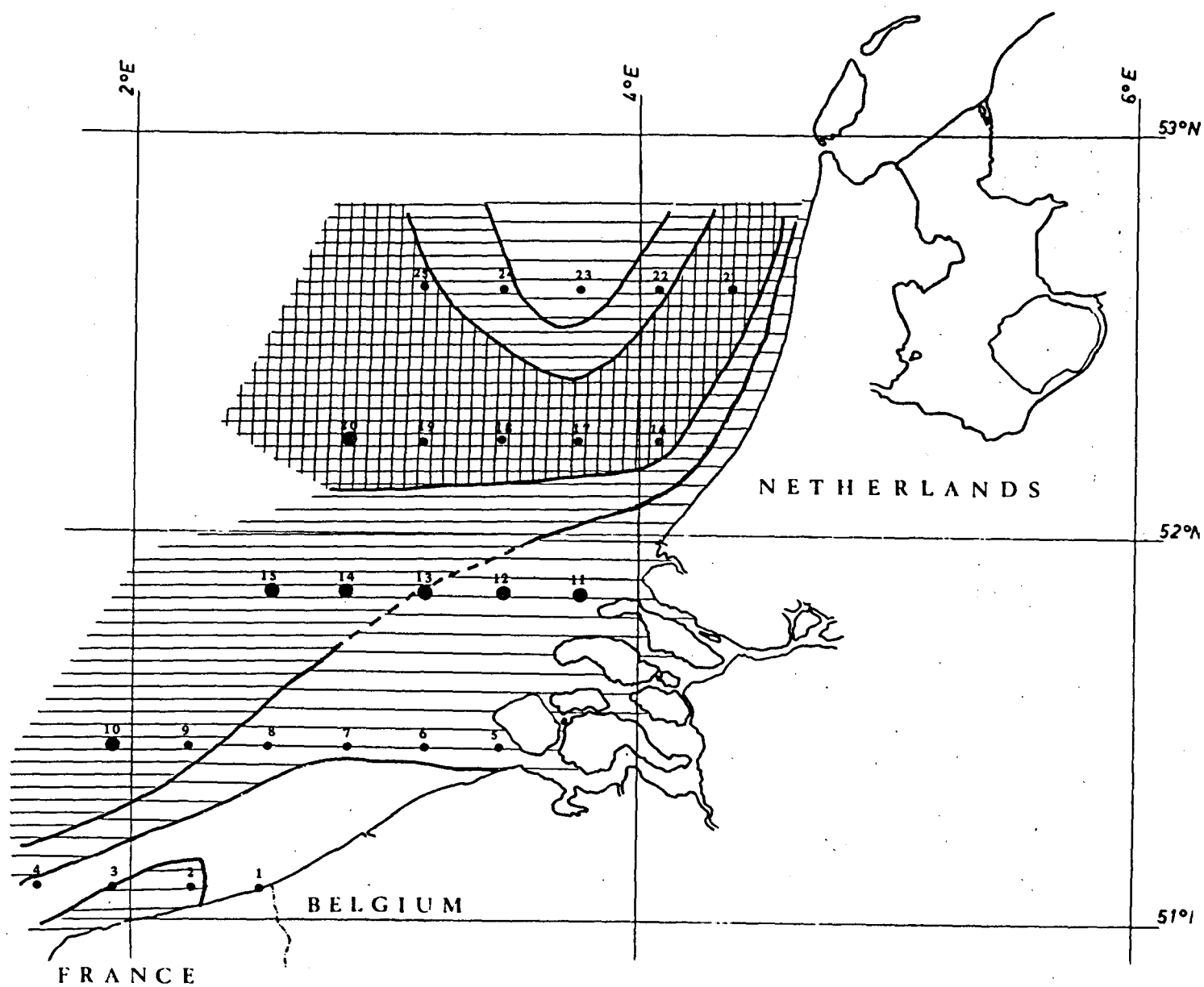


fig. 7.- Organic C content, cruise 01-72.

● Not sampled station.

Most probably in consequence of insufficient peptization no such constancy was found by us.

4.- Organic content

The same samples were treated with the Walkeley and Black method in order to determine the organic C content. Results are presented in fig. 7.

Organic C from living organisms undoubtedly interferes with dead organic C in those figures, to what extent however is unknown to us.

The S.E. near coastal part shows a low organic C content, an increase is noted towards the N.W. open sea.

To the open sea, an increase in suspended matter content at the surface is coupled to a decrease in organic C content. On the contrary, this increase when appearing in the near coastal zone rich in suspended matter, brings along an increase in organic C content (fig. 8).

When in the open sea, suspended matter concentration increases, this will usually be due to an increase in the introduction of inorganic material. Nearer to the coast however, such an increase is also due to higher planctonic standing crop and higher productivity, together with dead organisms remaining in or returning to suspension, as to benthonic organisms that are constantly being stirred up [see reports IV of G. Houvenaghel, D. Steyaert and Ch. Van Beveren (1971)].

5.- Carbonate content

Loss of weight was measured after treatment of the samples with 1 N HCl. This loss is mainly due to destruction of carbonates. Calculated percentages of total sample weight are shown in fig. 9.

The highest contents were found in a tongue-like zone extending from north to south, subparallel to the coast.

Up to now we cannot explain this pattern. We only found a loose correlation between carbonate content and clay content and between carbonate content and organic C content.

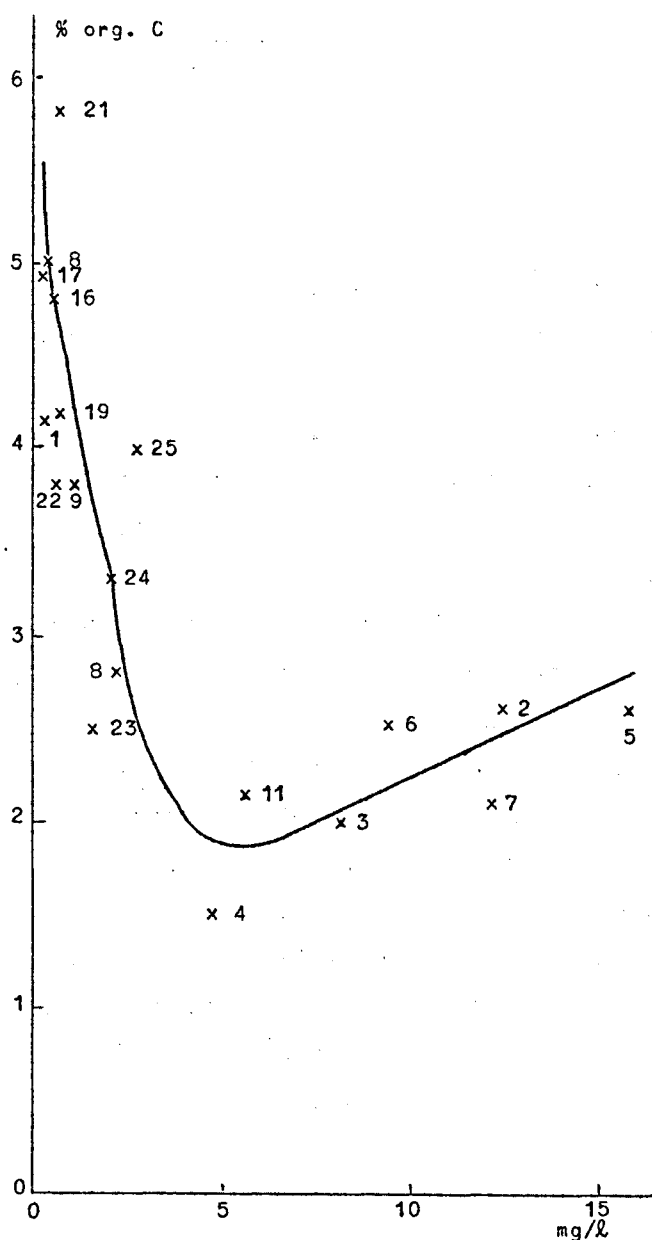


fig. 8.- Organic C as a function of suspended matter content.

A number of samples, taken in the Belgian near coastal zone and sent to us by Mr. J. Goovaere from the *Laboratorium voor Morfologie en Systematiek* of Prof. De Coninck at Ghent were analyzed. The ratio : percentage of clay in the fraction less than 62 μ was calculated and interpreted by Prof. F. Gullentops. Significant higher clay contents were found in an area, shown on fig. 10, pointing to a different provenance for this mud, possibly the Straights of Dover.

Of course, more samples and better analysis of clay-content will be necessary.

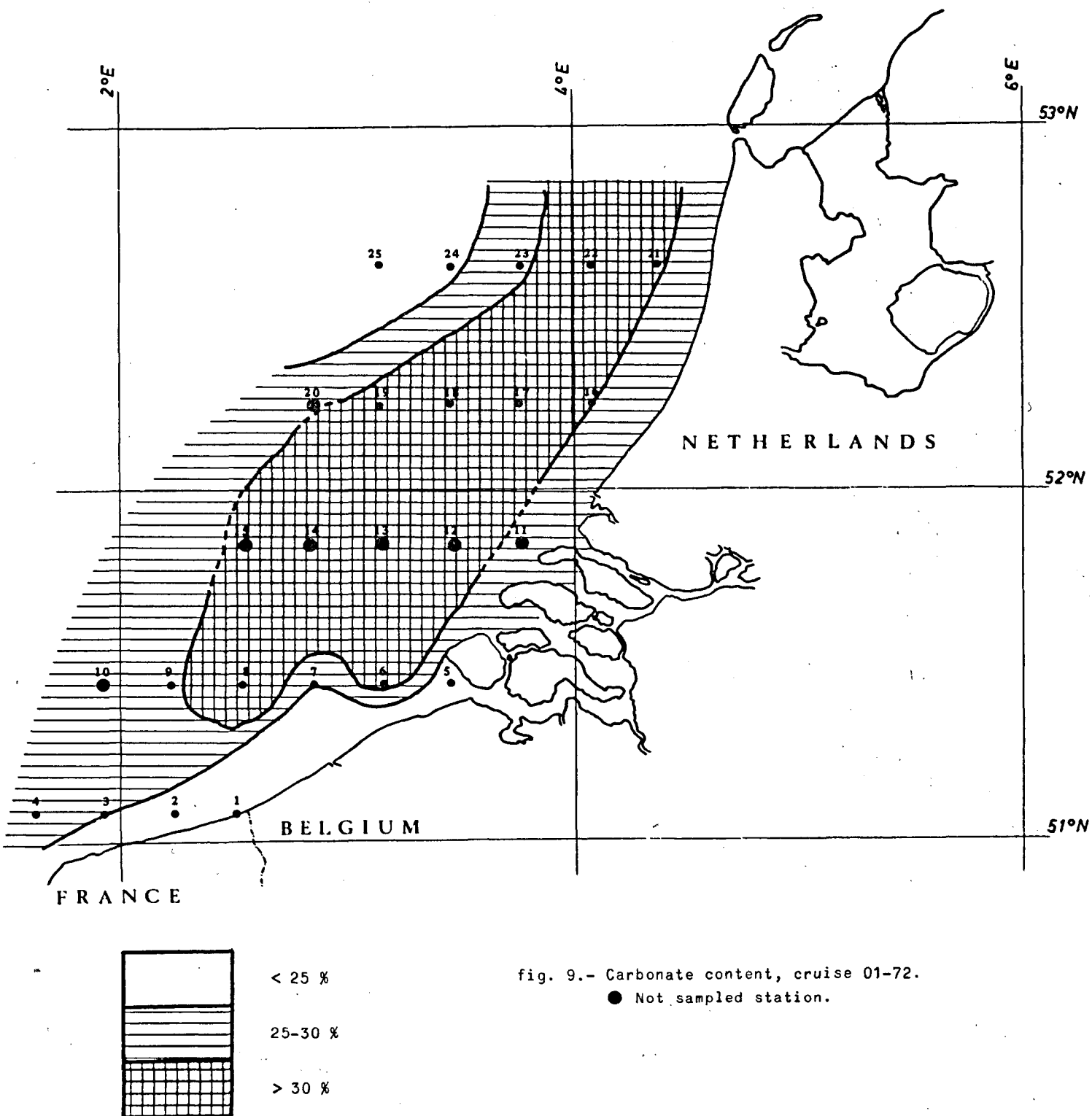
In undecalcified suspended matter samples, we found small carbonate rhombohedrons, possibly due to chemical precipitation.

6.- Provenance

Information about the provenance of suspended matter can be gathered through different complementary investigations, *e.g.*

- mineralogical analysis,
- grain size analysis and calculation of ratios,
- chemical analysis of both the organic and inorganic fractions.

The optical analysis of the light minerals of the fraction less than 32 μ has just started. Calculation of ratios as stated above gave no results up to now.



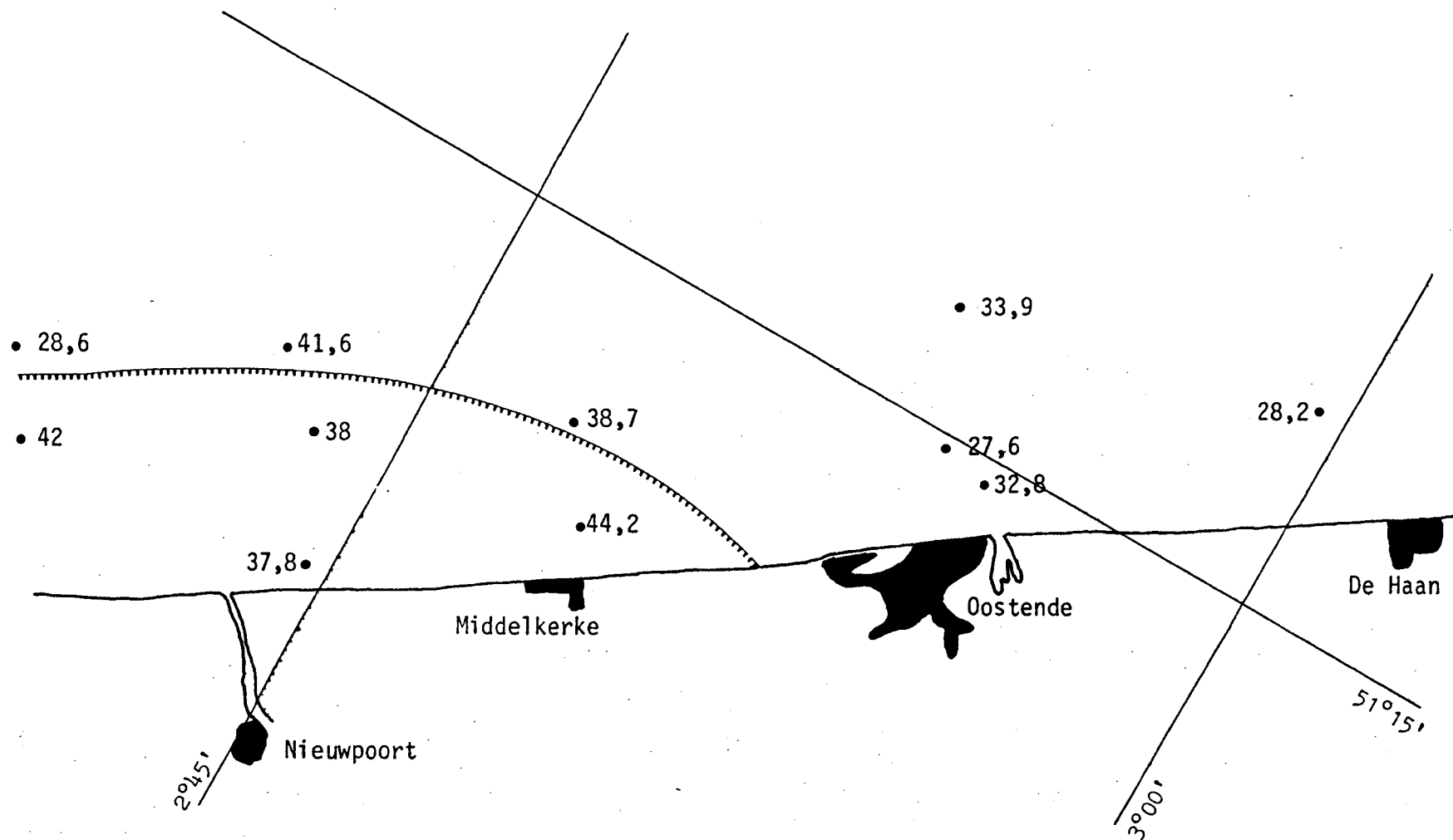


fig. 10.- Clay content of the fraction $< 62 \mu$.

Chemical analyses have not been made yet.

References

- FAVEJEE, (1960). *On the origin of the mud deposits*, in *Das Ems-estuarium (Nordsee)*, Ein sedimentologisches Symposium, Ph. H. Keunen, Verhand. Kon. Ned. Geol. Mijnb. Genootsch., Geol. Ser., D1 XIX, blz. 1-300.
- HOUBOLT (J.J.H.C.), (1968). Recent sediments in the southern bight of the North Sea, *Geol. Mijnbouw*, 47, 245-273.
- HOUVENHAGHEL (G.), STEYAERT (J.), VAN BEVEREN (C.), (1971). *First trophic level. Analysis of photosynthetic pigments and phytoplankton*, in *Projet Mer : Modèle mathématique - Rapport de synthèse*, I, pp. 151-161.
- MOENS (M.), (1972). Tussentijds verslag over de grootte van suspentie-materiaal-flocculen in zee, volgens de bestaande literatuur, *Math. Model Poll. North Sea, Techn. Rep.*
- STRIDE (A.H.), (1963). Current-swept sea floors near the southern half of Great Britain, *Quart. Journ. Geol. Soc. Lond.*, 119, 175-199.
- TERWINDT (J.H.J.), (1967). Mud transport in the Dutch delta area and along the adjacent coastline, *Neth. Journ. Sea Res.*, 3, 505-531.

E.- SORPTION BY SOME NORTH SEA SEDIMENTS

1.- Introduction

The purpose of this job consists in gathering data on the sorption of specific radioisotopes on natural bed sediments of the Scheldt and the North Sea. For this will be used, especially the sediments' capacity and the distribution coefficients of specific ions. The expression of sorption will be understood here as any reaction between the sediment and the radioactive solution, which will consequently cover both absorption and adsorption reactions.

The quantity of a specific radioactive substance that can be accepted by suspended particles or by sediments does not depend exclusively on the physical and chemical properties of the ion and of the sediment, but also on a number of environmental factors. For radionuclides in cation shape, which occurs most often, the sorption by sediments and the exchange balances between sediment and water are of great importance.

2.- Processing of sediments

The samples will be dried, for minimum one week, at a maximum temperature of 50 °C . Then they will be finely ground in a mortar. For part of the sample will be achieved a fractionation of less than 150 μ by means of dry sifting, and a fractionation of less than 53 μ for another part. Both fractions will be examined when determining capacity and distribution coefficients. The sea water will be filtered immediately upon arrival and again just before used for the tests.

3.- Sediments capacity determinations

The capacity will indicate the sediments potential sorption properties. Concentrations of 1-0.05 N will be used for capacity determinations, depending on the method applied.

Process method

Approximately 0.2 g of sediment will be weighed in a test tube. Excess ions present will be eliminated by rinsing with demineralized water. For this purpose will be added approximately 5 ml of water, the test tube will be thoroughly shaken during approximately ten minutes and then centrifuged. Pour off the clear supernatant liquid. This will be repeated until the rinsing water is free of chloride. Now will be added the CsCl solution (5 ml 1 N) previously marked with Cs^{137} . After thorough mixing, the test tube will be shaken during minimum four hours. Then centrifuge and pour off the supernatant liquid. This will be repeated another two times. Take care that minimum twenty times the capacity of the sample will be present in the solution.

Excess CsCl in the sample will be rinsed off with 10 ml shares of 95 % ethanol. Shake and centrifuge until the discarded ethanol is free of chloride.

Wash outer edge of the test tube with dilute HCl and rinse in demineralized water.

After drying, the test tube will be analyzed in NaI scintillation counter with well crystal. The initial solution too will be measured in the same crystal and with the same metering arrangement.

Capacity will be expressed in milliequivalents per gram :

$$Q = \frac{\text{sample : counts per minute and per gram}}{\text{solution : counts per minute and per meq.}}$$

Capacities will be determined with regard to CsCl 1 N and $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$ 0.05 N . Use fractionation less than 150 μ of the sample for one, and fractionation less than 53 μ for the other operation.

4.- Cation exchange capacity

4.1.- In 0.05 N Co + Co^{60}

Fraction <150 μ

Sample	Capacity meq/g
5	0.21
1007	0.28
1021	0.031
1034	0.14
1035	0.024
1050	0.32
1065	0.22
1096	0.18

Fraction <53 μ

Sample	Capacity meq/g
1034	0.25
1007	0.32
1065	0.26
1215	0.25

4.2.- In 1 N Cs + Cs¹³⁷

Fraction <150 μ

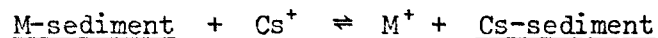
Sample	Capacity meq/g
1097	0.32
1098	0.30
1100	0.085
1113	0.24
1114	0.22
1131	0.24

5.- Determination of distribution coefficient K_d

The distribution coefficient shows the ratio at equilibrium of the concentration in the solid phase and that in the fluid phase :

$$K_d = \frac{\text{Conc. in sediment}}{\text{Conc. in solution}} = \frac{C_o - C_e}{C_e}$$

where C_e is the equilibrium concentration in solution and C_o the concentration at the beginning in the solution. For the exchange of mono-valent cations we may write :



The equilibrium constant will then be :

$$K_M^{\text{Cs}} = \frac{[\text{M}^+][\text{Cs-sed}]}{[\text{M-sed}][\text{Cs}^+]} = \frac{K_d - \text{Cs}}{K_d - \text{M}}$$

In sea water and river water, various other types of ions will be present in excess and their concentrations at the sediments exchange locations are generally unknown. For radionuclides in tracer quantities, however, the fraction of exchangeable locations they occupy will be extremely small. Consequently, we may consider, in the comparison here-above, $[M^+]$ and $[M - \text{sed}]$ as constants and we may write :

$$K_M^{Cs} = \frac{[Cs - \text{sed}]}{[Cs^+]} = K_d - Cs$$

and this only if cesium is present in tracer quantities. In this case, the distribution coefficient will describe the equilibrium. This, however, will apply only for this specific sediment in water with this specific composition.

Process method

- Dependence of K_d on the sediment concentration. An increasing quantity of sediment will be shaken in sea water marked with Cs^{137} . For this we use small containers of 25 ml with 20 ml of sea water. After a certain time of shaking, the solution will be centrifuged or left to settle for an entire night. Part of the supernatant liquid (1-5 ml) will be pipetted off and measured. After the measuring, it will be poured back into the original solution and the shaking will be repeated. This will be repeated until the value of K_d remains constant; it may be generally expected to occur after about seven days.

$$K_d = \left(\frac{\text{initial activity in the solution}}{\text{final activity in the solution}} - 1 \right) \times \frac{V}{g}$$

$$K_d \times C_e = Q$$

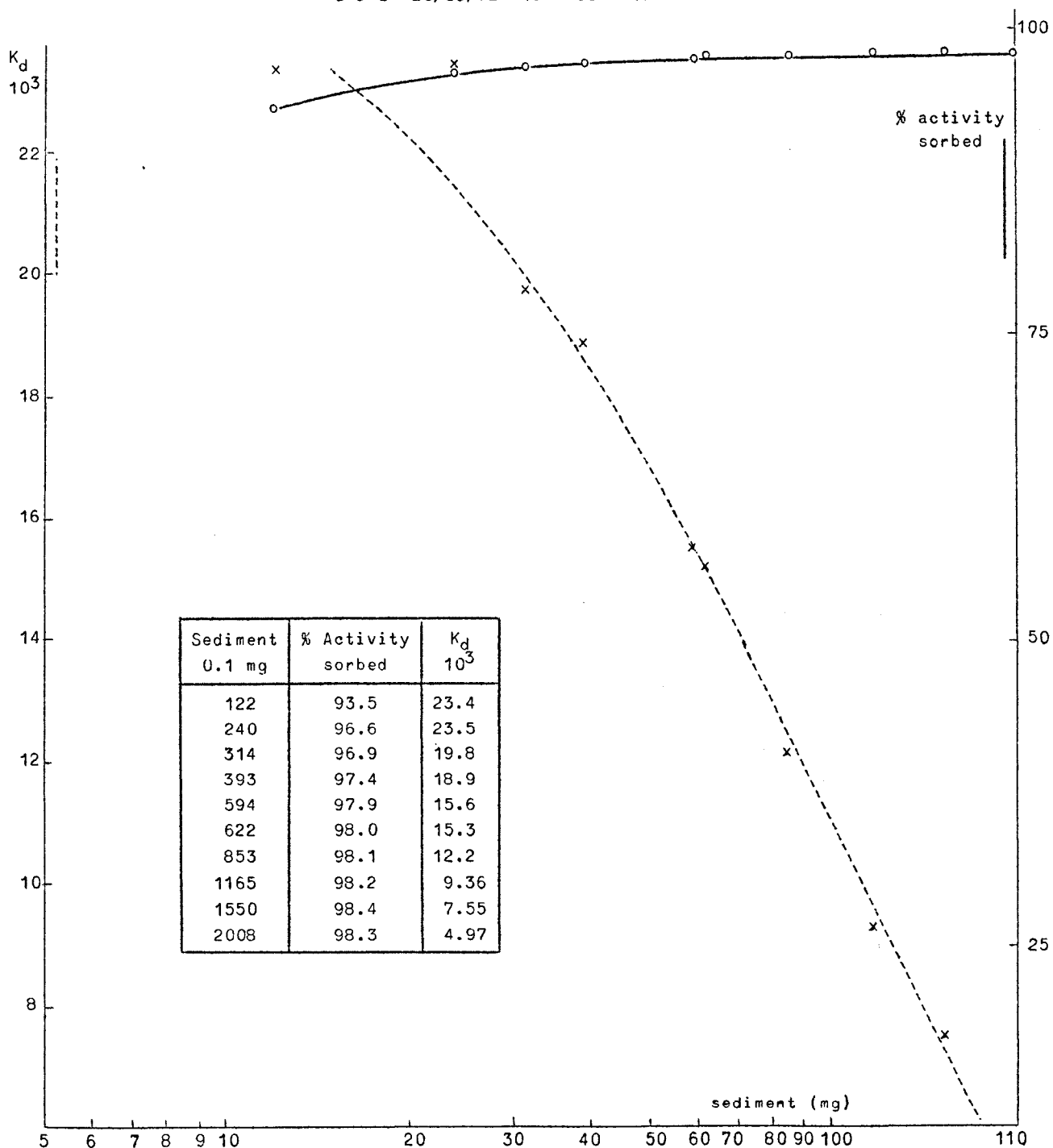
- Dependence of K_d of the sediment concentration for solutions in demineralized water. Same process method as here-above but now not in sea water.

- Determination of K_d values in sea water for sediments. A fixed quantity (0.1 g) will be shaken with 20 ml of sea water with added tracer. Same process method as for determinations here-above.

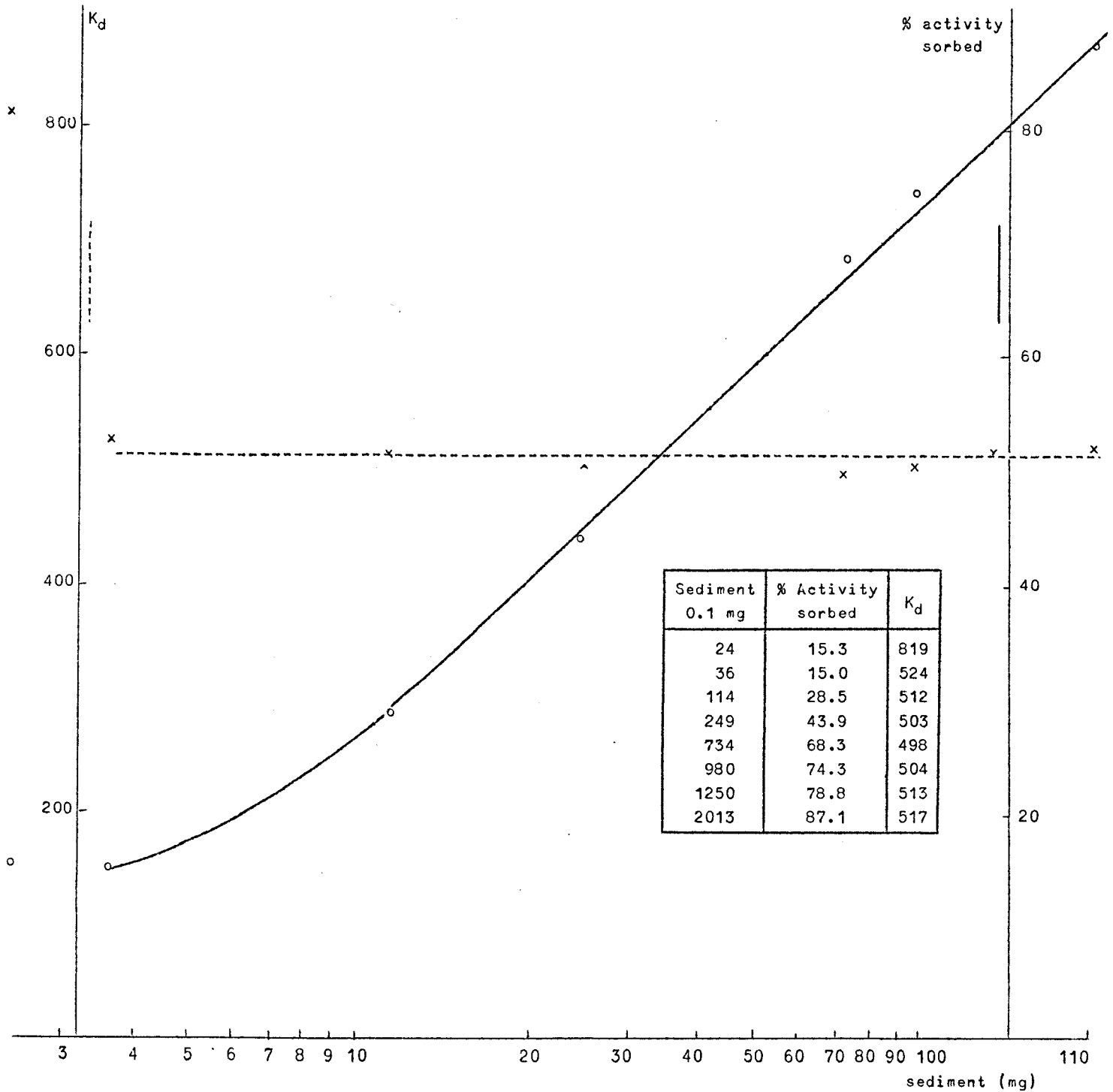
- Influence of foreign ions on K_d values in demineralized water. High salt concentrations in sea water will reduce the K_d values

obtained to a large extent. Which ions will compete most strongly with cesium ? This will be investigated by similar tests with demineralized water and changing concentrations of Na , K and Ca .

Cs^{137} sorption at various sediment concentrations in distilled water
S D I 20/03/72 18 h 30 - 19 h 30



Cs^{137} sorption at various sediment concentrations in sea water
M 1097 < 53 μ



Per cent cesium sorption and associate K_d values

Sample < 150 μ	% Activity sorbed	K_d	Sample < 150 μ	% Activity sorbed	K_d
5	60.3	300	1133	41.5	140
1007	67.3	400	1149	77.7	690
1021	13.7	30	1151	75.0	580
1034	41.9	140	1153	69.0	430
1035	15.6	36	1172	46.6	180
1050	71.9	500	1194	53.2	220
1065	72.4	510	1196	67.5	400
1096	62.3	320	1211	62.6	330
1097	69.4	450	1215	77.4	690
1098	71.4	490	1251	40.1	130
1100	31.7	93	1283	61.9	320
1113	65.2	360	1284	22.2	54
1114	46.7	180	1344	35.5	100
1131	60.7	300	1635	71.8	500

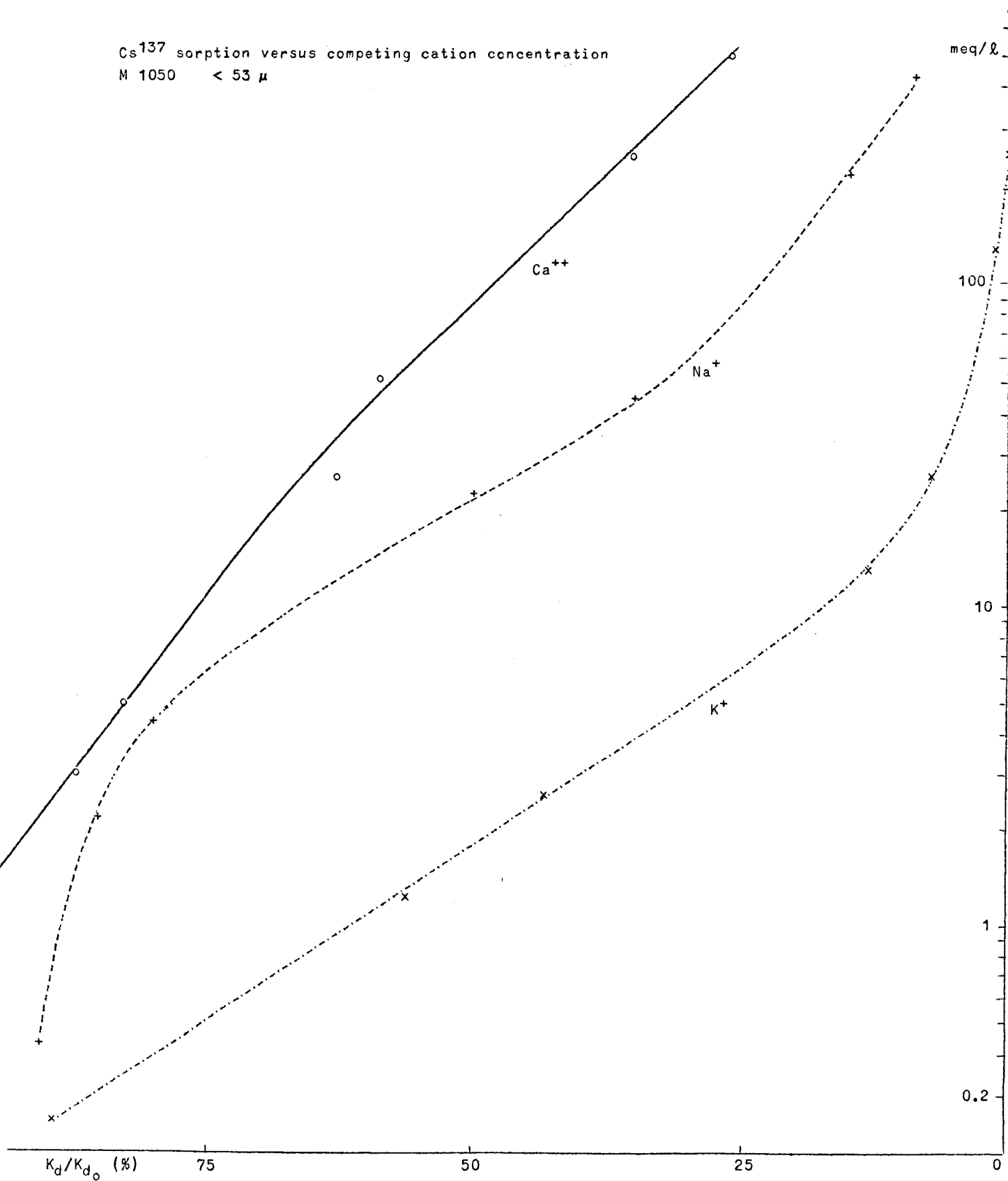
Cs^{137} sorption at various competing cation concentrations
M 1050 < 53 μ

Na^+ meq/l	$\frac{K_d}{K_{d_0}}$ %
0	100
0.44	90
2.2	85
4.4	80
22	50
44	35
218	15
435	9

K^+ meq/l	$\frac{K_d}{K_{d_0}}$ %
0	100
0.26	89
1.3	56
2.6	43
13	13
26	7.3
128	1.4
256	0.07

Ca^{++} meq/l	$\frac{K_d}{K_{d_0}}$ %
0	100
1.0	98
3.0	87
5.0	83
25	63
50	59
250	35
500	26

Cs¹³⁷ sorption versus competing cation concentration
M 1050 < 53 μ



6.- Conclusions

The distribution coefficient for cesium will remain constant for a heavily varying sediment concentration in the sea water. In demineralized water, the K_d will rise with decreasing concentration of the sediment.

The K_d values will be maximum 830 for silty sediments in sea water and minimum 30 for sediments. The difference between fractions less than 53μ and less than 150μ will be often strongly pronounced and depend on the granulometry of the sediment.

The capacities will be high for silt-rich sediments and low for sandy samples. The finer sand fractions may, however, contribute for a not insignificant share to the sediment's total capacity. For comparison's sake, we show the following values for quartz :

$2-62 \mu$: 0.006 meq/g ,

$< 2 \mu$: 0.05 meq/g .

The influence by foreign ions on the sorption of cesium. Particularly, K^+ will exert a heavily checking influence on the sorption of cesium. Since sea water comprises approximately 10,600 ppm of Na , 400 ppm of Ca and 380 ppm of K , these elements will certainly play an important part in preventing cesium sorption in sea water by sediments.

Chapitre IV

Physiologie

Rapport de synthèse

présenté par

A. DISTECHE

La physiologie concerne l'étude des fonctions qui caractérisent la vie. La plupart de ces fonctions sont prises en charge par des systèmes dotés de mécanismes autorégulateurs qui permettent à l'animal ou au végétal de résister à des perturbations du milieu extérieur. Les limites de stabilité déterminent, avec le mode de vie, les conditions dans lesquelles un être vivant peut subsister et, par conséquent, la niche écologique qu'il peut occuper. L'étude de l'action des polluants sur les fonctions vitales, tout en fournissant des explications dans l'optique des sciences fondamentales, peut dès lors déboucher sur des conclusions d'un caractère très général concernant l'écologie, la chaîne alimentaire, la stabilité du milieu marin dans son ensemble.

Les études reprises dans le présent rapport concernent, d'une part, l'effet des métaux lourds sur certains invertébrés et vertébrés et, d'autre part, les effets synergiques des polluants de la mer du Nord sur la croissance de flagellés autotrophes.

A.- EFFETS DES METAUX LOURDS

1.- Invertébrés

Laboratoire du professeur BOUILLON

MM. GERETS, DELHAYE, PERPEET, VLOERBERGH, JANGOUX

1.1.- Effets du cuivre, du mercure et du plomb sur les mollusques (*Mytilus edulis*)

a) Mortalité

La mortalité peut être représentée par le temps nécessaire T_{50} pour réduire de moitié une population donnée. Les expériences ont porté sur des échantillons de 50 individus placés dans 10 l d'eau de mer artificielle aérée auxquels sont ajoutés les métaux lourds :

cuivre : 0,1 - 5,0 mg/l (CuSO_4) ,
mercure : 0,1 - 5,0 mg/l (HgCl_2) ,
zinc : 0,1 - 10,0 mg/l (ZnSO_4) ,
plomb : 0,1 - 10,0 mg/l [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$] .

Il n'a pas été tenu compte de la teneur en métaux lourds de l'eau de mer artificielle (32 % sel marin HW) ni de l'évolution dans le temps des concentrations dans les aquariums. Ces expériences avaient pour but d'établir une échelle comparative de toxicité et de rechercher rapidement quel était l'élément le plus nocif.

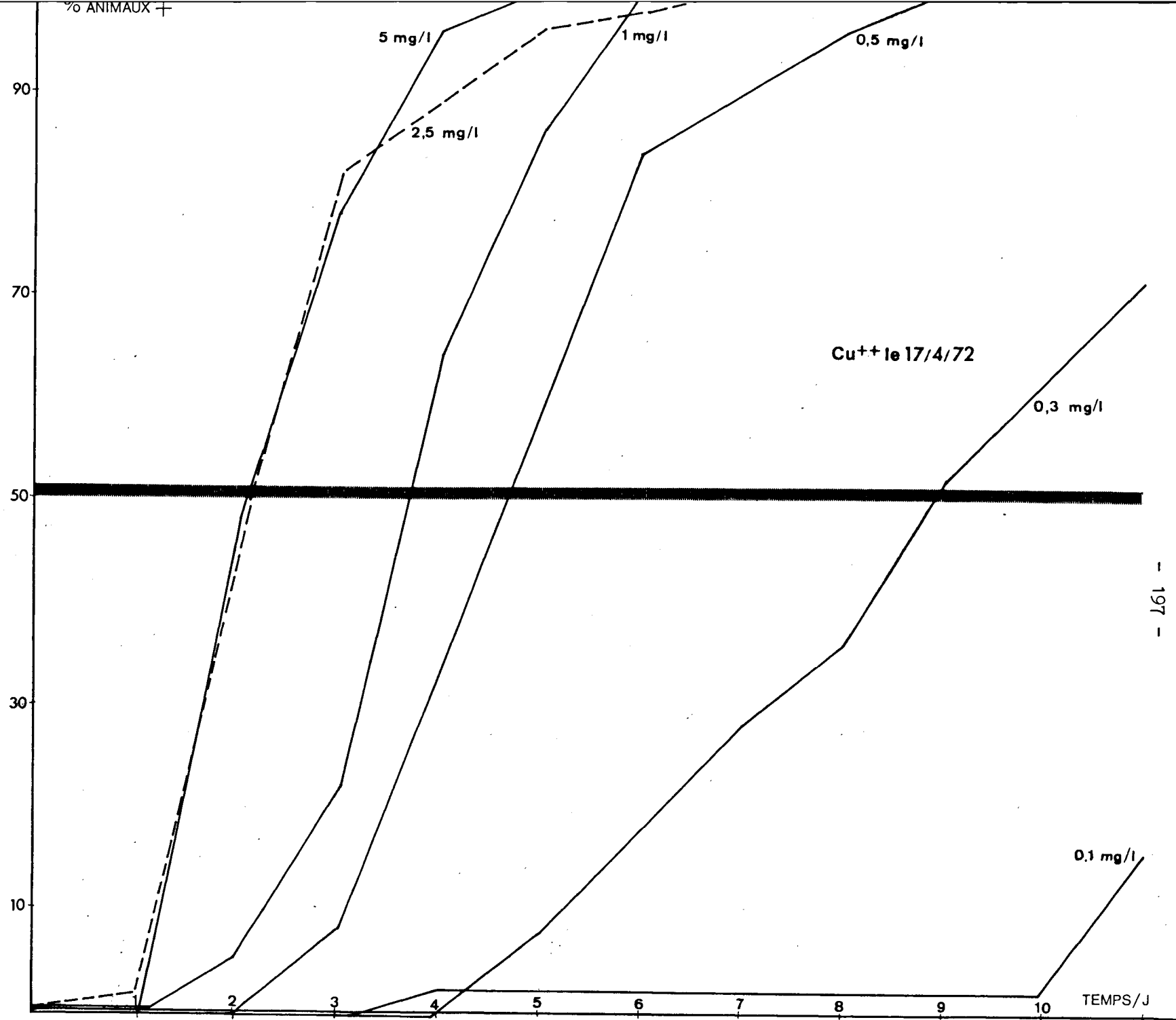
Les résultats montrent que les effets toxiques des métaux étudiés s'ordonnent comme suit :

$\text{Cu} > \text{Hg} \gg \text{Zn} \text{ ou } \text{Pb}$.

Il a été observé, pour le cuivre et le mercure, un effet antagoniste : 1 ppm d'un mélange de $\text{Cu}^{++} + \text{Hg}^{++}$ est moins nocif que 1 ppm de Cu^{++} ou 1 ppm de Hg^{++} .

Les figures 1 et 2 montrent comment le T_{50} varie en fonction de la concentration pour le Cu^{++} et le Hg^{++} .

fig. 1.- Effet de la concentration en Cu^{++} de l'eau et du temps d'intoxication sur la mortalité de *Mytilus edulis*.



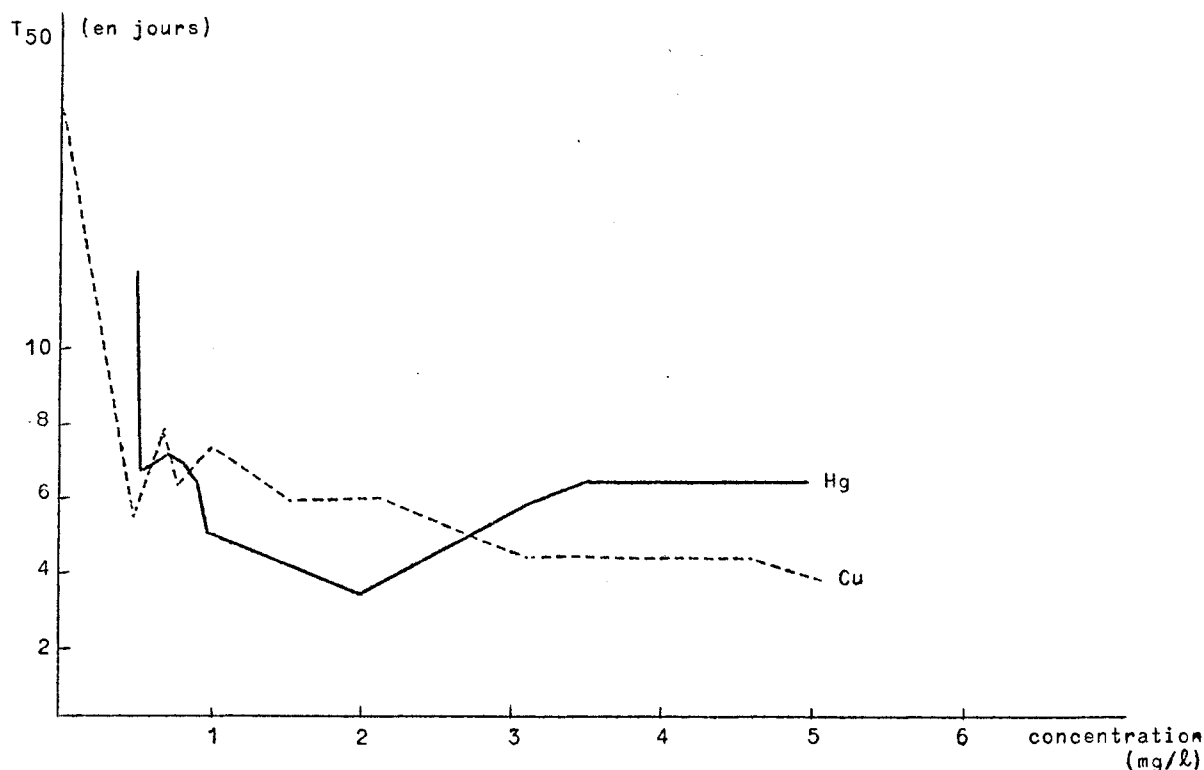


fig. 2.- Variation du T_{50} chez Mytilus edulis en fonction de la concentration en Cu^{++} ou en Hg^{++} dans l'eau.

b) Effets physiologiques

1° Observations générales

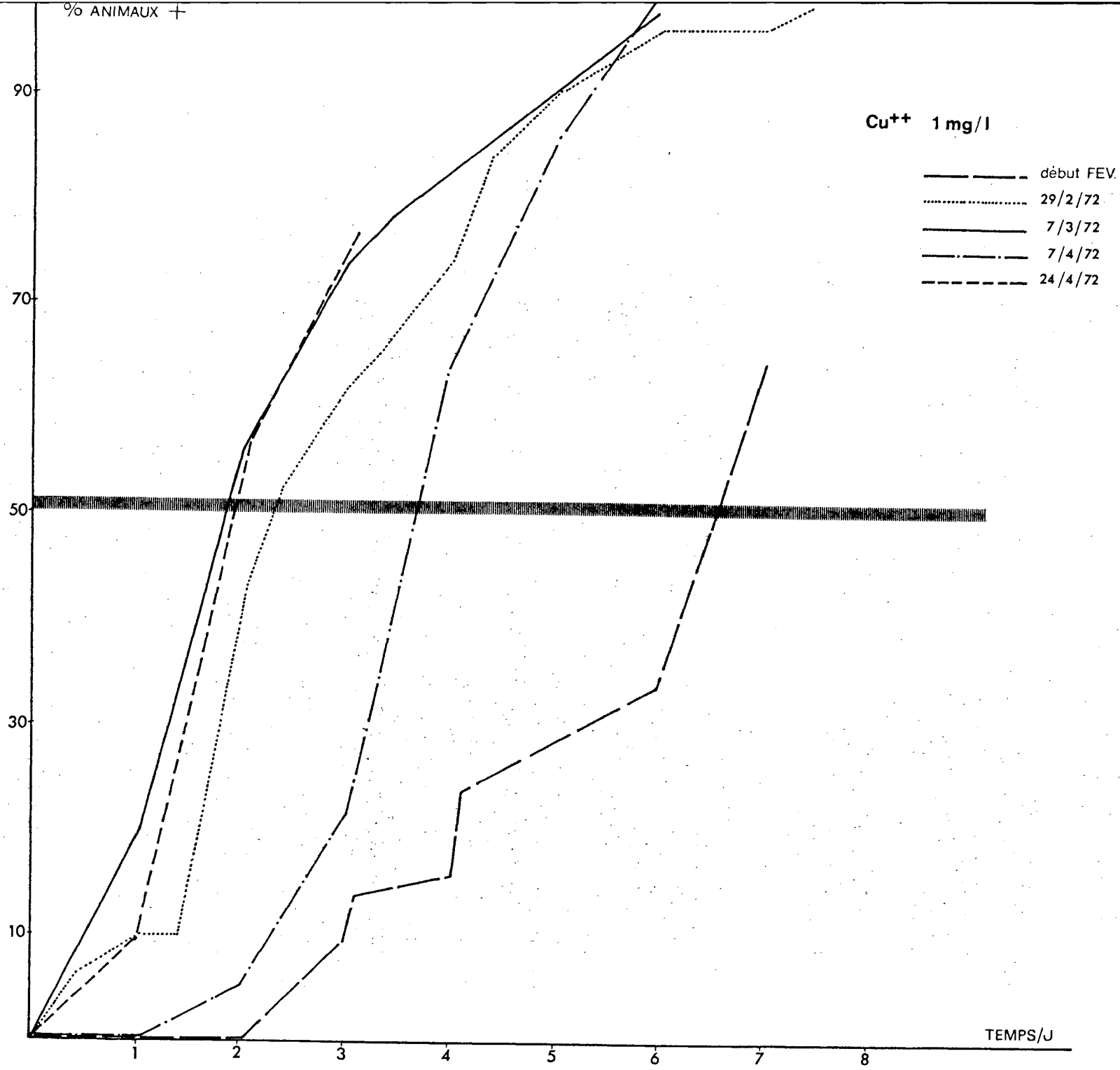
1. La glande à byssus

L'activité de cette glande reste plus ou moins normale jusqu'à 0,1 ppm pour le Cu^{++} , 1 ppm pour le Hg^{++} ; elle est réduite pour des concentrations plus élevées et les animaux ne se fixent plus sur leur substrat.

2. La filtration d'eau

La moule renouvelle de 50 à 100 fois son volume en eau par heure pour respirer et se nourrir. La filtration chez les moules diminue en fonction du degré d'intoxication; il y a fermeture des valves, ce qui fait apparaître un temps de latence dans l'effet du toxique (plus long dans le cas du Hg^{++}), durant lequel les échanges avec l'extérieur sont réduits.

fig. 3.- Effet de la période de reproduction sur la sensibilité au cuivre chez Mytilus edulis.



3. La maturation sexuelle

On observe une nette augmentation (figure 3) de la sensibilité au Cu^{++} de mars à juin.

2° Effet du Cu^{++} sur la respiration

La consommation d'oxygène a été mesurée en plaçant les animaux dans une seringue de 100 cm^3 et en suivant le changement dans le temps de la concentration en oxygène dissous au moyen d'une électrode Beckman-Spinco. La concentration initiale correspond à une pression partielle de 150 mm de Hg. La teneur en oxygène n'étant pas constante dans le milieu, les résultats n'ont qu'une valeur comparative entre eux. Les figures 4 et 5 montrent :

a) moules normales : 50 % de l'oxygène disponible est utilisé par des animaux de poids voisins (3-4 g, 3-8 g) entre 3 et 8 heures : la consommation est maximum pendant la période de ponte (mars);

b) moules intoxiquées : entre 0,025 et 0,13 ppm, la respiration est normale; à partir de 0,25 à 3 ppm, elle est fortement diminuée. L'effet est précoce et réversible jusqu'à 0,25 ppm, le rythme saisonnier reste visible.

1.2.- Effet du cuivre sur les échinodermes (*Asterias rubens*)

Les étoiles de mer sont maintenues en eau de mer artificielle (32 % sel marin HW) à laquelle on ajoute du citrate de cuivre (0,025 à 2 ppm).

a) Mortalité

Asterias rubens est très sensible au cuivre : une concentration de 0,04 ppm de Cu^{++} provoque la mort de toute une population test endéans les 5 jours. Le Cu^{++} est beaucoup plus toxique que le Hg^{++} ou le Pb^{++} .

b) Effets physiologiques

1° Observations générales

Les animaux intoxiqués révèlent une sécrétion muqueuse intense; ils se dépigmentent, gonflent et s'engourdissent (ces symptômes sont analogues à ceux observés en milieu hypotonique); l'examen histologique révèle un bouleversement de l'organisation de l'épithélium externe.

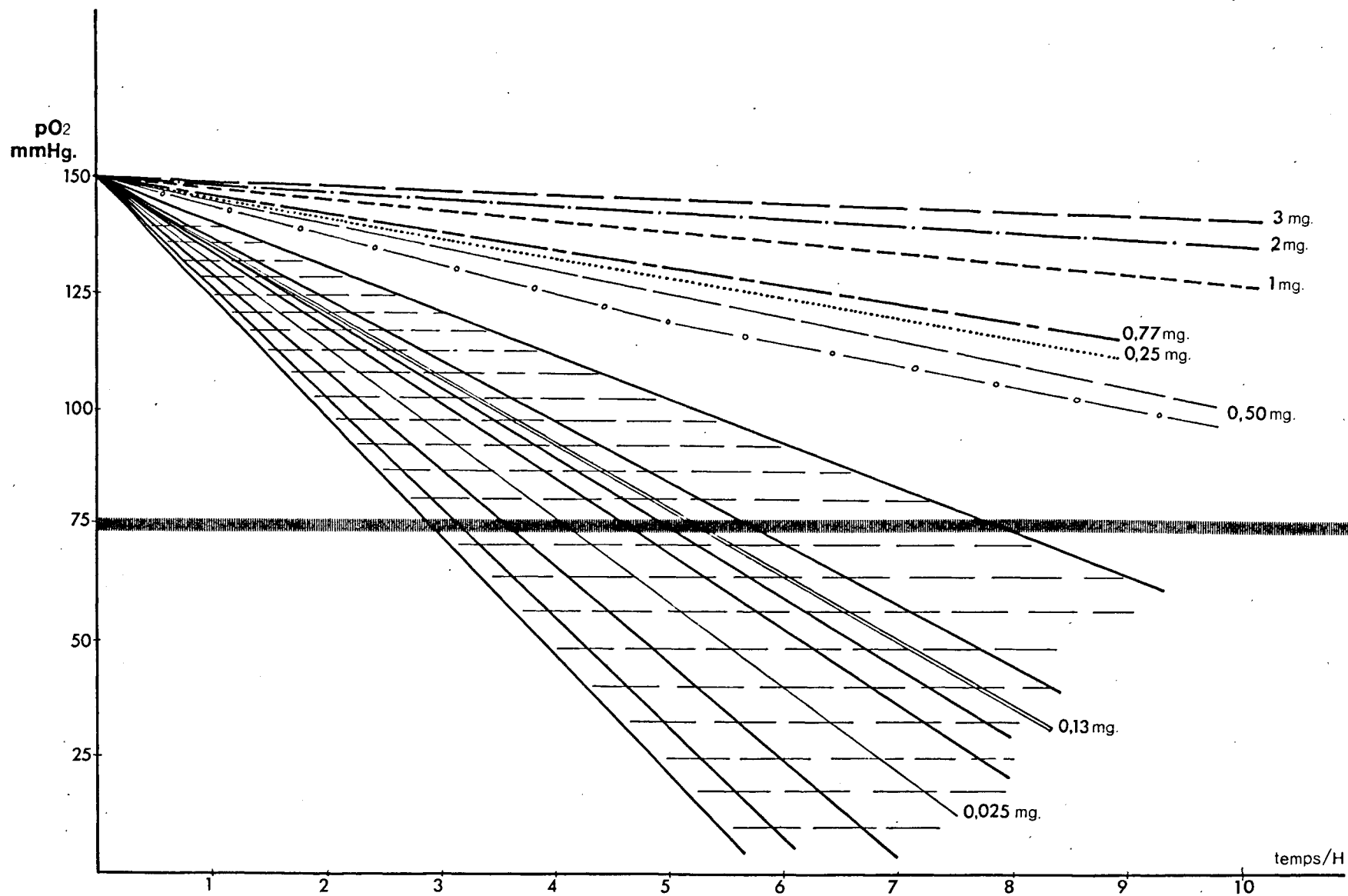


fig. 4.- Effets relatifs de diverses concentrations en Cu^{++} sur la respiration chez *Mytilus edulis*.

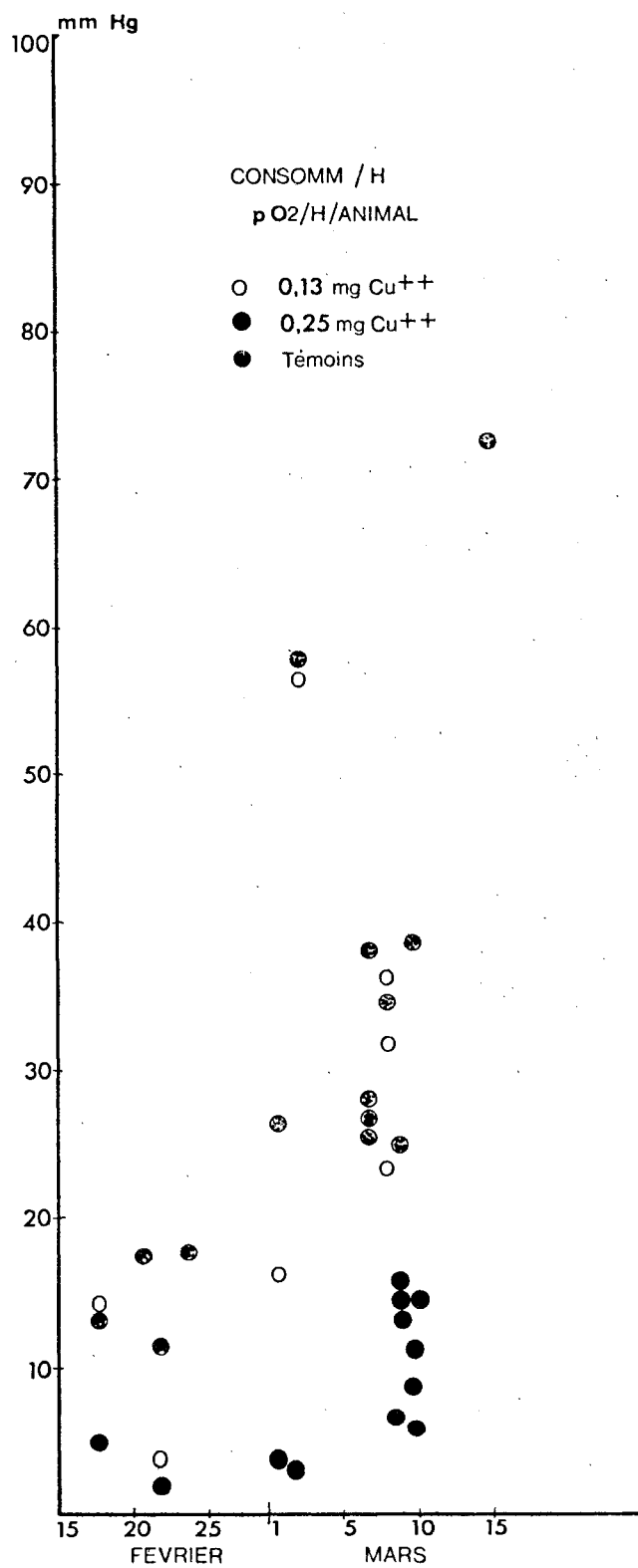


fig. 5.- Effet du rythme saisonnier sur la respiration chez Mytilus edulis en présence d'ions Cu⁺⁺.

2° La respiration

Les échanges respiratoires chez les étoiles de mer se font par diffusion au niveau des pieds ambulacraires et d'excroissances dermiques. La figure 6 montre la consommation d'oxygène par gramme et par heure en fonction du poids de l'animal. On voit, qu'à poids égal, la respiration diminue chez les individus intoxiqués.

c) Recherches enzymologiques et mesure de l'accumulation du Cu dans certains organes

1° Enzymologie

L'activité de la déshydrogénase succinique qui joue un rôle au niveau du cycle de Krebs dans les mécanismes respiratoires est plus faible dans des broyats de podia d'individus intoxiqués; il se pourrait dès lors que le Cu intervienne directement au niveau des enzymes respiratoires.

2° Accumulation dans certains organes

Les figures 7 et 8 montrent que le Cu s'accumule de façon privilégiée dans les podia; les teneurs relativement élevées observées dans le caecum pylorique ne paraissent toutefois pas altérer le comportement de l'étoile de mer.

Conclusions

Les observations faites sur les invertébrés tels que *Mytilus edulis* et *Asterias rubens* montrent essentiellement que la respiration de ces animaux est affectée notamment par le Cu^{++} et que l'étoile de mer est beaucoup plus sensible puisqu'elle réagit à des concentrations qui sont de l'ordre de grandeur de celles que l'on observe à l'embouchure des estuaires. Ces animaux, d'autre part, accumulent le Cu^{++} qui serait, en cas de mortalité massive, remis en circulation.

L'interprétation des observations se heurte à des difficultés considérables du fait de notre méconnaissance de la physiologie normale des invertébrés. De nombreux problèmes fondamentaux sont ainsi posés, mais il semble peu opportun dans le cadre d'études qui servent en fait de support à un ensemble de recherches concernant la pollution en mer du Nord, d'y consacrer beaucoup de temps et d'efforts. L'auteur pense qu'il serait plus

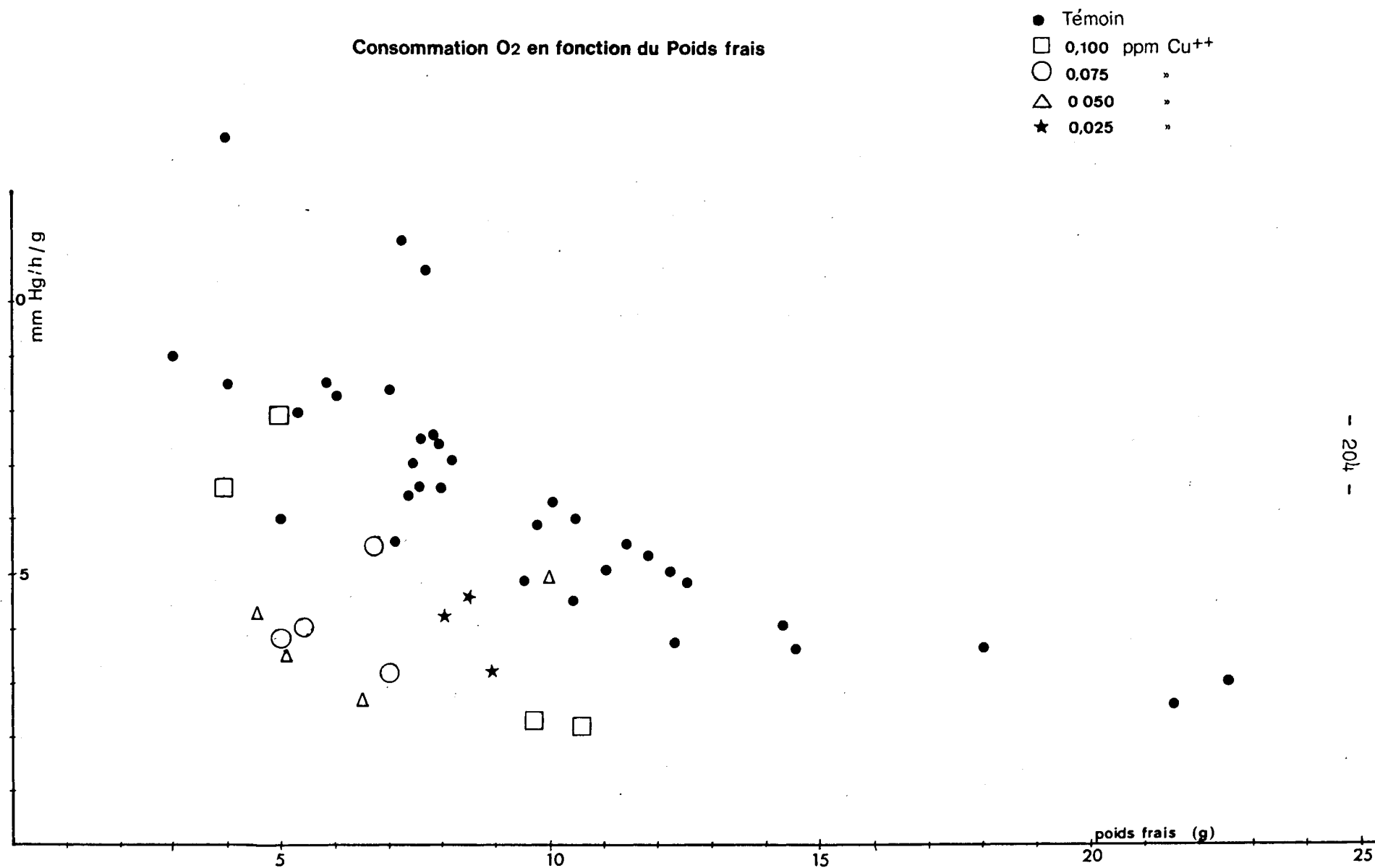
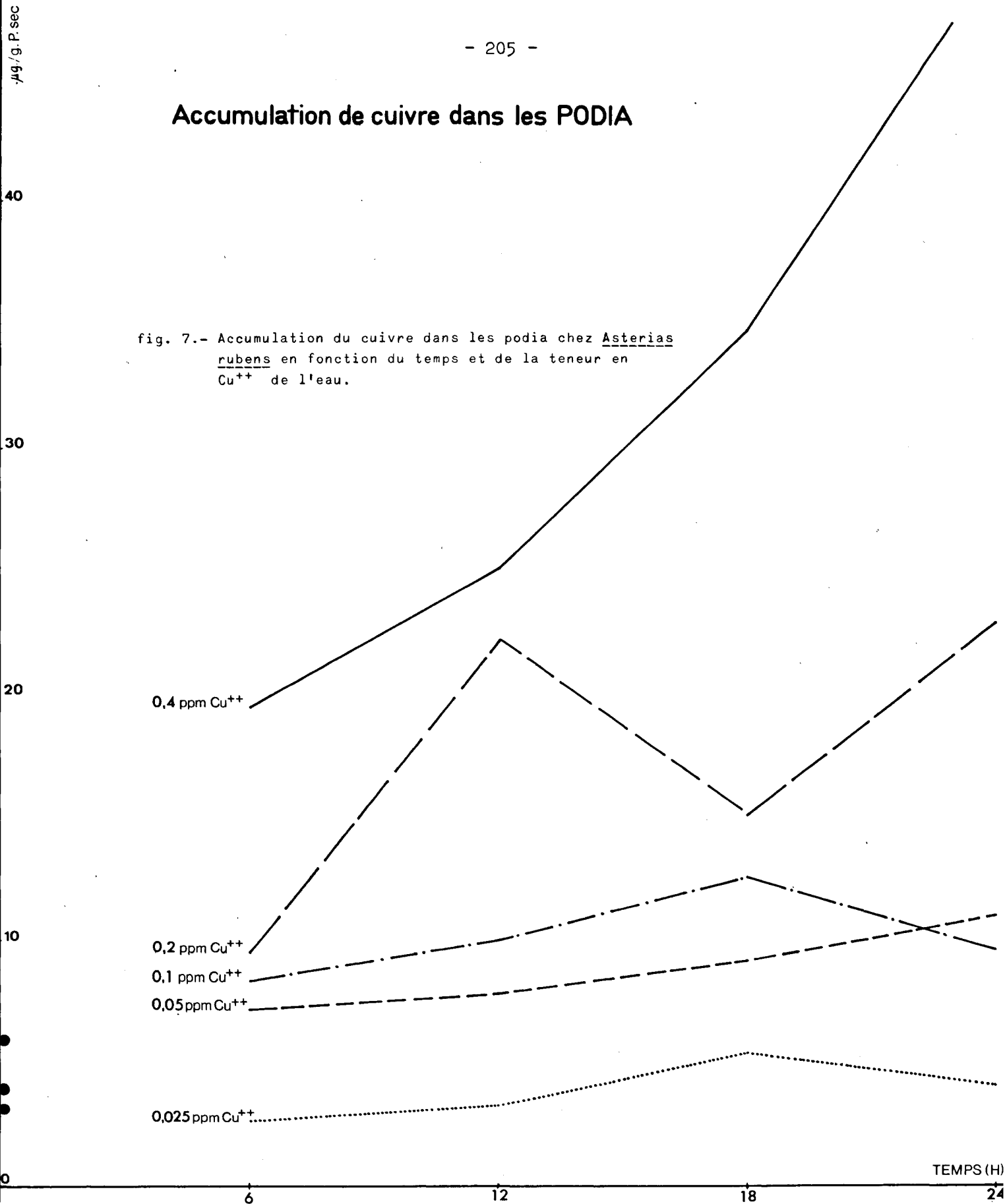


fig. 6.- Consommation d'O₂ chez Asterias rubens par gramme et par heure en fonction du poids de l'animal et effet de diverses concentrations en Cu⁺⁺.

Accumulation de cuivre dans les PODIA

fig. 7.- Accumulation du cuivre dans les podia chez Asterias rubens en fonction du temps et de la teneur en Cu^{++} de l'eau.



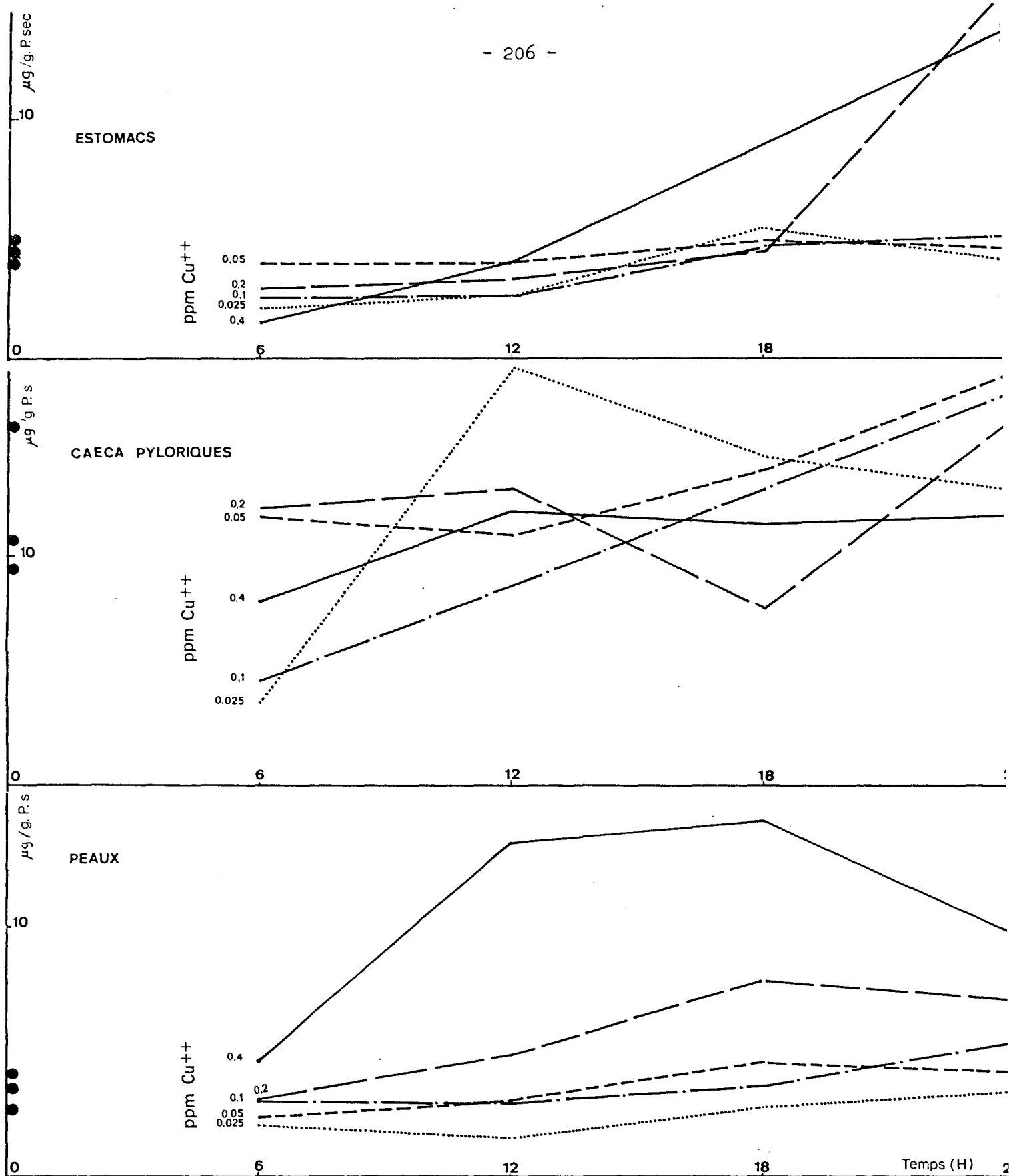


fig. 8.- Accumulation du cuivre dans divers organes d'*Asterias rubens* en fonction du temps et de la teneur en Cu⁺⁺ de l'eau.

indiqué d'étudier, même sommairement, beaucoup d'autres espèces représentatives du monde des invertébrés benthiques qui, en tant que microphages, animaux filtrants ou prédateurs macrophages, jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire et aussi dans les phénomènes sédimentaires et chimiques. De nombreux transferts de polluants minéraux peuvent s'effectuer à ce niveau, tandis que les niches écologiques sont affectées par la nature des eaux, impliquant la migration ou la disparition des espèces les moins résistantes. Ces études concernant le degré de toxicité, l'accumulation de métaux lourds, l'effet des pesticides chez les invertébrés, devraient se faire en étroite collaboration avec les écologistes, notamment en ce qui concerne le choix des espèces les plus représentatives.

2.- Vertébrés

Laboratoire du professeur DISTECHE
M. BOUQUEGNEAU, Melle O. MARCQ

2.1.- Organismes in toto - Etude d'intoxication par le mercure d'un poisson téléostéen (*Anguilla anguilla*)

a) Accumulation du mercure dans les organes en général

L'accumulation du mercure a été étudiée chez des anguilles gardées dans 10 l d'eau de mer naturelle (Atlantique; réserve d'eau des aquariums de l'Institut de Zoologie à Liège), aérée, renouvelée chaque jour et à laquelle est ajoutée une certaine quantité de HgCl_2 ou de CH_3HgCl . Des anguilles témoins sont gardées en parallèle dans des sacs en polyéthylène identiques.

Les organes étudiés sont, en les classant dans l'ordre de concentration décroissante en Hg accumulé dans une eau contenant 1 ppm de Hg^{++} durant un séjour de 30 heures : branchie, rein, rate, cerveau, sang, peau, muscle, foie, plasma, tube digestif, vessie natatoire, vésicule biliaire + bile.

1° Intoxication de brève durée (5-30 h)

Les résultats indiquent que seules les branchies accumulent Hg^{++} de façon importante.

2° Intoxication de longue durée (1-16 j)

Le Hg^{++} passant dans le sang, la concentration dans les divers organes paraît être liée :

- a) au nombre de sites fixant le mercure (groupe thiols), ce qui expliquerait qu'aux faibles doses subléthales (0,01 ppm), le cerveau soit l'organe le plus atteint;
- b) au débit sanguin de l'organe, ce qui explique que les branchies, le rein, le foie, la rate accumulent davantage que les muscles, l'intestin ou la vessie natatoire;
- c) l'excrétion, ce qui expliquerait que le foie finit par accumuler autant que le rein qui excrète le Hg^{++} tout en étant soumis à une circulation sanguine intense.

Pour des doses différentes et des durées d'intoxication différentes, l'ensemble des résultats est exposé dans 13 diagrammes dont 4 sont repris dans les figures 9, 10, 11 et 12, à titre d'exemple.

On notera que ces figures représentent une analyse compartimentale en fait analogue en principe à celle à laquelle on souhaite aboutir pour l'ensemble du milieu marin à l'étude dans le programme national. L'évolution temporelle de ces diagrammes pour différentes concentrations initiales de Hg dans l'eau permet de se faire une idée grossière de la répartition du Hg dans les organes de l'animal, sans que l'interprétation complète de ces effets ne soit nécessaire, pas plus qu'elle n'est nécessaire pour avoir une vue générale de la répartition des polluants dans les divers compartiments du système marin que nous observons.

La démarche du physiologiste s'inscrit donc parfaitement dans l'esprit général de l'étude interdisciplinaire en cours pour aboutir à un modèle de la mer du Nord, grand système dans lequel les sous-systèmes avec leurs propriétés chimiques et biologiques constituent en fait autant d'organes aux fonctions variées et interdépendantes.

b) Accumulation du mercure dans les branchies

La branchie étant l'organe qui finit par accumuler le plus, elle a été étudiée en détail.

La figure 13 montre l'évolution temporelle de l'accumulation en fonction des teneurs de l'eau de mer en HgCl_2 . On voit que l'accumulation est relativement plus rapide aux basses concentrations.

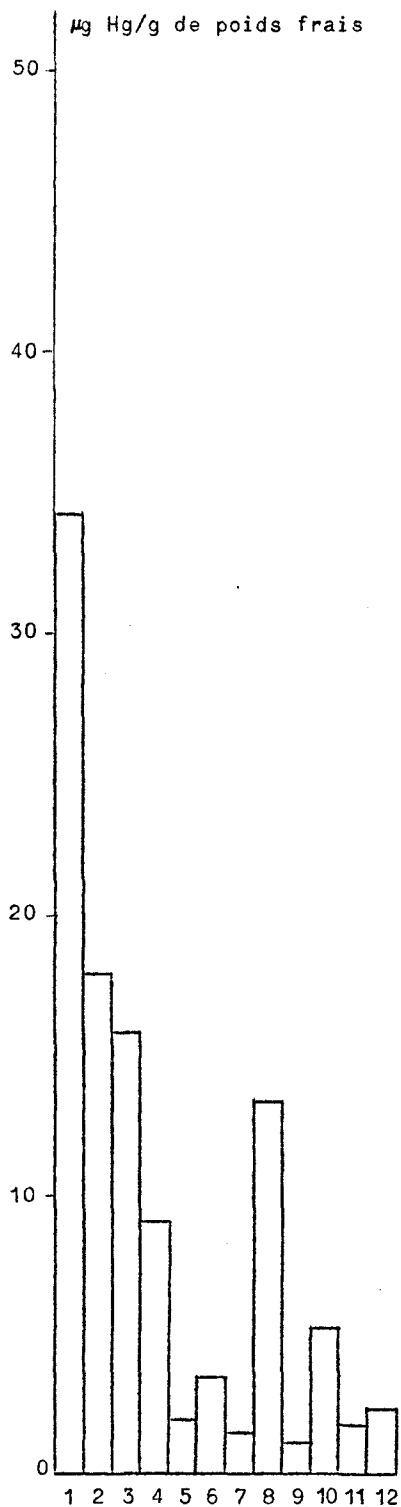


fig. 9

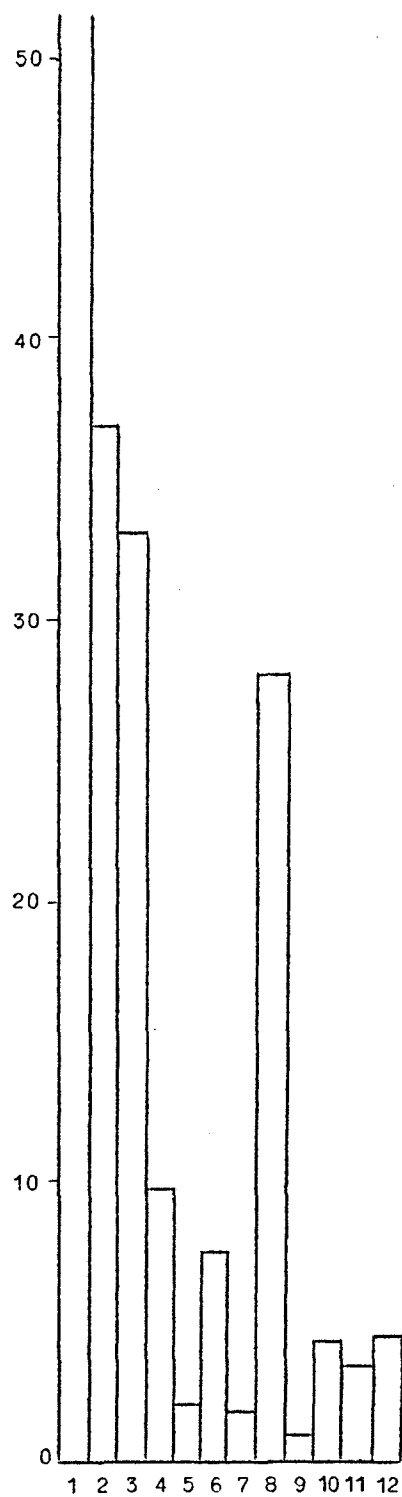


fig. 10

Accumulation du mercure dans divers organes d'anguilles ayant séjourné pendant 8 jours (fig. 9) et 16 jours (fig. 10) dans de l'eau de mer contenant 0,1 ppm de Hg (sous forme de $HgCl_2$).

1 : Branchies
2 : Rein
3 : Rate

4 : Cerveau
5 : Sang
6 : Peau

7 : Muscles
8 : Foie
9 : Plasma

10 : Tube digestif
11 : Vessie natatoire
12 : Vésicule biliaire
+ bile

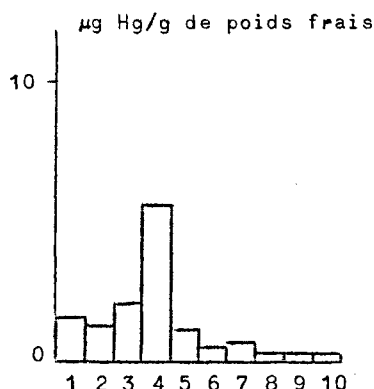


fig. 11

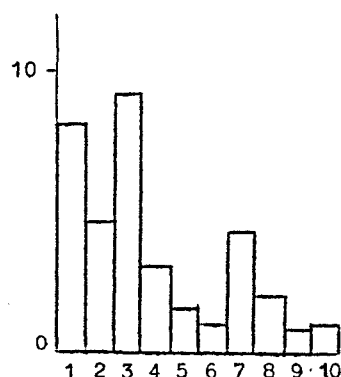


fig. 12

Accumulation du mercure dans divers organes d'anguilles ayant séjourné 8 jours (fig. 11) et 16 jours (fig. 12) dans de l'eau de mer contenant 0,01 ppm de Hg (sous forme de HgCl_2).

1 : Branchies

2 : Rein

3 : Rate

4 : Cerveau

5 : Peau

6 : Muscles

7 : Foie

8 : Tube digestif

9 : Vessie natatoire

10 : Vésicule biliaire + bile

Pour atteindre 8 ppm dans la branchie, il faut un séjour de :

2 h dans une eau à 10 ppm

27 h dans une eau à 1 ppm

2,5 j. dans une eau à 0,1 ppm

15 j. dans une eau à 0,01 ppm .

Ces résultats indiquent aussi que, quelle que soit la concentration, la branchie peut accumuler du mercure.

c) Effet du mercure sur l'osmorégulation

Les poissons marins perdent de l'eau puisqu'ils vivent dans un milieu hypertonique par rapport à leur milieu interne. La perte est compensée au niveau des intestins, mais la régulation des concentrations ioniques se fait au niveau des branchies qui rejettent les ions monovalents, et des reins qui expulsent les ions divalents.

Les anguilles qui peuvent passer de l'eau de mer en eau douce ont un mécanisme d'osmorégulation très efficace et se prêtent donc bien à l'étude de ce phénomène.

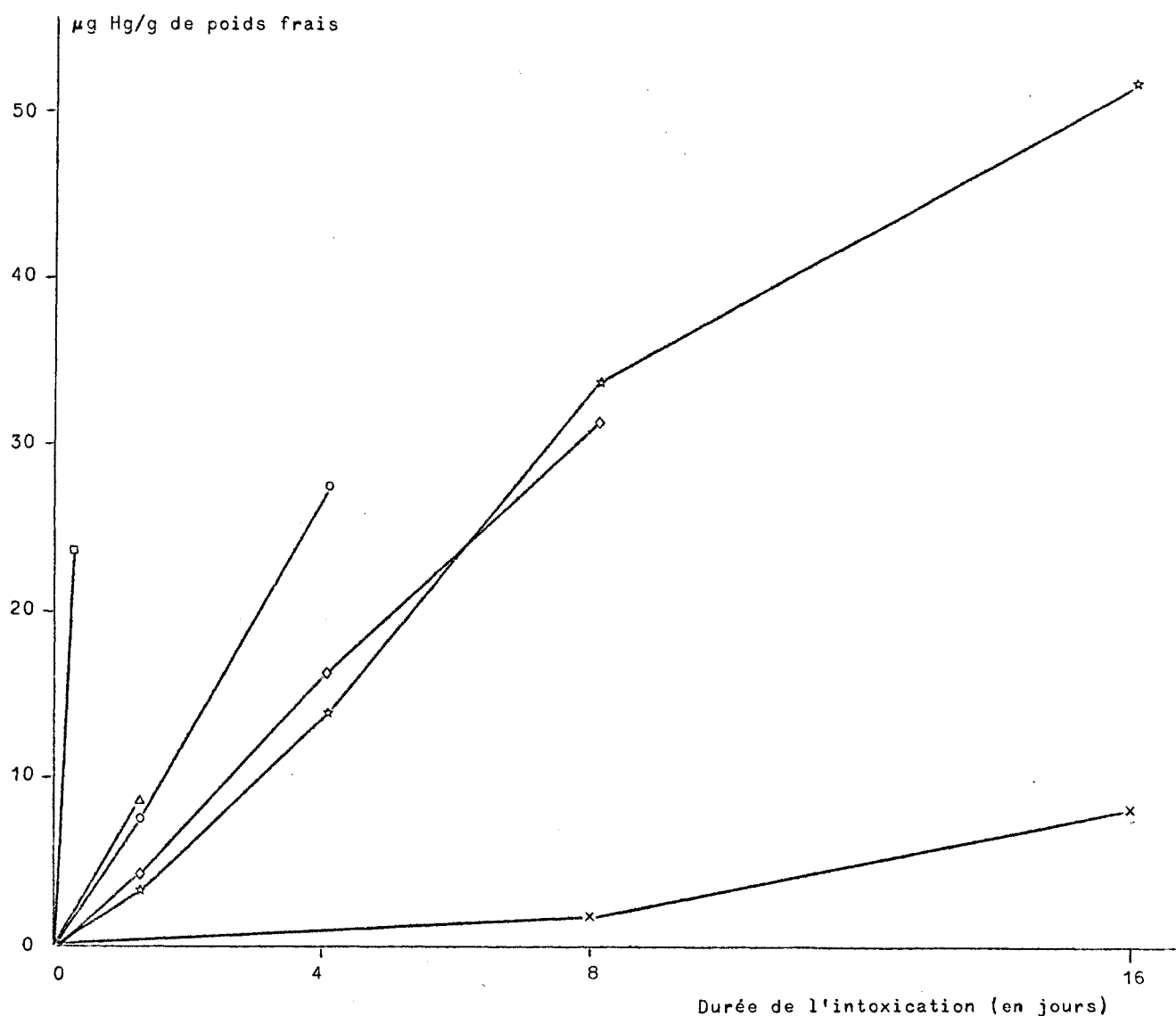


fig. 13.- Accumulation du mercure dans la branchie en fonction de la concentration en mercure (sous forme de HgCl_2) dans l'eau de mer et du temps d'intoxication.

□ 10 ppm de Hg dans l'eau	◇ 0,2 ppm de Hg dans l'eau
△ 1 ppm de Hg dans l'eau	* 0,1 ppm de Hg dans l'eau
○ 0,5 ppm de Hg dans l'eau	x 0,01 ppm de Hg dans l'eau

1° Effet du mercure sur la balance ionique dans le plasma

La figure 14 montre que la concentration en Na^+ augmente fortement après intoxication par une dose élevée de Hg (10 ppm). Les anguilles meurent après 6 h. Aux plus faibles concentrations, on constate qu'il

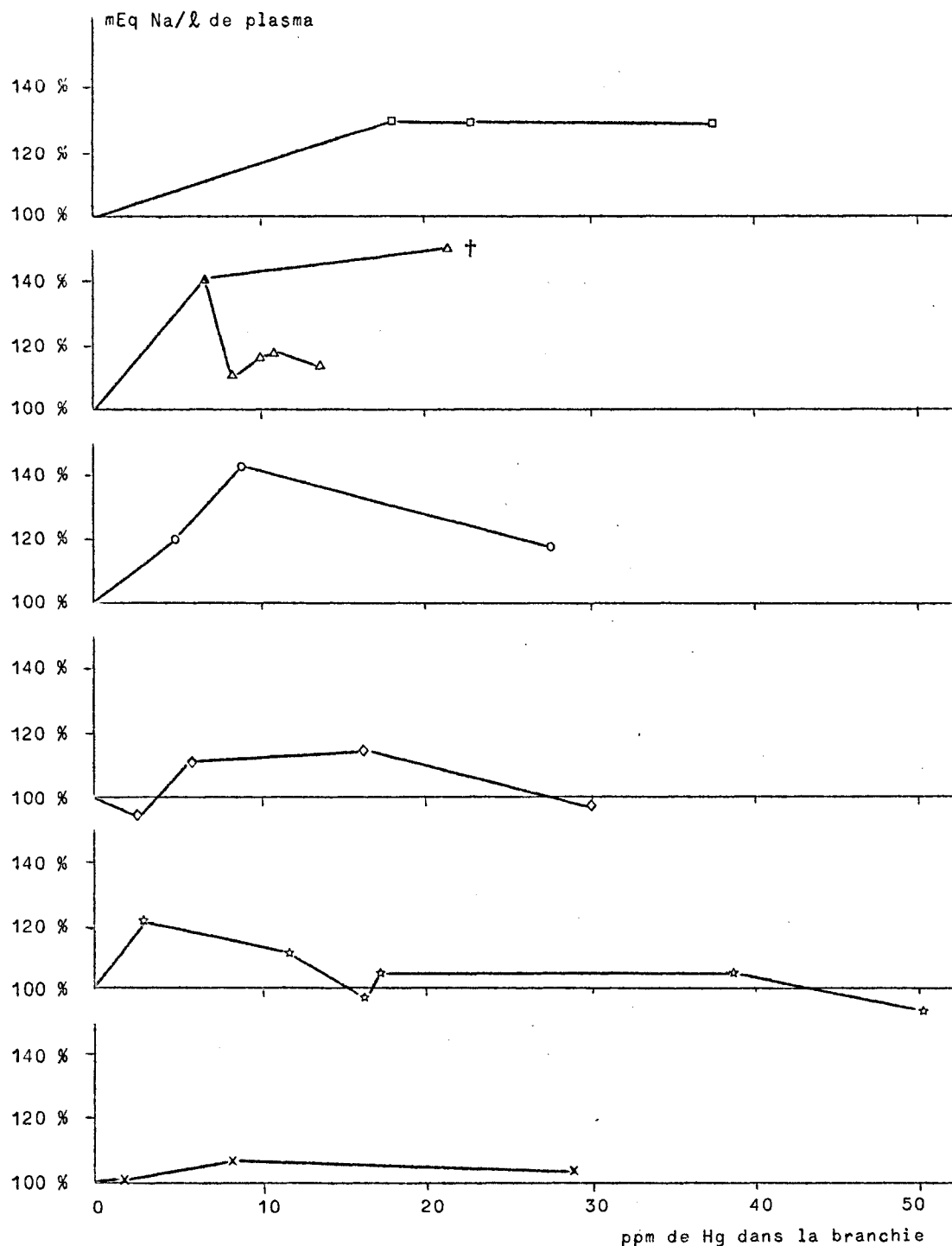


fig. 14.- Relation entre la concentration en Hg dans les branchies et la concentration en Na du plasma (100 % = valeur de la concentration en Na dans le plasma chez les anguilles témoins).

Concentration en Hg dans l'eau :

- | | | |
|----------|-----------|------------|
| □ 10 ppm | ○ 0,5 ppm | ☆ 0,1 ppm |
| Δ 1 ppm | ◇ 0,2 ppm | × 0,01 ppm |

y a adaptation et que l'osmorégulation se rétablit après une perturbation passagère.

On peut donc distinguer l'effet subléthal de l'effet léthal et les résultats obtenus dans de l'eau contenant 1 ppm de Hg^{++} sont très significatifs. Le point marqué d'une croix correspond à une anguille qui est morte à l'instant où l'expérimentateur s'apprêtait à effectuer la ponction cardiaque. On peut considérer que cet animal, plus sensible que les autres, avait atteint le seuil critique où l'effet du mercure sur les branchies est léthal. Les autres spécimens du même lot se sont adaptés.

Il semble d'après l'ensemble des résultats que, lorsque l'anguille atteint en quelques heures après intoxication aiguë une teneur de 10 ppm dans les branchies, l'effet de l'osmorégulation soit irréversible et léthal. Si cette concentration seuil est atteinte en un temps relativement long, lorsque la teneur de l'eau est inférieure à 1 ppm, l'anguille s'adapte. La régulation du taux de Na^+ se rétablit tandis que les branchies continuent à accumuler des quantités importantes de mercure, qui passent ensuite dans les autres organes.

Les répercussions des Hg^{++} sur les ions Cl^- sont identiques à l'effet sur Na^+ mais la teneur en K^+ du plasma n'est pas perturbée. La mort paraît bien due au déséquilibre osmotique et pas à un effet secondaire sur la respiration, par exemple.

2° Effet du mercure sur la balance ionique dans la branchie

Les figures 15 et 16 montrent que les résultats concernant la répartition des ions dans la branchie sont en accord avec ce qui a été observé dans le plasma. L'équilibre ionique est perturbé par Hg^{++} et il est ici également possible de distinguer l'effet léthal de l'effet subléthal. Il semble dès lors bien établi que la perturbation au niveau des branchies est l'un des facteurs principaux dans l'intoxication de l'anguille par les sels de mercure.

L'explication de l'adaptation de l'anguille aux doses subléthales demande l'examen de nombreux facteurs : le rein pourrait intervenir en éliminant $NaCl$, les cellules à chlorure des branchies pourraient avoir le temps de se régénérer, le mercure migrerait dans les autres organes et pourrait être métabolisé. Le rôle excréteur du rein devrait également être précisé.

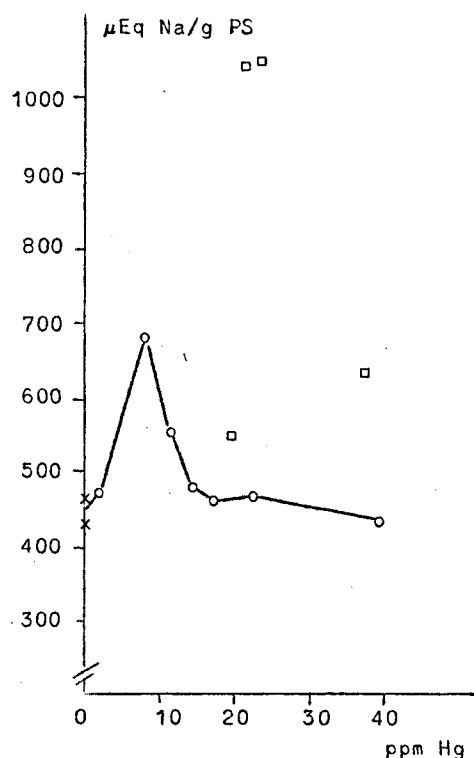
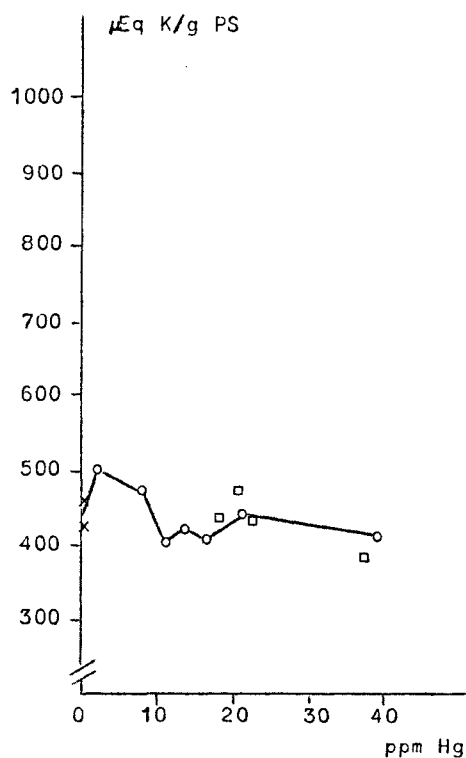
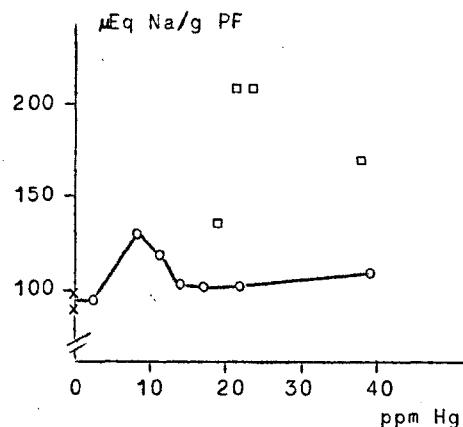
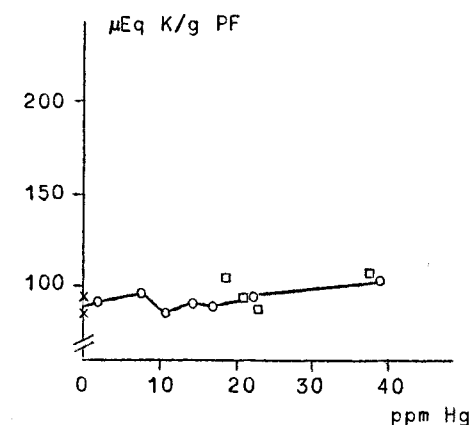


fig. 15.- Relation entre la concentration en Hg et en K de la branchie.

fig. 16.- Relation entre la concentration en Hg et en Na de la branchie.

PF = poids frais; PS = poids sec; x : témoins; o : effet subléthal; □ : effet léthal.

Des essais préliminaires avec de l'eau de mer contenant du chlorure de méthyl-Hg montrent que l'action de ce composé est un peu différente de celle de HgCl_2 : il se concentre surtout dans le cerveau, les muscles et les branchies.

Conclusions

Il ressort de ce travail :

- 1) que l'anguille accumule du mercure présent dans l'eau de mer à des doses subléthales et qu'elle s'adapte parfaitement;
- 2) qu'aux niveaux de pollution très faibles, les poissons les plus âgés sont les plus dangereux;
- 3) que la notion de seuil à partir duquel un milieu est déclaré toxique ou pas est imprécise pour des animaux capables de survivre tout en accumulant, tant qu'on ne connaît pas la cinétique de ce phénomène, l'âge auquel l'animal est éventuellement consommé, le seuil admissible par l'homme;
- 4) que les eaux les moins polluées, où il y a le plus d'animaux susceptibles d'accumuler des substances toxiques tout en restant bien en vie, sont en fait les plus dangereuses pour l'homme;
- 5) qu'il est urgent de procéder à l'étude de l'effet de concentrations subléthales en métaux lourds sur d'autres espèces de poissons pour vérifier les présentes conclusions;
- 6) qu'il conviendrait d'étudier non seulement la cinétique de l'intoxication par voie directe au contact de l'eau, mais aussi l'accumulation associée au fonctionnement de la chaîne alimentaire.

2.2.- Organes isolés - Etude de l'effet des métaux lourds sur l'électrophysiologie des tissus cardiaques et de la fibre cardiaque isolée (*Anguilla anguilla*)

Les organismes vivants protègent leur milieu grâce aux qualités de leurs membranes cellulaires. La perméabilité de celles-ci vis-à-vis des ions est capitale pour le fonctionnement général des cellules. Elle détermine leur excitabilité et confère à certaines, telles les cellules musculaires et nerveuses, la propriété de transmettre des messages de nature électrique.

Les techniques électrophysiologiques (micro-électrodes, méthode du sucrose-gap) permettent de mettre en évidence le potentiel électrique des membranes cellulaires, de montrer comment il dépend des concentrations ioniques internes et externes et de mesurer les courants ioniques entrants

et sortants résultant d'un changement de polarisation lié à la variation de la perméabilité membranaire. L'étude de l'effet de métaux lourds sur ces phénomènes très généraux de l'activité cellulaire nécessite une étude préalable des propriétés de la préparation physiologique suffisamment précise, pour mettre ensuite en évidence les perturbations causées par un ion déterminé.

1° Etude préliminaire de la préparation

La figure 17 montre la variation des courants ioniques entrants ou sortants en fonction du potentiel imposé à la membrane; le courant entrant correspond à une augmentation rapide de la perméabilité au Na^+ , très vite inactivée, auquel se superpose un courant dû au passage des ions Ca^{++} qui est activé et inactivé beaucoup plus lentement (fig. 18). Le courant sortant est dû aux ions K^+ . Ces courbes permettent d'expliquer l'allure

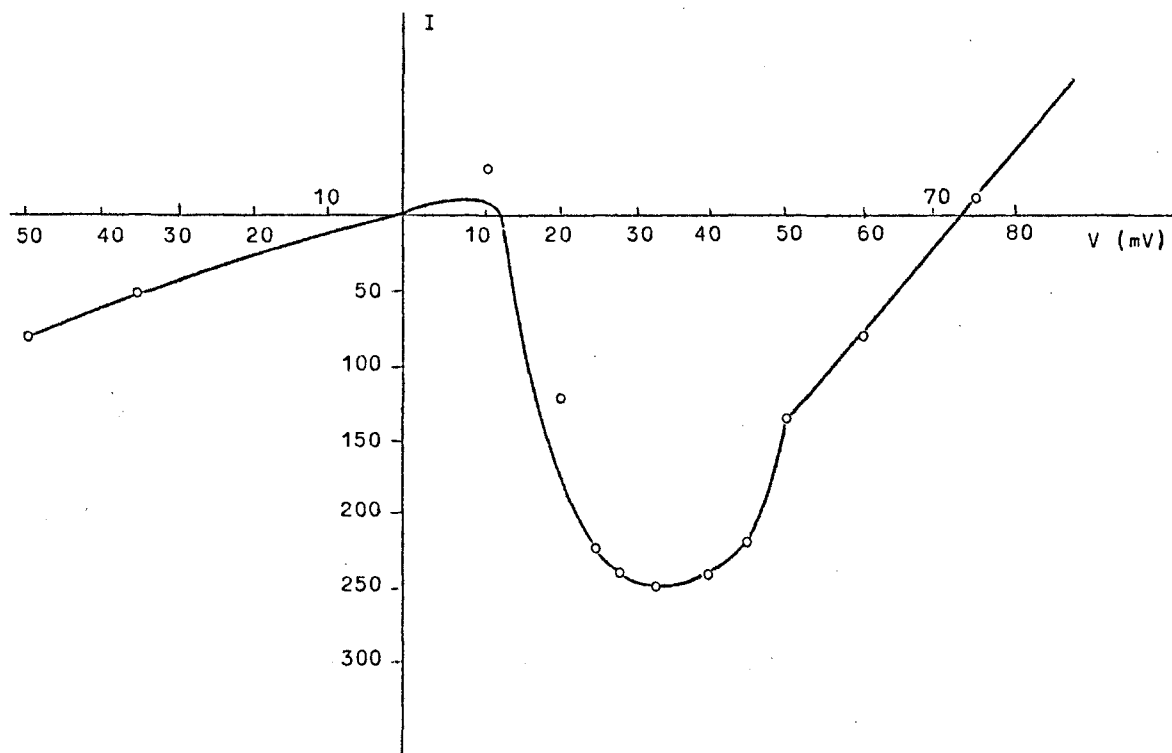


fig. 17.- Caractéristique courant-potentiel dans la solution physiologique normale. Le courant est mesuré à sa valeur maximale entrante ou minimale sortante. Courant entrant vers le bas - Courant sortant vers le haut. En ordonnée, intensité du courant en unité arbitraire.

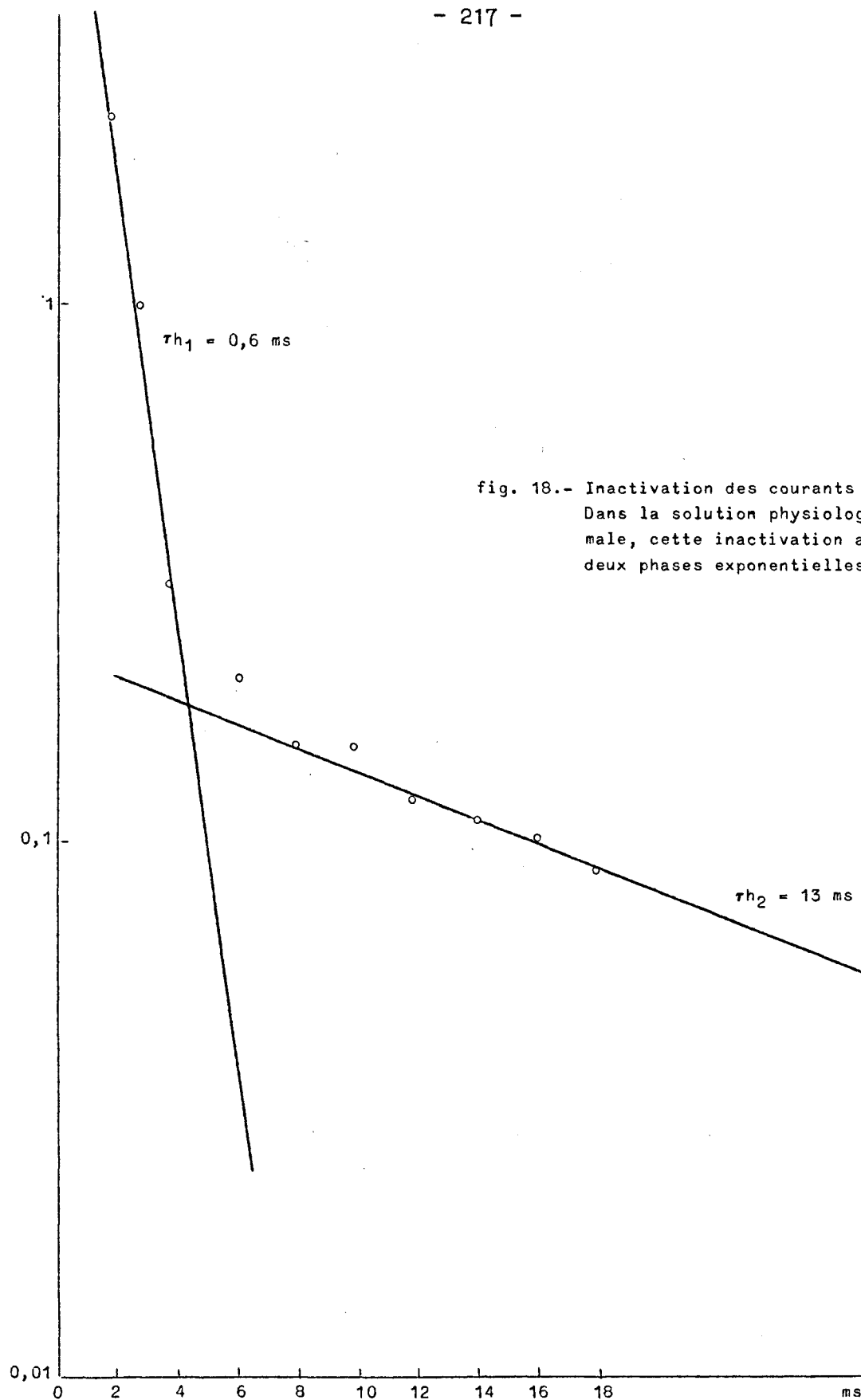


fig. 18.- Inactivation des courants entrants.
Dans la solution physiologique normale, cette inactivation a lieu en deux phases exponentielles.

du potentiel d'action déclenché par la stimulation électrique artificielle de la fibre cardiaque ou par l'activité automatique de l'oreillette (cf. fig. 19 et 20). On peut montrer que le rapport $\frac{Ca^{++}}{(Na^{+})^2}$ est important et qu'il détermine la réponse optimale de la préparation. On sait que le Ca^{++} joue un rôle particulier dans le déclenchement de la contraction musculaire et sa pénétration dans la fibre correspond à la partie quelque peu aplatie du sommet du potentiel d'action.

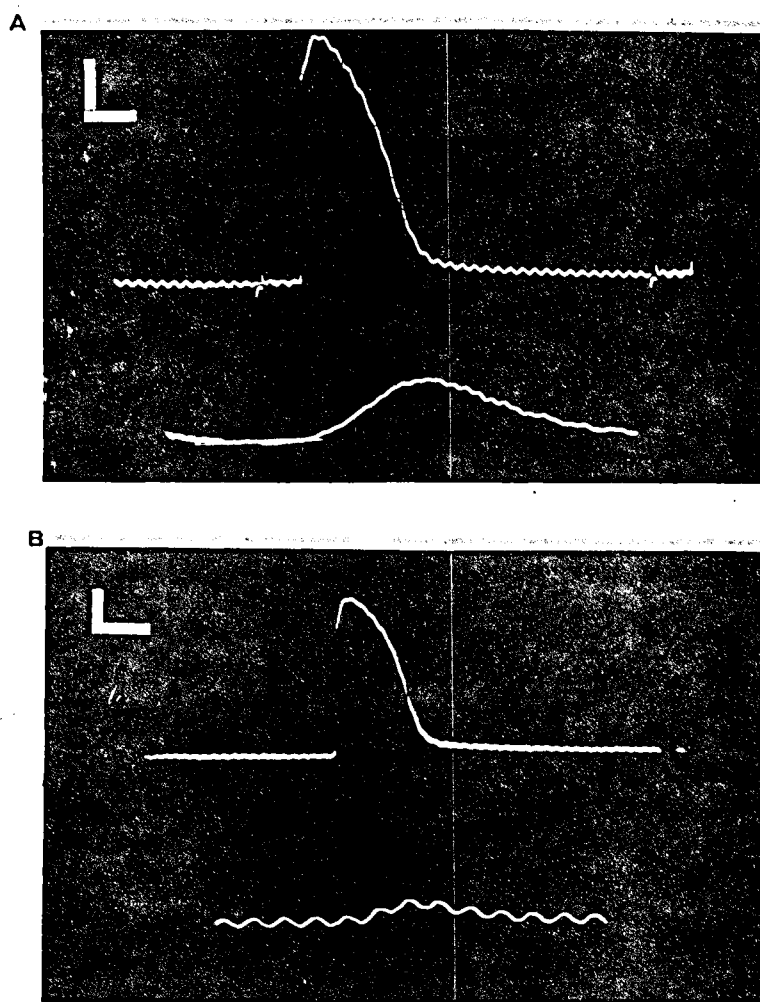


fig. 19.- Enregistrement de l'activité électrique et mécanique dans une solution contenant (A) 2,6 mM $CaCl_2$ (B) 1,3 mM $CaCl_2$. Calibrage vertical : 20 mV. Calibrage horizontal : (A) 100 ms (B) 200 ms. Tracé du haut : réponse électrique; tracé du bas : réponse mécanique.

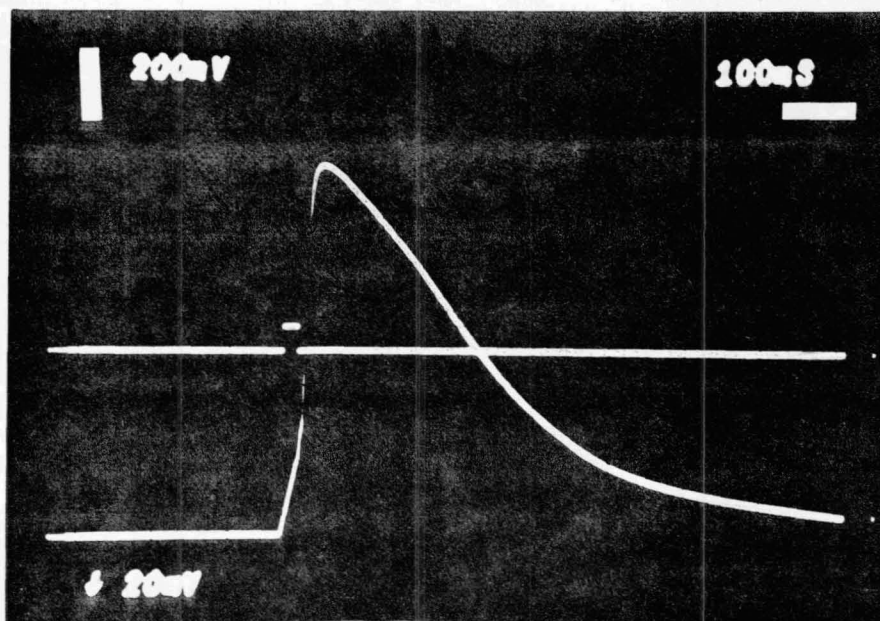


fig. 20.- Enregistrement du potentiel d'action dans la solution physiologique contenant 2,6 mM de CaCl_2 (par la méthode du double sucrose gap).
Calibrage vertical : pour la stimulation; calibrage horizontal : pour la réponse.

2° Effets des métaux lourds

a) Effets sur l'amplitude de la contraction automatique de l'oreillette

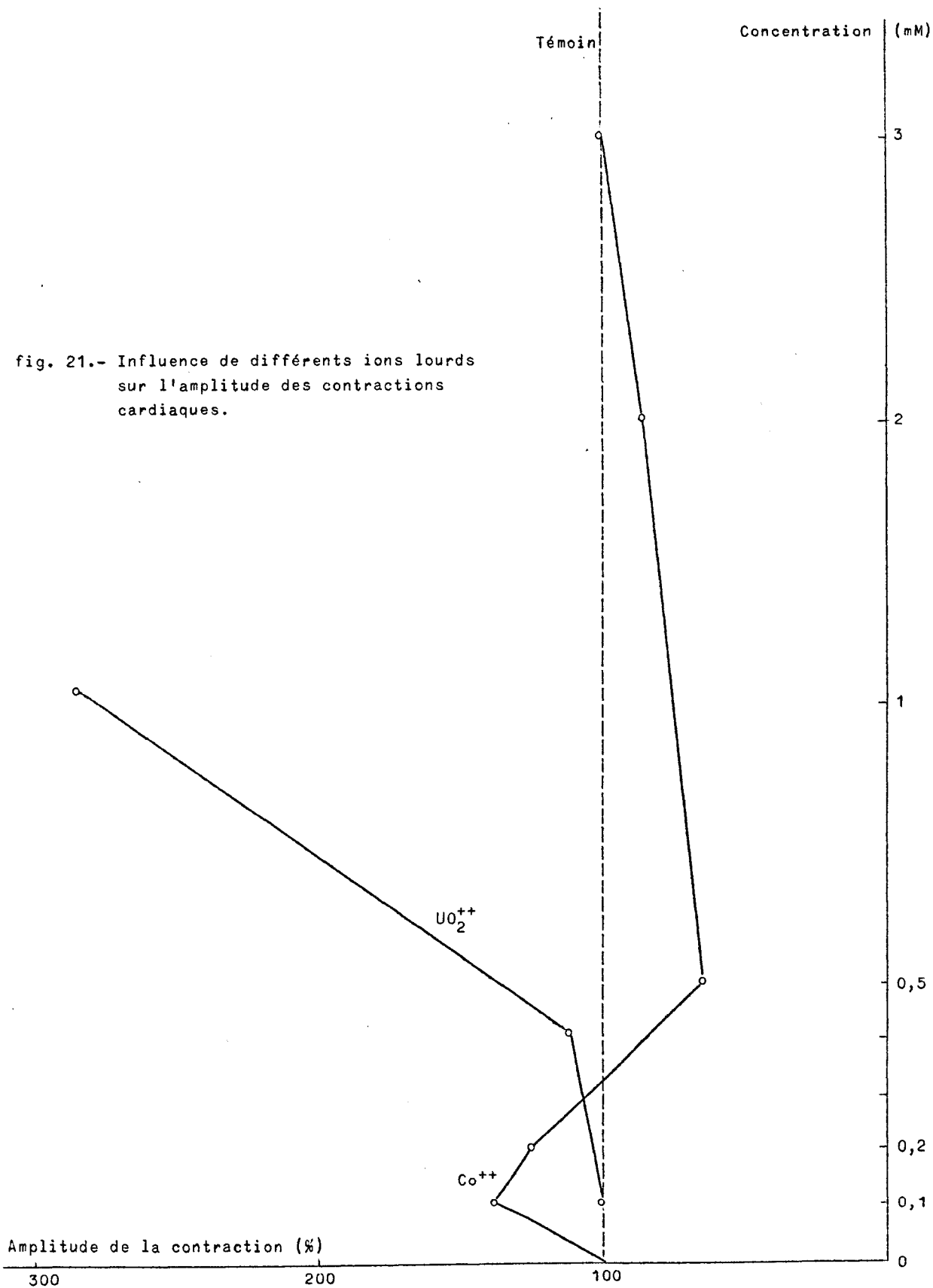
La figure 21 montre que les ions Co^{++} , UO_2^{++} ont un effet potentialisateur; la figure 22 indique que les ions Pb^{++} et Cd^{++} sont inhibiteurs et que les ions Zn^{++} , Mn^{++} , Cu^{++} , Ni^{++} ont un effet potentialisateur suivi d'une inhibition aux plus fortes concentrations.

L'interprétation de ces résultats est difficile et pourrait être en relation avec le blocage de groupements thiols. Plus intéressant est de noter l'effet protecteur du Ca^{++} , qui intervient dans le couplage excitation-contraction : en présence de 5,2 mM de Ca^{++} , 0,01 mM de PbCl_2 provoque une contraction égale à 105 % de la valeur normale; l'amplitude tombe à 75 % si l'on abaisse la teneur du CaCl_2 de moitié.

b) Effet du mercure

1.- Effet sur l'amplitude de la contraction de l'oreillette

La figure 23 indique que l'effet de Hg^{++} se manifeste en fonction de la concentration par une phase dépressive, suivie d'une potentiation et ensuite d'une nouvelle phase dépressive qui aboutit à l'arrêt



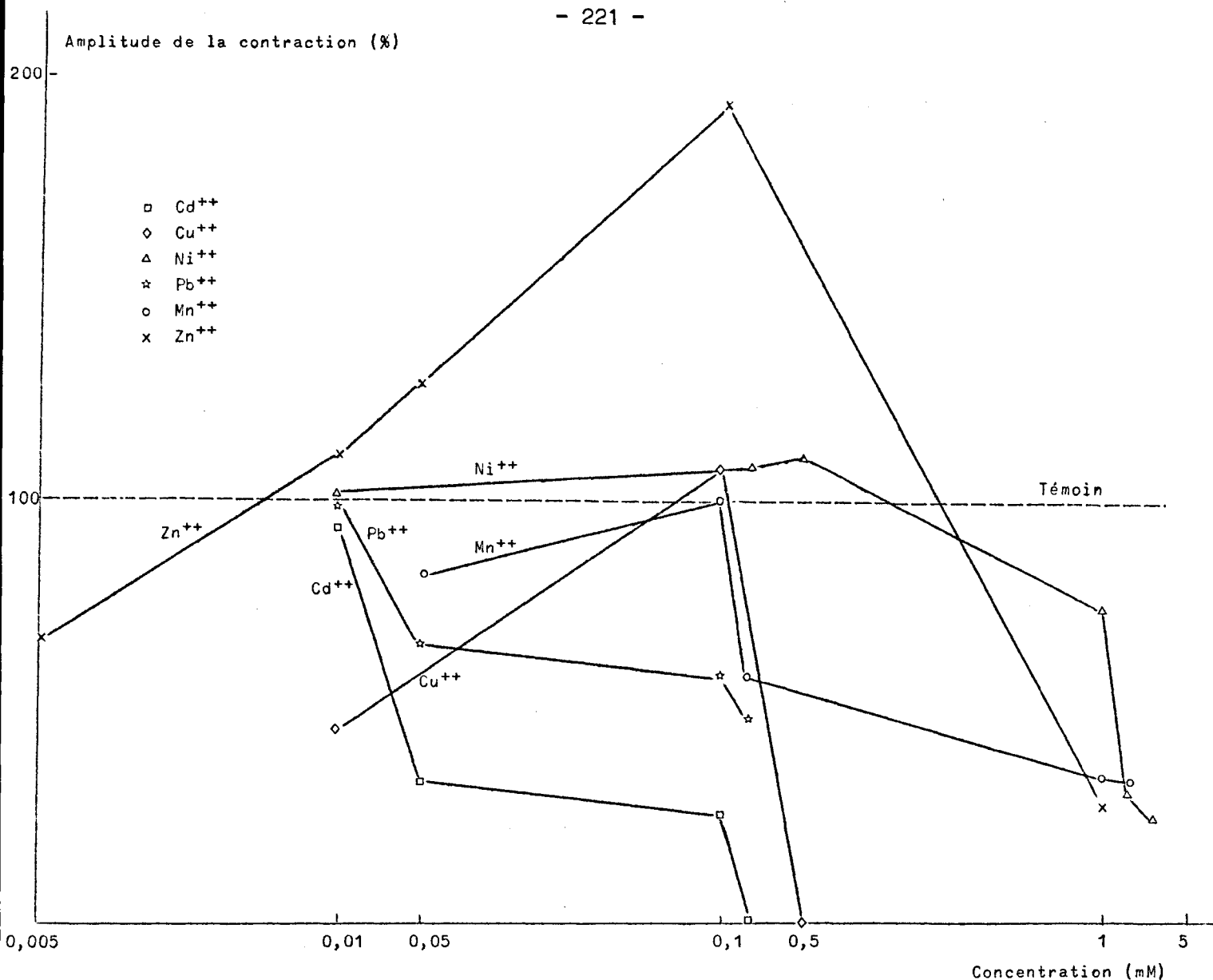


fig. 22.- Effet de différents ions lourds sur l'amplitude des contractions cardiaques.

irréversible de l'activité de la préparation. Le Ca^{++} joue également ici un rôle protecteur dans certaines limites de concentration.

On peut montrer que le Hg est rapidement fixé par le tissu cardiaque et que le rejet est impossible par lavage : en 4 minutes, une solution contenant 20 ppm de Hg^{++} provoque une accumulation de 103 ppm dans l'oreillette, en 12 minutes, une solution de 2 ppm y provoque une accumulation de 40 ppm .

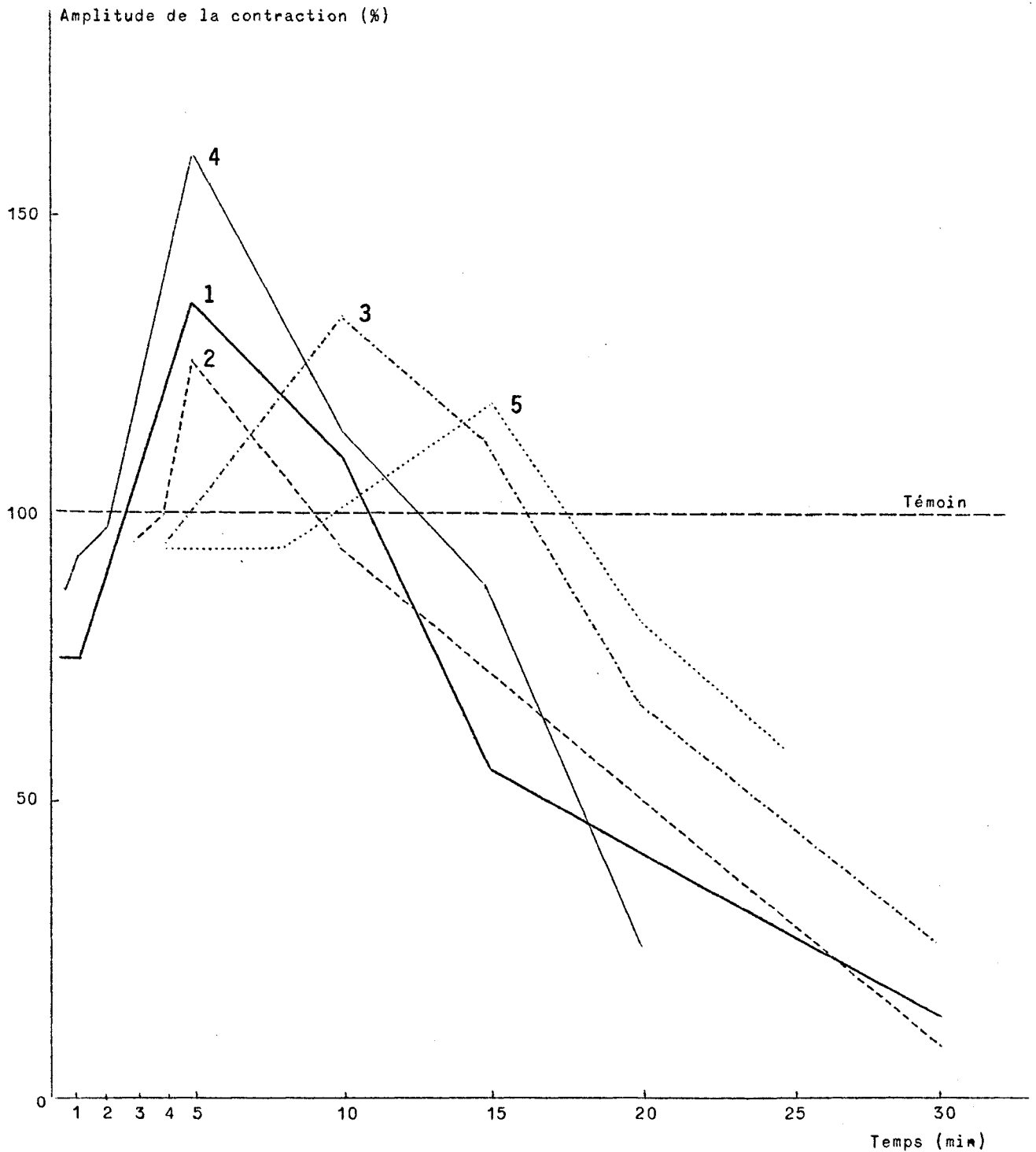


fig. 23.- Effet de différentes concentrations de HgCl_2 sur l'amplitude des contractions cardiaques : (1) 20 ppm , (2) 10 ppm , (3) 5 ppm .
Intoxication pendant quatre minutes suivie d'un lavage dans la solution physiologique normale pendant vingt minutes : (4) 20 ppm , (5) 2 ppm .

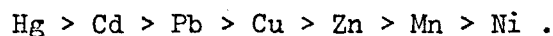
Il a toutefois été observé que les fibres cardiaques d'anguilles dont le sang contient 2 ppm de Hg, semblent réagir normalement ce qui tendrait à démontrer que dans le sang, le Hg est masqué et probablement lié aux protéines.

2.- Effet sur la perméabilité de la fibre cardiaque isolée

Le Hg provoque une diminution du potentiel d'action et une augmentation globale à la perméabilité à tous les ions, ce qui correspond en fait au court-circuitage du potentiel de membrane.

Conclusions

L'effet des métaux lourds sur l'activité de la fibre cardiaque d'anguille permet d'établir une échelle de toxicité en ordre décroissant :



Les études ultérieures porteront sur l'analyse d'effets compétitifs entre métaux, sur l'effet du CH_3HgCl , le rôle protecteur du Ca^{++} , l'effet des pesticides organiques. Les recherches sur le Hg seront étroitement corrélées avec celles menées sur l'anguille entière.

Les résultats débouchent tout naturellement sur d'intéressants problèmes fondamentaux qui ne seront toutefois pas étudiés en profondeur. L'essentiel nous paraît plutôt de considérer la préparation physiologique comme une sorte de détecteur perfectionné en vue d'estimer les effets perturbateurs de substances étrangères sur une propriété fondamentale de l'activité cellulaire.

B.- EFFETS SYNERGIQUES DES POLLUANTS SUR LA CROISSANCE DE FLAGELLES
PHOTOTROPHES ET SUR DES CHAINES ALIMENTAIRES SIMPLES

Laboratoire du professeur PERSOONE

MM. Persoone et Uyttersprot ont étudié l'effet global d'eaux polluées, prélevées en mer du Nord, sur la croissance des flagellés autotrophes *Monochrysis lutheri* et *Dunaliella salina*.

Les échantillons d'eau après traitement sur des filtres laissant passer les particules de $0,2 \mu$ proviennent de 25 points du réseau examiné dans le cadre de l'étude interdisciplinaire de la pollution en mer du Nord.

Les flagellés proviennent de souches sélectionnées et servent à ensemencer les échantillons d'eau où leur croissance se poursuit ensuite dans des conditions standard, rigoureusement contrôlées en ce qui concerne la température, le CO_2 , la longueur d'onde et l'intensité lumineuse.

Le comptage des cellules par unité de volume permet de suivre la croissance dans les cultures réalisées avec ou sans milieu nutritif ajouté. Les blancs correspondent à des mesures en eau de mer artificielle. Les résultats sont exprimés par le rapport en % des intégrales des courbes de croissance observées en milieu naturel, avec ou sans ajout et dans le milieu artificiel. Ils sont également exprimés par le rapport du nombre de cellules dans le test au nombre de cellules dans le blanc, observés après 120 h de culture.

Cette dernière façon de représenter les résultats permet de tenir éventuellement compte de l'allure irrégulière de la sigmoïde de la courbe de croissance.

1.- *Monochrysis lutheri* avec milieu de culture d'appoint

La figure 24 montre par des blocs noirs ou blancs dirigés vers le haut l'effet potentiateur des échantillons d'eau naturelle; un effet inhibiteur est indiqué vers le bas.

Les résultats, bien qu'assez variables, indiquent :

- a) un effet potentiateur de croissance le long des côtes belges (points 1, 2, 3, 4, 5, 11);

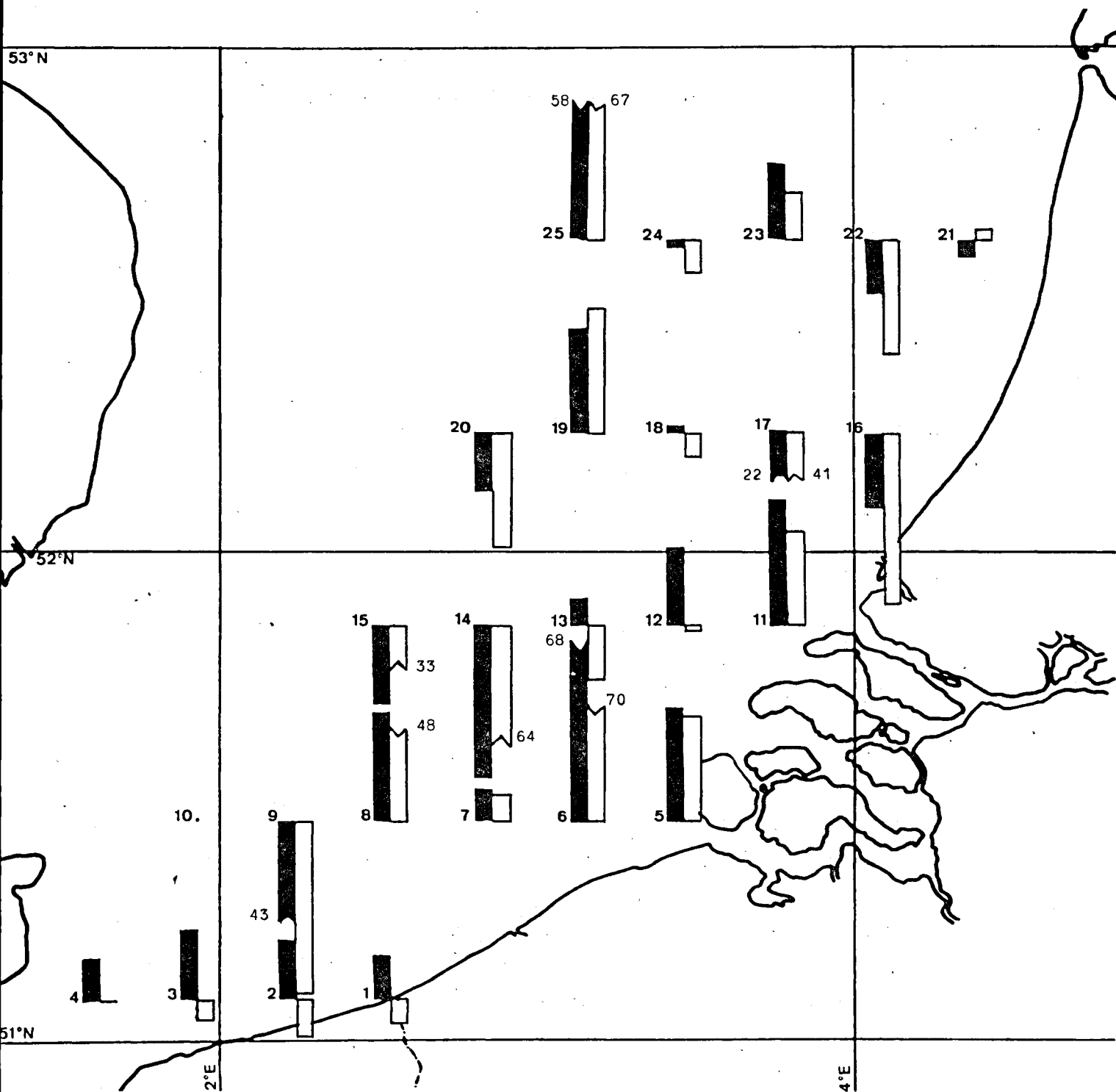


fig. 24.- Croissance de *Monochrysis lutheri* dans des échantillons d'eau (avec milieu de culture d'appoint) prélevés aux points du réseau orthogonal.

■ (%) $\frac{\int \text{courbe de croissance de l'échantillon}}{\int \text{courbe de croissance du blanc}}$

□ (%) $\frac{N \text{ échantillon}}{N \text{ blanc}}$ après 5 jours

- b) un effet potentiateur marqué au niveau de l'estuaire de l'Escaut (points 11, 12, 5, 6), le point 6 apparaissant comme privilégié;
- c) l'existence d'un gradient décroissant vers le large (points 11, 12, 13, 14).

2.- Dunaliella salina

2.1.- Avec milieu de culture d'appoint

La figure 25 révèle une image très différente de la figure 24.

- a) Les points le plus loin de la côte donnent les meilleurs résultats (19, 20, 21, 22, 23, 24, 25);
- b) les autres points donnent des valeurs proches des blancs, même au voisinage de l'Escaut où cependant le point 6 continue à faire exception.

2.2.- Sans milieu de culture d'appoint

La figure 26 indique un effet inhibiteur dans les eaux non enrichies : les points 12, 13, 5, 6, 7 et 8 sont révélateurs à cet égard et on notera que le point 6 n'est ici que légèrement positif.

On voit que la présence de grandes quantités de substances nutritives masque quelque peu l'effet inhibiteur de l'eau et que les résultats obtenus sur *Dunaliella salina* sont inverses de ceux observés sur *Monochrysis lutheri*. Il reste cependant à examiner la croissance de cette dernière espèce en l'absence de milieu nutritif d'appoint.

Des études réalisées sur des échantillons prélevés aux environs de Lombardzijde montrent qu'il existe des variations saisonnières et que les eaux de l'Yser peuvent être inhibitrices.

Conclusions

La méthode mise au point par Persoone et Uyttersprot constitue une approche vers un test biologique de la qualité globale d'une eau de mer.

Idéalement, un tel test devrait permettre d'évaluer la synergie ou l'antagonisme entre polluants et matières nutritives et pourrait servir

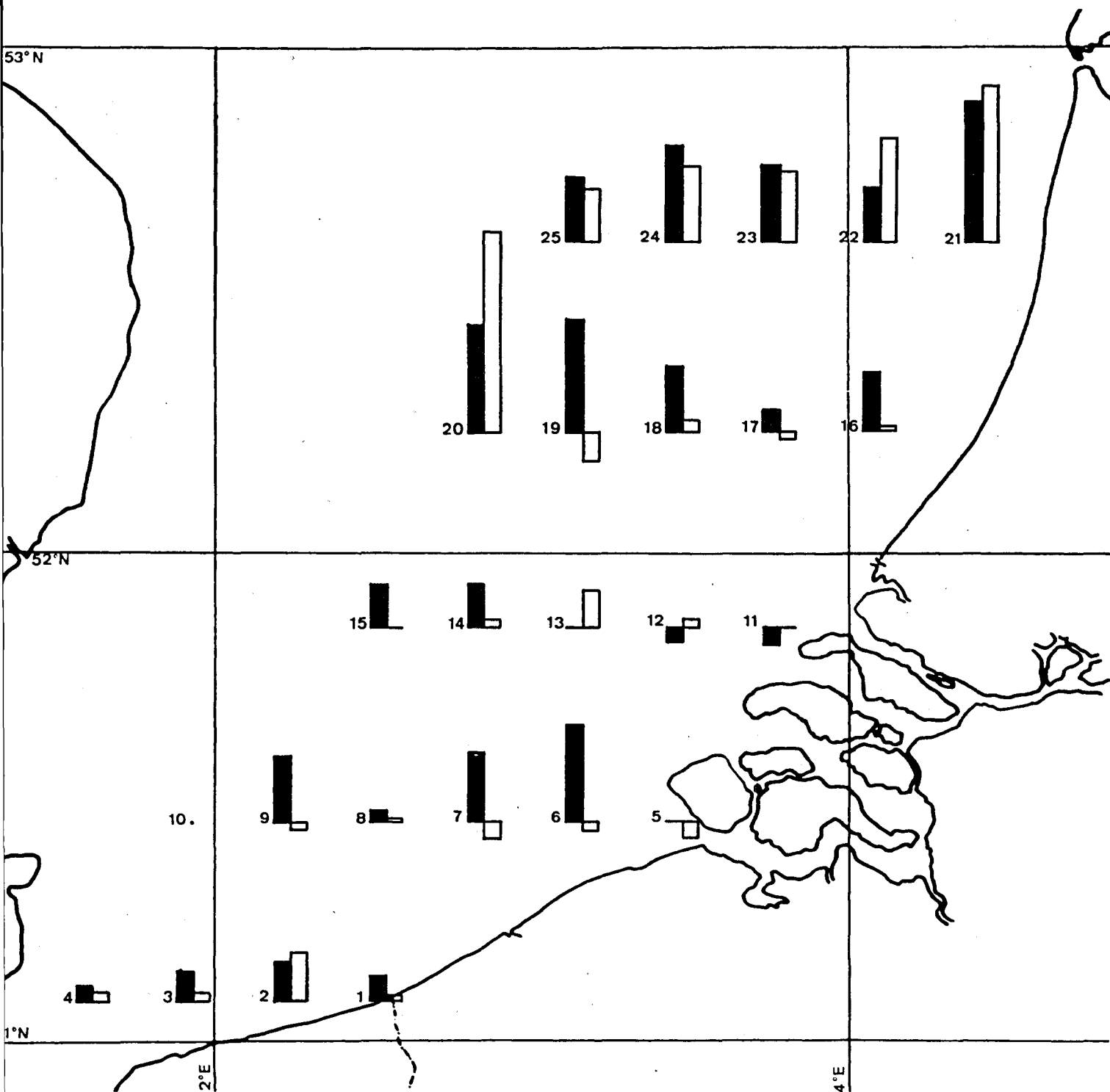


fig. 25.- Croissance de *Dunaliella salina* dans des échantillons d'eau (avec milieu de culture d'appoint) prélevés aux points du réseau orthogonal.

■ (%) $\frac{\int \text{courbe de croissance de l'échantillon}}{\int \text{courbe de croissance du blanc}}$

□ (%) $\frac{N \text{ échantillon}}{N \text{ blanc}}$ après 5 jours

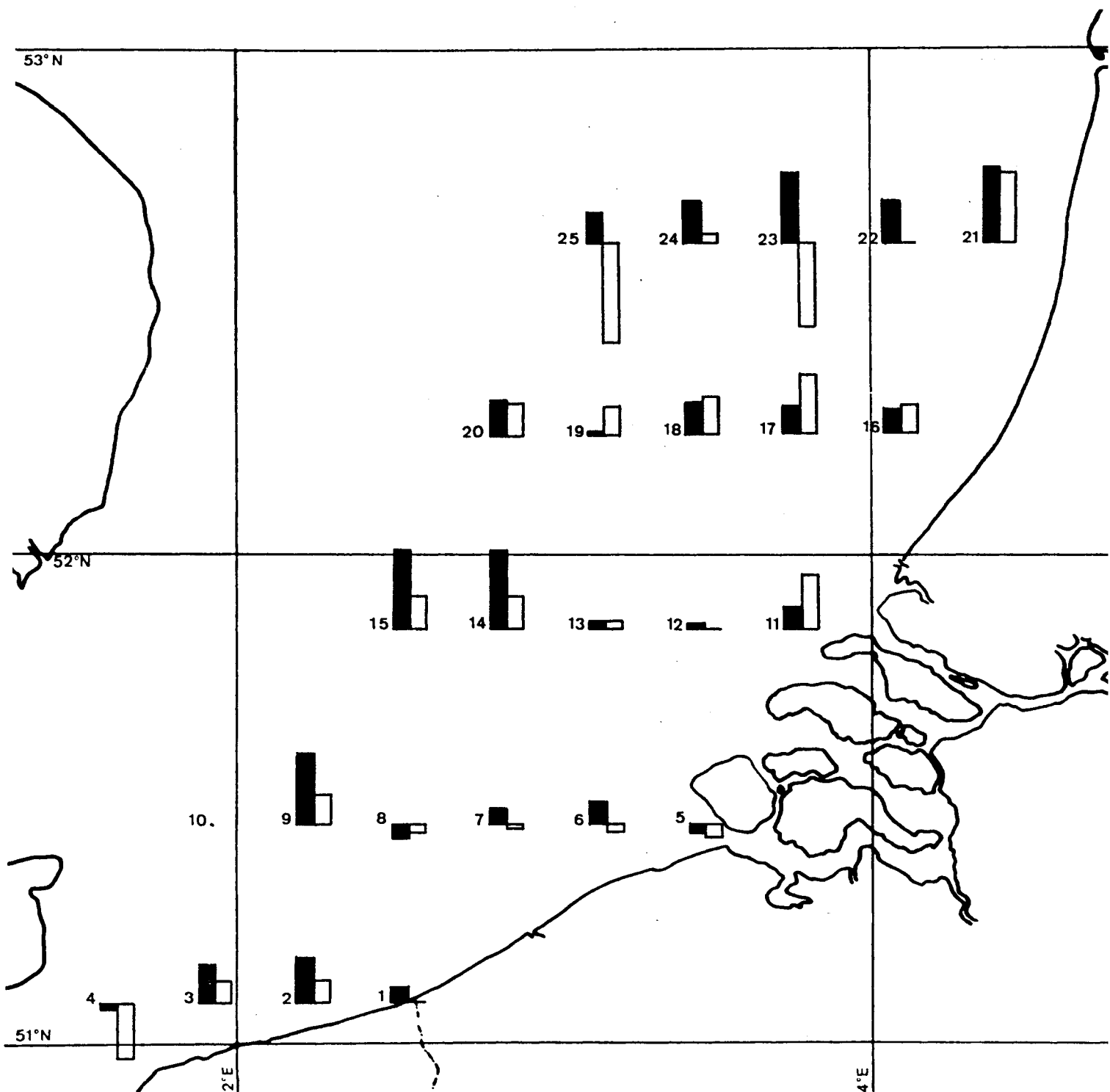


fig. 26.- Croissance de *Dunaliella salina* dans des échantillons d'eau (sans milieu de culture d'appoint) prélevés aux points du réseau orthogonal.

■ (%) $\frac{\int \text{courbe de croissance de l'échantillon}}{\int \text{courbe de croissance du blanc}}$

□ (%) $\frac{N \text{ échantillon}}{N \text{ blanc}}$ après 5 jours

d'indice en vue du contrôle des eaux côtières. On voit toutefois que les résultats varient selon l'espèce de flagellé utilisée et que la corrélation avec la composition de l'eau est très difficile. Les eaux côtières, en plus des polluants, peuvent contenir des hormones végétales naturelles aux effets positifs ou négatifs sur la croissance.

L'utilisation simultanée des deux espèces conduirait, du fait de la compétition pour le substrat, à des résultats encore plus compliqués et l'introduction de prédateurs, tels que copépodes ou autres petits crustacés, eux-mêmes susceptibles d'être la proie de poissons, conduirait à un système dont l'analyse ne pourrait être poursuivie que par l'établissement d'un modèle dynamique de population multiple.

On s'aperçoit rapidement que même dans des cas aussi simples que ceux décrits ici, on se trouve acculé par le nombre de paramètres, à chercher à décrire les interactions au sein du système par l'analyse des corrélations sur de longues séries temporelles.

Les cultures d'algues sélectionnées dans des milieux parfaitement contrôlés chimiquement, en présence d'un ou deux types de prédateurs sont en fait des modèles réduits de courtes chaînes alimentaires et leur analyse détaillée permettrait de déterminer des paramètres cinétiques d'un intérêt évident. Des essais sont en cours dans ce sens dans les laboratoires du professeur Persoone.

Cette approche paraît peut-être plus prometteuse que celle de la recherche d'un test biologique de la qualité de l'eau et ouvre la porte au moyen de tester en laboratoire la validité d'un modèle de population dont la complexité peut être contrôlée et d'examiner la toxicité de certaines substances introduites dans des chaînes alimentaires limitées.

CONCLUSIONS GENERALES

Sans entrer dans les détails expérimentaux que l'on trouvera dans les rapports techniques de chaque laboratoire, l'auteur, en présentant les principaux résultats, souhaite mettre l'accent sur le message qu'apportent les physiologistes dans l'ensemble des recherches qui concernent la pollution marine.

Pour les physiologistes, tout être vivant se manifeste par ses fonctions, que ce soit la respiration, la filtration de l'eau, la croissance ou la perméabilité cellulaire et l'osmorégulation, tous ces phénomènes révèlent l'adaptabilité des systèmes vivants et leur pouvoir, grand ou petit, de résister à des perturbations. L'approche du physiologiste est essentiellement tournée vers la dynamique des systèmes et sous-systèmes vivants et elle le conduit inévitablement, vu le nombre de paramètres et la complexité des interrelations à la confection de modèles partiels qui se veulent de plus en plus précis et réalistes et finissent par aboutir aux phénomènes à l'échelle cellulaire. Le physiologiste garde pourtant constamment à l'esprit le comportement global de l'animal ou du végétal aux multiples fonctions et en général toute étude débute par l'examen de ces réactions générales.

Tout naturellement, l'assemblage des animaux et des végétaux aboutit pour lui à une image dynamique de la biosphère, dont la mer, qu'il considère elle-même comme un gigantesque être vivant où les populations jouent le rôle d'organes aux fonctions diverses. Il est clair toutefois que la recherche des propriétés fondamentales et des interactions pour un ensemble aussi complexe exige l'énorme capacité de mémoire des ordinateurs modernes et l'utilisation des données n'est possible qu'à condition de connaître sous forme mathématique les lois qui gouvernent la cinétique du système et de ses divers compartiments. Cette démarche est la seule qui nous permette de tenter de gérer le milieu marin et d'y arriver avant qu'il ne soit trop tard.

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 mathématiquement ce phénomène. 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 mathématique, 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 mathématique 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 mathématique 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 aisé 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,

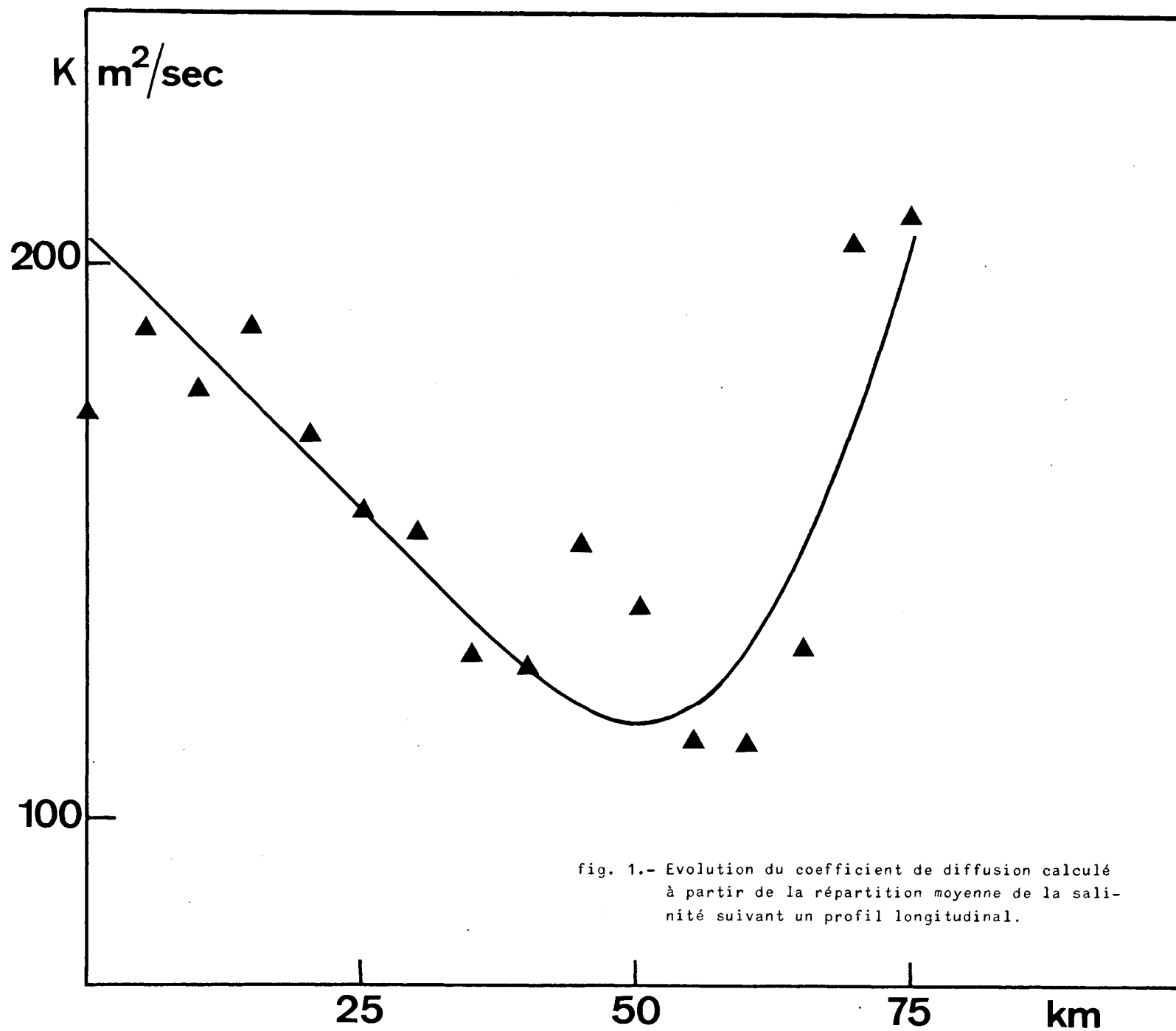
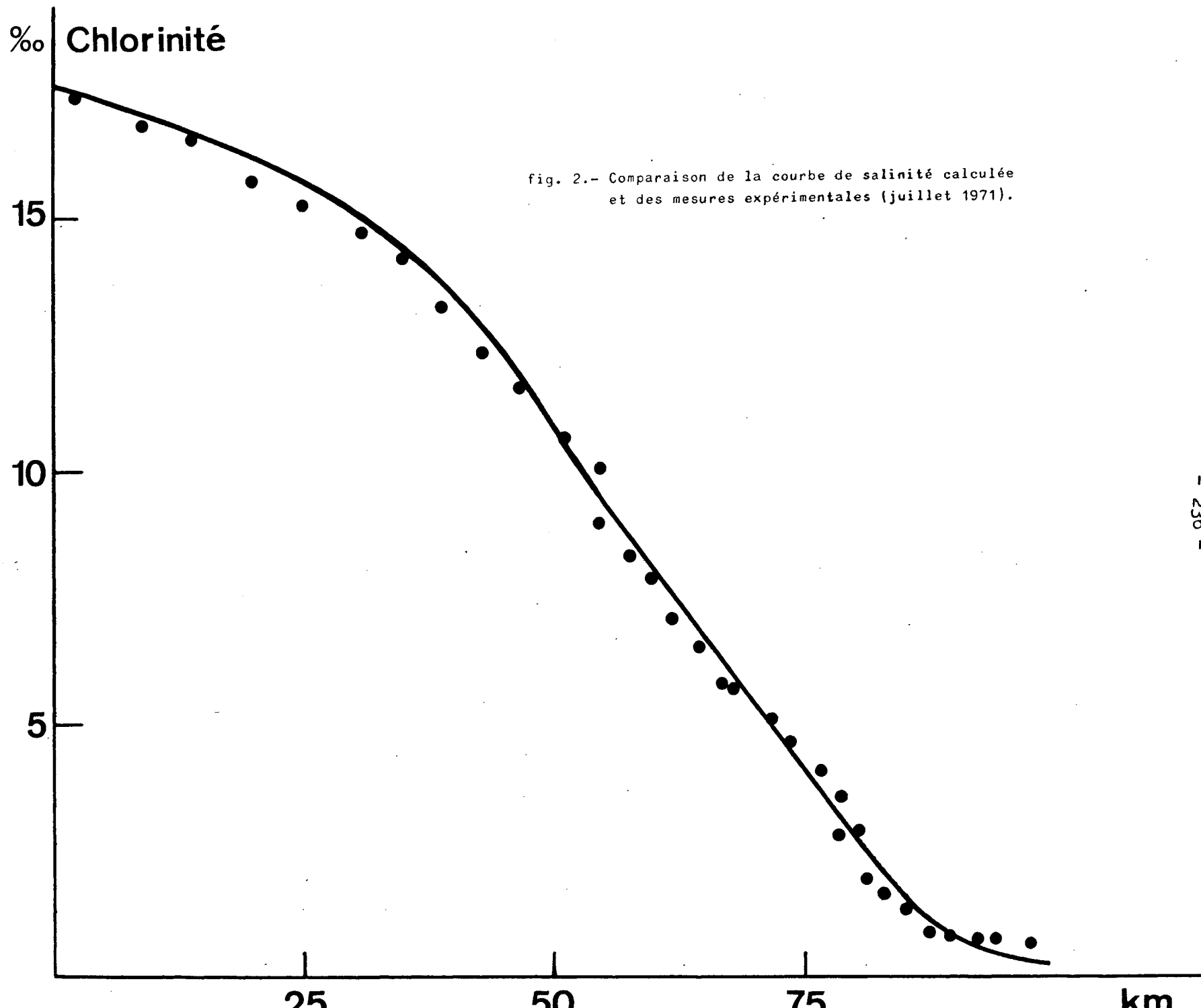


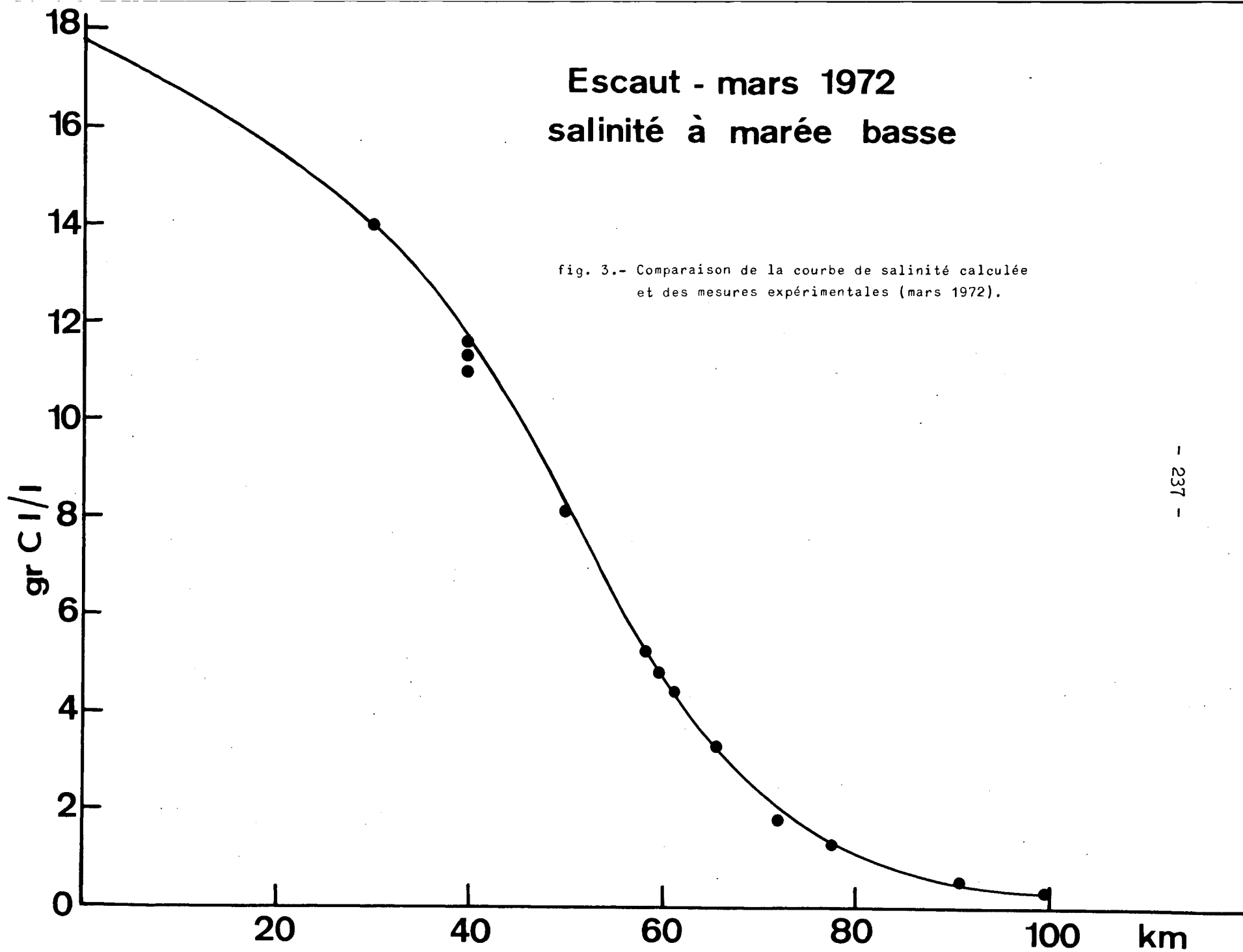
fig. 1.- Evolution du coefficient de diffusion calculé à partir de la répartition moyenne de la salinité suivant un profil longitudinal.



Escaut - mars 1972

salinité à marée basse

fig. 3.- Comparaison de la courbe de salinité calculée
et des mesures expérimentales (mars 1972).



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

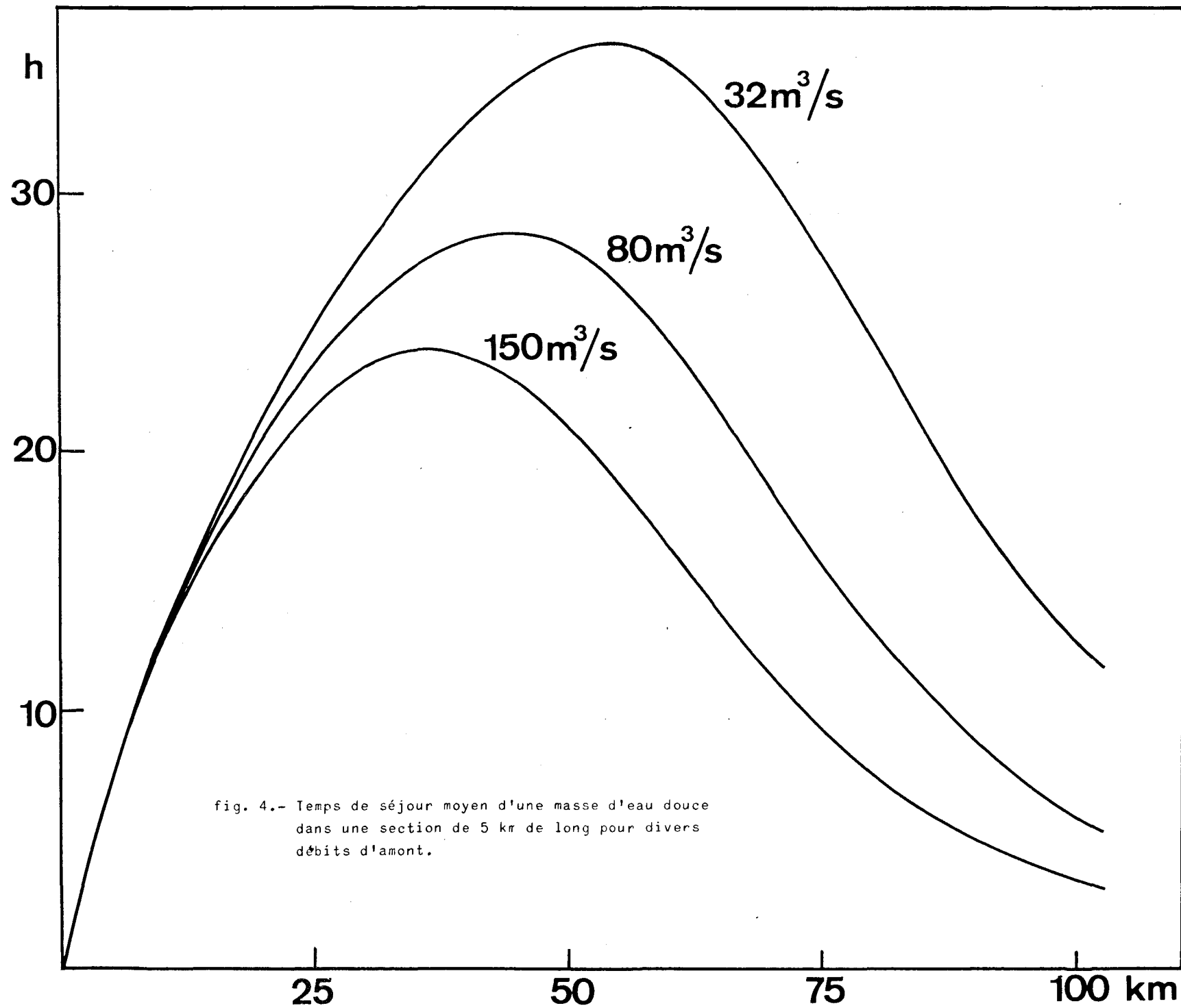


fig. 4.- Temps de séjour moyen d'une masse d'eau douce dans une section de 5 km de long pour divers débits d'amont.

Tableau 1

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

Distance à l'embouchure (km)	Temps de séjour 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 nutriment 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 Lisitzin (1972) qui montre que pour chaque gramme de carbone consommé dans l'océan, les organismes fixent en moyenne un poids approximativement équivalent de silice.

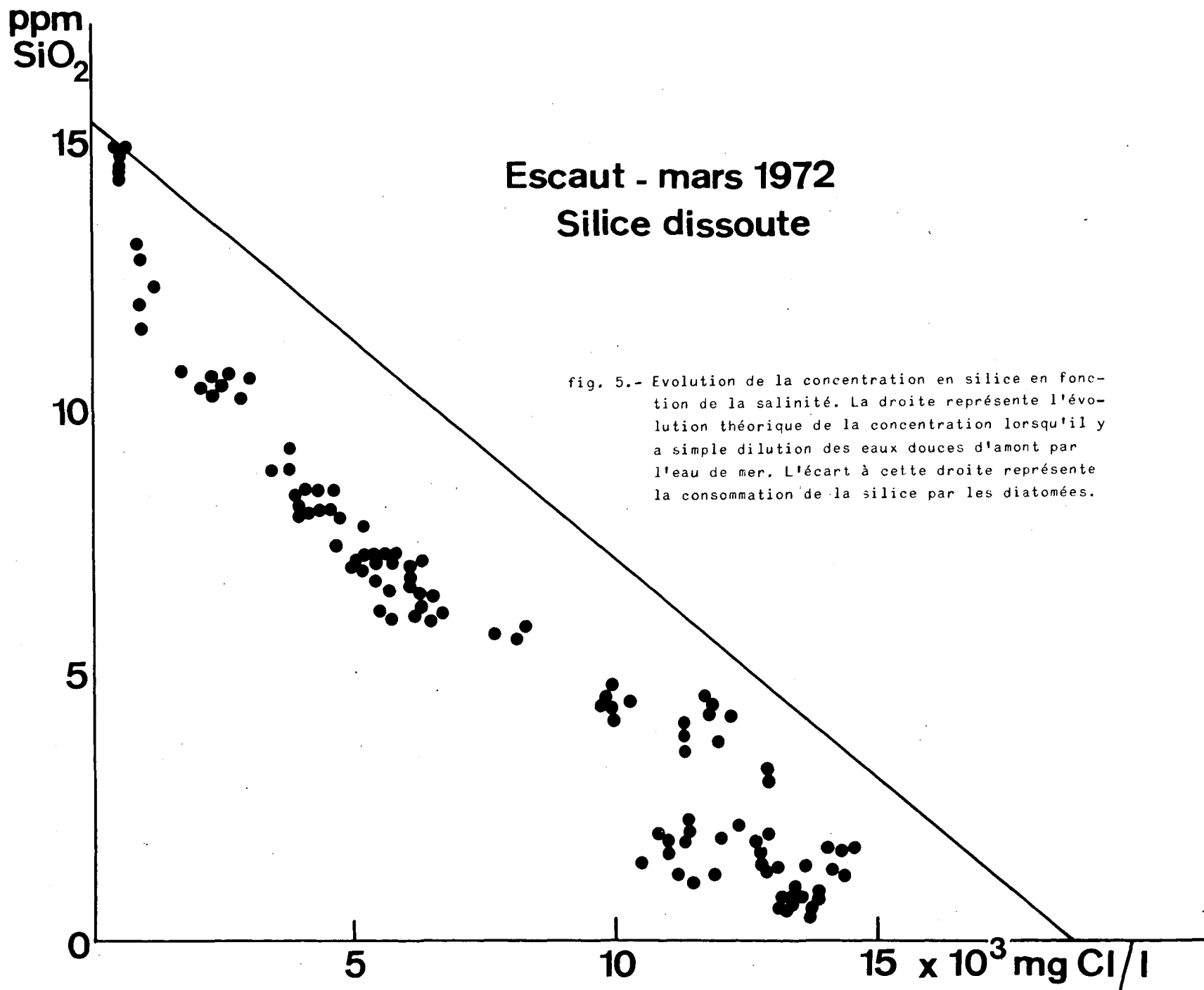
Cette consommation de silice s'opère également dans l'estuaire, mais nous avons remarqué qu'elle pouvait atteindre à certaines époques des valeurs excessivement élevées (figure 5) à tel point que pratiquement, toute la silice dissoute provenant des eaux d'amont y était précipitée.

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 (≈ 15 ppm) pour l'eau de mer pauvre en silice (< 1 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 :

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

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.

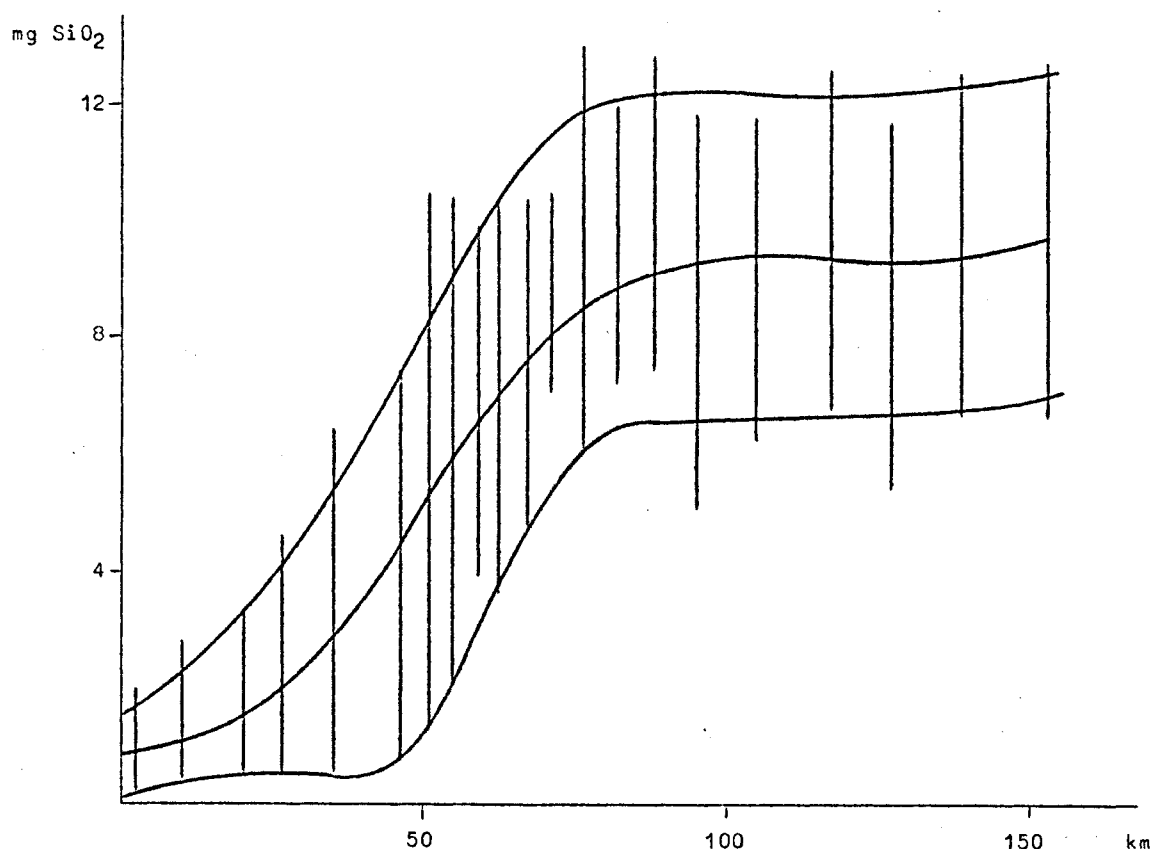


fig. 6.- Profils de silice dissoute dans l'estuaire. Les barres représentent les variations locales relevées par N. Depauw. Les courbes ont été tracées par le calculateur analogique en simulant la situation en hiver (courbe supérieure), en été (courbe inférieure) et une situation moyenne (courbe intermédiaire).

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.

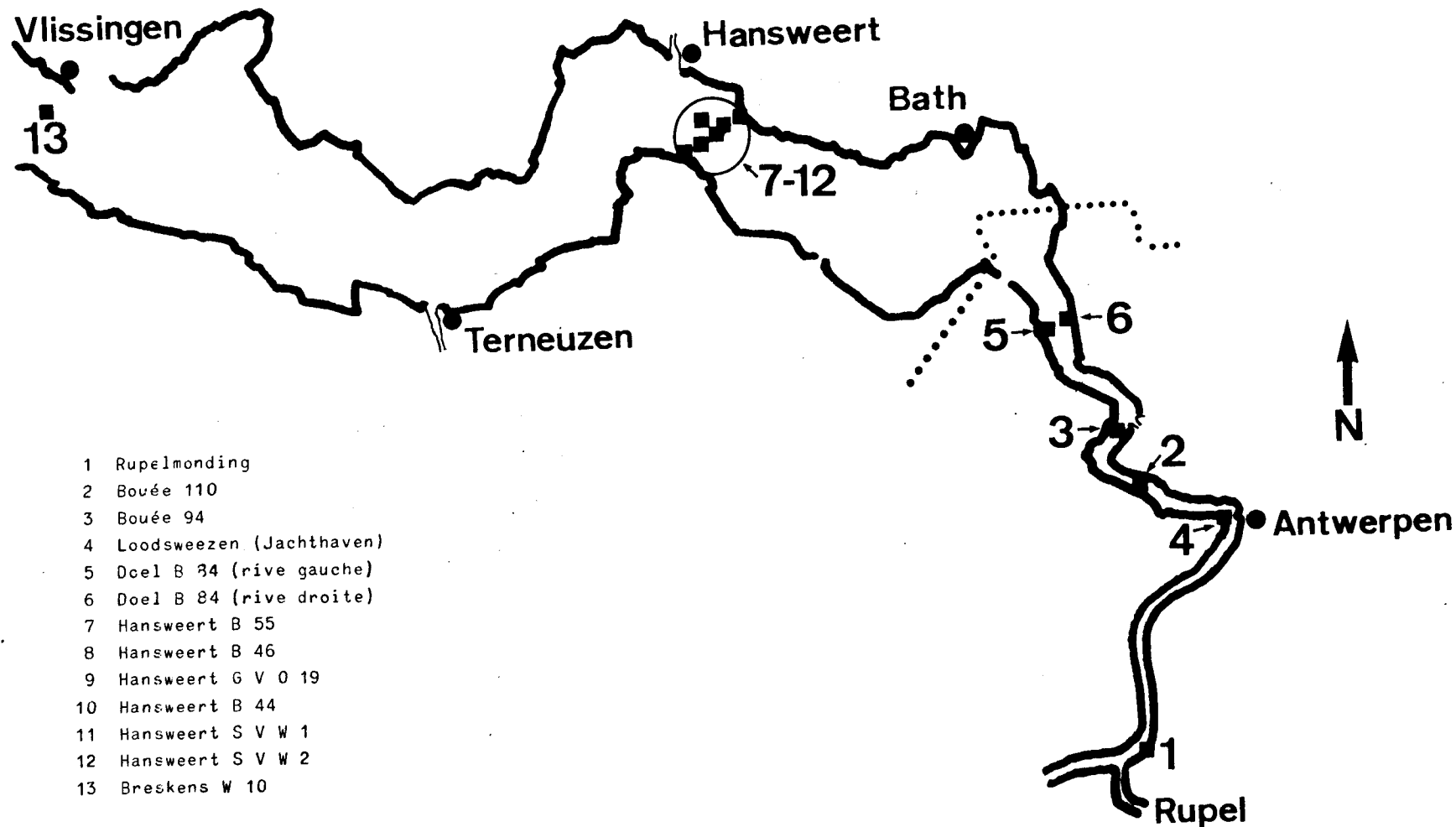


fig. 7.- Points fixes du réseau de mesures de l'estuaire de l'Escaut.

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.

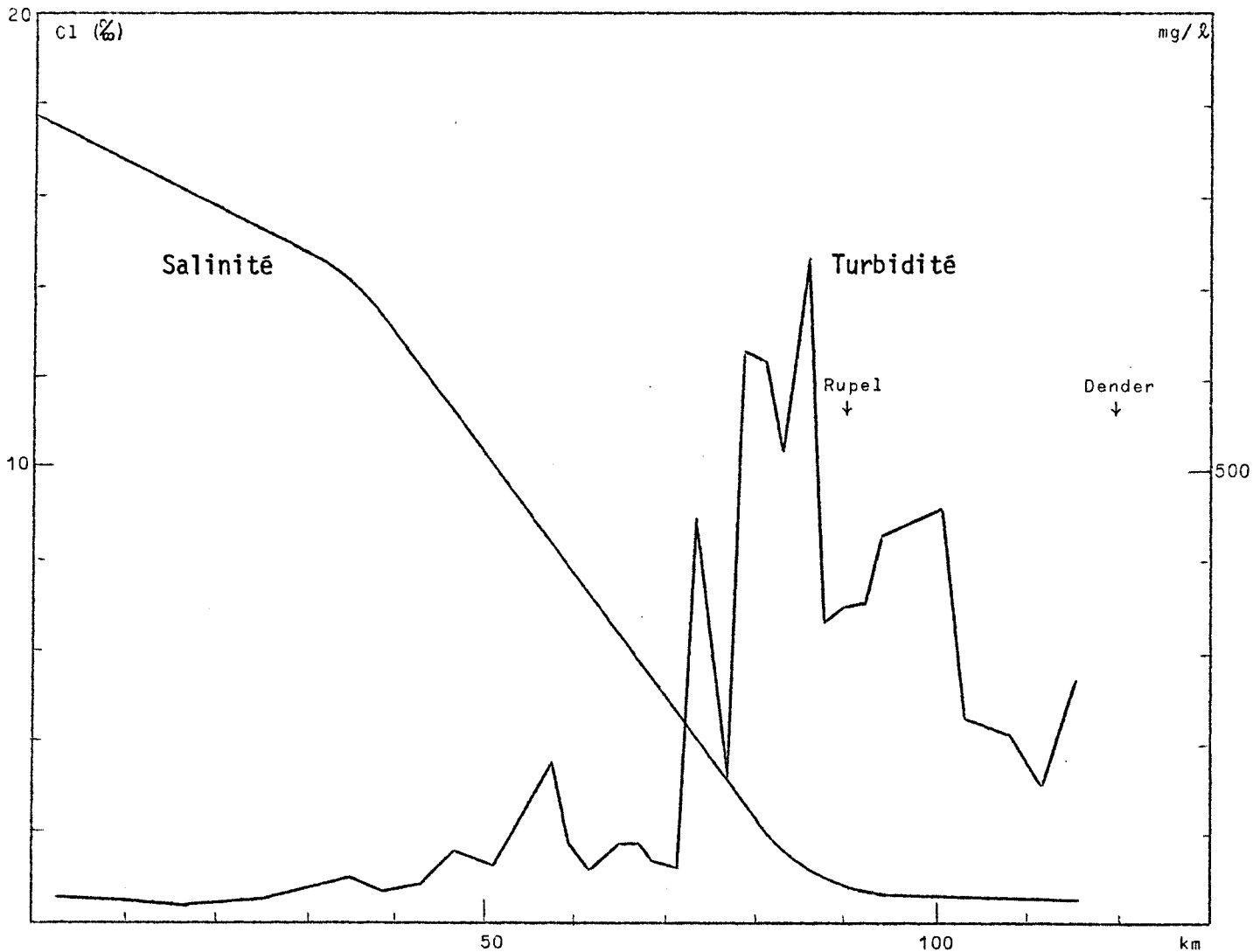


fig. 8.- Profil de turbidité des eaux de surface (juillet 1971).

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.

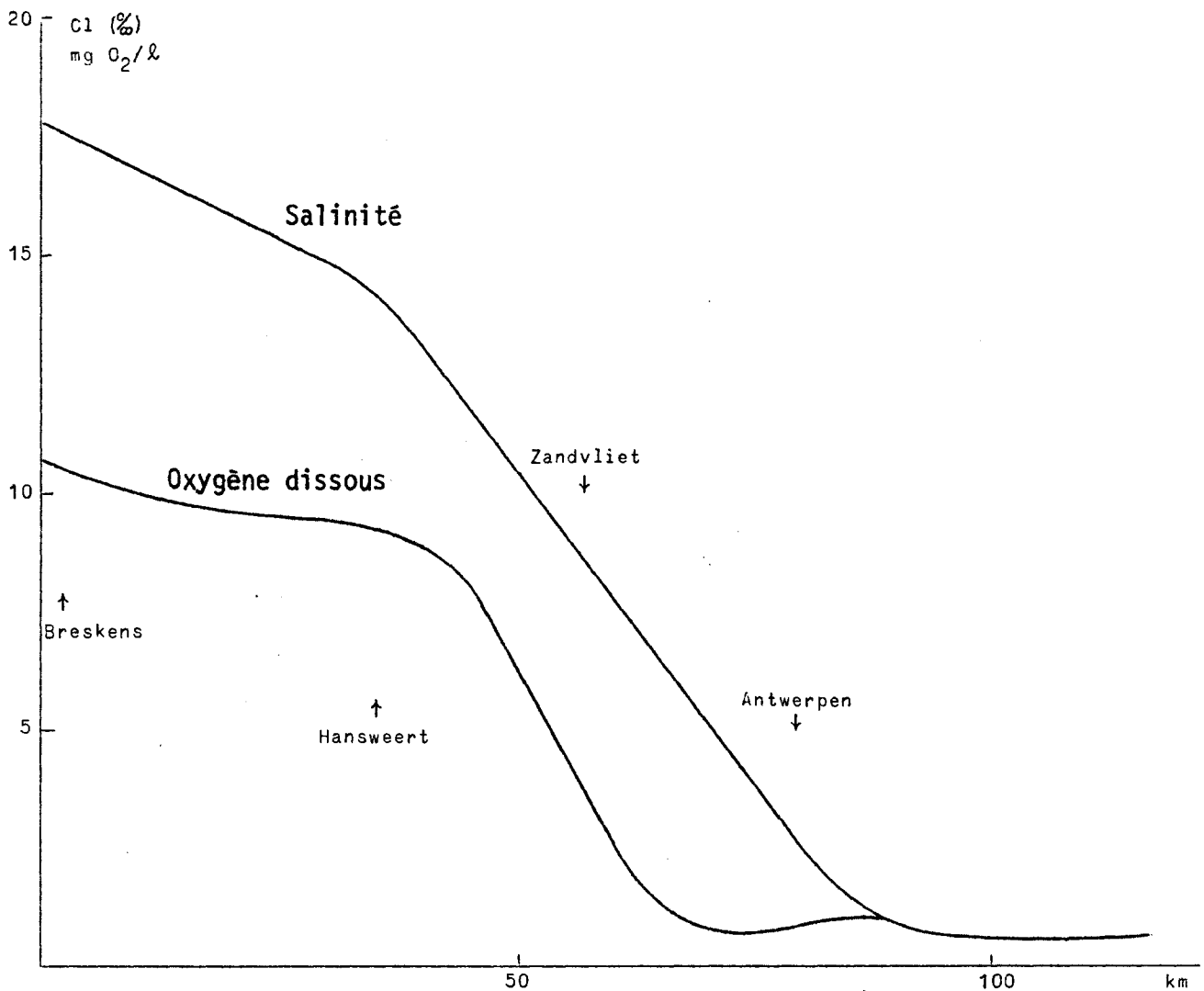


fig. 9.- Profil d'oxygène dissous (juillet 1971).

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

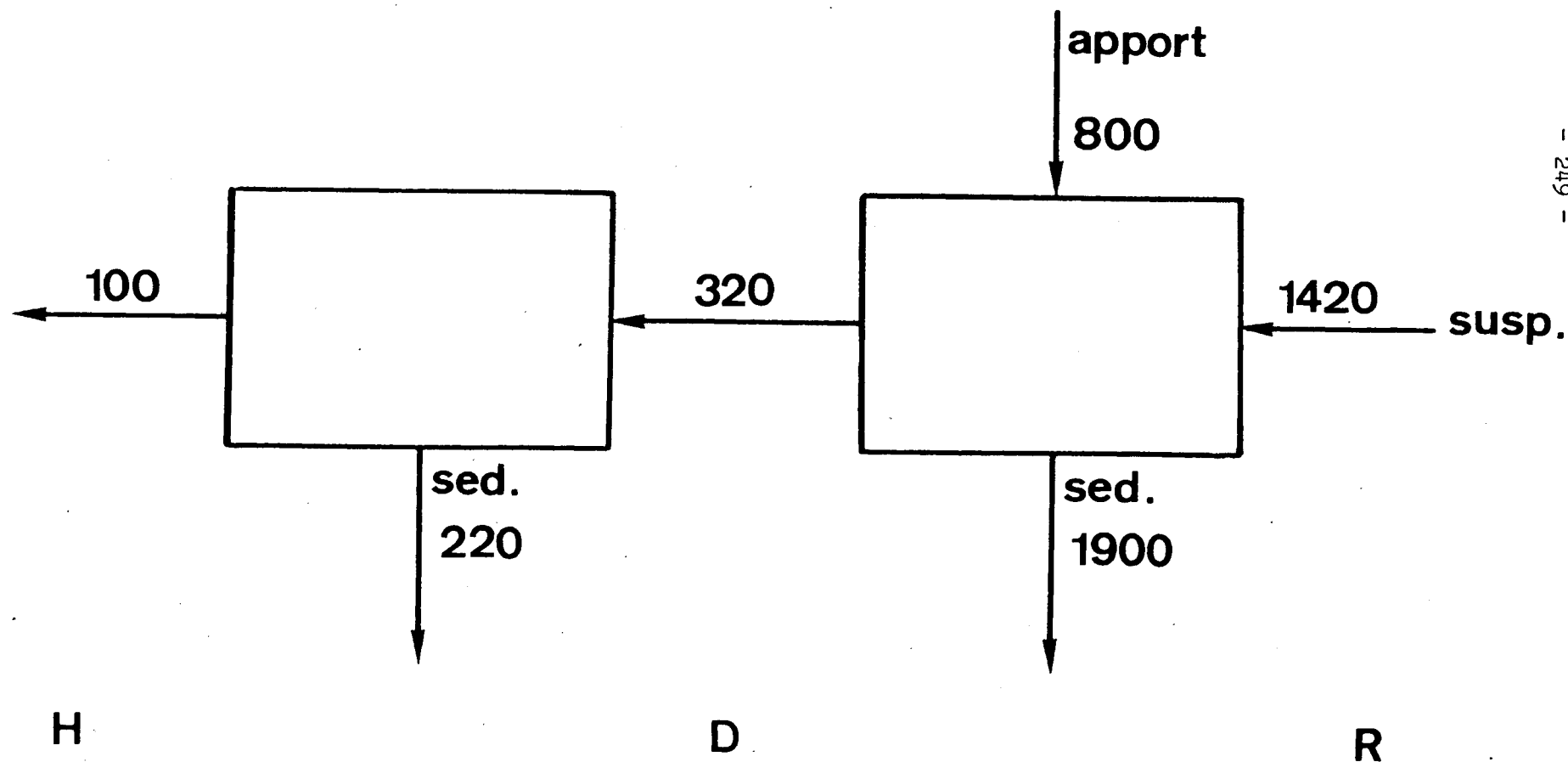


fig. 10.

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

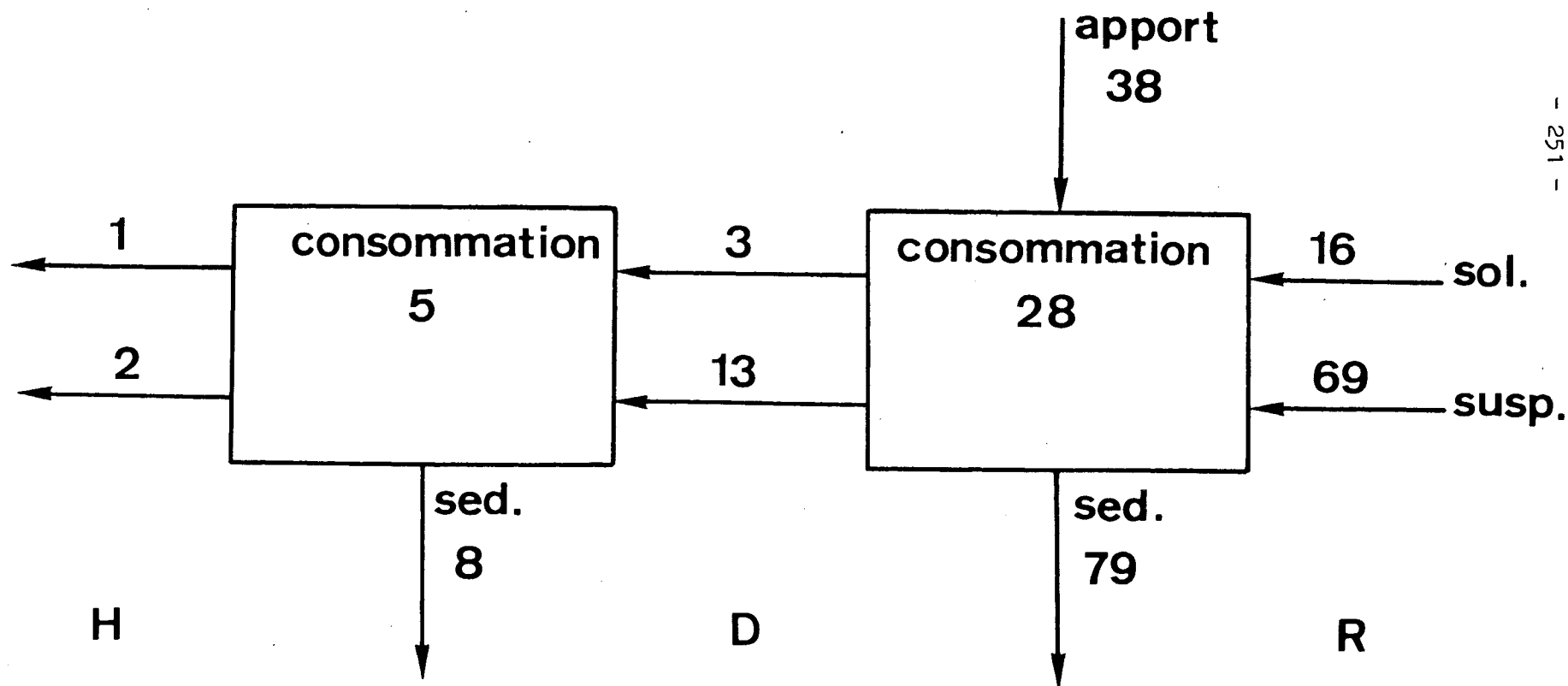


fig. 11.

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 :

Rupel	: 0 mg/l ,
Doel	: 6 mg/l ,
Hansweert	: 10 mg/l .

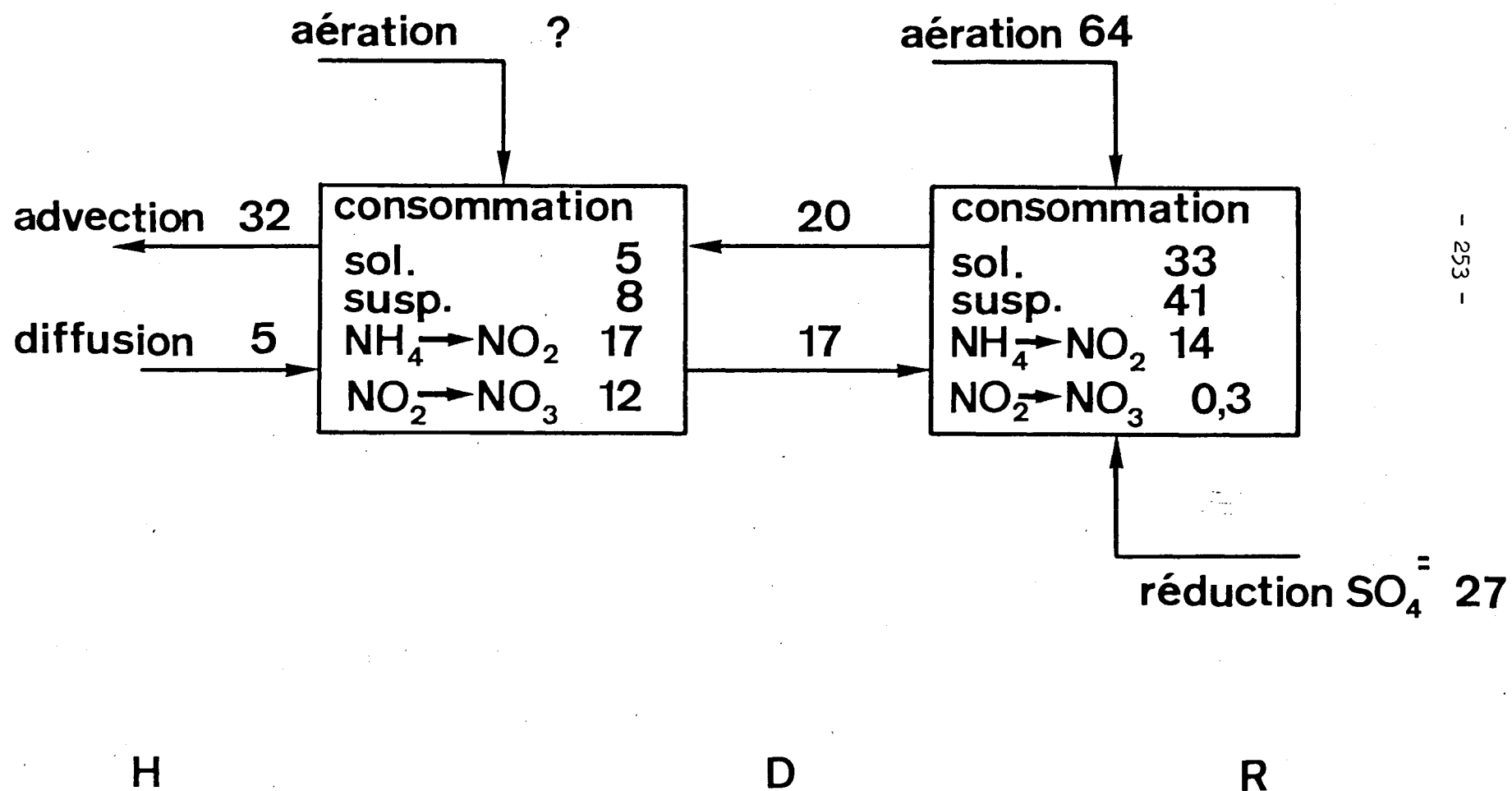
ii) La diffusion turbulente introduit un terme de transport tendant à uniformiser le profil longitudinal de concentration. Pour calculer ce terme, on a utilisé un coefficient de diffusion turbulente égal à $150 \text{ m}^2/\text{s}$, et on a estimé la valeur des gradients de concentration à Doel ($37 \times 10^{-5} \text{ ppm/m}$) 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 10³ tonnes an



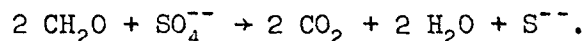
- 253 -

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

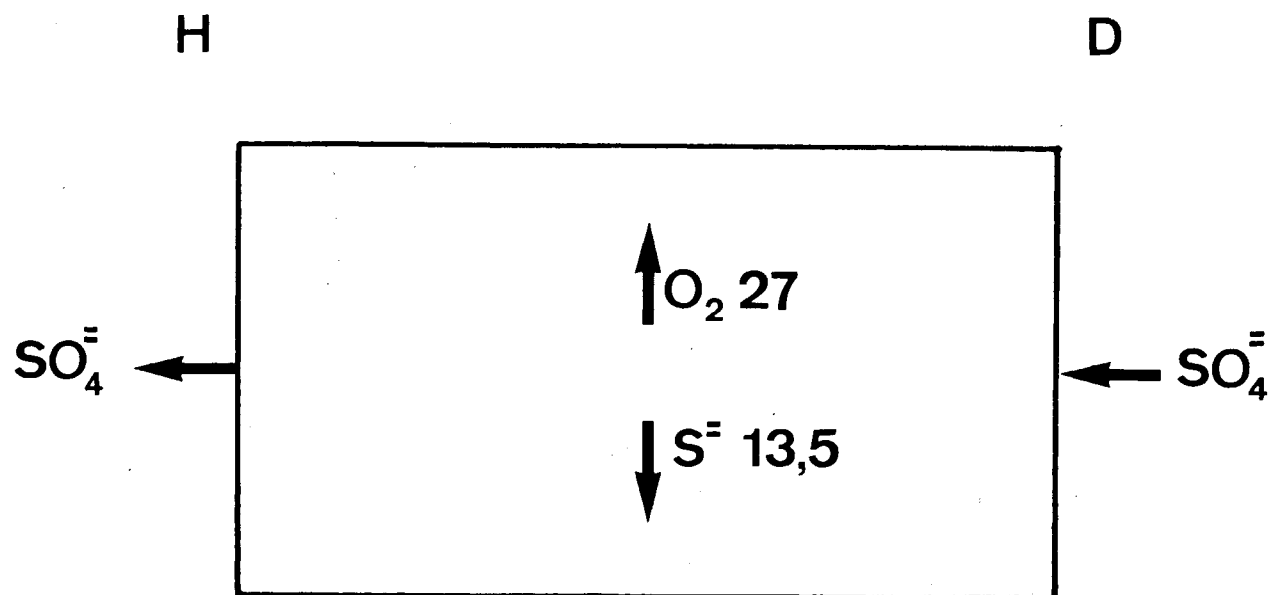


fig. 13.

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 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	

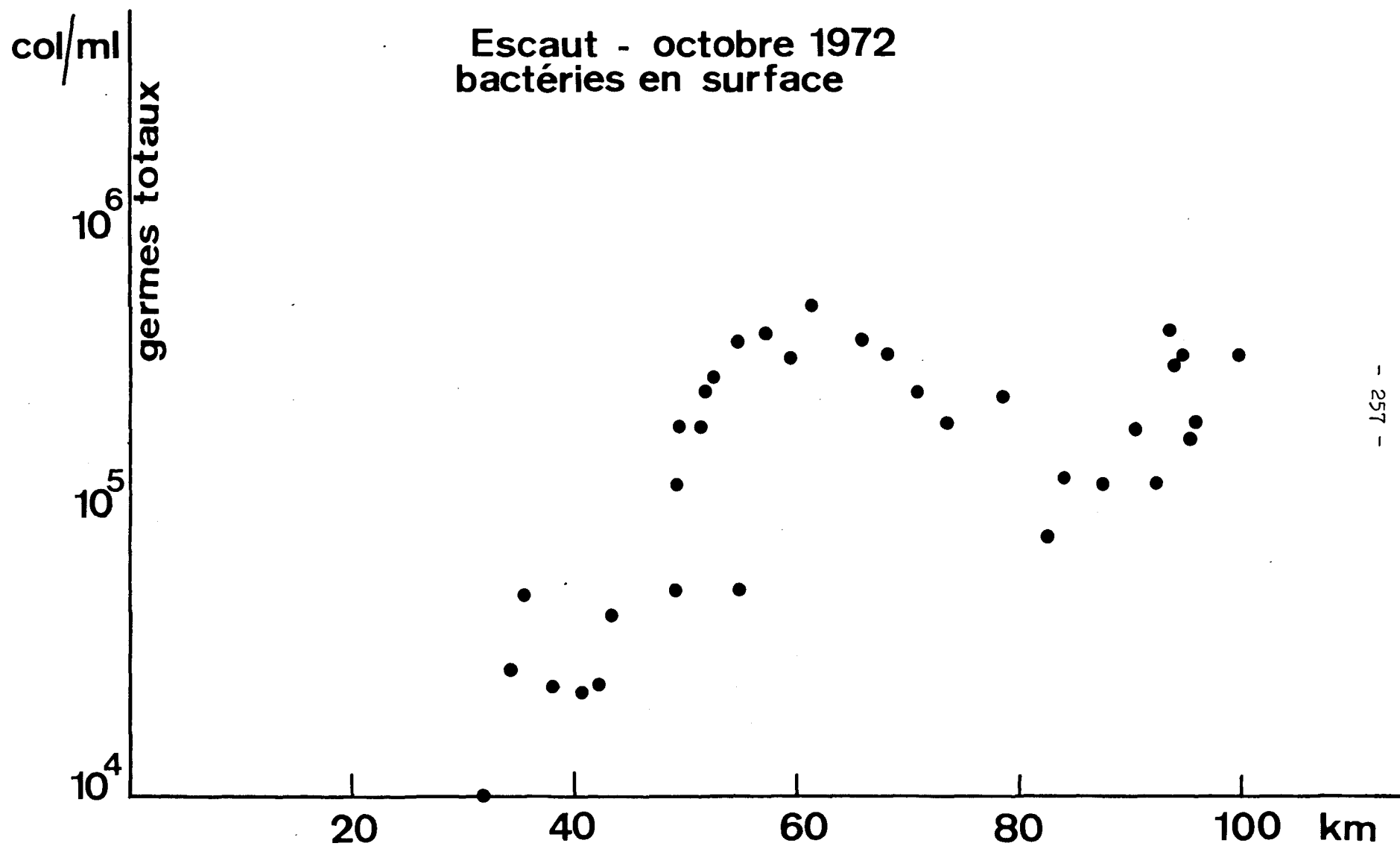


fig. 14.- Répartition longitudinale des germes totaux.

Bilan PHOSPHORE en 10^3 tonnes/an

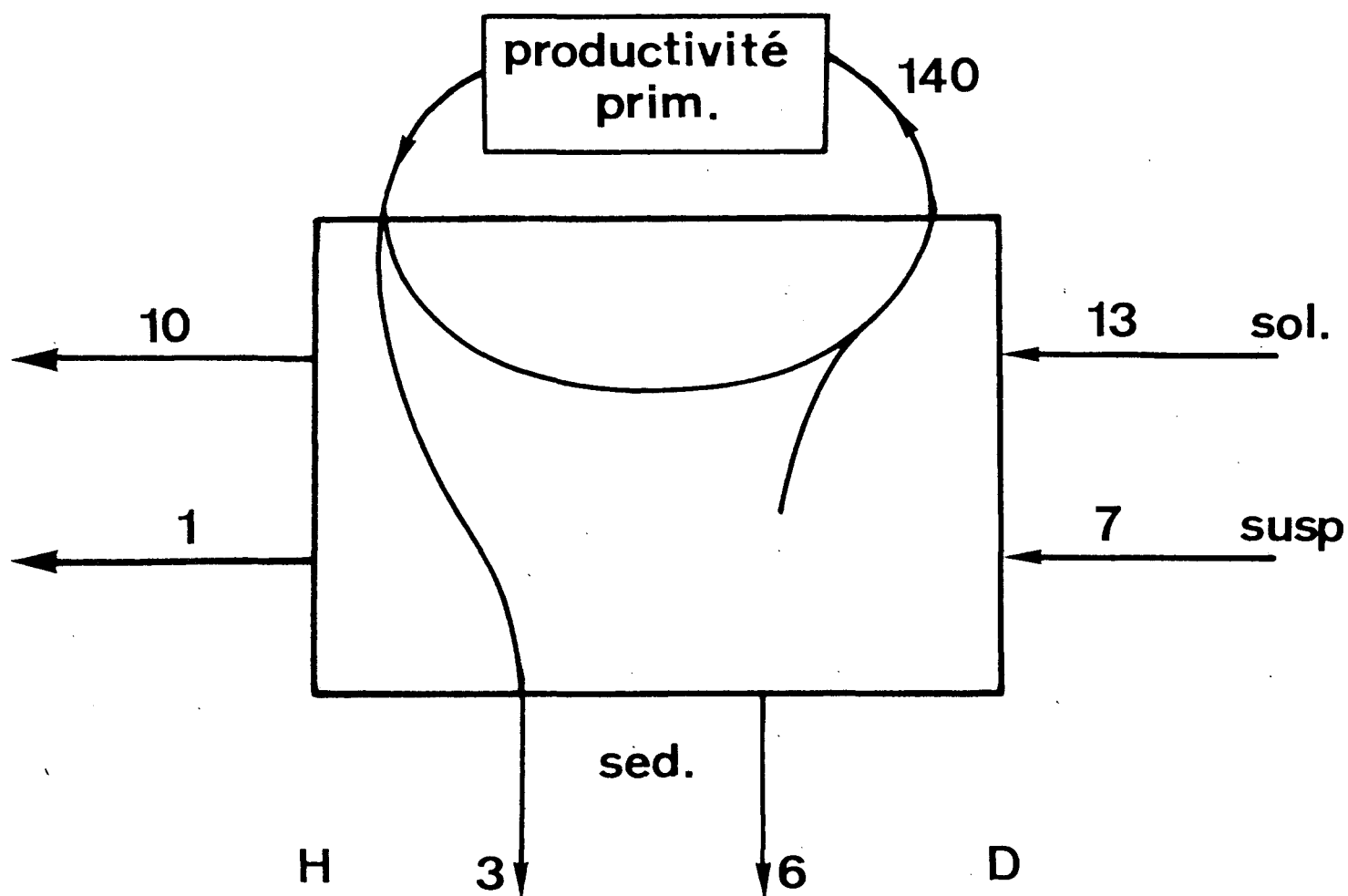


fig. 15

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.

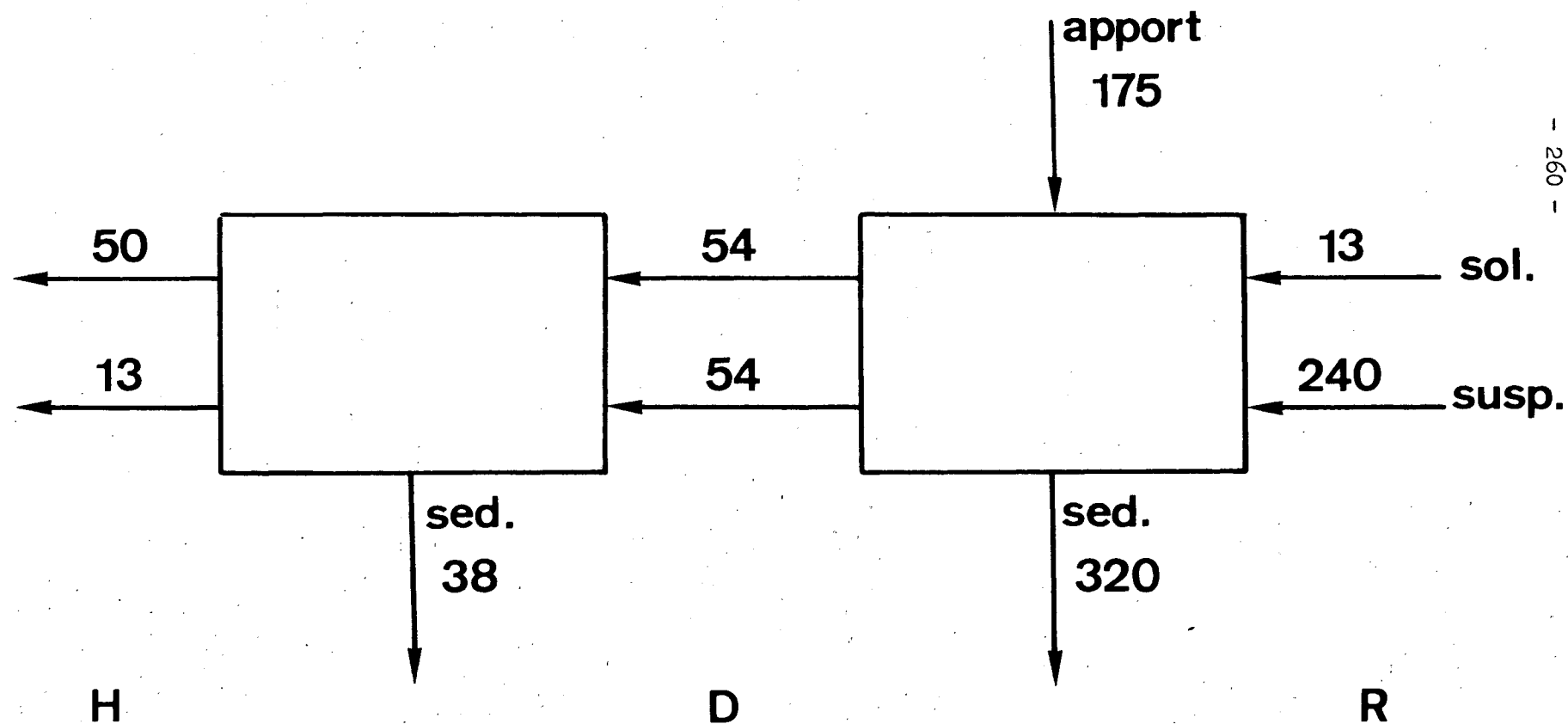
5.- Discussion des bilans

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



Bilan ZINC en tonnes / an

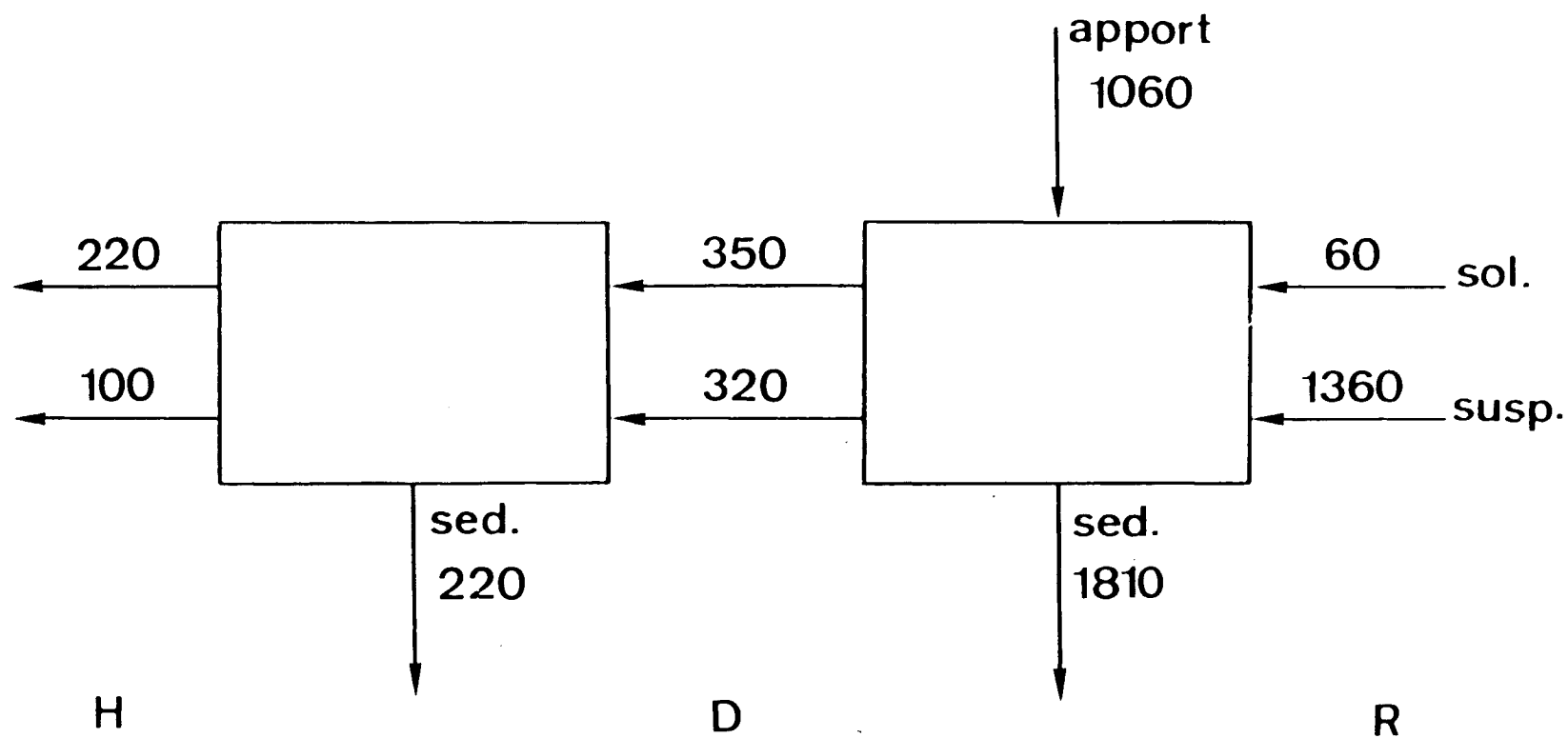


fig. 17

Bilan PLOMB en tonnes/an

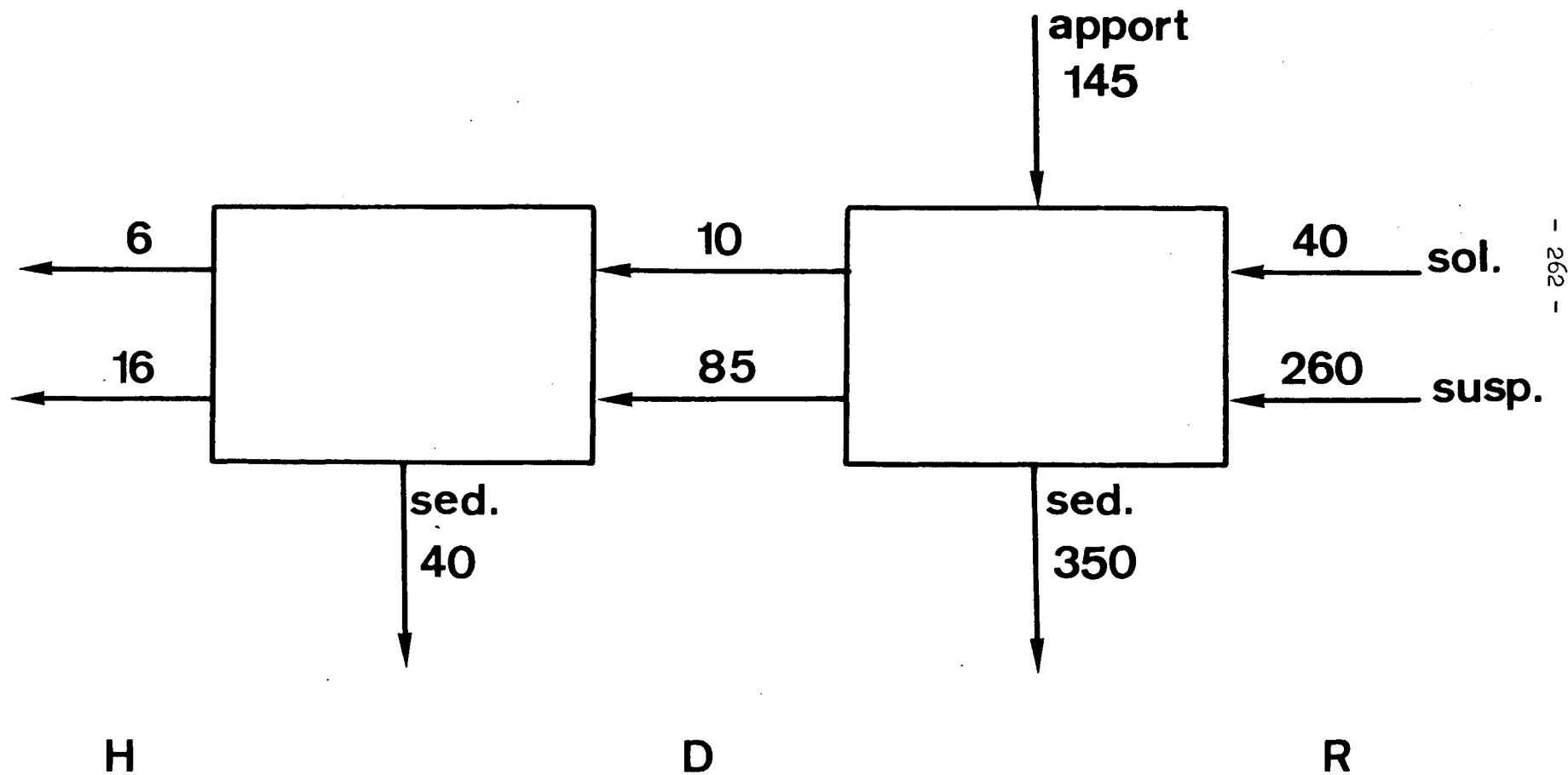


fig. 18.

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 CO_2 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).

B.- TRANSPORTS DE SEDIMENTS DANS L'ESTUAIRE DE L'ESCAUT

par

J.J. PETERS

1.- Introduction : les types d'estuaires

Avant de décrire les mesures hydrauliques et leur signification, il faut définir un estuaire. Empruntons la définition de D. W. Pritchard (1967) : *An estuary is a semi-enclosed coastal body of water which has a free connection with the open sea and within which sea water is measurably diluted with fresh water derived from land drainage.*

Les trois idées de base reprises dans cette définition sont :

- *a semi-enclosed coastal body of water* signifie que les parois latérales (le lit du fleuve) contrôlent les mouvements de l'eau, les guident et les freinent;

- *a free connection with open sea* signifie que la pénétration de l'onde de marée, et donc de l'eau salée, est libre en permanence;

- *measurably diluted with fresh water derived from land drainage.* La dilution de l'eau douce dans l'eau salée provoque des différences de densité qui sont à l'origine des circulations d'eau particulières des estuaires.

Sur base de cette définition, on peut définir quatre types d'estuaires.

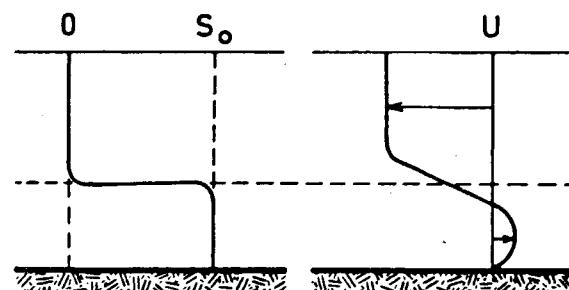
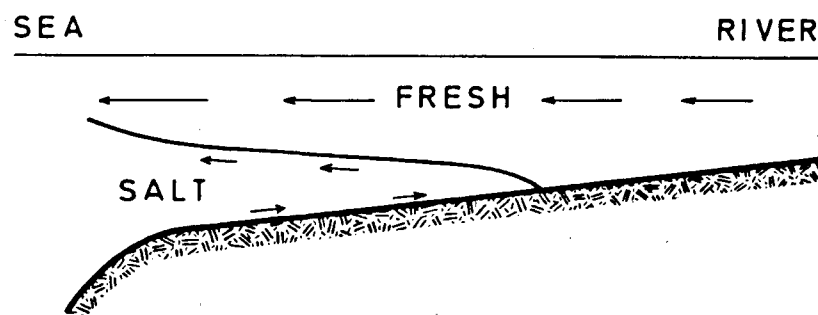
1.- Estuaire à coin salé (fig. 1.a)

Dans ce cas, le mélange de l'eau douce avec l'eau salée est négligeable, le débit d'amont ayant un effet plus important que la marée.

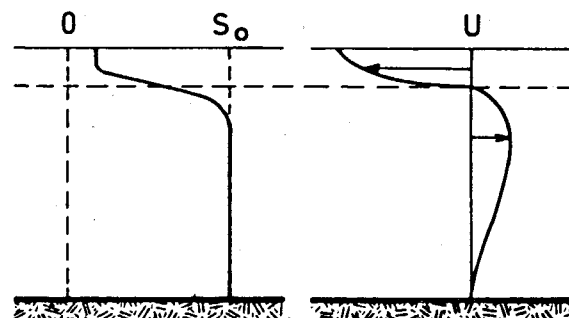
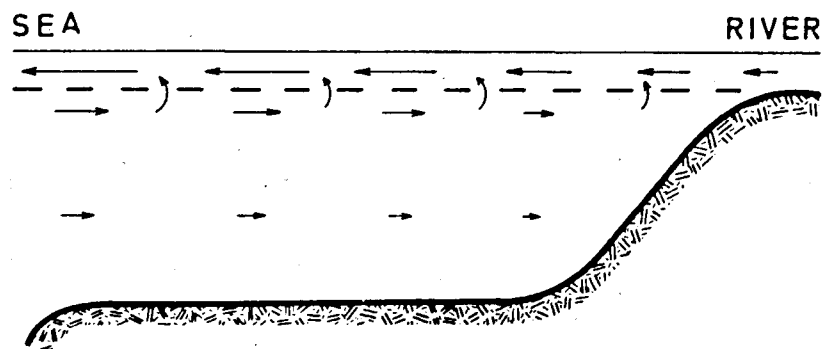
2.- Estuaire stratifié à deux couches avec entraînement d'eau salée (fig. 1.b)

Lorsque la vitesse d'écoulement de l'eau douce dépasse une certaine valeur, des ondes internes se forment à l'interface. Ces ondes peuvent devenir brisantes et l'eau salée de la crête est alors reprise par l'eau douce et entraînée vers l'aval. Cet entraînement est compensé par un mouvement de l'eau salée vers l'amont.

SALT WEDGE



TWO-LAYER FLOW WITH ENTRAINMENT



TWO-LAYER FLOW WITH VERTICAL MIXING

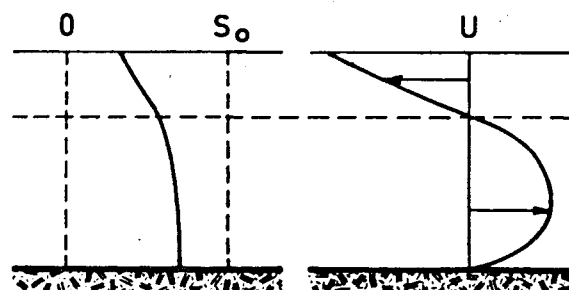
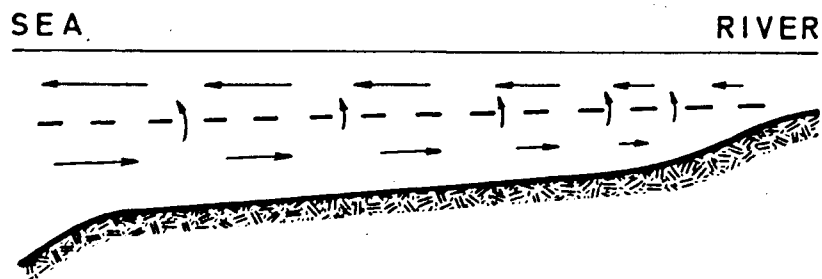


fig. 1.

3.- Estuaire stratifié avec mélange vertical dû aux mouvements de marée (fig. 1.c)

Lorsque l'énergie de marée provoque un mélange turbulent de l'eau douce avec l'eau salée, l'interface disparaît mais la salinité varie progressivement de la surface au fond.

Le débit amont, mélangé progressivement avec l'eau de mer, va entraîner une importante quantité vers la mer. Le débit résultant des couches supérieures en direction de la mer peut de ce fait dépasser fortement le débit d'amont.

4.- Estuaire homogène

Ce cas, à notre avis fort théorique, se rencontre lorsque l'énergie du mélange dû à la marée est si intense que le gradient de salinité vertical disparaît. Seul un gradient de salinité horizontal subsiste. Le mouvement de remontée du sel dans l'estuaire est dû à la diffusion turbulente horizontale.

2.- Les transports des matières solides dans un estuaire

Le problème des transports de matières solides dans les estuaires étant fort complexe, nous aborderons le problème par étapes en partant d'un cas imaginaire d'un estuaire à salinité constante dans toute son étendue pour en arriver à l'estuaire à stratification de salinité qui est le cas de l'Escaut.

2.1.- Estuaire homogène verticalement et horizontalement

De par sa définition, cet estuaire est purement imaginaire. Il est cependant utilisé fréquemment pour l'étude des mouvements généraux de l'eau sur modèle physique (modèles réduits) ou mathématique. Certaines parties d'estuaires ont une salinité constante (par exemple l'Escaut et ses affluents en amont de l'embouchure du Rupel) et les phénomènes que nous allons décrire peuvent s'y produire.

a) Les mouvements de l'eau

Les mouvements de l'eau sont déterminés par la marée et le débit

d'amont.

- Marée

La marée en mer va créer une onde de marée se propageant dans l'estuaire tout en se déformant à cause de la géométrie de celui-ci et du débit d'amont. Comme le niveau d'eau en chaque point de l'estuaire varie suivant une courbe de marée (marée verticale), l'emménagement varie continuellement dans le temps et suivant l'endroit, provoquant des mouvements horizontaux des masses d'eau (marée horizontale). Celles-ci vont donc osciller. Le déplacement horizontal dans l'Escaut varie entre quelques kilomètres et vingt kilomètres.

Au cours du mouvement de l'eau vers la mer (jusant) ou vers l'intérieur des terres (flot), elle peut atteindre des vitesses importantes (plus d'un mètre par seconde pour l'Escaut). Les périodes de flot et de jusant sont séparées par des étales où le courant est nul. Les durées du flot et du jusant à l'embouchure (kilomètre 0) sont respectivement de six heures et six heures trente minutes (environ). Du fait de la déformation de l'onde de marée, décrite plus haut, ces durées deviennent à 10 km de Gentbrugge (extrémité amont au kilomètre 160) respectivement trois heures et neuf heures trente minutes (environ).

- Débit amont

Le débit amont de l'Escaut, provenant de ses différents affluents oscille à Anvers entre $600 \text{ m}^3/\text{s}$ et pratiquement $0 \text{ m}^3/\text{s}$. La valeur moyenne est environ $80 \text{ m}^3/\text{s}$. A Anvers, le débit maximum atteint au cours du flot vaut 50 fois ce débit d'amont moyen. Cette année, le débit amont à Anvers varie jusqu'à présent autour de $50 \text{ m}^3/\text{s}$ soit le centième du débit maximum de flot. Nous verrons cependant que ces faibles débits d'amont peuvent avoir une grande influence sur la salinité et les mécanismes de transport solide.

Le déplacement résultant global des masses d'eau, au cours d'une marée, se fait en direction de la mer à cause du débit d'amont. Considérant une vitesse résultante fictive correspondant à ce déplacement, celle-ci varie, pour un débit d'amont moyen, de $0,30 \text{ m/s}$ à Gentbrugge à $0,02 \text{ m/s}$ à l'embouchure. Le déplacement résultant au cours d'une marée dans la région d'Anvers est d'environ 10 % du déplacement constaté lors du flot ou du jusant.

b) Les mécanismes de transport de sédiments

Dans les estuaires se retrouvent des sédiments aussi différents que les sables, limons, argiles et vases.

Les conditions hydrauliques au cours d'une marée varient continuellement, soumettant les sédiments successivement à l'érosion, au transport et à la sédimentation.

- Erosion, transport et dépôt

En première approximation, on peut définir une vitesse critique à partir de laquelle le sédiment est érodé et une autre vitesse à partir de laquelle les particules solides sédimentent. Postma (1967) donne un diagramme des vitesses critiques d'érosion et de dépôt pour différents types de sédiments et selon leur degré de consolidation (fig. 2).

En fait, l'érosion, le transport et le dépôt dépendent d'autres facteurs tels que la tension de cisaillement, la turbulence, la configuration et la rugosité du fond, etc.

Pour les matériaux pulvérulents, tels que les sables, Bagnold (1966) propose une méthode de calcul des capacités de transports solides, basée sur des lois physiques. Cette théorie fait intervenir les forces dynamiques agissant sur les particules. Les résultats de calculs de capacités de transports solides, comparés aux mesures de débit solide dans l'estuaire du Zaïre, sont excellents et montrent que la méthode de Bagnold est valable pour des sables fins, que l'on rencontre dans de grandes zones de l'Escaut.

Pour les sédiments vaseux ou argileux, le problème apparaît comme plus difficile à résoudre, surtout à cause de la cohésion et de la consolidation variable des sédiments de l'Escaut.

- Transport par effets de retard

Après érosion, les sédiments peuvent être transportés sur le fond (charriage) ou en suspension. Les plus grosses particules solides (plus d'un millimètre) restent au fond. Les plus fines, dont la vitesse de sédimentation est insuffisante pour permettre le dépôt pendant les courtes périodes d'étale, restent en suspension. Les particules solides moyennes sont érodées, mises en suspension et transportées jusqu'à l'étale suivante.

Van Straaten et Kuenen (1958) ont décrit des mécanismes (*settling lag* et *scour lag*) qui permettent d'expliquer que des sédiments peuvent remonter un estuaire. Il est intéressant de décrire rapidement ces

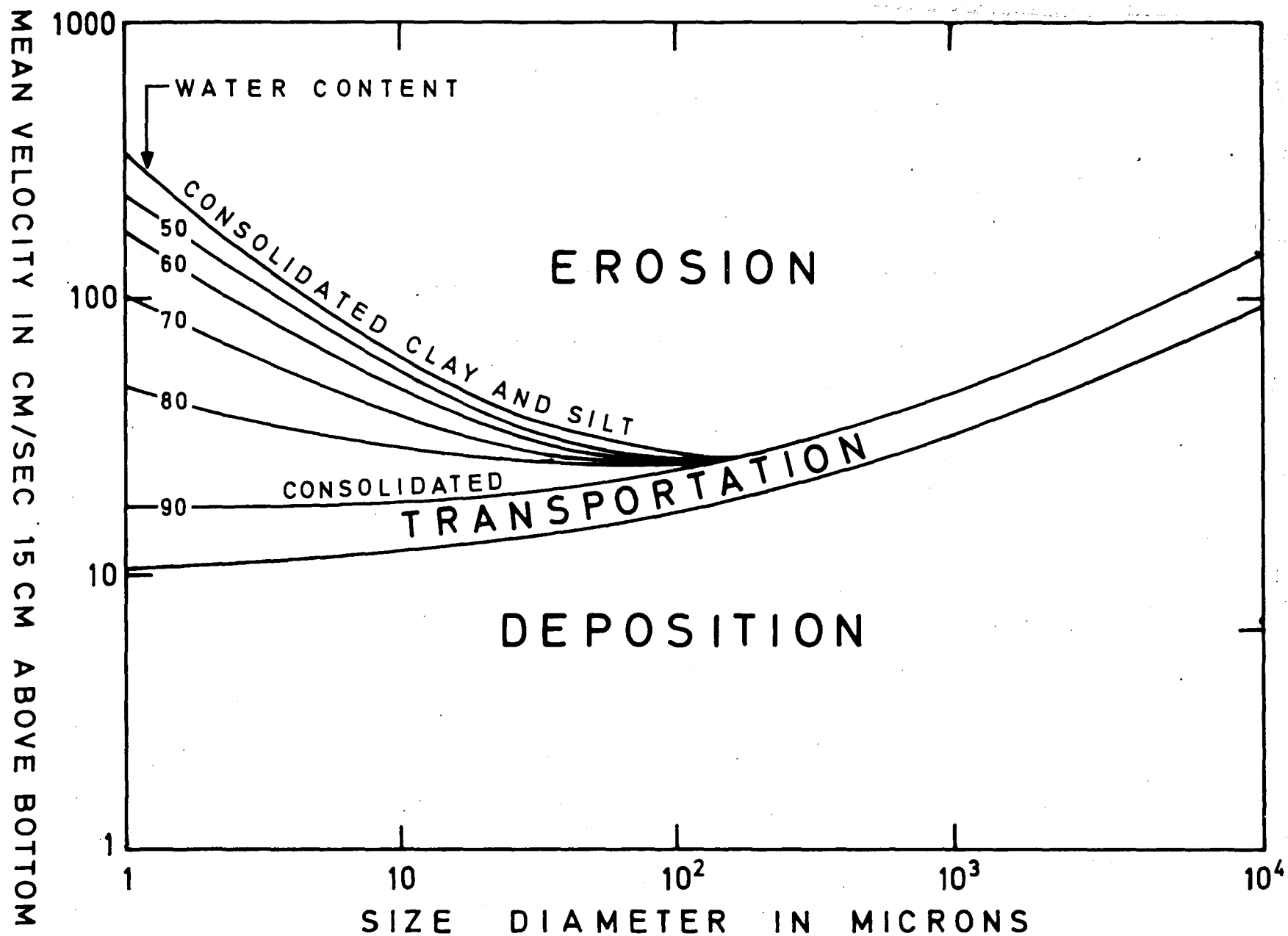


fig. 2.

mécanismes. Les hypothèses de départ sont :

- 1) la vitesse du courant est la même dans tous les points de la section transversale,
- 2) la courbe de marée est une courbe sinusoïdale symétrique en chaque point,
- 3) les marées hautes et basses sont simultanées en chaque point,
- 4) la vitesse moyenne au cours de la marée décroît linéairement de la mer vers l'amont,
- 5) l'amplitude de marée est constante.

Dans ces hypothèses, les courbes représentées à la figure 3 montrent la relation entre la vitesse et la distance en différents endroits de l'estuaire.

Van Straaten et Kuennen considèrent deux effets de retard :

- retard de sédimentation : après avoir atteint les conditions de dépôt, la particule solide sédimente pendant un certain temps avant de s'immobiliser sur le fond (*settling lag*),

- retard de l'érosion : il est dû à la différence entre la vitesse d'érosion et la vitesse de dépôt.

Nous n'expliquerons ici que le retard de sédimentation (*settling lag*) en considérant que le retard à l'érosion est nul. Le mécanisme de celui-ci est d'ailleurs semblable au premier. Supposons la vitesse d'érosion et le dépôt égal à V_1 . Une masse d'eau à l'étale de marée basse en A (fig. 3) se met en mouvement vers l'amont. En 1 elle atteint la vitesse V_1 et érode une particule solide qu'elle transporte jusqu'en 3, où la vitesse descend en dessous de V_1 . La particule sédimente en continuant vers l'amont et s'immobilise en 5. La masse d'eau continue jusqu'en A' (étale de marée haute). Au jusant, l'eau atteint le point 5 avec une vitesse inférieure à V_1 , trop faible pour éroder. La particule solide qui s'y trouve doit attendre que l'eau venant de B' (en amont de A') l'atteigne avec une vitesse V_1 pour être à nouveau érodée et transportée vers le point 7. A cause du retard de sédimentation, la particule s'immobilise en 9, et ainsi de suite. Nous voyons donc que la particule remonte l'estuaire jusqu'au point X. En amont de ce point, la vitesse de l'eau est toujours inférieure à la vitesse d'érosion. Le transport n'y est donc plus possible.

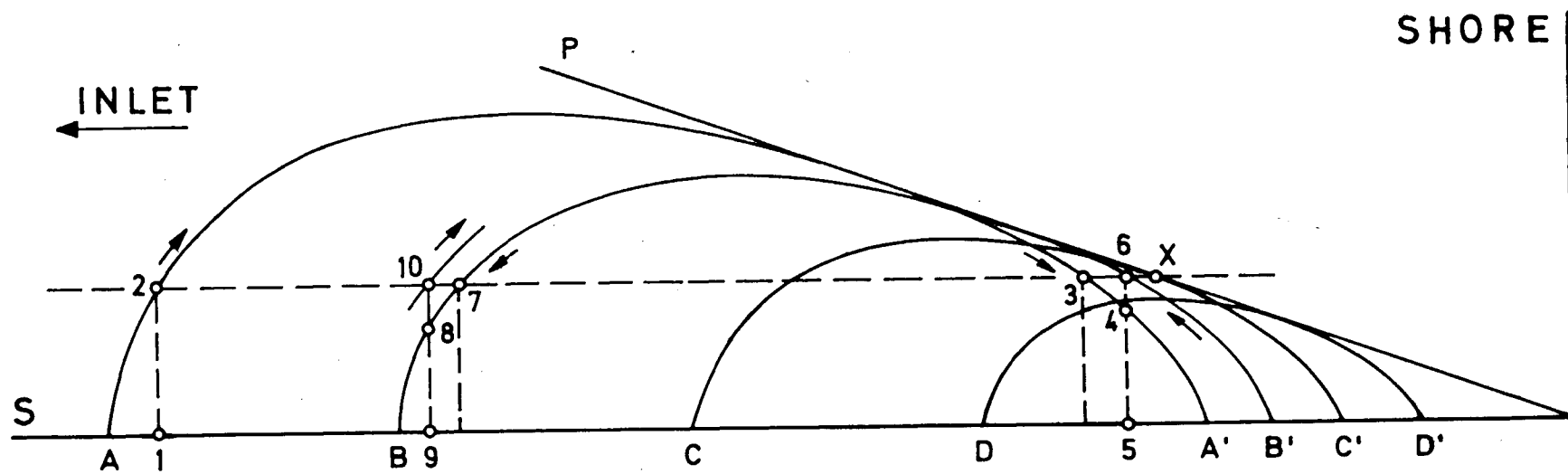


fig. 3.

Un tel mécanisme de transport solide est possible dans l'Escaut et ses affluents en amont d'Anvers, bien que les conditions hydrauliques s'éloignent de certaines hypothèses de départ.

- Transport en suspension

Les particules solides les plus fines qui restent en suspension accompagnent l'eau et sont évacuées avec une vitesse théoriquement égale à la vitesse résultante décrite plus haut (2.1.a, débit d'amont).

2.2.- Estuaire homogène verticalement

La seule différence avec le cas que nous venons de décrire est la présence d'un gradient de salinité horizontal. Il est important dans ce cas de connaître la nature et l'origine des sédiments et des suspensions. L'origine peut être multiple : érosion du sédiment du lit du fleuve, apport par érosion des terres, apport à partir de la mer, apports industriels ou domestiques, néoformation.

Le gradient horizontal de salinité peut provoquer, soit la floculation des sédiments venant d'une source d'amont (par exemple : érosion des terres, apports domestiques), soit la défloculation des sédiments venant d'aval (par exemple : sédiments d'origine marine). Le phénomène de floculation modifie le comportement hydraulique de certains sédiments tels que les vases.

a) Les mouvements de l'eau

Les mouvements de l'eau sont ceux décrits plus haut (2.1.a).

b) Mécanismes de transport de sédiments

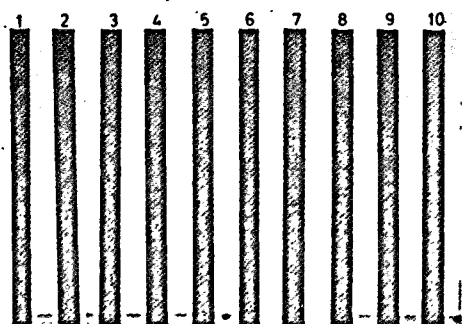
Aux mécanismes décrits au cas 1, il faut ajouter les phénomènes de floculation et de défloculation.

Wollast (1967-1968) a démontré que les suspensions de l'Escaut floclaient lorsque la salinité dépassait 1 ‰ (fig. 4). Cette floculation augmente jusqu'à une salinité de 5 ‰, valeur pour laquelle elle est totale. Il avait aussi constaté que la vitesse de chute des flocons était fortement augmentée.

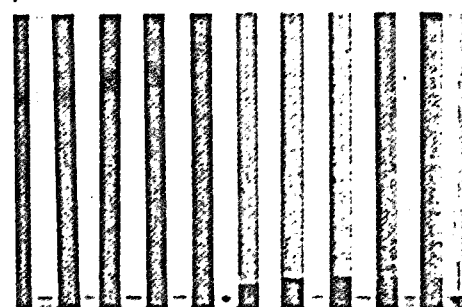
Whitehouse *et al* (1960) ont étudié la floculation des argiles (fig. 5). Il est remarquable de constater que les trois argiles qui flocculent rapidement (illites, kaolinites et chlorites) se retrouvent dans

Echantillon
Sample nr.

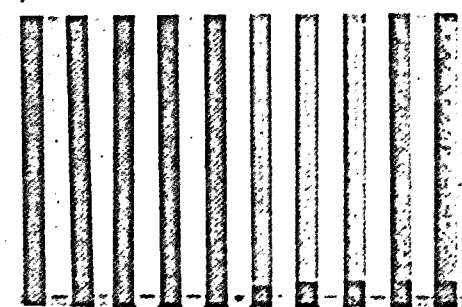
fig. 4.



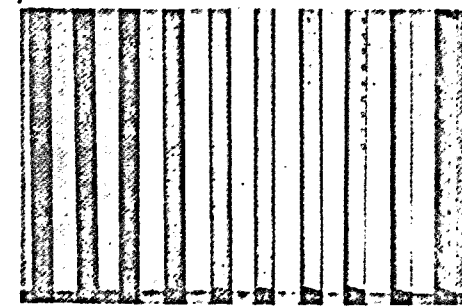
1 15 sec



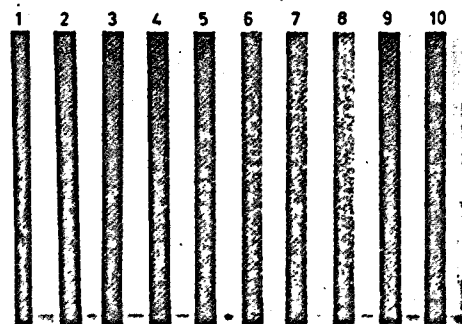
4 3 min



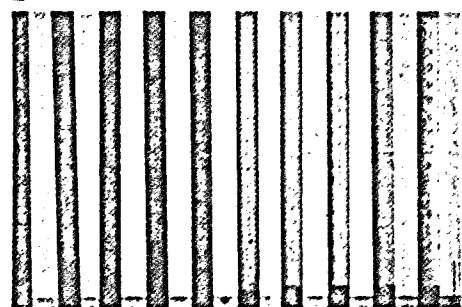
7 15 min



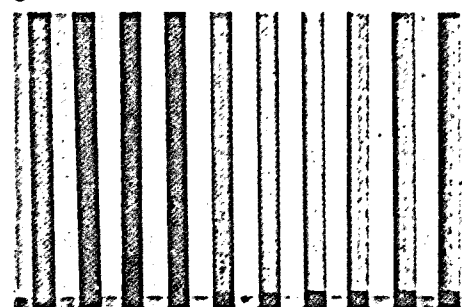
10 1h55



2 1 min



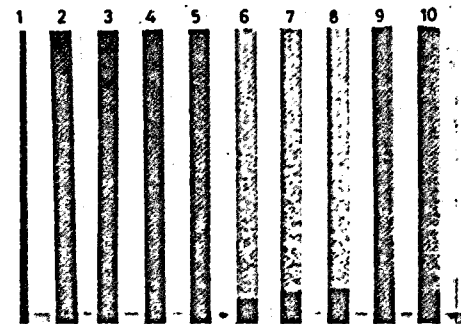
5 5 min



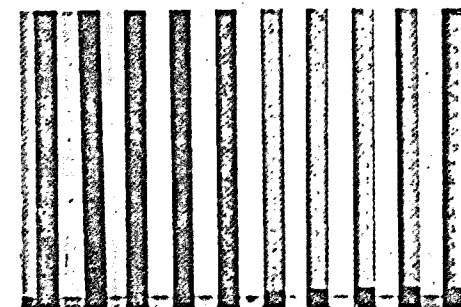
8 30 min



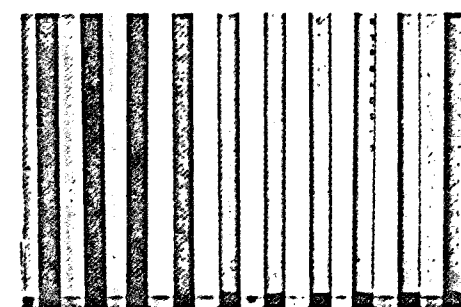
11 16h30



3 2 min



6 9 min



9 60 min

LEGENDE-LEGEND

Echantillon Sample n°	Eau distillée Dist. water (cc)	Eau de mer Sea water (cc)	Conductivité Conductivity (mS)
1	20,00	0,00	0,045
2	19,90	0,10	0,26
3	19,75	0,25	0,54
4	19,50	0,50	1,01
5	19,00	1,00	1,90
6	18,00	2,00	3,60
7	16,00	4,00	6,80
8	12,00	8,00	12,80
9	4,00	16,00	24,00
10	0,00	20,00	29,00

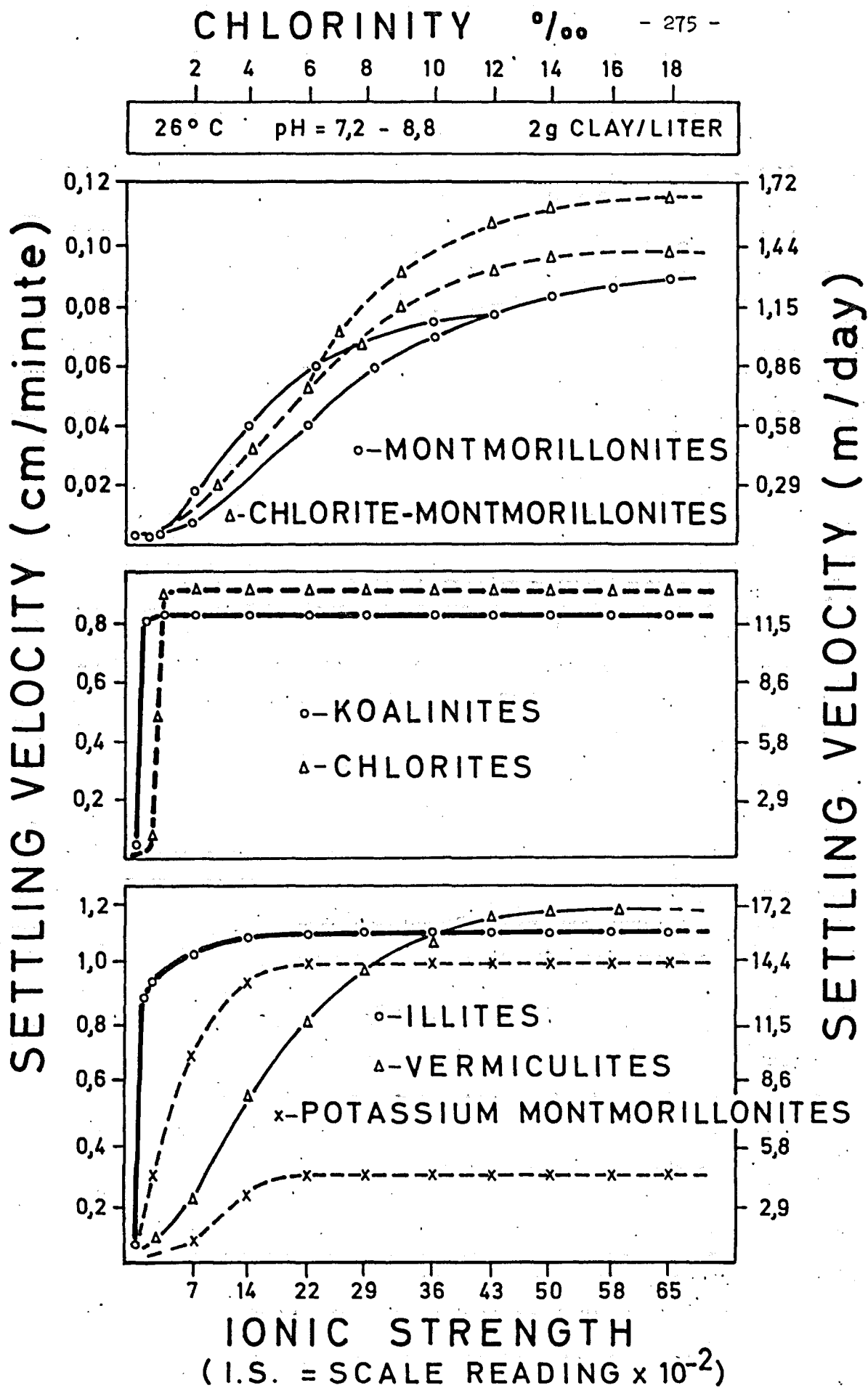


fig. 5.

les suspensions de l'Escaut, ce qui confirme les observations. La matière organique joue également un grand rôle dans la floculation des suspensions.

Les suspensions fines, qui dans le cas d'un estuaire à salinité homogène verticalement et horizontalement, sont évacuées vers la mer, seront, dans le cas d'un estuaire homogène verticalement mais avec un gradient horizontal, arrêtées partiellement à l'endroit où la salinité passe de 1 ‰ à 5 ‰. Cette limite se déplace longitudinalement suivant le débit d'amont. Pour l'Escaut, nous l'avons représentée à la figure 6 pour un débit d'amont élevé et un débit d'amont faible.

Ce phénomène de floculation est en partie responsable de l'apparition dans certains estuaires de vastes étendues de dépôts vaseux.

2.3.- Estuaire stratifié avec mélange vertical

Dans cet estuaire, l'eau douce se mélange à l'eau salée par diffusion turbulente. Des gradients de salinité longitudinaux transversaux et verticaux déterminent des circulations très particulières qui influencent fortement les transports solides.

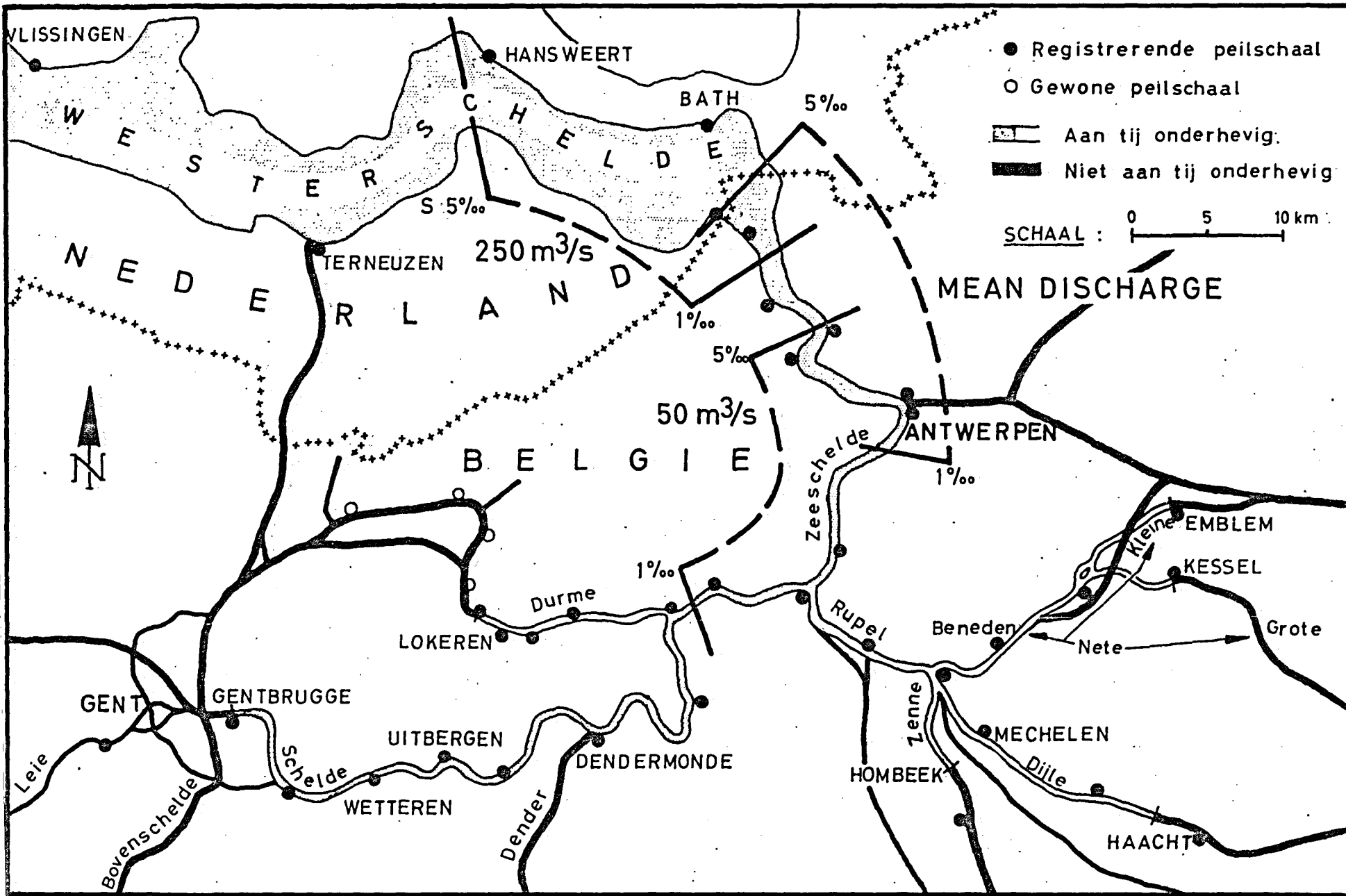
a) Les mouvements de l'eau

Les courants de densité provoqués par les gradients de salinité verticaux ont surtout comme effet près du fond de freiner les courants de jusant et d'accélérer les courants de flot. En surface, par contre, les courants de jusant sont accélérés et les courants de flot retardés. La figure 7 illustre ce phénomène.

Il en résulte que les vitesses résultantes sur un profil vertical sont affectées par ces gradients de densité. En surface, les vitesses résultantes augmentent et sont toujours dirigées vers la mer. Près du fond, par contre, le contre-courant d'eau salée provoqué par la diffusion turbulente sera marqué dans la partie aval de l'estuaire par une vitesse résultante dirigée vers l'amont, alors qu'à l'amont les vitesses résultantes seront toujours dirigées vers l'aval. Entre les deux, est située une zone de courants résultants nuls dans les couches profondes.

b) Les mécanismes de transport de sédiments

Les particules fines transportées près du fond et qui pénètrent



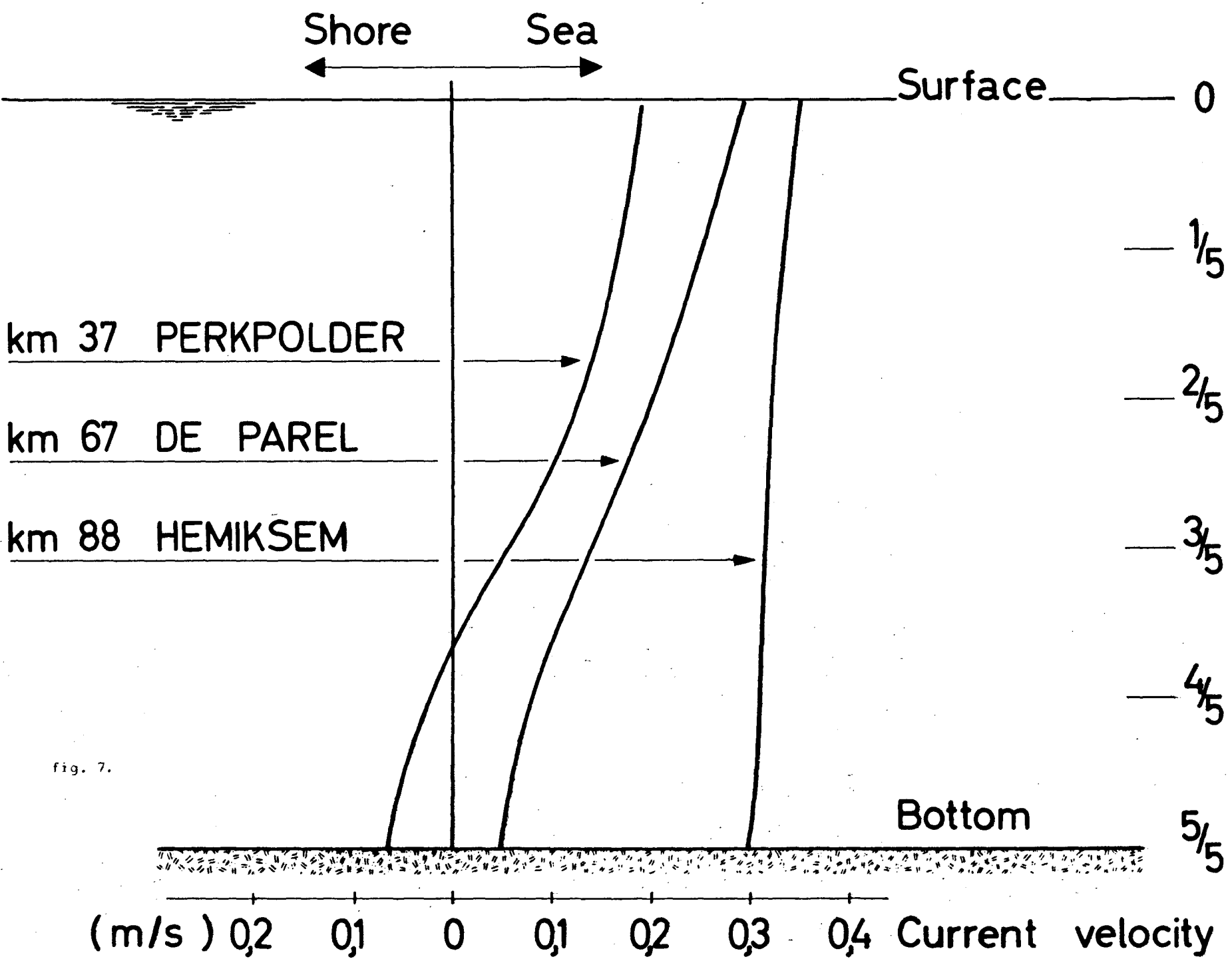


fig. 7.

dans la zone à courants de densité y sont retenues et finissent par y sédimenter. Les particules fines, transportées dans les couches supérieures, continuent leur mouvement vers la mer pour autant qu'elles ne sédimentent pas vers les couches inférieures. Une telle sédimentation peut être provoquée par la floculation au contact de l'eau salée.

Schultz et Simons (1957) ont expliqué de cette façon les envase-ments de plusieurs estuaires. Il est évident que la répartition des vitesses résultantes sur une verticale ne représente pas la distribution des débits, puisqu'il n'est pas tenu compte des surfaces des sections. Cependant, le profil de vitesses résultantes indique la direction et le degré de prédominance du courant de la surface au fond sur la verticale.

3.- Les mesures dans l'estuaire de l'Escaut et leur signification

Nous ne discuterons que des mesures de vitesse, de salinité et de turbidité. Les mesures de température sont très intéressantes, mais leur interprétation est plus délicate.

Nous commencerons par démontrer que l'estuaire de l'Escaut est stratifié avec un bon mélange de l'eau douce et de l'eau salée. Ensuite, nous analyserons les transports solides.

3.1.- Stratification dans l'estuaire de l'Escaut

a) Salinité

Le profil en long de salinité dans l'Escaut représenté à la figure 8 est typique des estuaires à bon mélange et des estuaires homogènes. Les profils verticaux indiquent, principalement entre Anvers et Hansweert, des gradients de salinité verticaux, typiques des estuaires stratifiés. Les différences de salinité entre les eaux de surface et au fond peuvent dépasser les 5 % à certains endroits et à certains moments de la marée, bien que généralement elles ne dépassent pas 2 %.

Transversalement, les gradients de salinité peuvent également apparaître, principalement en aval de Zandvliet où les sections transversales présentent plusieurs chenaux. Les différences de salinité entre les deux rives y sont malgré tout faibles, dépassant rarement 1 %.

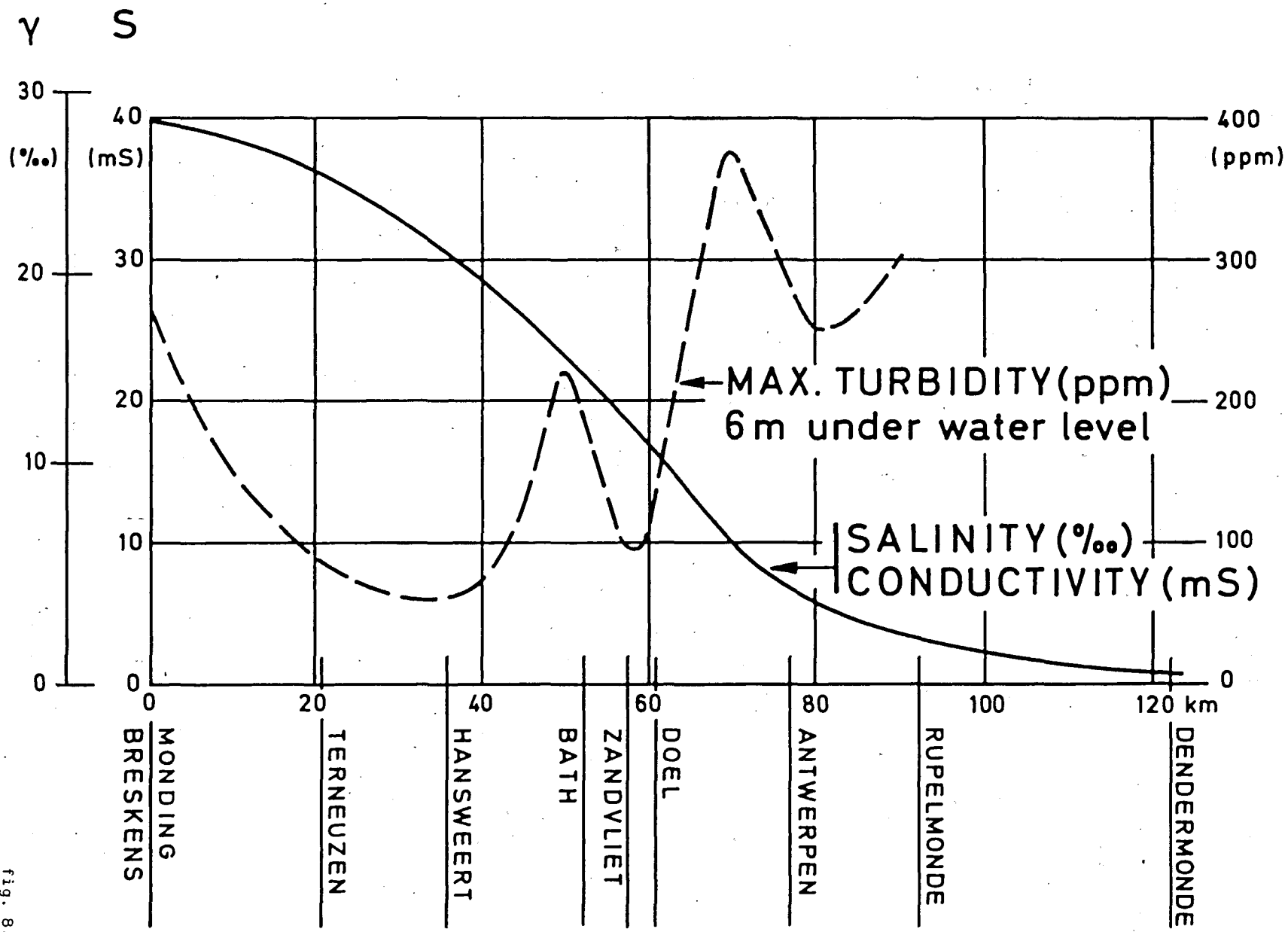


fig. 8.

b) Vitesses

Nous avons calculé pour différents points de mesure les vitesses résultantes sur un profil vertical. La stratification verticale des eaux due aux gradients de salinité s'y marque parfaitement en aval d'Anvers (fig. 7).

Les vitesses résultantes près du fond décroissent rapidement à partir du Rupel et voisinent zéro près du Fort Sainte-Marie, dix kilomètres en aval d'Anvers. A partir de Doel, ces vitesses résultantes changent de sens mais les valeurs restent faibles.

Les mesures de vitesses et de salinité indiquent donc une très nette stratification dans l'estuaire de l'Escaut. Les courants de densité sont bien marqués en aval d'Anvers.

Les mesures de juillet, avec flotteurs de surface, pourront, après dépouillement, nous confirmer l'effet des courants de densité sur les écoulements en surface.

3.2.- Mécanismes de transport solide

a) Mesures sur une verticale

Les figures 9 à 15 représentent les profils de vitesse et de salinité pour différents points de mesure de 1972. Les profils de turbidité et de température n'ont pas été représentés, leur interprétation n'étant pas terminée. La différence entre les profils de vitesse au jusant et au flot en aval d'Anvers est bien visible, les courants au fond étant retardés au jusant et accélérés au flot.

A la figure 16, nous avons utilisé une autre présentation des résultats. Cette mesure a été effectuée en 1970 à Zandvliet par une équipe de notre laboratoire. L'effet des courants de densité se marque sur les isotaches (lignes d'égale vitesse) et sur les isohalines (lignes d'égale salinité), de trois heures avant jusque trois heures après marée haute. Les étales sont également influencées par le courant de densité, principalement l'étale de marée haute, le renversement de courant s'y fait en surface une demi-heure avant le renversement de courant au fond.

Les turbidités varient entre 100 et 500 mg/l avec une exception au flot et une au jusant correspondant à la remise en suspension pour une

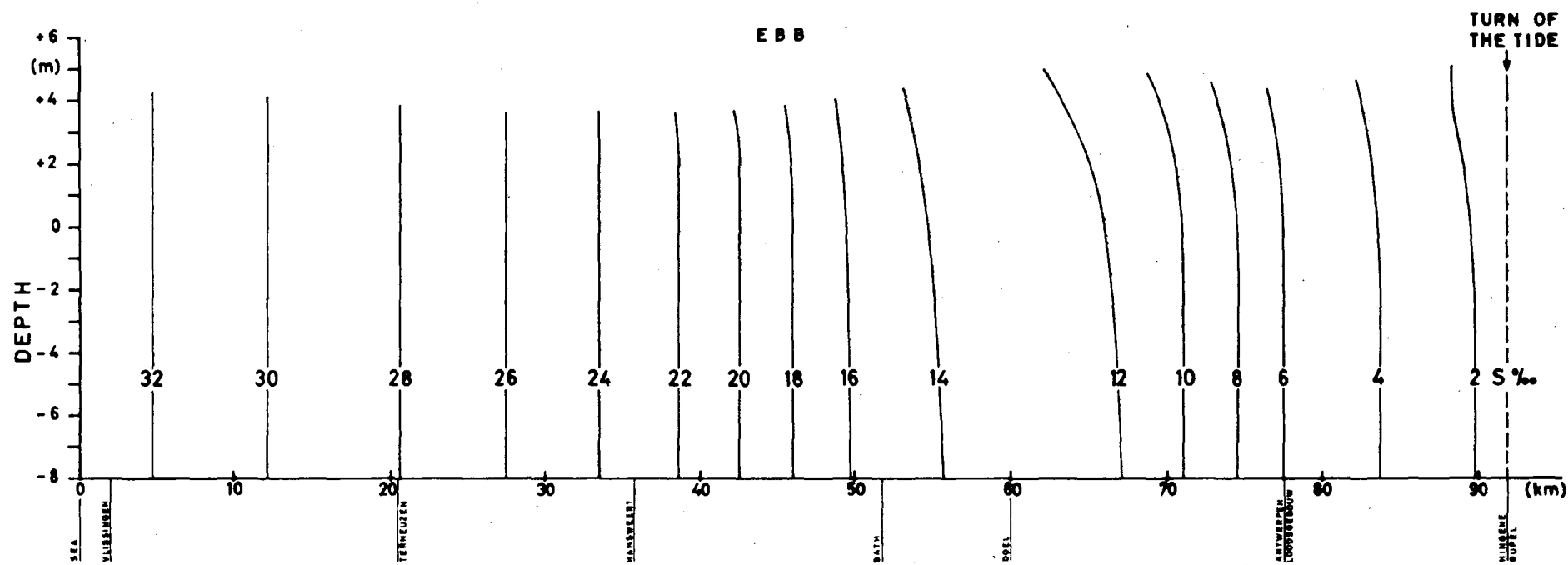


fig. 9.

RUPEL MONDING

25 - 7 - 1972

SALINITY OR
CONDUCTIVITY

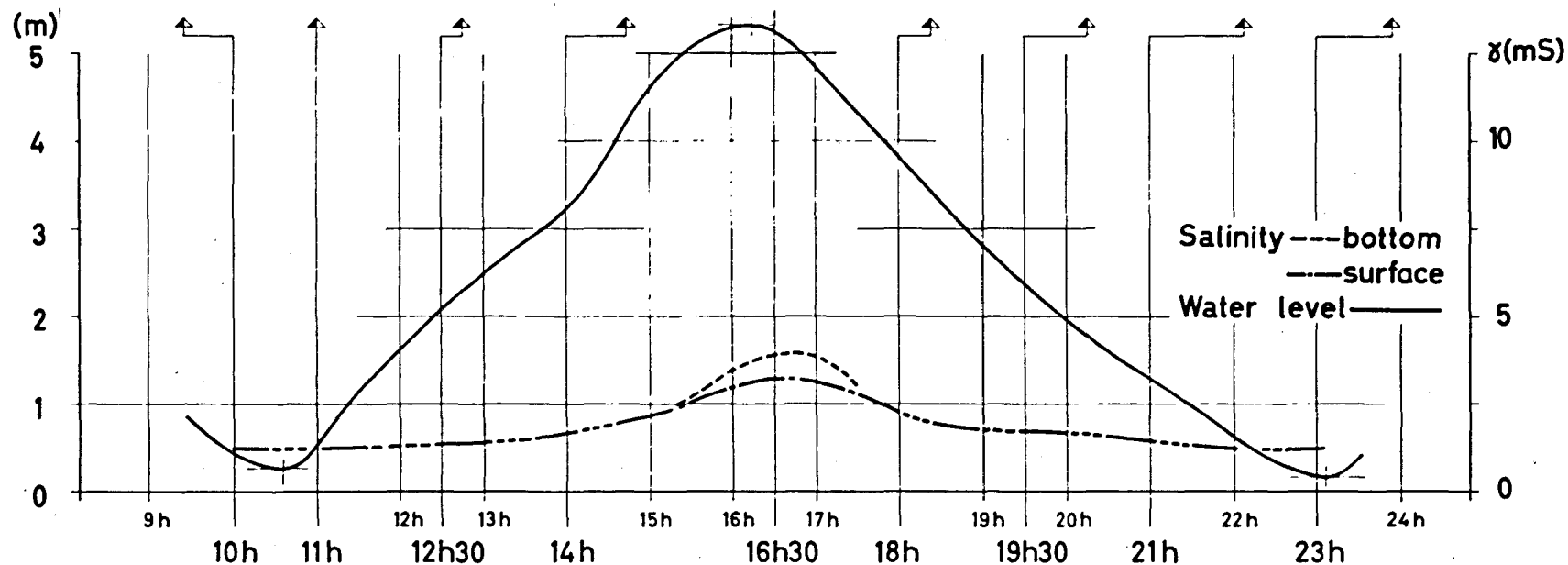
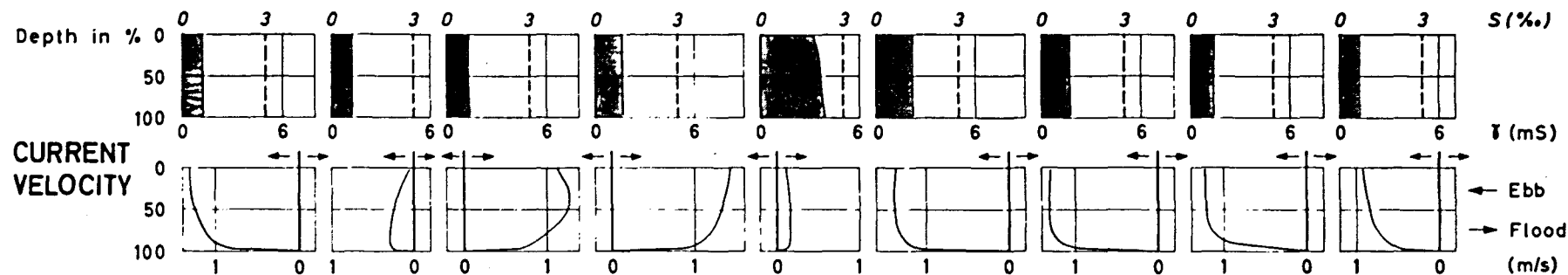


fig. 10.

ANTWERPEN 24-7-1972

SALINITY OR
CONDUCTIVITY

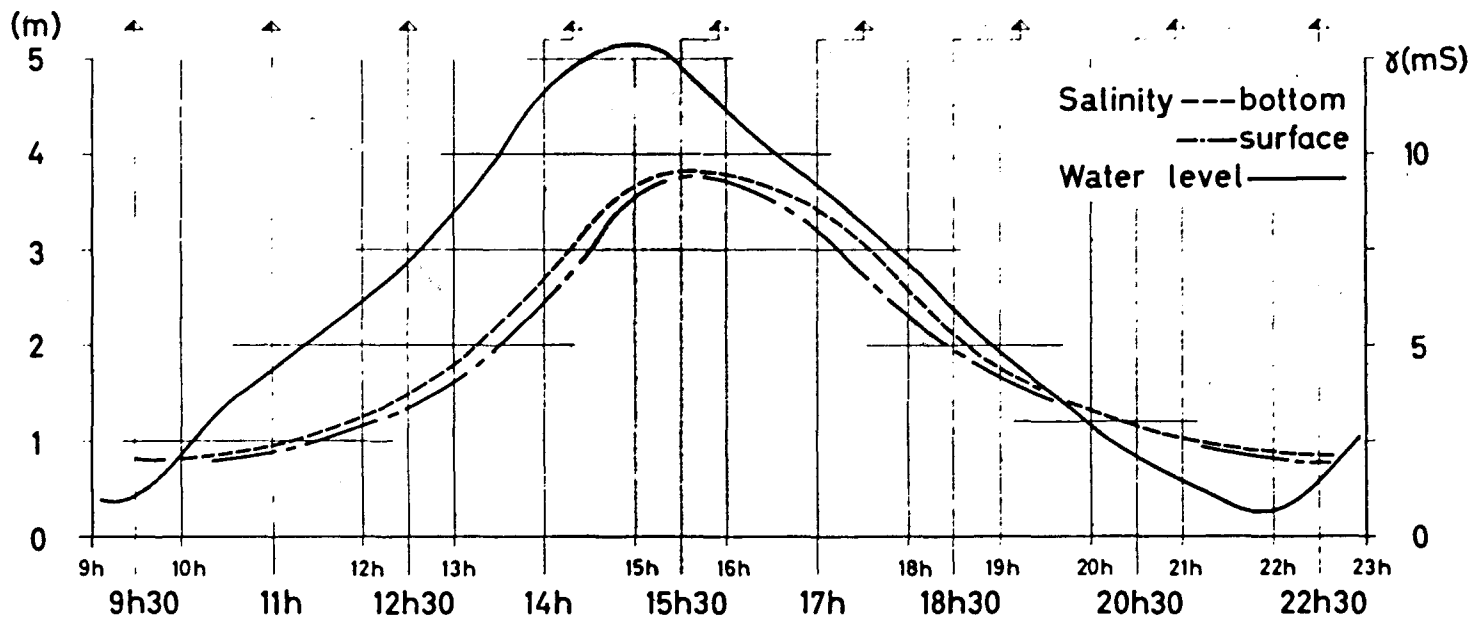
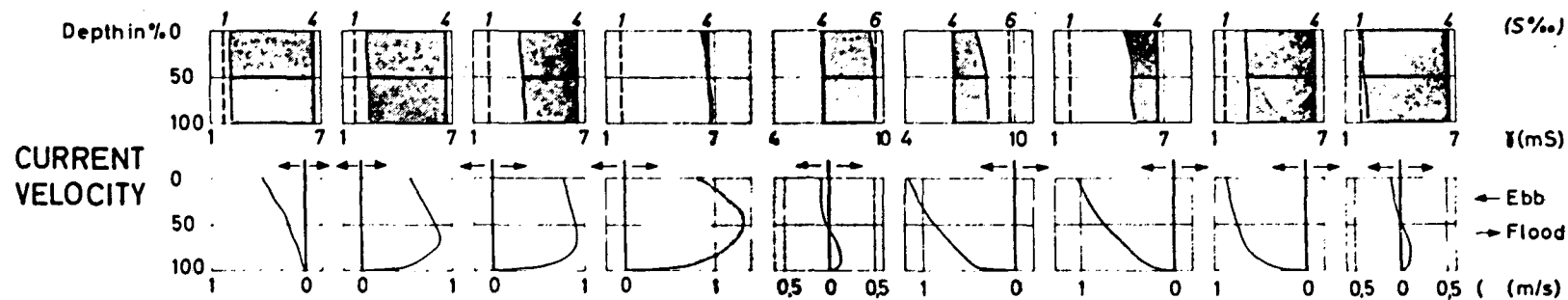


fig. 11.

27-7-1972



fig. 12.

DOEL R.O.

BUOY 84

26-7-1972

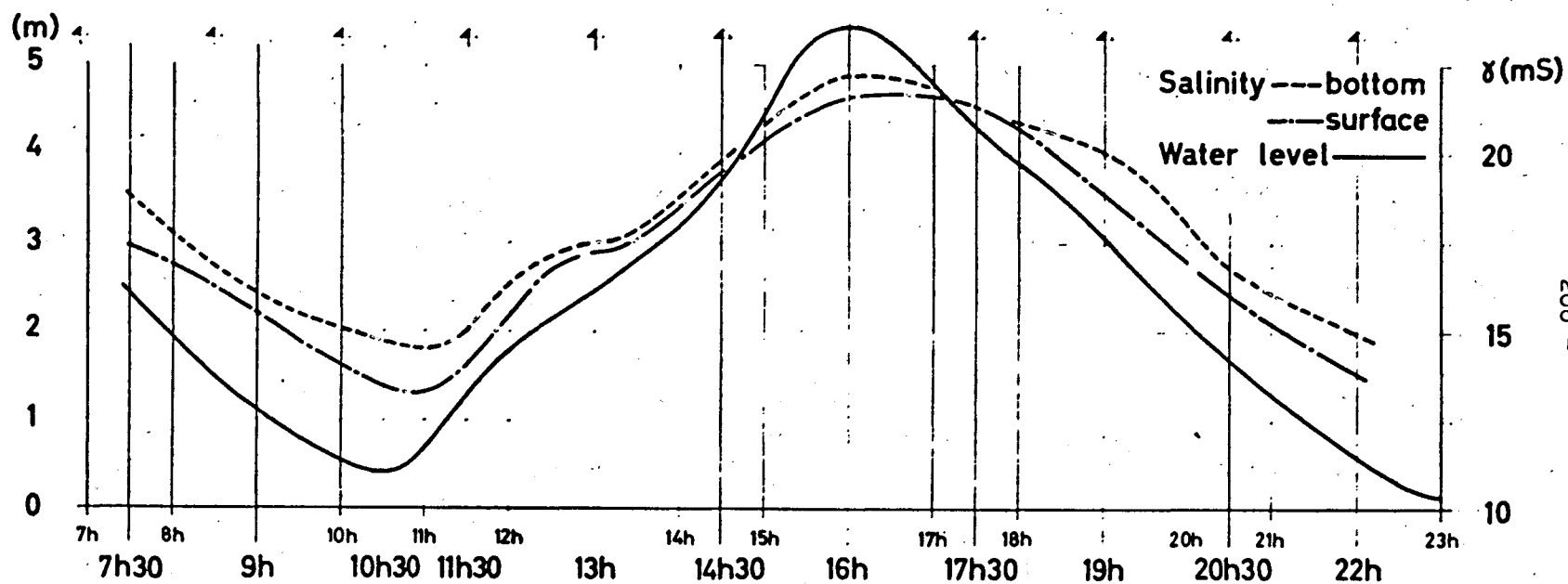
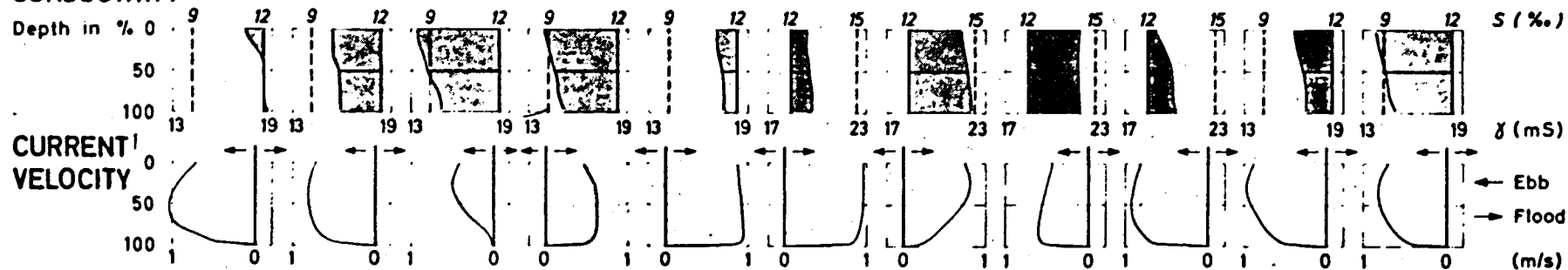
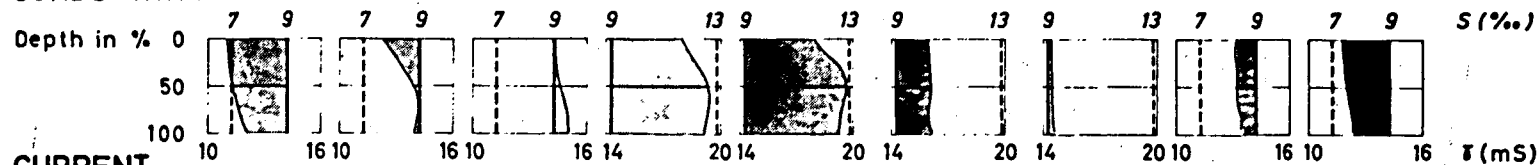
SALINITY OR
CONDUCTIVITY

fig. 13.

DOEL L.O.

20/21-3-1972

SALINITY OR
CONDUCTIVITY



CURRENT
VELOCITY

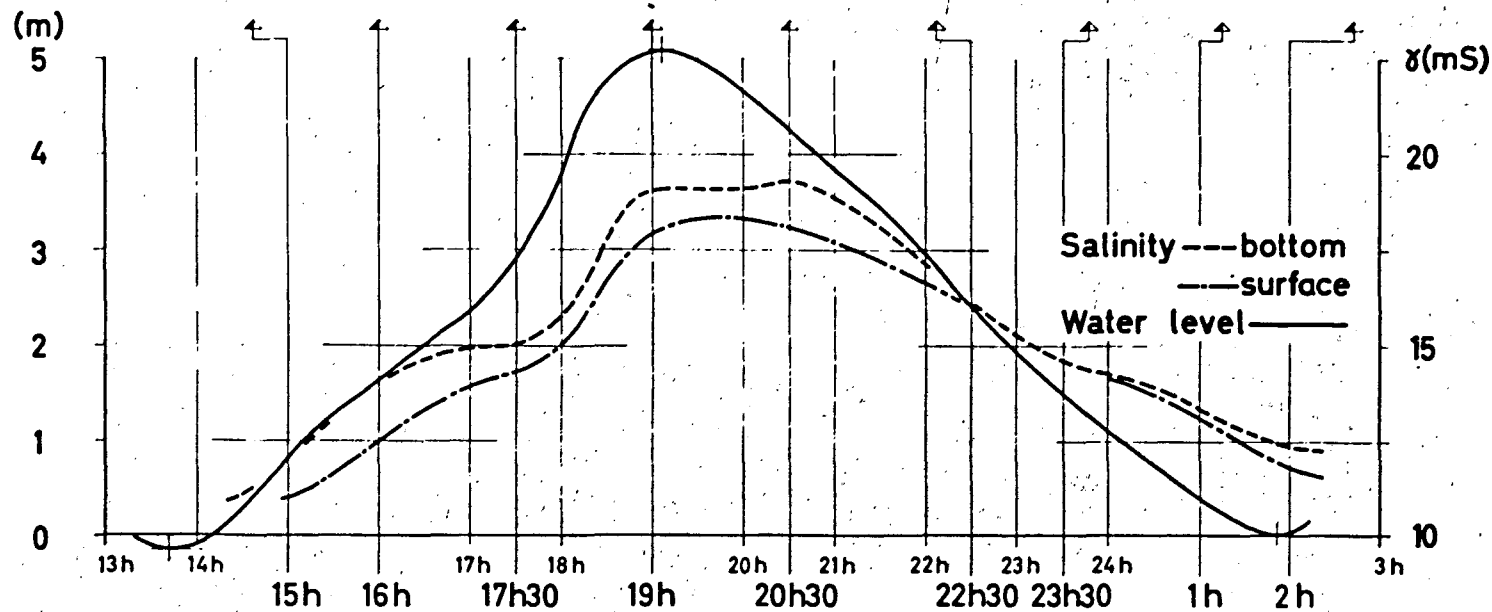
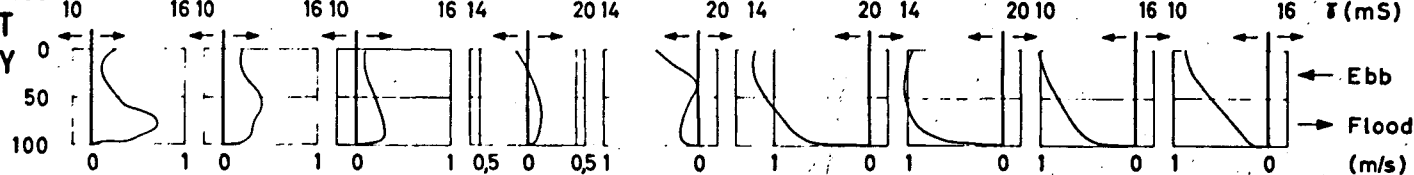


fig. 14.

PERKPOLDER

23-3-1972

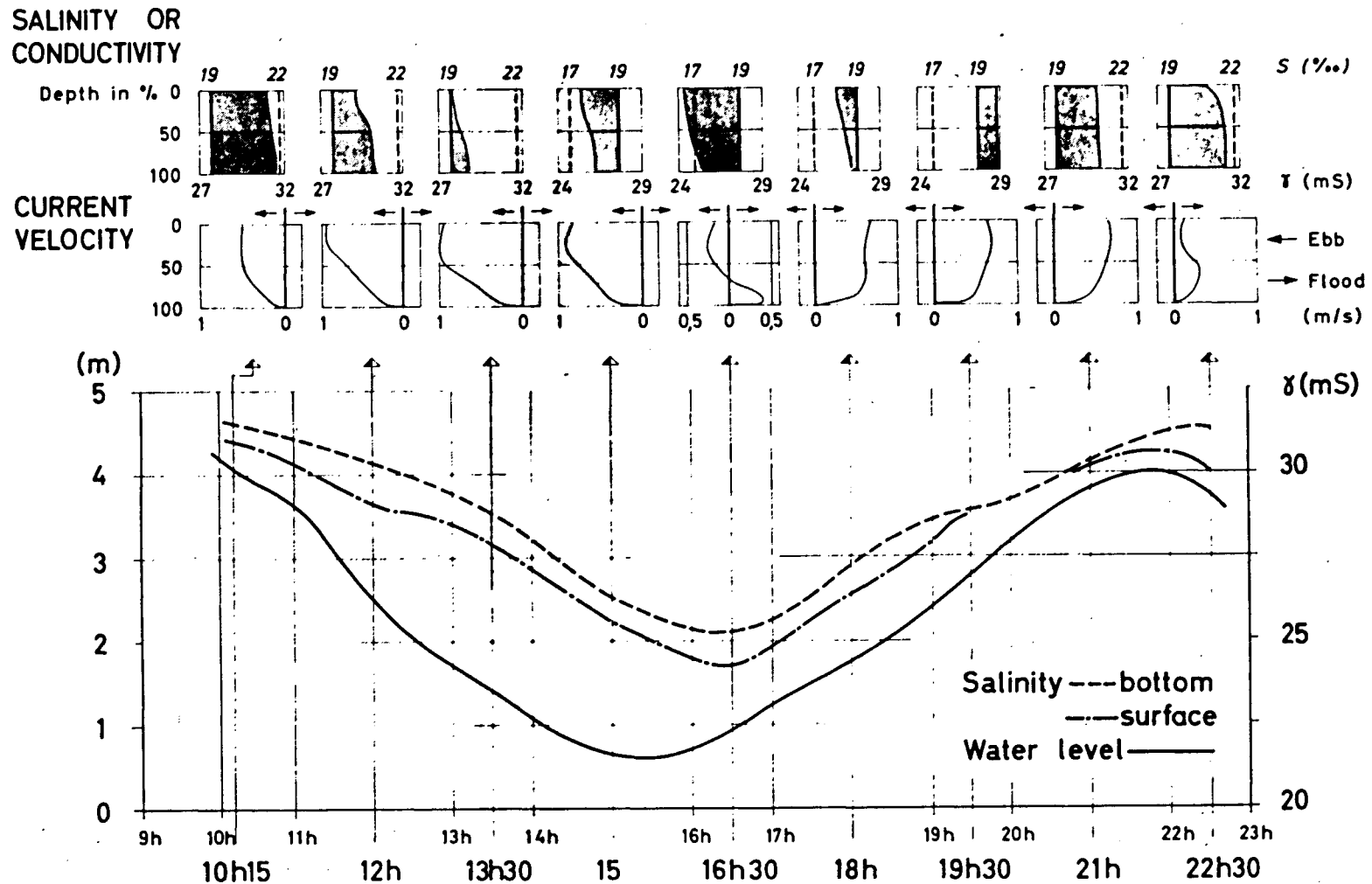
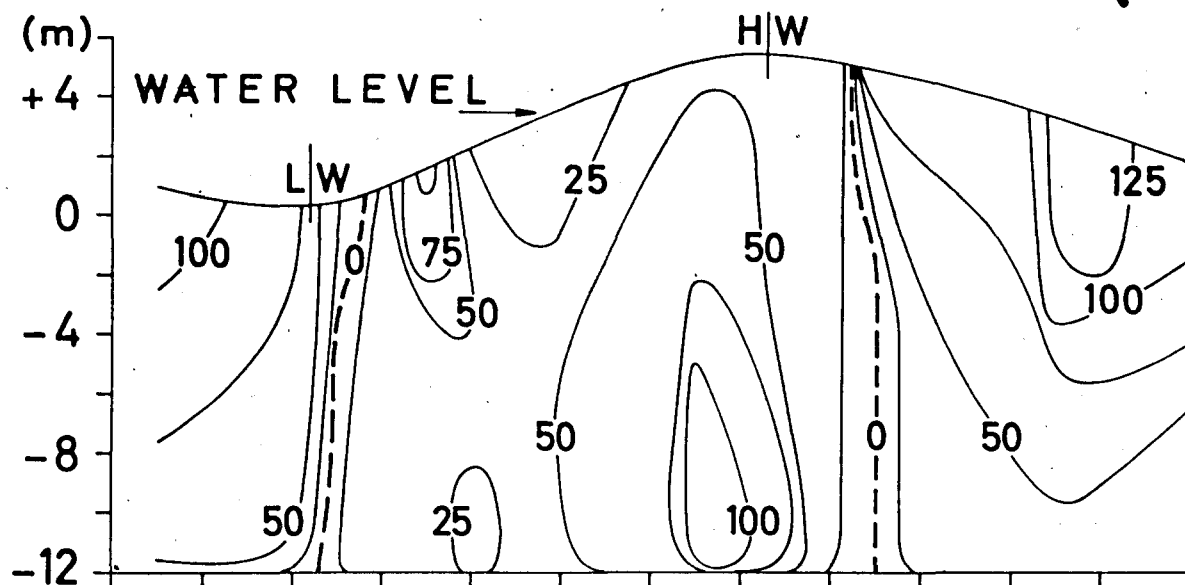
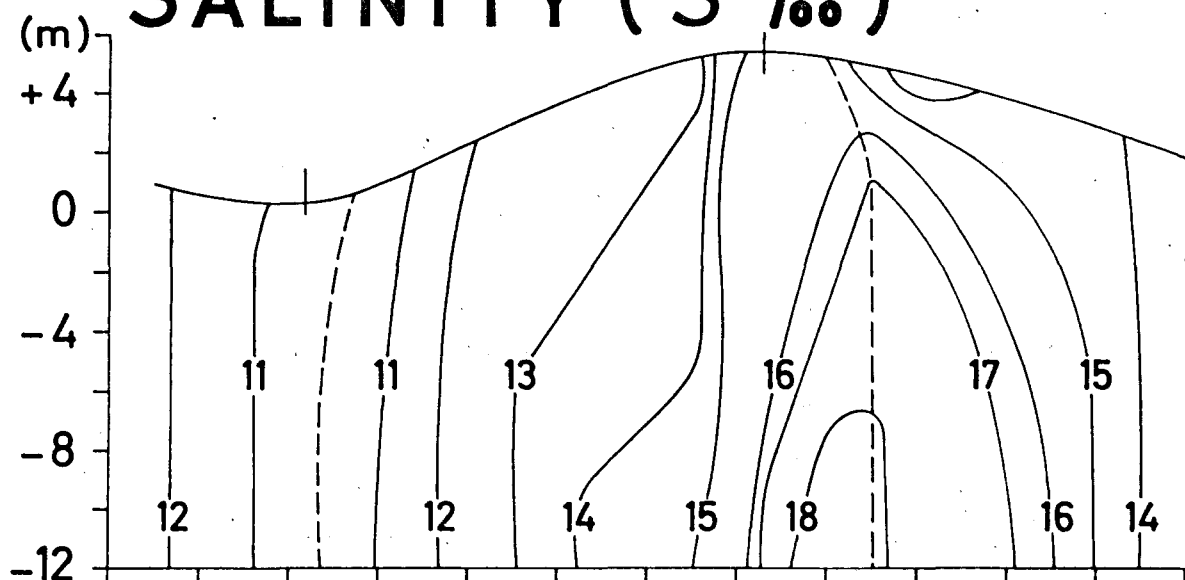


fig. 15.

CURRENT VELOCITY (cm/s)



SALINITY (S ‰)



SUSPENDED MATTER (mg/l)

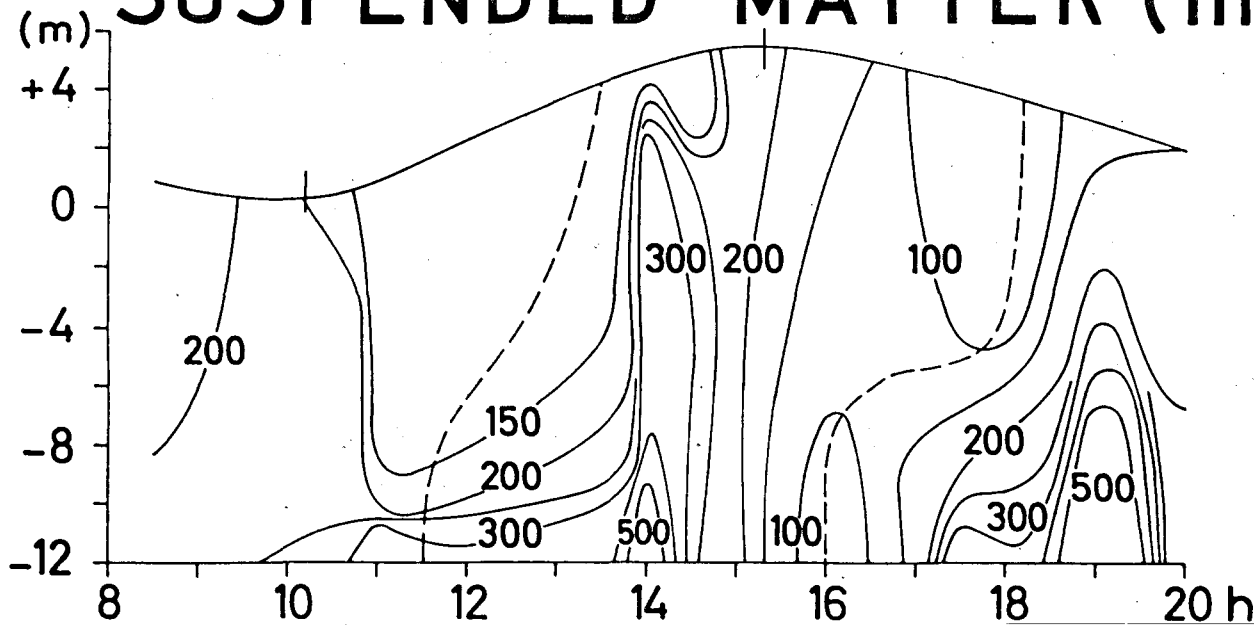


fig. 16.

courte durée d'importantes quantités de sédiments du fond. En surface, la turbidité passe par des minima environ deux heures après les étales de marée haute et de marée basse.

b) Profils en long

La figure 8 représente le profil en long de turbidité maximum à 6 m de profondeur (soit environ mi-profondeur) mesuré par notre laboratoire en juillet 1967. On y remarque deux zones à turbidités élevées, l'une à l'embouchure, l'autre, plus élevée, en amont de Bath. Les profils mesurés en 1971 et 1972 présentent la même évolution.

c) Proposition d'un modèle pour les mécanismes des transports solides dans l'estuaire de l'Escaut

La figure 17 résume les observations principales.

1) Suspensions

Les suspensions venant d'amont arrivent dans des salinités supérieures à 1 ‰ et le processus de floculation commence et se poursuit jusqu'à ce que la salinité atteigne 5 ‰.

Pour un débit d'amont faible ($50 \text{ m}^3/\text{s}$) la zone de floculation se situe entre l'embouchure de la Durme et le port d'Anvers. Les flocons sédimentent vers les couches inférieures et sont transportées vers l'aval où elles sont piégées dans la région du port d'Anvers, les vitesses résultantes au fond y étant nulles ou très faibles.

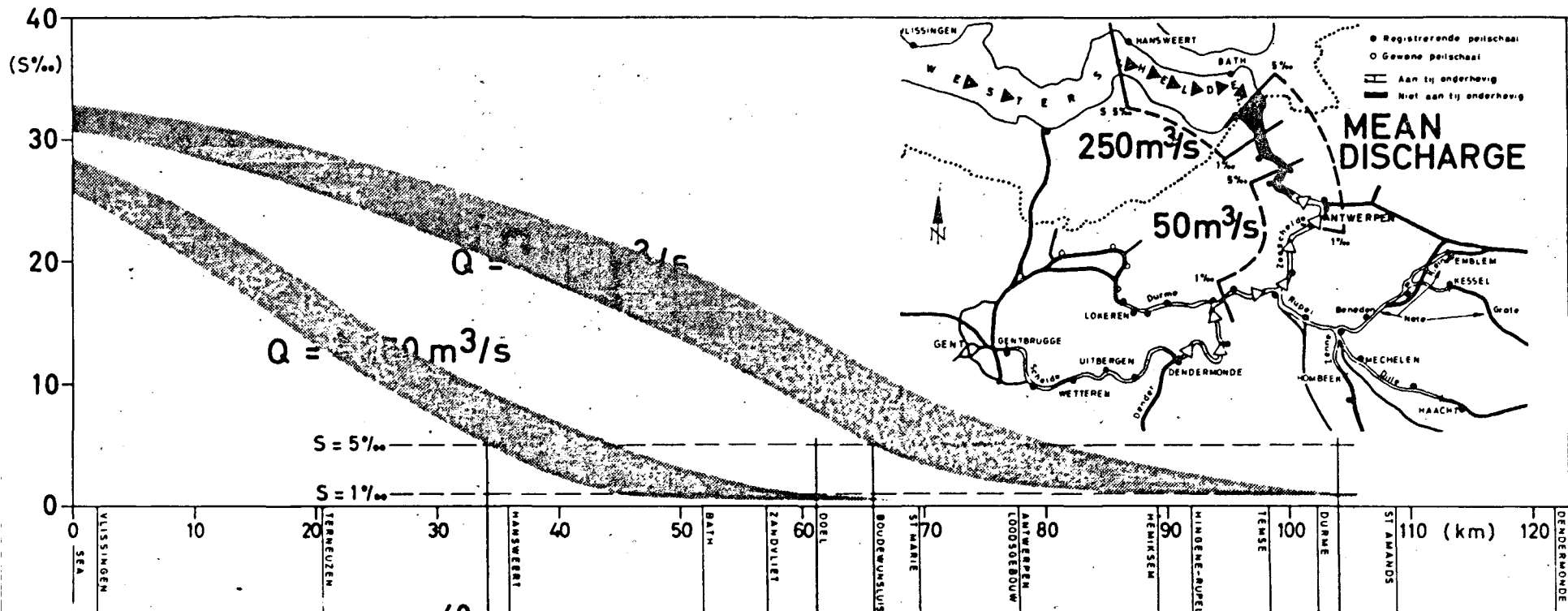
Pour un débit d'amont élevé ($250 \text{ m}^3/\text{s}$ à Anvers), la zone de floculation se situe entre le port d'Anvers et Hansweert. Les flocons sédimentent vers les couches inférieures et sont transportées vers l'amont où elles sont piégées dans la région du port d'Anvers, les vitesses résultantes au fond y étant nulles ou très faibles.

2) Transport par charriage

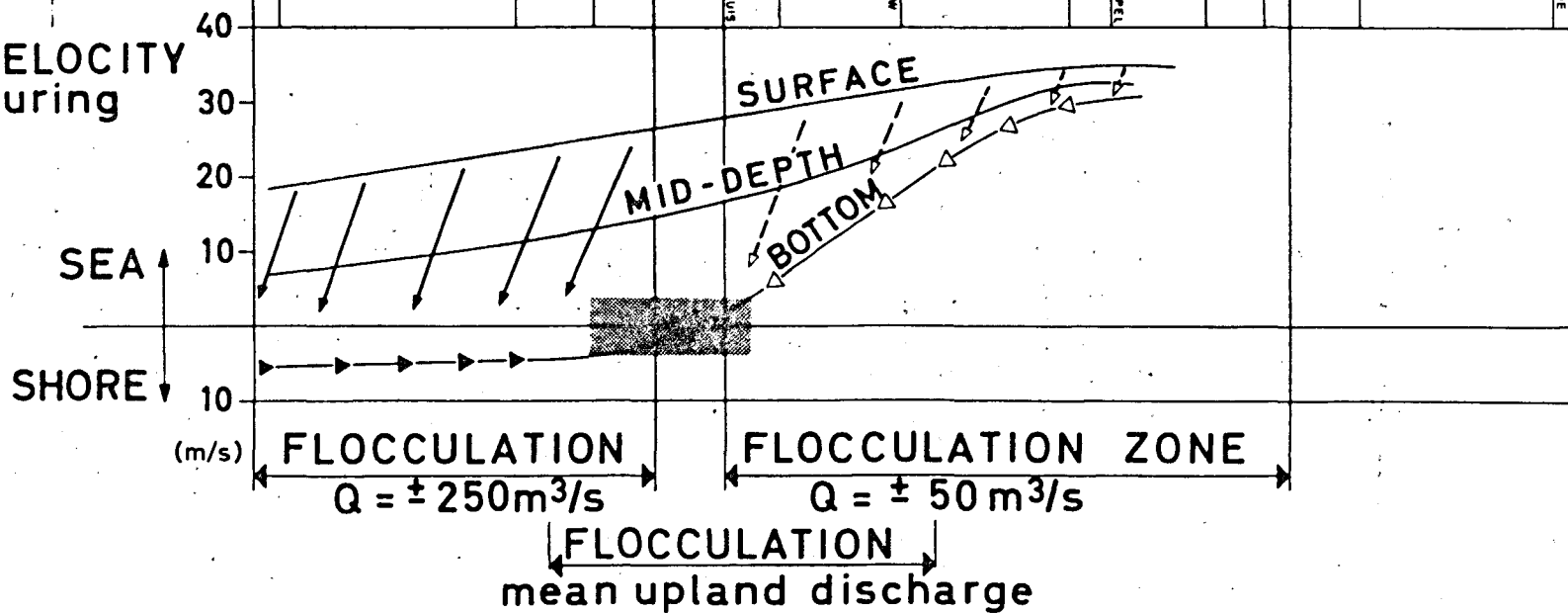
Pour ce type de transport, nos mesures sont insuffisantes pour préciser les directions des transports de sable, par exemple.

Il serait intéressant d'appliquer la théorie de Bagnold en quelques points de mesure. Mais de nombreuses difficultés subsistent dans l'interprétation de celles-ci. La qualité des mesures des profils de vitesse près du fond, par exemple, doit être améliorée. La granulométrie des sédiments de fond à l'endroit du point de mesure, en amont et en aval de celui-ci,

SALINITY



CURRENT VELOCITY Averaged during one tide



ainsi que la vitesse de chute des matières en suspension devraient être analysées. Il faut tenter d'approfondir le problème des mesures de turbidité qui sont sans aucun doute les plus délicates.

4.- Conclusions

Les mécanismes de transport solide en suspension sont influencés par les courants de densité. Les suspensions venant d'amont sont presque entièrement arrêtées à hauteur du port d'Anvers pour deux raisons. La première est le processus de floculation qui se produit dès que la salinité dépasse 1 ‰. La seconde est que les courants de densité provoquent une zone de courants résultants nuls pour les couches profondes à hauteur du port d'Anvers. Les suspensions les plus fines qui restent dans les couches supérieures sont évacuées vers la mer plus rapidement du fait de la stratification. Tout se passe donc comme s'il y avait un piège à vase entre Bath et Anvers.

Les courants de densité peuvent également être responsables d'un transport de suspensions d'origine marine vers l'amont dans les couches profondes de l'estuaire.

Un transport de sédiments vers l'amont dans le cours supérieur de l'estuaire (en amont de l'embouchure du Rupel) est possible à cause des effets de retard de sédimentation ou d'érosion décrits par Van Straaten et Kuenen.

L'application de la méthode de Bagnold pour le calcul des capacités de transport du fleuve nécessite la connaissance assez précise des profils de vitesse près du fond ainsi que des granulométries et vitesses de chute des sédiments. Ce programme est actuellement réalisable et doit permettre de préciser les mécanismes de transport solide dans l'estuaire de l'Escaut dans des délais raisonnables.

Références

BAGNOLD (R.A.), (1966). *An approach to the sediment transport problem from general physics*, Geological Survey, Professional Paper 422-1
US GPO.

- BOWDEN (K.F.), (1967). *Circulation and diffusion*, in *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Publ. n° 83, Washington D.C.
- CODDE (R.), (1958). Het verloop van het zoutgehalte in de Zeeschelde, *Revue Génie Civil-Construction*, Vol. I, n° 6.
- HANSEN (D.V.), (1967). *Salt balance and circulation in partially mixed estuaries*, in *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Publ. n° 83, Washington D.C.
- POSTMA (H.), (1967). *Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment*, in *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Publ. n° 83, Washington D.C.
- PRITCHARD (D.W.), (1967). *Observations of circulation in coastal plain estuaries*, in *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Publ. n° 83, Washington D.C.
- PETERS (J.J.), (1965 et 1967). *Les sédiments et suspensions de l'Escaut*, Rapports du Laboratoire de Recherches Hydrauliques, Borgerhout.
- PETERS (J.J.), (1971). *La dynamique des transports solides de la région divagante du bief maritime du fleuve Zaïre*, Rapport du Laboratoire de Recherches Hydrauliques, Borgerhout.
- SANTEMA (P.), (1953). Coagulation van rivierslib bij ontmoeting met zeewater, *De Ingenieur*, n° 16.
- SCHULTZ (E.A.) et SIMONS (H.B.), (1957). *Fresh water-salt water density currents, a major cause of siltation in estuaries*, Communication au XIXe Congrès International de Navigation, Londres.
- VAN STRAATEN (L.) et KUENEN (Ph.), (1958). Tidal action as a cause for clay accumulation, *J. Sediment. Petrol.*, 28.
- VAN STRAATEN (L.) et KUENEN (Ph.), (1957). Accumulation of fine-grained sediments in the Dutch Wadden Sea, *Geol. Mijnbouw*, 19.
- WOLLAST (R.), (1967-1968). *Contribution à l'étude de l'envasement de l'Escaut*, Rapport interne, Laboratoire de Chimie des Solides, U.L.B.
- WHITEHOUSE (U.) et al, (1960). *Differential settling tendencies of clay minerals in saline waters*, in *Proc. 7th Natl. Conf. Clays-Clay Minerals*.

Chapitre VI

Chimie

Rapport de synthèse

présenté par

I. ELSKENS

Toutes les mesures et tous les relevés systématiques effectués au cours des croisières de l'exercice 1972 sont résumés dans un atlas chimique¹. Nous ne discuterons donc pas ici le détail des mesures et nous nous limiterons à des considérations générales sur le bilan *annuel*.

L'exposé est divisé en deux parties : l'une consacrée aux réseaux orthogonaux et radiaux du large (fig. 1), l'autre aux profils longitudinaux de l'Escaut (fig. 2).

1. Disponible au Centre de documentation CIPS-ICWB, c/o Prof. A. Distèche, Institut Van Beneden, 4000 Liège.

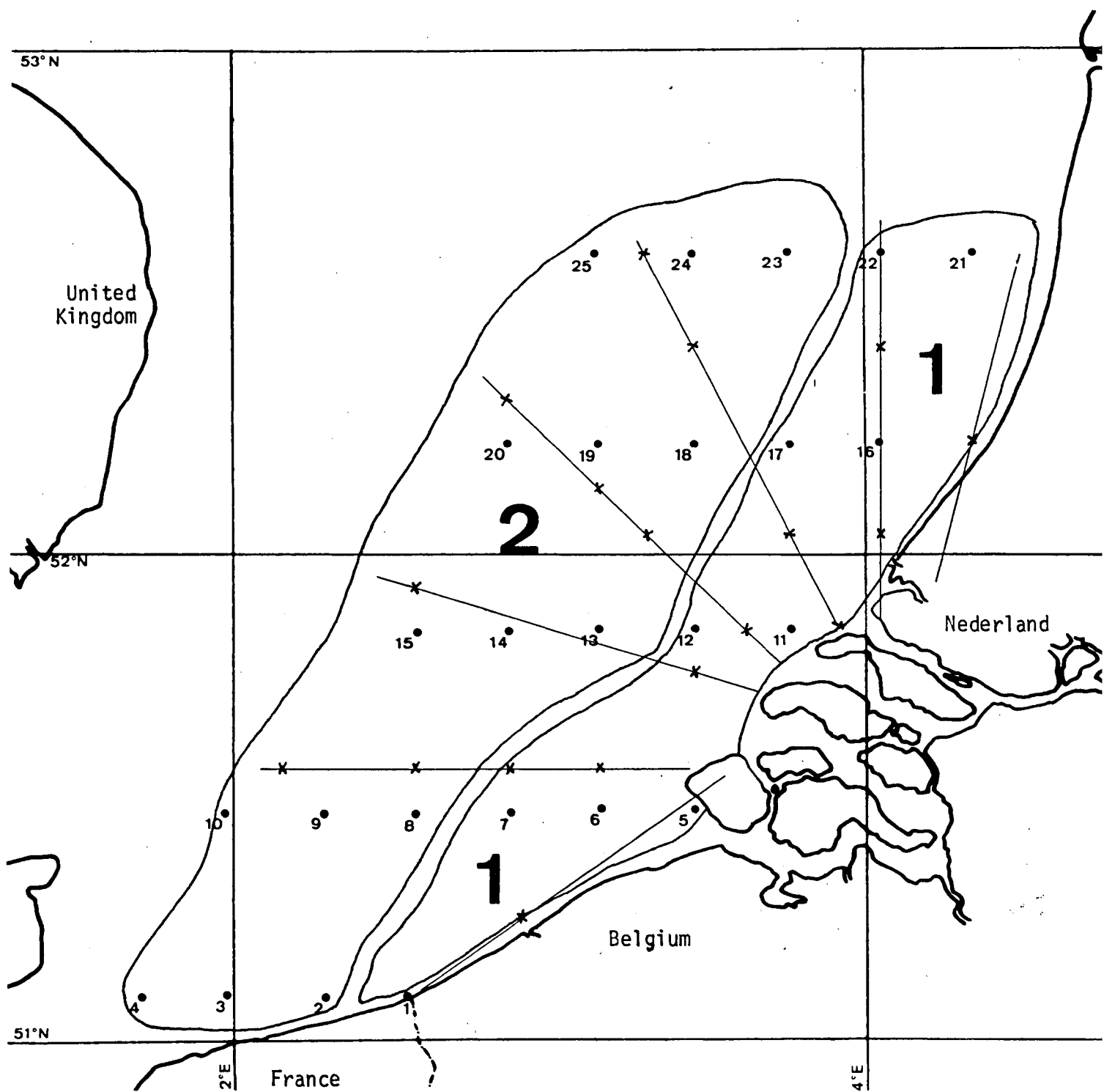


fig. 1.- Réseau orthogonal et réseau radial. Distribution en zones.

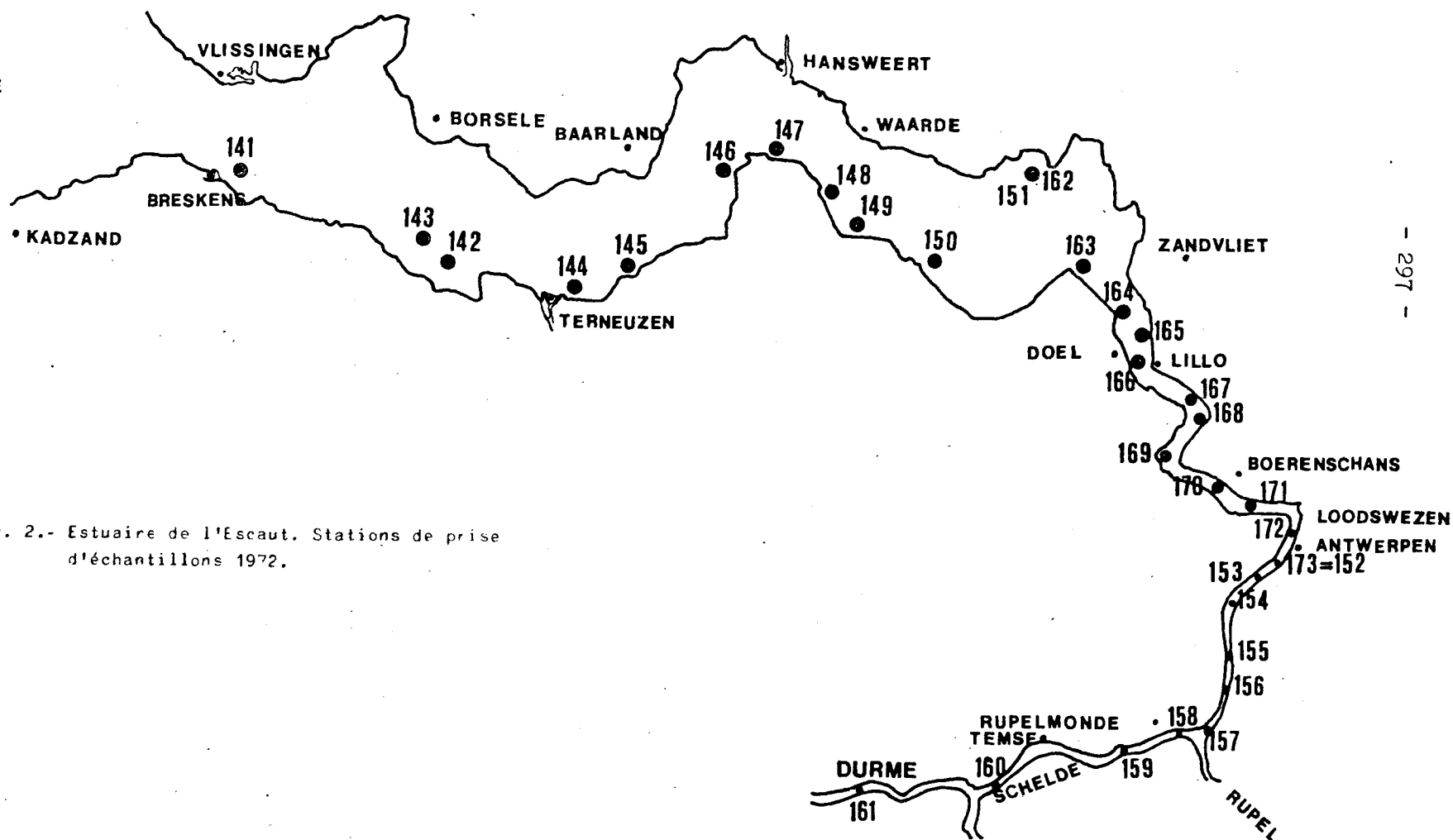


fig. 2.- Estuaire de l'Escaut. Stations de prise d'échantillons 1972.

A.- RESEAUX MER DU NORD

1.- Nutrients

La situation est pratiquement inchangée par rapport à ce qui a été exposé en 1971¹; quelques remarques mineures s'imposent : pour les prélèvements en réseau radial, on observe d'assez fortes concentrations dans l'axe des estuaires (entre 8 et 16 fois la norme pour le Rhin) et les profils verticaux de concentration y sont assez irréguliers. La croisière point fixe (station 06 - 5 jours - décembre 1971) qui a fait l'objet d'une étude mathématique de corrélation sera discutée séparément.

1.1.- Répartition zonale

Nous observons dans le rapport de synthèse 1971 que les teneurs en phosphore et en azote dans le réseau étaient comprises entre 2 et 4 fois la norme généralement acceptée pour les océans. Nous avons alors examiné cet état à la lumière des travaux de Johnston pour estimer le risque éventuel d'*eutrophisation*. A l'heure actuelle, nous disposons de beaucoup plus de données, ce qui nous permet une approche plus quantitative du problème.

Lorsqu'on considère le cycle annuel des concentrations en nutriments et des paramètres biologiques associés et, plus spécialement, la productivité intégrée, la chlorophylle a et la concentration en azote total, la corrélation de ces grandeurs est excellente (fig. 3) à condition de prendre en considération les *moyennes intégrées* du réseau divisé en *deux parties très distinctes* : zone 1 ou côtière, zone 2 ou large (fig. 1). Cette division en deux zones n'est nullement arbitraire, elle correspond à des régimes hydrodynamiques différenciés (fig. 4) [Ronday (1972)] et à des régimes biologiquement différenciés.

On connaît la difficulté d'associer à une région donnée une valeur moyenne de productivité à cause du phénomène de *local patchiness*. La fig. 5 montre que les *nuages* représentatifs des productivités intégrées se *différencient* relativement bien pour les deux zones aux périodes de haute

1. CIPS-ICWB, Modèle mathématique, Rapport de synthèse I, 1971.

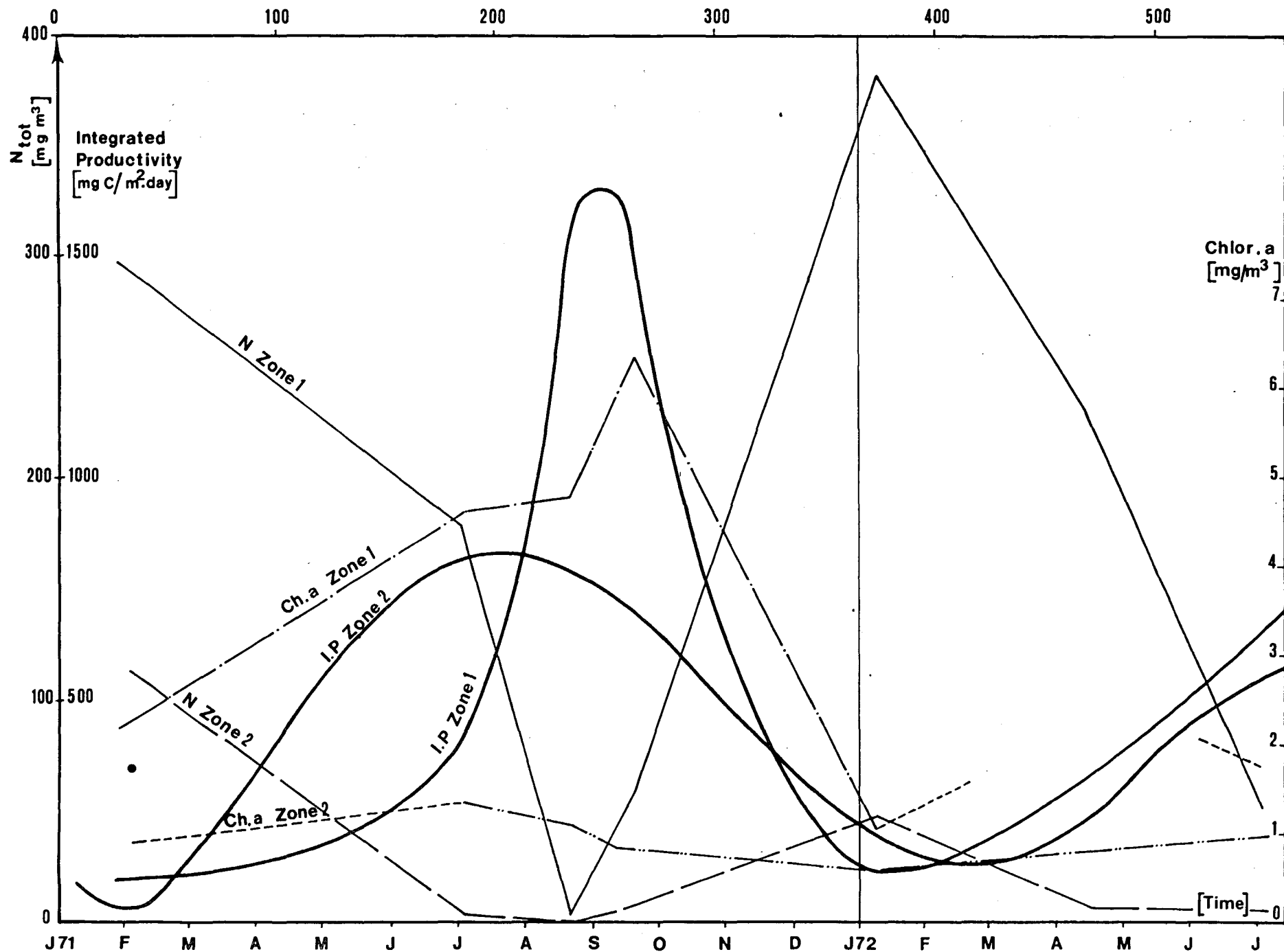


fig. 3.

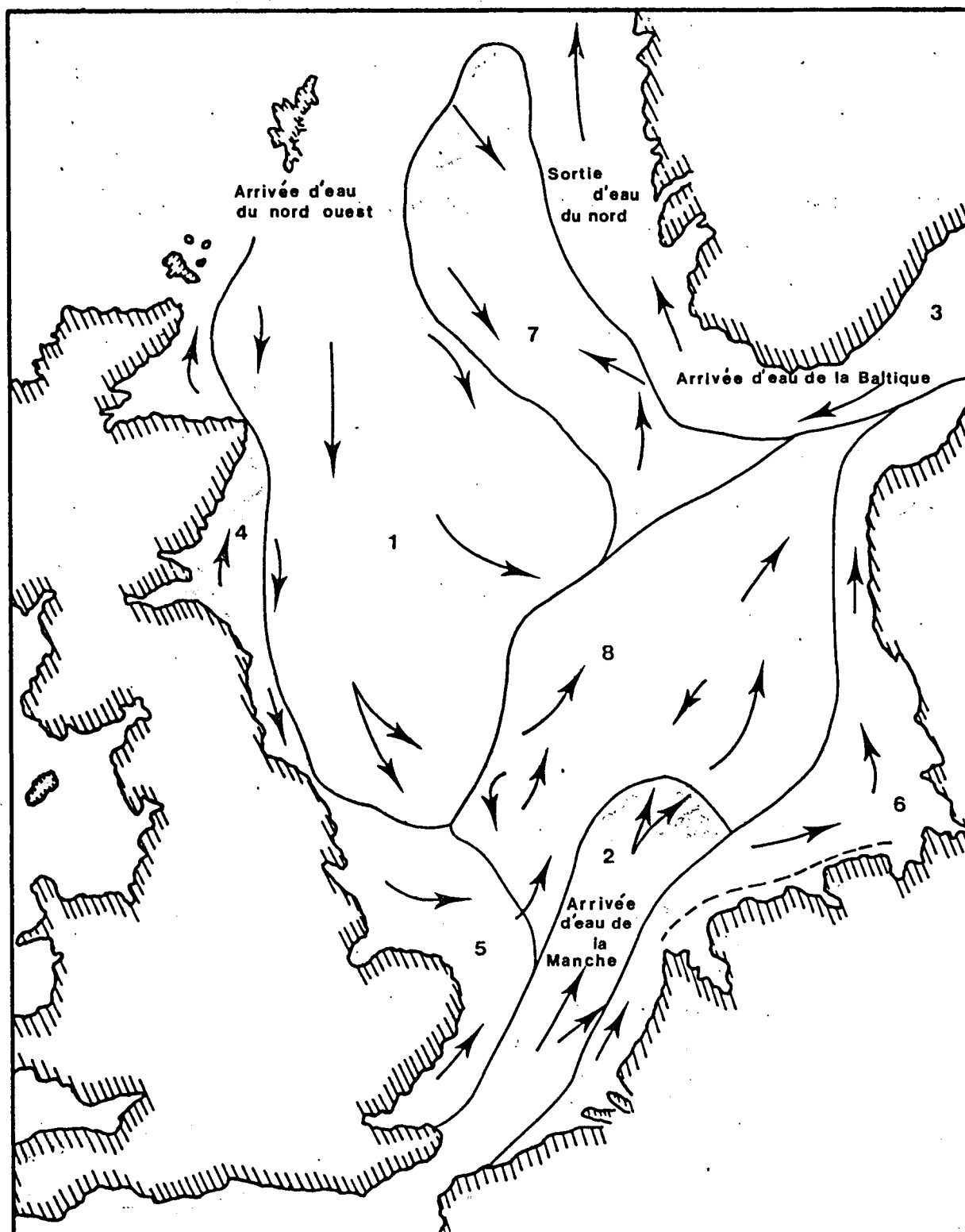


fig. 4.- Déplacements des masses d'eau en mer du Nord.

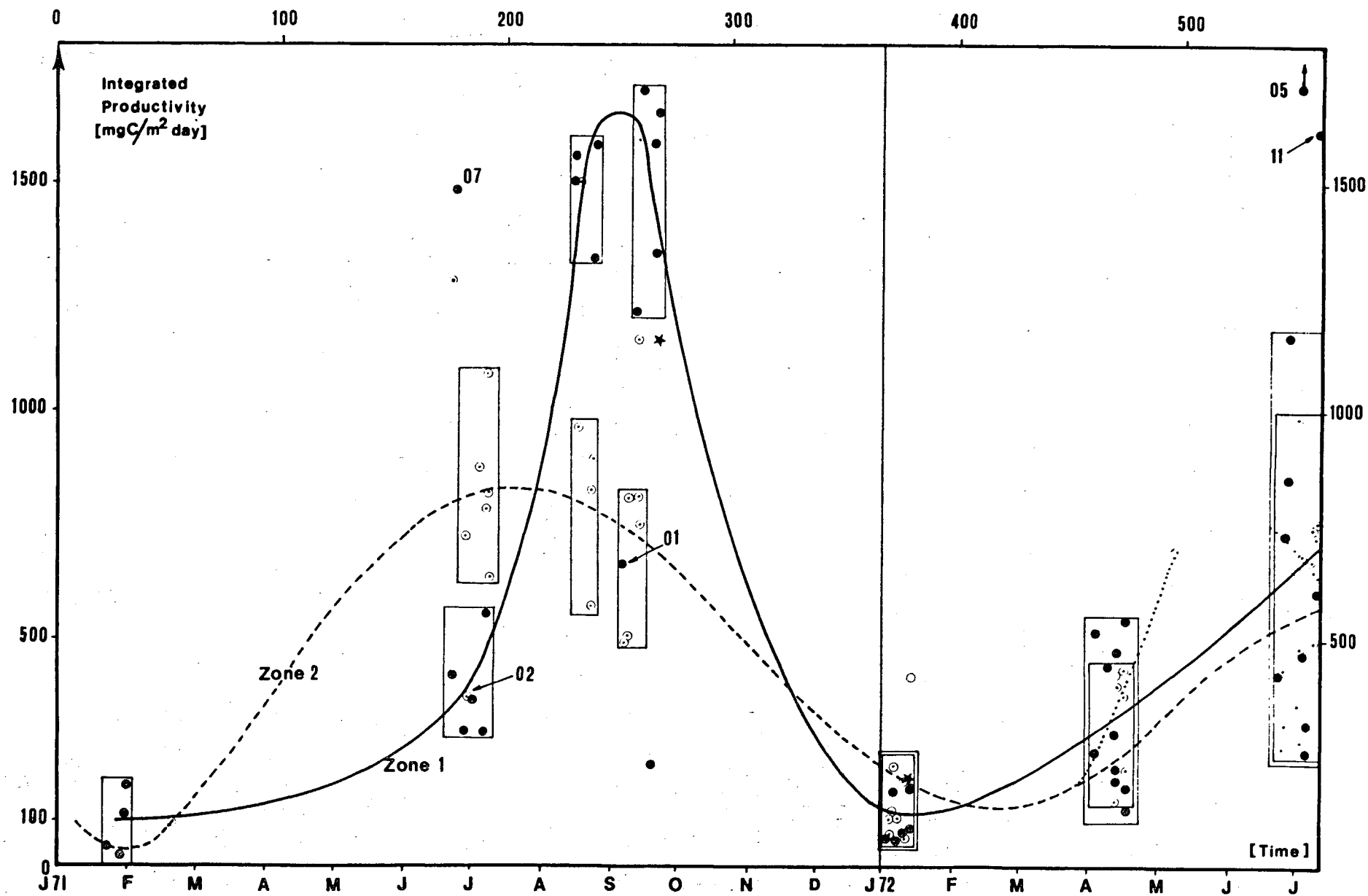


fig. 5.

productivité de l'année [Mommaerts (1972)]. En excluant quelques valeurs qui correspondent soit à des stations limitrophes subissant à certains moments de l'année l'influence de la proximité de l'autre zone (station 02, juillet 1971), soit à des stations subissant momentanément une forte influence estuarienne (stations 05 et 11, juillet 1972), on peut tracer une courbe représentative moyenne de la variation annuelle¹. On voit que les courbes pour les zones 1 et 2 sont très différentes.

L'azote nitrique et le rapport

phéophytines
chlorophylle a

[Unité d'Océanologie ULB (1972)] obéissent à une distribution identique en deux zones lorsqu'on les soumet à l'analyse statistique [Programme STATAN]. Ainsi, les rapports phéo/ chloro a de janvier 1972, dont la valeur numérique est supérieure à 1 (avec la station limitrophe 02 comprise), correspondent à la zone 1 et ceux dont la valeur est inférieure à 1 (avec la station limitrophe 22 comprise) correspondent à la zone 2.

En conclusion, la zone côtière correspond à une zone *pauvre* en diatomées *vivantes* (cf. rapport biologie), ayant une teneur en chlorophylle toujours supérieure à $2,5 \text{ mg/m}^3$ et une productivité *in situ* pouvant aller jusqu'à $1.500-1.600 \text{ mg}$ de carbone par m^2 et par jour; la zone du large correspond à une zone relativement *plus riche* en diatomées vivantes, ayant une teneur en chlorophylle toujours inférieure à $2,5 \text{ mg/m}^3$ et une productivité *in situ* ne dépassant guère 800 à 900 mg de carbone par m^2 et par jour. Cette situation, paradoxale au premier abord, ne l'est pas du tout si l'on considère que la tendance à l'*eutrophisation* en zone 1 est plus grande qu'en zone 2, ce qui correspond à l'aspect qualitatif de l'influence des estuaires tel qu'il a été traité dans le rapport de l'exercice 1971.

La zone 1 est par ailleurs plus riche en cellules mortes comme le montrent les rapports phéo/chloro a, pour des périodes où la productivité

1. Par intrapolation graphique ou par procédé mathématique, cf. Programme POLFIT⁰⁰⁰ (M06-661), Bull. Gen. Elect., Time Sharing Library. Il se peut qu'un maximum de productivité soit situé entre avril 1972 et juillet 1972 (du moins pour la zone 2); cette indétermination est la conséquence d'une lacune de mesures à cette période.

est du même ordre de grandeur dans les deux zones [Unité d'Océanologie ULB (1972)] et plus riche aussi en produits de métabolisation du phytoplancton [Unité d'Océanologie ULB (1973)].

Quantitativement, la tendance à l'*eutrophisation* peut s'exprimer de la façon suivante : si les valeurs estivales de productivité *in situ*, reprises ci-dessus, respectivement $1.500-1.600 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ pour la zone 1 et $800-900 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ pour la zone 2, ne sont pas excessivement différentes de la valeur moyenne $500 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ généralement admise pour la mer du Nord en entier; il n'en reste pas moins vrai qu'elles sont très au-dessus de la valeur de $35 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ citée pour la Méditerranée, de $50 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ citée pour l'Atlantique (région des Sargasses) et de $10 \text{ mg C/m}^2.\text{j}$ citée pour le Pacifique équatorial.

Une telle situation peut résulter de la combinaison de divers facteurs. Tout d'abord, il se peut que la pauvreté *relative* en diatomées de la zone 1 soit en partie due au *grazing* mais la richesse en zooplancton de cette zone n'est pas énorme. De toutes façons, l'épaisseur de la couche euphotique est plus réduite en zone 1 qu'en zone 2 [Mommaerts (1972), Moens (1972)] ce qui, combiné au mécanisme bien connu du rejet en zone côtière par les marées de la majeure partie des nutriments et des produits de métabolisation des cellules mortes, peut conduire à une richesse potentielle exceptionnelle telle que celle qui est observée dans cette zone.

Bien entendu, si en première approximation, les corrélations entre nutriments et paramètres associés semblent assez bonnes, elles sont loin d'être parfaites à ce stade. En particulier, il reste difficile d'exprimer quantitativement et univoquement une grandeur comme la biomasse [Unité d'Océanologie ULB (1973), Hermans (1972)].

Dans cet ordre d'idées, il importe de signaler qu'un complément très utile dans la compréhension de la biologie de ces deux zones peut être obtenu par l'examen des contributions respectives du nanno et du microplancton dans la productivité primaire [Mommaerts (1972)].

1.2.- Silice et phosphore

Dans le rapport de synthèse consacré aux sédiments de la mer du Nord [Wollast (1972)], on aborde le problème des *interactions* eaux-sédiments et, en particulier, l'étude du mécanisme de transport de certains nutriments.

Considérant le rôle important joué par les diatomées dans la productivité primaire et sachant que ces organismes consomment environ 1 g de silice par gramme de carbone, il est curieux de constater que la région vaseuse littorale (zone 1 approximativement) contient environ 5 fois plus de silice amorphe que les régions sableuses plus au large (zone 2 approximativement). Cette silice se trouve dans les sédiments sous forme d'opale qui constitue le squelette des diatomées et sa remise en solution, via les eaux interstitielles, est relativement rapide. Cependant, étant donné qu'en zone littorale, les matériaux argileux réagissent avec la silice pour former des minéraux diagénétiques typiquement marins, les concentrations en silice dissoutes dans les eaux interstitielles en zone côtière (25 mg/litre) sont *nettement inférieures* à celles observées en zone du large (50 mg/litre) malgré la différence des teneurs initiales en opale.

Compte tenu de l'énorme besoin en silice de la couche euphotique, il s'établit entre sédiments et eaux interstitielles un état stationnaire et le flux J de silice dissoute vers les eaux de surface est de l'ordre de 0,5 mg de silice par cm^2 et par an pour la zone 2 et environ trois fois moins pour la zone 1.

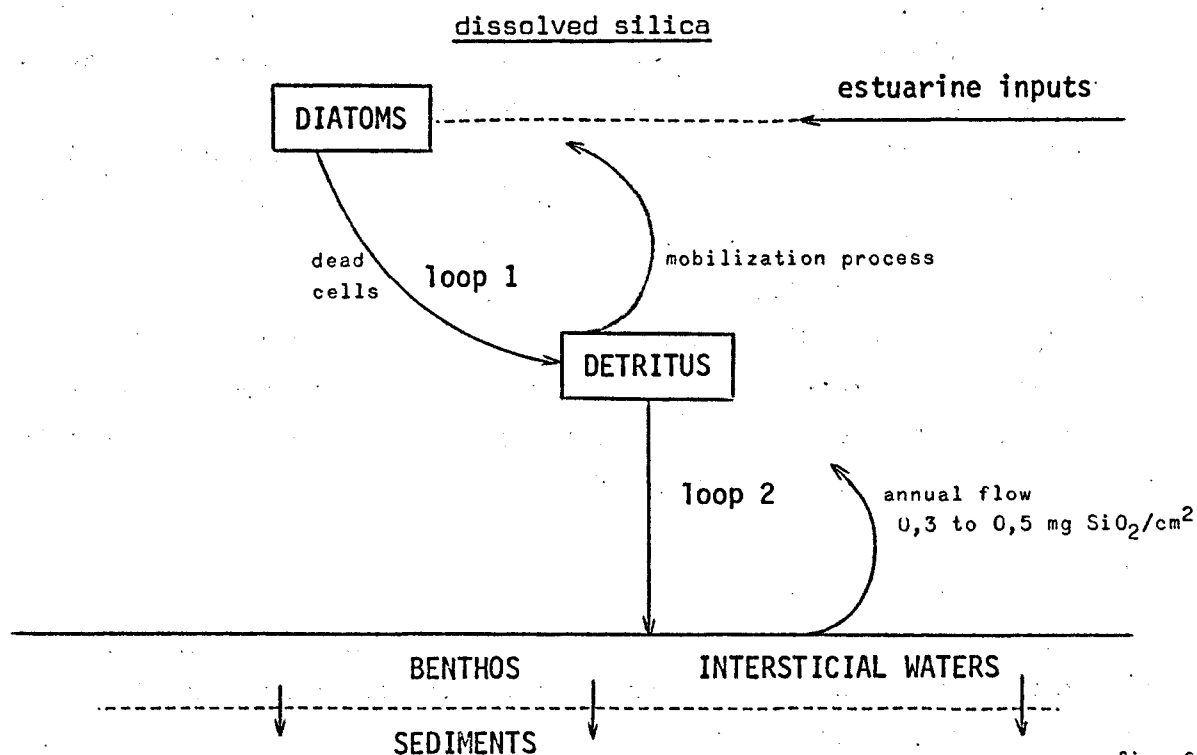


fig. 6a.

L'existence d'un tel mécanisme montre que le *puits* de silice dissoute est probablement constitué en majeure partie par la silice qui est *recyclée* inlassablement dans le système et plus spécialement par la boucle 1. (voir figure 6a) dont la contribution quantitative doit être plus grande que celle de la boucle 2¹, plutôt que par l'apport des estuaires.

Une étude en cours vise à préciser par l'examen d'un profil vertical et par des dosages avant et après dialyse des détritits en suspension, les contributions respectives des boucles 1 et 2 de la figure 6a.

Cela explique que pratiquement aucun profil de consommation ne s'observe dans le cycle annuel de la silice en solution [*Atlas chimique* (1972)] et cela explique en même temps pourquoi, malgré l'apport des estuaires, la zone 2 est relativement plus riche en silice dissoute. D'autre part, la richesse en opale des sédiments en zone 1 s'explique aisément en regard de la richesse de cette zone en matériaux détritiques.

Le problème du phosphore est plus complexe parce que ce dernier est accumulé dans les sédiments sous forme de composés organiques et inorganiques [Dehairs (1972)]. Le processus de mobilisation sédiments-solution s'effectue en trois étapes : (i) libération du P organique, (ii) équilibre de dissolution de l'apatite, (iii) probablement l'équilibre de dissolution du phosphate de fer.

De toutes façons, le *puits*, ici encore, est probablement en partie le phosphore du sédiment récent et principalement de la matière en suspension constamment recyclée (voir figure 6b). La conséquence la plus marquante en est qu'aucun profil important de consommation n'apparaît dans le bilan annuel du phosphore en solution [*Atlas chimique* (1972)], du moins pour la partie de la mer du Nord non stratifiée couverte par notre réseau expérimental. Une étude en cours, semblable à celle qui est abordée pour la silice dissoute, vise à préciser dans chaque zone (côtière et large) les contributions respectives des boucles 1 et 2 de la figure 6b.

1. 14 mg SiO₂ par m² et par jour est une contribution relativement réduite en regard des besoins, si l'on considère les chiffres de productivité intégrée en haute saison, même exclusion faite de la contribution du nanoplancton.

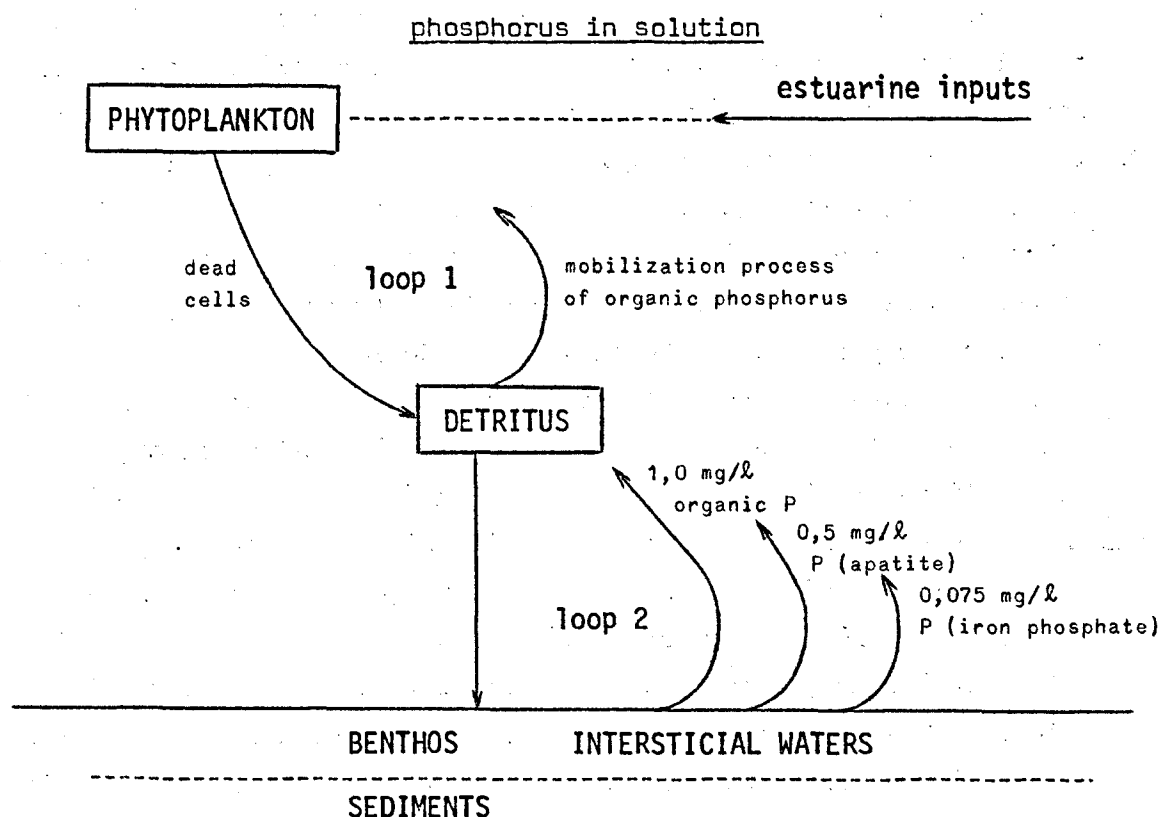


fig. 6b.

1.3.- Croisière point fixe

Une station fixe d'une durée de 72 heures a été effectuée du 6 au 9 décembre 1971, au point MO6 de coordonnées 51°28'25" N - 3°9'15" E situé dans la zone d'influence de l'estuaire de l'Escaut (voir fig. 1). Le traitement statistique des 20 variables mesurées toutes les trois heures au cours de cette campagne fait apparaître de nombreuses corrélations dont les composantes croisées parasites ont été éliminées par filtrage [Pichot et Hecq (1972)]. Il nous semble important de rappeler qu'une telle analyse constitue *nécessairement* la première étape dans l'étude des *graphes* représentant les interactions entre compartiments, ceux-ci constituent à leur tour un préalable à l'établissement des *variables d'état* entrant dans les équations d'évolution du modèle mathématique de gestion.

Sans entrer dans le détail des corrélations observées pour lequel le texte original est suffisamment explicite, nous souhaitons limiter notre examen à quelques cas particuliers qui ont fait l'objet de remarques dans les paragraphes précédents et suivants.

Etudié dans des conditions *hivernales*, l'écosystème soumis à examen semble particulièrement *inactif*. Il n'y a pratiquement aucune corrélation entre les trois valeurs des concentrations pigmentaires, mesures de la biomasse phytoplanctonique et les onze valeurs relatives au zooplancton. Cela confirme le fait qu'en période hivernale, les rapports à l'intérieur de la biosphère sont réduits au minimum.

Par contre, l'évolution des variables et leurs interactions semblent commandées principalement par les marées, le mélange des eaux et la turbulence. La corrélation avec décalage de trois heures entre l'espèce A des Mysidacés, l'indicateur privilégié des eaux estuariennes et les copépodes plus spécifiquement indicateurs des eaux du large est un indice de la succession de masses d'eau différentes.

La corrélation (au niveau 0,01) sans décalage de temps entre la chlorophylle A et les phéopigments montre que dans un milieu turbulent il y a coexistence permanente de cellules vivantes et de cellules photosynthétiquement inactives et probablement déjà en voie de métabolisation. Cela indique la position de certaines *boucles possibles dans le système*. En particulier, le fait que la silice dissoute n'influence aucune autre variable, même pas les paramètres liés à la production primaire, est une confirmation du graphe que nous avons présenté au paragraphe précédent (voir figure 6a).

Enfin, la corrélation négative avec décalage de six heures entre les nitrites et la silice dissoute, deux espèces indicatrices d'eau d'estuaire, montre que l'estimation de la contribution relativement importante de la boucle 1 dans le bilan de la silice dissoute est probablement correcte. En effet, si la teneur en silice dépendait davantage de l'apport estuarien, c'est-à-dire si la silice était une espèce chimique aussi caractéristique des eaux d'estuaires que les nitrites, la corrélation aurait été positive et simultanée.

2.- Pesticides

Le relevé des teneurs en pesticides a été effectué pour les eaux et les sédiments du réseau orthogonal [Henriet *et al.* (1972)]. Le détail des déterminations qui concernent le pp'DDT, le DDE, le DDD, le lindane, l'heptachlore epoxide, l'aldrine, la dieldrine, l'endrine et les PCB est

repris dans l'*Atlas chimique*. D'une façon générale, les résultats obtenus dans l'ensemble du réseau sont assez homogènes; il ne semble pas y avoir de distribution zonale. L'importance de ce travail réside surtout dans l'établissement des coefficients d'interaction entre compartiments et dans le calcul des *facteurs de concentration* au travers de la pyramide alimentaire. A ce sujet, les premiers résultats concernant le plancton [Lauwerceys *et al.* (1972)] et le compartiment *poissons* [I.S.O. (1972)] sont devenus disponibles, mais des études plus détaillées sont encore en cours ¹.

3.- Métaux

3.1.- En solution

Nous rappellerons pour mémoire que les analyses de la phase dissoute portent sur un compartiment *arbitrairement défini* et limité au passant le filtre de porosité 0,8 micromètre. Ce choix a été fait à la fois pour faciliter les opérations de prélèvement et pour assurer une séparation nette, peut-être arbitraire, mais commode avec le compartiment de la matière en suspension qui est traitée simultanément à l'étude des sédiments.

Pour l'année 1972, les cartes de répartition du zinc, du cadmium, du plomb et du cuivre à 0,5 m de profondeur pour l'ensemble du réseau et pour les croisières de janvier 1972, avril 1972 et juillet 1972 sont présentées dans l'*Atlas chimique*. Ces résultats se rapportent à la détermination de *métaux en solution par voie électrochimique* [Gillain (1972)]. L'analyse statistique des résultats nous montre qu'il n'y a pas de *différence* essentielle avec les résultats de 1971 sauf peut-être pour le zinc où il semble que les membranes filtrantes aient été insuffisamment traitées avant usage au cours des campagnes 1972. Le cas du plomb est plus complexe et il sera traité au paragraphe 3.3.

1. Une unité équipée d'un spectromètre de masse a été adjointe à ce groupe de travail.

3.2.- Sédiments

Les premiers résultats de l'étude systématique des sédiments qui concernent la moitié sud du modèle représenté par 1200 noeuds couvrant l'étendue du réseau ont déjà été évoqués [Wollast (1972)]. La carte représentant la perte au feu à 550° (en % en poids) des sédiments analysés représente essentiellement *la teneur en matière organique*¹ et accessoirement *la teneur en constituants argileux* de la vase de ces sédiments (fig. 7).

La connaissance de cette corrélation est essentielle, puisque d'autre part il existe une excellente corrélation entre matière organique et métaux du type fer, manganèse, zinc, cuivre et plomb, d'où il ressort que *cette même figure représente les zones d'accumulation* (ou dites *riches*) en ces mêmes éléments métalliques. Les teneurs observées en métaux lourds sont comprises entre 50 et 800 ppm pour le Mn, entre 0,5 et 2,5 % pour Fe₂O₃, entre 10 et 250 ppm pour le Zn, entre 5 et 30 ppm pour le Cu et entre 0 et 25 ppm pour le Pb. Il est à remarquer que pour la corrélation plomb-matière organique, la dispersion des points est beaucoup plus élevée que pour les autres métaux; cette observation est identique à celle faite pour la phase dissoute et sera discutée au paragraphe 3.5.

D'une façon générale, les *vases marines* sont beaucoup moins contaminées que les *vases estuariennes* et les valeurs observées dans le réseau sont, sauf en ce qui concerne le zinc, *voisines de la normale*, c'est-à-dire de l'ordre de grandeur des valeurs que l'on trouve normalement dans les sédiments récents de l'océan Atlantique. Un important chapitre du travail original [Wollast (1972)] est consacré à l'étude de *l'origine de ces vases* et en particulier à la distribution des acides aminés, une méthode récente d'investigation qui s'est déjà montrée très fructueuse pour déterminer l'origine de la matière organique dans les sédiments [Peake *et al.* (1972)].

La perte au feu entre 550 et 1000 °C correspond principalement aux réactions de décarbonatation.

Etant donné que l'aragonite produite essentiellement par les mollusques contribue pour 50 % dans la teneur en carbonates des sédiments, il va de

1. La droite de régression indique que 15 % de perte au feu à 550 °C correspond à environ 5 % de matière organique.

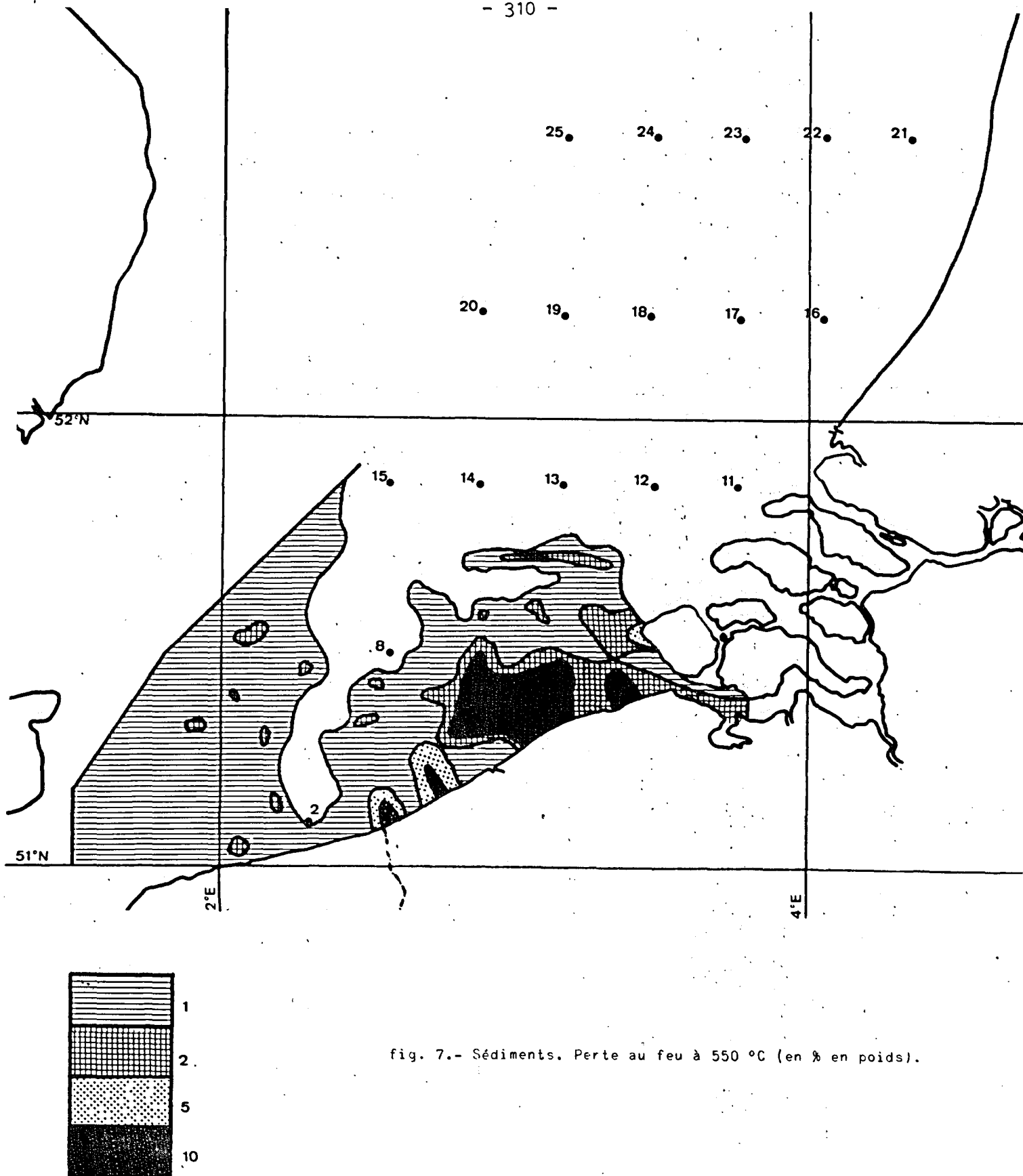


fig. 7.- Sédiments. Perte au feu à 550 °C (en % en poids).

soi que la répartition des carbonates dans le réseau est intimement liée à l'activité biologique (fig. 8).

Il est trop tôt pour établir une relation entre l'activité biologique locale et la composition des sédiments, mais ce qui apparaît déjà clairement à l'échelle locale, c'est que parfois *l'apparition*¹ et parfois *la disparition*² de métaux lourds dans la phase dissoute est directement réglée par l'activité biologique benthique dont la figure 8 est une image.

3.3.- Interactions sédiments, matière en suspension, phase dissoute

Dans un milieu relativement turbulent comme celui qui correspond à la partie de la mer du Nord délimitée par le réseau, il faut s'attendre à des transferts *rapides* de matière entre les trois compartiments précités. C'est ce qui se passe pour la plupart des métaux lourds alors que pour d'autres comme le plomb, la distribution des concentrations semble être plus complexe.

Un examen des cartes de répartition du plomb en phase dissoute [*Atlas chimique* (1972)] montre qu'il n'y a apparemment pas ou presque pas de distribution zonale, de profils de dilution, de distribution liée à l'activité biologique, de processus d'échange nettement corrélé avec le sédiment en place.

D'autre part, la dispersion relative des points représentatifs de la corrélation plomb-matière organique dans les sédiments eux-mêmes indique que dans la totalité du système plomb il y a probablement interférence avec un autre mécanisme d'apport : les échanges de l'interface air-mer soumis aux paramètres atmosphériques. Il en sera tenu compte dans l'établissement du modèle mathématique et des travaux sont en cours pour déterminer à la fois la contribution relative de cet apport et son impact dans les profils de distribution entre phases.

1. Par exemple, les métaux lourds liés à la matière organique sont progressivement "libérés" dans la zone estuarienne par suite de la décomposition de la matière organique. Cf. De Groote (1971).

2. Par "digestion" dans la pyramide alimentaire.

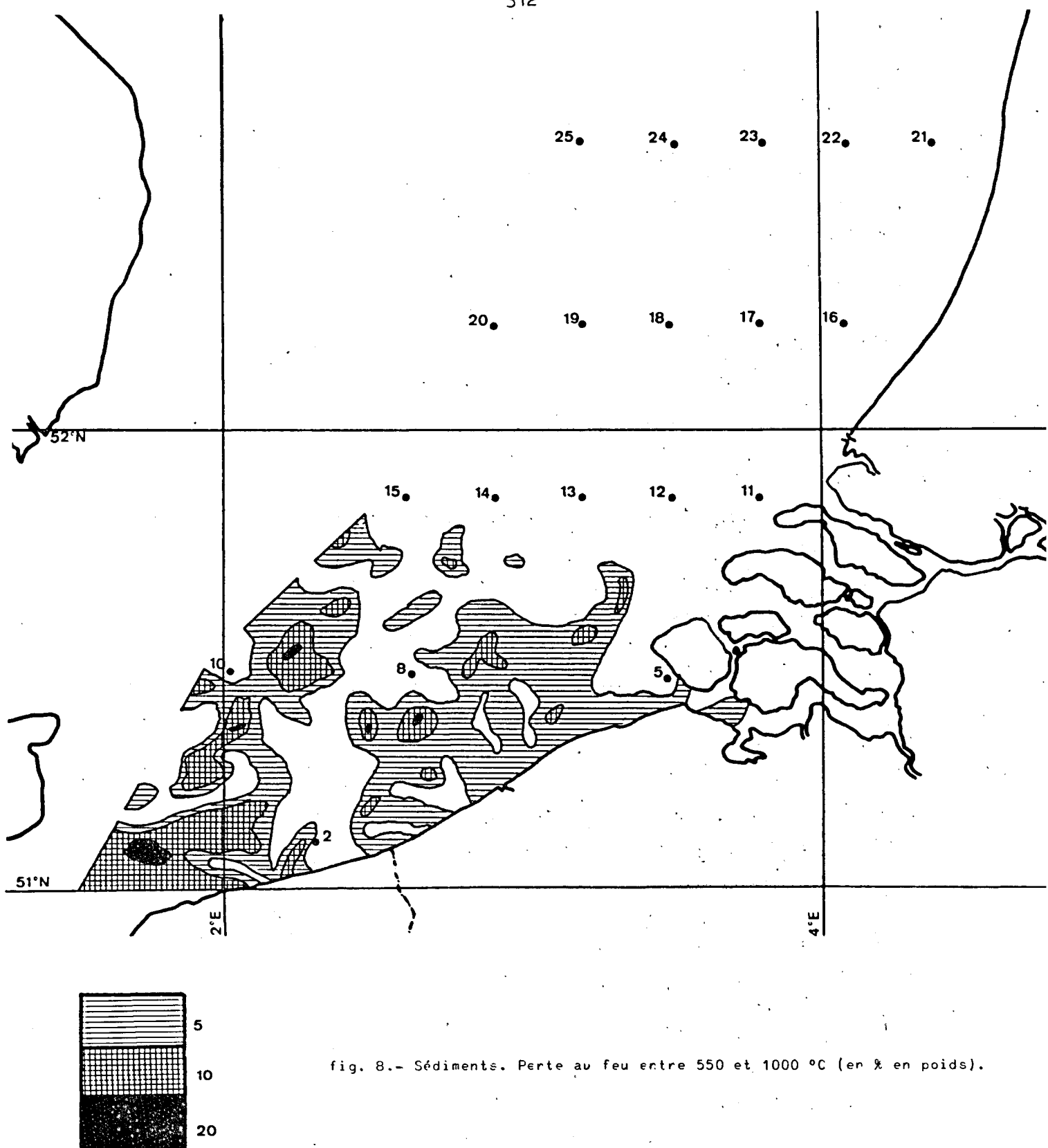


fig. 8.- Sédiments. Perte au feu entre 550 et 1000 °C (en % en poids).

Lorsqu'on compare pour une même croisière, la carte de répartition du cuivre *en solution* déterminé par méthode électrochimique (*anodic stripping*, voir fig. 10) et la carte de répartition du même élément déterminé par absorption atomique sans flamme (four à graphite, voir fig. 9), on constate que dans la plupart des cas, les teneurs mesurées par la seconde méthode sont plus élevées.

Une analyse statistique pairée¹, compte tenu du fait que les données sont logiquement des paires de valeurs correspondant chaque fois à un même noeud dans le réseau, nous montre que nous avons une *différence systématique* entre les deux séries de mesures au niveau de confiance 0,01 .

A ce stade de l'examen, il est difficile de distinguer une corrélation simple *entre les deux techniques* et même une corrélation dans la *distribution zonale* des échantillons : il s'agit de multicorrélations croisées où les concentrations mesurées sont tantôt liées à un profil de dilution, tantôt à un équilibre dépendant de la nature du sédiment en place, tantôt à une activité biologique qui se traduit par la présence de produits de métabolisation des cellules mortes parmi lesquels les acides aminés semblent jouer un rôle complexant vis-à-vis des métaux lourds².

Globalement, les concentrations dépendent, outre des apports extérieurs, de l'effet *compétitif* de ces différents facteurs. On perçoit aisément l'importance que ces mêmes facteurs peuvent avoir dans les processus de *mobilisation*, donc dans la connaissance des *mécanismes et des coefficients de transfert entre phases*, notamment en ce qui concerne les mécanismes d'entrée dans la chaîne alimentaire.

La forte probabilité qu'il existe réellement une *différence systématique* entre les valeurs du cuivre³ en solution déterminé par l'une ou l'autre des deux techniques précitées (cf. dernier paragraphe, p. 311) est encore confirmée par le fait que si l'on considère la partie explorée de la

1. Paris, Short Course in Statistical Methods, Monsanto Organic Research, 1958.

2. Licentiaatsverhandeling VUB, Voor een betere kennis van de overdrachtsprocessen van zware metalen in de Noordzee, Laboratorium voor Analytische Chemie, 1973, travaux en cours (communication privée).

3. Nous avons pris le cuivre comme exemple, mais ce raisonnement reste valable pour beaucoup d'autres métaux analysés, à ceci près que la distribution des concentrations mesurées par les deux techniques dépend aussi de la nature du cation considéré.

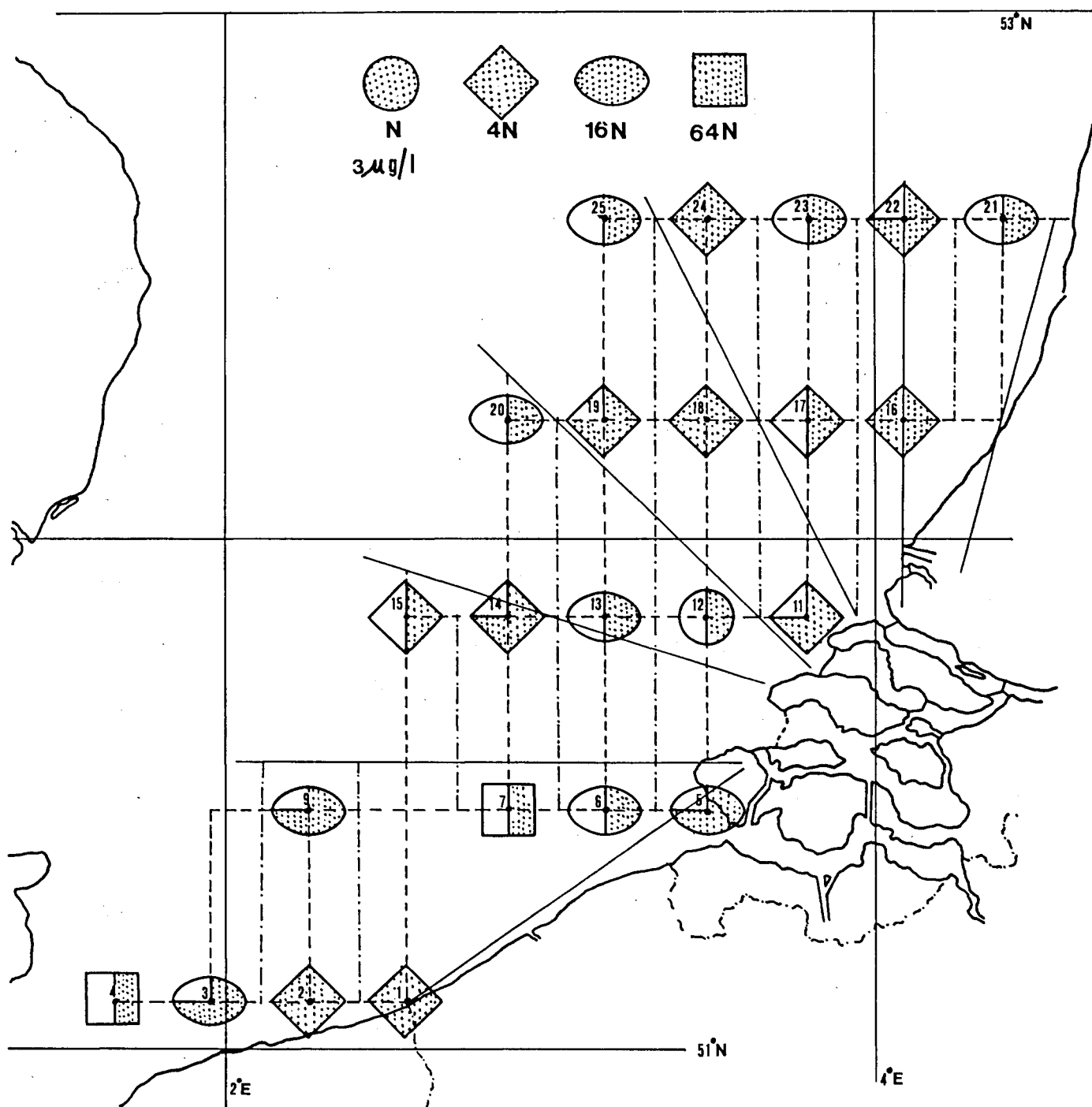


fig. 9.- Détermination du cuivre (juin-juillet 1971).
Absorption atomique sans flamme (four à graphite).

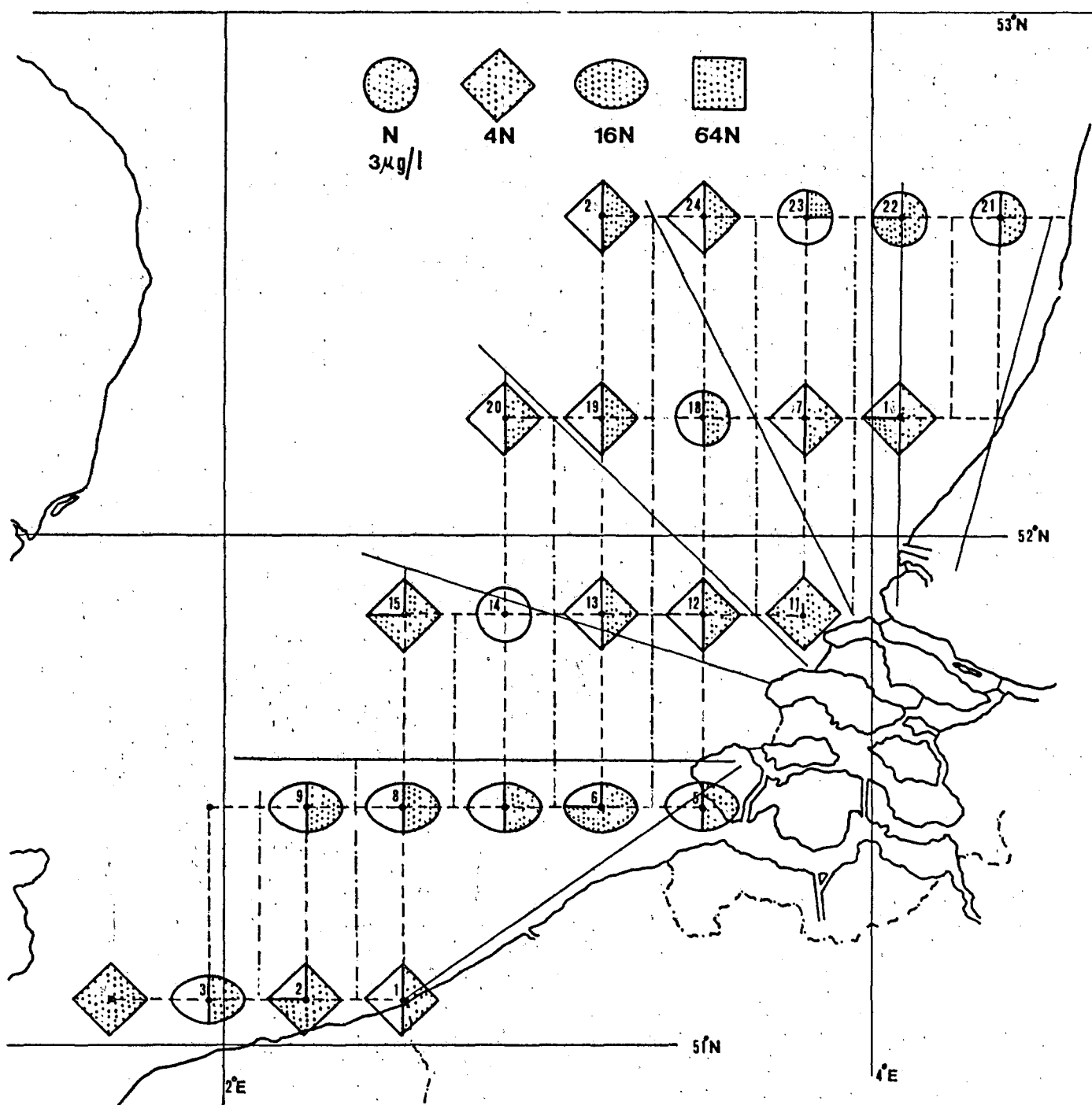


fig. 10.- Détermination du cuivre (juin- juillet 1971).
Méthode Electrochimique (anodic stripping).

mer du Nord (étendue du réseau expérimental) comme un *réservoir unique* dans lequel on détermine la valeur moyenne de cuivre en solution, les deux techniques fournissent des *valeurs différentes dont le coefficient de variation relatif est du même ordre de grandeur*¹. Cela implique que les deux techniques sont également reproductibles mais qu'elles mesurent des choses différentes, par exemple des formes particulières différentes du cuivre. De plus, la différence entre les couples de valeurs mesurées, tout aussi bien que la différence entre les valeurs moyennes, évolue dans le temps et semble dépendre de l'activité biologique, donc en somme de la distribution du cuivre sous différentes formes particulières.

Nous croyons que l'importance des différences observées entre les deux méthodes dépend essentiellement de la nature hétérogène du compartiment soumis à l'examen². Celui-ci contient, en effet, certainement du cuivre ionique en solution, du cuivre complexé par les métabolites des matériaux détritiques, du cuivre particulière (probablement incomplètement mis en solution dans les conditions de l'*anodic stripping* ou de l'extraction par solvants) enfin du cuivre absorbé sur des matières minérales et organiques en suspension³. Cette façon de voir est confirmée par les essais d'intercalibration entre laboratoires qui ont été évoqués dans le *Rapport de synthèse* de 1971, où la concordance est meilleure lorsqu'elle s'applique à un compartiment plus restreint (à savoir le filtrat sur membrane de porosité 0,22 micromètre). La concordance va même jusqu'à de très faibles écarts lorsqu'on compare les résultats de deux techniques d'absorption atomique (l'une après extraction, l'autre directe au four à graphite) lorsqu'on somme les résultats de la solution et de la matière retenue sur la membrane 0,22 micromètre.

1. Voor een betere kennis van de overdrachtsprocessen van zware metalen in de Noordzee, loc. cit.

2. Rappelons qu'il s'agit d'un compartiment arbitrairement choisi, le filtrat de la "solution" passée sur membrane de porosité 0,8 micromètre.

3. Ceci pourrait être très gênant dans l'établissement de bilans puisque la matière en suspension dépend de la turbulence du milieu, mais cette contribution ne peut être très importante quantitativement (pour les zones éloignées de l'influence estuarienne directe), la fraction en suspension étant toujours relativement réduite (voir Technical reports CIPS-ICWB (1972) Radiales : Sed 01; 1972/01 : Sed 01; 1971/Point fixe : Sed 01; etc.) et la teneur en cuivre des sédiments récents étant faible (30 ppm valeur maximum observée).

3.4.- Interactions avec la chaîne alimentaire

Au cours de l'exercice 1972, un effort très considérable a été fait pour préciser le ou les modes d'interaction du milieu avec la chaîne alimentaire et en particulier un important travail concernant les teneurs en métaux lourds dans les derniers maillons de la chaîne - le compartiment poisson - a été publié¹. Le travail porte sur les espèces de la côte belge et sur les espèces généralement présentes sur le marché, ce qui permet des comparaisons intéressantes concernant la mer du Nord en général; les déterminations se rapportent au mercure, au cuivre, au zinc et au plomb².

Sans vouloir entrer dans le détail de la discussion qui concerne le compartiment poisson en particulier, disons qu'en ce qui concerne spécialement les teneurs en mercure, l'état d'avancement des travaux est déjà suffisant pour comprendre ce que représente la *distribution* de cet élément dans les diverses espèces. A titre d'exemple, nous présentons (voir tableaux 1 et 2) les résultats de la détermination du *mercure total* dans les différentes classes concernées. On remarquera aisément (fig. 11) que la distribution de cet élément n'est que rarement une distribution normale [Vanderstappen et Herman (1973)]³. On connaît le danger que représente l'utilisation unique de la moyenne dans de telles distributions³, aussi avons nous confié à l'ordinateur⁴ le soin de définir pour chaque classe la concentration seuil, au niveau de confiance repris en tête des colonnes 7 et 8 des tableaux 1 et 2.

Du point de vue du *modèle de gestion*, bien que quelques éléments nous soient encore inconnus dans les étapes intermédiaires en ce qui concerne la

-
1. Interim Rapport over het Gehalte aan zware metalen - en pesticiden residu's in vis en garnalen, CIPS-ICWB Technical Report 1972/Biol/Synthese 02, Instituut voor Scheikundig Onderzoek (Tervueren) en Rijkstation voor Zeevisserij (Oostende).
 2. Les déterminations portent aussi sur les teneurs en résidus de pesticides, cf. travail de la Station de Phytopharmacie de Gembloux (Henriet et al.).
 3. Les distributions obtenues sont en tous points semblables aux histogrammes publiés dans la littérature Cumont et al. (1972) ; elles correspondent à ce que l'on peut attendre de la distribution d'une population biologique et le problème du local patchiness fait actuellement l'objet de nombreuses études de "modellisation".
 4. Cf. Programme DESTAT. Une distribution asymétrique non normalisée peut en première approximation être utilisée comme telle, son seul défaut résidant dans le fait de pêcher par optimisme pour la détermination des seuils.

Tableau 1

Type de poisson		Nombre	Teneur moyenne (ppm Hg)	σ (ppm Hg)	Teneur		Limite de confiance	
					max	min	0,10	0,01
Plie	pièces	70	0,136	0,058	0,263	0,015	0,211	0,275
Merlan	pièces	68	0,140	0,048	0,35	0,08	0,202	0,255
Cabillaud	pièces	31	0,102	0,052	0,27	0,031	0,170	0,230
Sprat	lots	11	0,149	0,09	0,39	0,054	0,272	0,398
Crevettes	lots	10	0,097	0,044	0,183	0,04	0,158	0,221
Sole	pièces	41	0,157	0,120	0,66	0,036	0,313	0,448

La limite de confiance exprime la probabilité que la teneur d'un échantillon soit supérieure à la valeur renseignée au seuil indiqué en tête de colonne.

Tableau 2

Type de poisson & Lieu d'origine	n	Teneur moyenne (ppm Hg)	σ (ppm Hg)	Teneur		Limite de confiance	
				max	min	0,10	0,01
<u>Plie</u>							
Mer du Nord, Sud	168	0,168	0,074	0,500	0,015	0,263	0,342
Mer du Nord, Centre	15	0,116	0,095	0,430	0,034	0,243	0,363
Manche	18	0,174	0,081	0,340	0,060	0,282	0,380
Canal de Bristol	16	0,161	0,058	0,280	0,082	0,239	0,311
Mer d'Irlande	28	0,317	0,191	0,840	0,070	0,568	0,788
<u>Sole</u>							
Mer du Nord, Sud	23	0,204	0,107	0,403	0,036	0,345	0,472
Mer du Nord, Centre	14	0,144	0,160	0,660	0,042	0,359	0,564
<u>Merlan</u>							
Mer du nord, Sud	131	0,157	0,058	0,350	0,020	0,232	0,294
<u>Cabillaud</u>							
Mer du Nord, Sud	80	0,125	0,051	0,270	0,031	0,191	0,246
<u>Sprat</u>							
Mer du Nord, Sud	44	0,140	0,063	0,370	0,050	0,222	0,292
<u>Crevettes</u>							
Mer du Nord, Sud	93	0,106	0,044	0,250	0,040	0,163	0,210

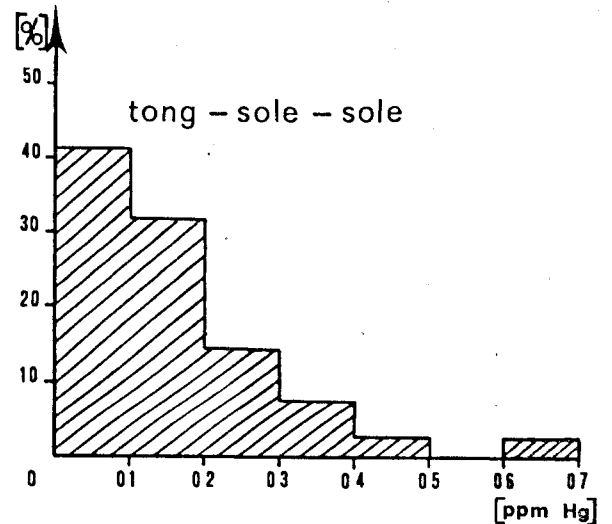
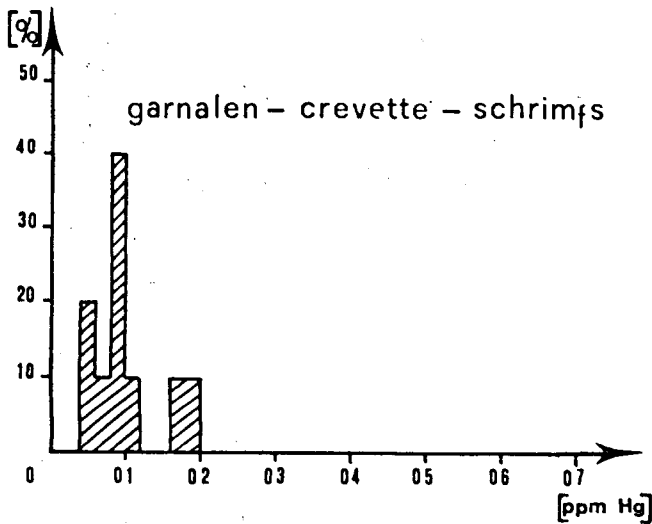
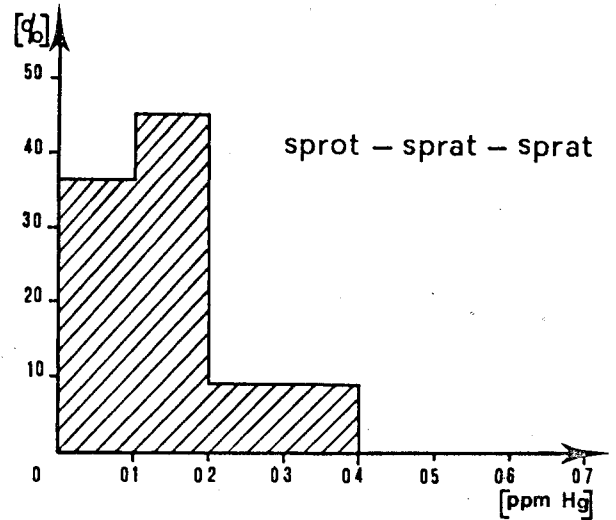
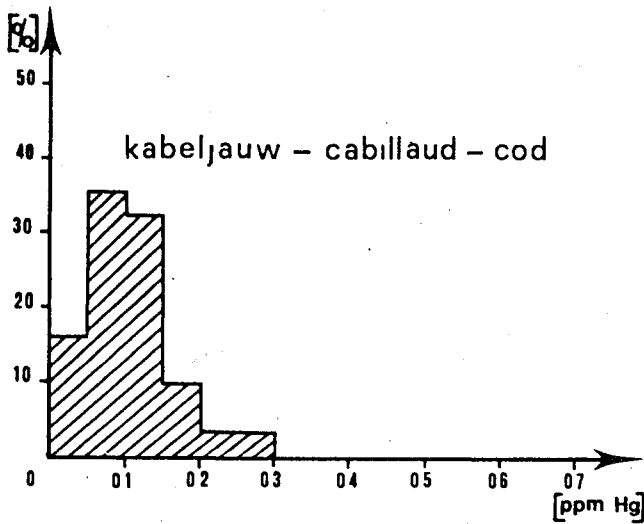
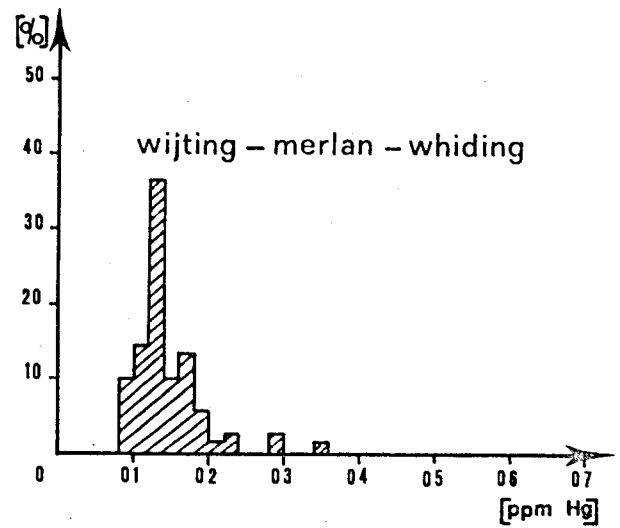
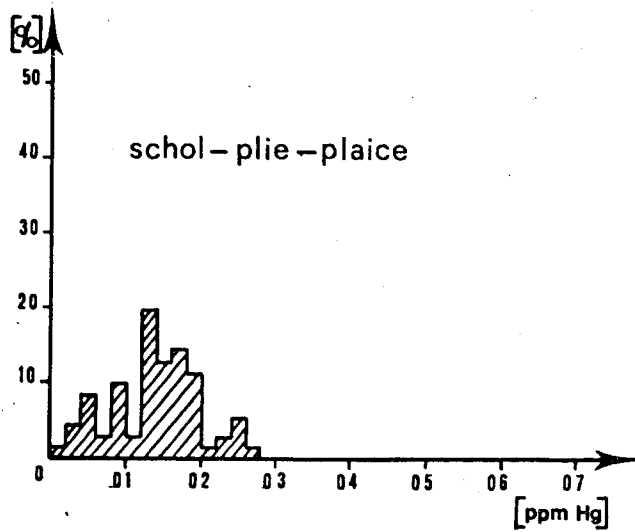


fig. 11.- Histogrammes correspondant au tableau 1.

mer du Nord, nous pouvons d'ores et déjà dresser un bilan provisoire de la situation. Ce bilan doit être envisagé sous deux aspects fondamentaux : le premier concerne le bilan du *mercure total* dans le modèle, entrée-conversion-sortie; le second concerne le bilan des conversions internes possibles d'une forme particulière à l'autre à l'intérieur du modèle.

A partir des données du rapport de 1971, de celles de l'*Atlas chimique* de 1972 et des considérations qui précèdent, on ne peut manquer d'être au moins fortement inquiété par la fixation quasi quantitative de tous les rejets de mercure dans la chaîne alimentaire. En effet, le Rhin débite, par an une moyenne de 117 tonnes de mercure [De Groote (1971)], l'Escaut pour sa part, débite entre 10 et 25 % de ce tonnage (l'input de la Tamise nous est encore inconnu) et en se limitant à ces seuls donneurs, on constate qu'en dehors de la zone d'influence directe des estuaires, les teneurs résiduelles en mercure dans l'eau et dans les sédiments sont infiniment réduites dans tout le réseau expérimental et même souvent en dessous des teneurs d'équilibre observées dans les océans¹. Ceci indique de façon claire que *tout ou quasi tout le mercure a été digéré* par la chaîne alimentaire. De plus, la littérature présente toute une série d'études [Cumont *et al.* (1972)] qui établissent clairement que tout au long de la chaîne, il y a accumulation et concentration : le fait de vivre en milieu dit non pollué n'exclut pas la concentration² puisque ces organismes vivent aux dépens de ceux qui les précèdent dans la chaîne.

Du point de vue gestion toujours, il est intéressant de se demander enfin quel sera le *devenir* du stock de mercure actuellement concentré dans les organismes vivants. A ce sujet, une étude particulière [Billen (1972)] effectuée en marge du programme et recoupée par de nombreuses données de la littérature [Cumont *et al.* (1972), Jernelöv (1970)] nous fournit les renseignements suivants : d'une part, *les transformations chimiques spontanées* du mercure concourent à accumuler et à immobiliser cet élément dans les sédiments³; d'autre part, une remise en solution après méthylation par

1. Ceci est une conséquence de la "promotion" de la productivité en zone côtière, voir Atlas chimique.

2. La corrélation taille-teneur en mercure dans les filets pour tous les tonidés et salmonidés examinés par Cumont *et al.* indique que la vitesse d'élimination est inférieure à la vitesse d'assimilation.

3. Dans la zone côtière belge, au stade actuel, on ne trouve pas trace de cette éventuelle immobilisation.

action bactérienne dans les vases moins récentes est *limitée* en anaérobiose réductrice (peu probable dans le milieu côtier de la mer du Nord) par une minéralisation purement chimique et en anaérobiose oxydante par une activité bactérienne minéralisante compétitive.

Nous manquons de données quantitatives locales à ce sujet. Il est cependant possible d'estimer les rendements maximaux de conversion des deux processus antagonistes, à partir de la proportion de matériaux détritiques *qui arrivent réellement* au niveau du benthos. S'il s'agissait purement de minéralisation chimique, le rendement de la conversion serait de l'ordre de 1 % l'an du stock total actuellement mobilisé; compte tenu de la vitesse relativement grande des processus enzymatiques et de la compétition des deux processus bactériens impliqués, la conversion et la mise en solution sous forme de *méthylmercure* pourrait se situer entre 1 et 5 % l'an, les calculs étant basés sur la même masse de détritiques organiques à traiter. La vérité est probablement entre ces deux limites.

B.- ESTUAIRES

Nous ne ferons pas une étude détaillée de tous les éléments en solution dosés au cours des croisières estuaires. Le caractère sporadique des rejets et l'allure irrégulière des profils obtenus (*cf. Atlas chimique*) exclut une telle étude qui doit nécessairement être menée de front avec l'exploitation des résultats obtenus dans les autres compartiments (matières en suspension, sédiments, etc.) sous forme de *bilans de matière* tels que ceux-ci sont présentés dans l'étude globale des estuaires (*cf. chapitre V, p. 231*).

Nous voudrions cependant citer deux travaux très importants qui ne trouvent peut-être pas encore leur place dans un exposé d'ensemble des résultats mais qui sont susceptibles de nous fournir des données dont le modèle mathématique fera certes usage ultérieurement. Le premier travail [Rondia (1972)] repris sous forme de tableau dans l'*Atlas chimique* concerne la présence des hydrocarbures cancérigènes dans les vases de l'Escaut. Le second travail (voir chapitre X) concerne un inventaire très complet

de la région côtière, du point de la zone d'immixtion de la mer et des émissions (égouts, chenaux, etc.). Ce travail est en marge du programme estuaires proprement dit, mais il constitue un document de base pour l'établissement des conditions aux limites.

Références

- BILLEN (G.), (1972). *Etude des transformations du mercure dans les sédiments d'une rivière*, Mémoire de licence, U.L.B., Bruxelles.
- C.I.P.S., (1972). *Modèle mathématique - Rapport de synthèse, I.*
- CUMONT (G.), VIALLEX (G.), LELIEVRE (H.), BOBENRIETH (P.), (1972). Contamination des poissons de mer par le mercure, *Rev. intern. Océanogr. méd.*, tome XXVIII, 95-126.
- 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.
- DEHAIRS (F.), (1972). *Sedimentologie en gedrag van de bodemfosfaten van de Spuikom te Oostende*, Licentiaatsverhandeling, V.U.B., Bruxelles.
- ELSKENS (I.), (1972). *Atlas chimique de la mer du Nord*, C.I.P.S.
- GILLAIN (G.), (1972). *Analyse des métaux lourds par "Anodic Stripping"*, Technical Report CIPS-ICWB, 1972/Chim.-Synthèse 01.
- HENRIET (J.), VALANGE (B.), GASPAR (P.) et PINEUX (M.), (1972). *Rapport sur les pesticides dans l'eau de mer et dans les sédiments*, Station de Phytopharmacie de Gembloux, Technical Report CIPS-ICWB, Chimie Pesticides 02-1972.
- HERMANS (M.), (1972). *Bepaling van de biomassa door ATP bioluminescentie*, Licentiaatsverhandeling, Laboratoria voor Biochemie en Anal. Chemie, V.U.B., Bruxelles.
- I.S.O., (1972). *Interim Rapport over het gehalte aan zware metalen- en pesticidenresidu's in vis en garnalen*, Instituut voor Scheikundig Onderzoek (I.S.O.), Rijksstation voor Zeevisserij (Oostende), Technical Report CIPS-ICWB, 1972/Biol./Synthèse 02.
- JERNELÖV, (1970). A release of methylmercury from sediments with layers containing inorganic mercury at different depths, *Limnol. Oceanogr.*, 15, 958-960.
- LAUWEREYS (M.), VLERICK (N.), ROELANT (A.), VERCRIJSSE (A.), (1972). *Pesticides in marine micro organisms*, Technical Report CIPS-ICWB,

1972/Chim. Pest./Synthèse 01.

- MOENS (M.), (1972). *Analyse de la matière en suspension*, K.U.L., Technical Report CIPS-ICWB, 1972/Radiales, Sed. 01 et 1972/01, Sed. 01.
- MOMMAERTS (J.P.), (1972). *Production primaire, mise à jour de tous les résultats de production primaire depuis la croisière de janvier 1971*, C.I.P.S.
- MOMMAERTS (J.P.), (1972). *The relative importance of nanncplankton in the North Sea primary productivity*, C.I.P.S., Synthesis, nov. 1972.
- PEAKE (E.), BAKER (B.) and HOGSON, (1972). The contribution of aminoacids, hydrocarbons and chlorins to the Beaufort sea by the Mackenzie River system, *Geoch. et Cosmochem. Acta*, 36, 867.
- PICHOT (G.) et HECQ (J.H.), (1972). *Exploitation des données du point fixe M06 par corrélations croisées*, C.I.P.S., publication N 20.
- Programme DESTAT, *Bull. Gen. Elect.*, Time-Sharing Library.
- Programme POLFIT^{ooo} (M06-661), *Bull. Gen. Elect.*, Time-Sharing Library.
- Programme STATAN^{ooo} (M11-661), *Bull. Gen. Elect.*, Time-Sharing Library.
- RAMADA (F.), (1972). *Science Progrès*, 3447, 39-47.
- RONDAY (F.C.), (1972). *Etude de la circulation résiduelle en mer du Nord au mois de janvier*, C.I.P.S., publication N 13.
- RONDIA (D.), (1972). *Hydrocarbures polycycliques dans les sédiments de l'Escaut*, repris dans *l'Atlas chimique de la mer du Nord*, C.I.P.S.
- Unité d'Océanologie U.L.B., (1972). *Etudes de la distribution de la chlorophille et des phéo-pigments*, Technical Reports CIPS-ICWB, 1972/01, 1972/03/Biol. 04 et 1972/Biol./Synthèse 03.
- Unité d'Océanologie U.L.B., (1973). *Premier niveau trophique, Analyse des matières organiques particulières*, Rapport de synthèse CIPS-ICWB, en préparation.
- VANDERSTAPPEN (H.R.) et HERMAN (P.), (1973). Technical Report à paraître, (communication privée).
- WOLLAST (R.), (1972). *Etude des sédiments récents de la mer du Nord*, Rapport de synthèse CIPS-ICWB, nov. 1972.

Chapitre VII

Le plancton

Rapport de synthèse

présenté par

P. POLK

Les rapports de synthèse présentés aux journées d'étude de novembre 1972, C.I.P.S., ont été discutés au *Laboratorium voor Ekologie en Systematiek* (V.U.B.) avec J. Steyaert et Ch. Van Beveren de l'unité d'Océanologie, Collectif de Bio-Ecologie (U.L.B. - prof. J. Bouillon) et du *Laboratorium voor Phyto-hydrobiologie* avec Vandendries et L. Huys (K.U.L. - prof. Louis) pour le phytoplancton.

Le rapport de synthèse *Zooplancton* a été réalisé avec l'aide de G. Hoevenaghel du laboratoire d'Océanologie (U.L.B.) et de J.H. Hecq et D. Heyden du laboratoire de Biologie marine (U.Lg. - prof. Godeaux).

Pour le rapport de synthèse, section *Bactériologie planctonique*, nous avons utilisé également les résultats de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Ministère de la Santé publique et de la Famille (J. Barbette, J.P. Dauby, M. Duboquet).

Ces différents rapports ont, à leur tour, servi de base (ainsi que les rapports techniques) à la présente synthèse. Celle-ci a été établie par Cl. Joiris et G. Billen pour la partie *Bactériologie*, J.P. Mommaerts

pour la partie *Phytoplankton* et par Hecq, Bossicart et Polk pour la partie *Zooplankton*. Ces trois parties étant appelées dans l'avenir à former un tout cohérent, ceci ne constitue donc qu'un travail provisoire; en effet, l'état d'avancement des recherches dans les différents domaines n'est pas encore comparable. Certaines études en sont encore à un stade descriptif : il s'agit de l'identification et l'énumération des biomasses; d'autres permettent déjà de faire le lien entre différents paramètres : *uptake* des nutriments par le phytoplancton, effet antibiotique, développement des bactéries lié à la présence des matières organiques. La description n'est pas suffisante, c'est pourquoi les études dynamiques déjà en cours pour le phytoplancton (production primaire, diversité) vont être étendues au zooplancton et aux bactéries par des mesures d'activités métaboliques. Celles-ci permettront de comprendre et d'apprécier le recyclage des éléments accumulés dans la biomasse.

L'orientation de notre travail tend donc à dépasser la vision purement statique de la situation du compartiment *Plancton* afin d'aboutir à la compréhension de l'évolution des phénomènes dans le temps avec leurs interactions dominantes.

A.- BACTERIOLOGIE

1.- Introduction

Cette synthèse utilise principalement les résultats obtenus en 1972 par l'équipe de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Bruxelles (J. Barbette et collaborateurs) et par le *Laboratorium voor Ekologie en Systematiek, Vrije Universiteit Brussel* (C. Joiris).

Les paramètres mesurés par le premier groupe sont les nombres de bactéries hétérotrophes aérobies marines et estuariennes (les *germes totaux*), de bactéries coliformes (*Escherichia coli*), de streptocoques fécaux et de staphylocoques pathogènes. Les résultats du second concernent les bactéries hétérotrophes et l'effet antibiotique du bassin de Chasse d'Ostende, ainsi que l'effet antibiotique en mer du Nord (en septembre 1972).

Se limitant à ces deux biotopes, la discussion n'abordera pas les données recueillies dans l'estuaire de l'Escaut.

2.- Résultats

2.1.- Bactéries hétérotrophes

2.1.1.- Bassin de Chasse d'Ostende

Les comptages hebdomadaires de bactéries hétérotrophes aérobies réalisés, en 1971, pendant la fermeture des écluses qui relient le bassin de Chasse au port d'Ostende, avaient permis de distinguer une succession de populations bactériennes. De plus, la conclusion était que le nombre total de bactéries hétérotrophes dépendait principalement des matières organiques : celles qui proviennent du port, dans une première période, puis celles qui apparaissent dans le bassin lui-même (cadavres de phyto-plancton, par exemple), dans une deuxième période [Jo Podamo (1972)].

Cette hypothèse, qui fait dépendre le nombre total de bactéries hétérotrophes de la matière organique disponible, est d'ailleurs souvent admise [par exemple, Kriss (1972)].

Le même type de travail a été réalisé en 1972, mais les écluses n'étant pas restées fermées pendant des périodes suffisantes, les résultats

obtenus ne permettent pas d'interprétation approfondie. Tout au plus peut-on dire qu'ils ne sont pas en contradiction avec les hypothèses précédentes : par les écluses ouvertes, il y a eu toute l'année des apports de matière organique du port d'Ostende. On pouvait dès lors prévoir qu'il n'y aurait pas de succession de populations stables différentes, ni de diminution rapide par consommation des matières organiques en début de période. Le fait qu'il en a bien été ainsi [C. Joiris (1973)] peut donc facilement s'intégrer dans le cadre des hypothèses générales.

2.1.2.- Mer du Nord

La même hypothèse peut être appliquée aux résultats obtenus en mer du Nord : la distribution des bactéries reflétant celles des matières organiques utilisables, il est normal qu'elles soient abondantes près des côtes, source de matières organiques et que leur nombre diminue vers le large (figures 1-3)¹. En effet, deux types de facteurs au moins font diminuer la concentration en matières organiques lorsqu'on s'éloigne des côtes : la dilution et, surtout, la consommation par les organismes hétérotrophes (donc par les bactéries elles-mêmes).

2.1.3.- Conclusion

L'ensemble des résultats de comptage des bactéries hétérotrophes, obtenues tant au bassin de Chasse qu'en mer du Nord, peuvent facilement être expliqués par la simple hypothèse que le nombre de bactéries reflète la concentration de matières organiques disponibles.

Il serait extrêmement utile de vérifier la validité de cette hypothèse de base, en mesurant la matière organique en même temps que les bactéries hétérotrophes. Une première approche sera abordée dans ce sens en 1973, la matière organique utilisable étant déterminée par mesure de BOD (demande biologique en oxygène) par le *Laboratorium voor Ekologie en Systematiek*.

1. Ces cartes ont été dressées en prenant la moyenne des valeurs obtenues à différentes profondeurs, puisque plusieurs études (paramètre chimique, phytoplancton) indiquent que la colonne d'eau est en général rendue homogène par turbulence. Afin de pouvoir porter des valeurs très différentes sur un même graphique, on a choisi de porter en abscisse la racine cubique du nombre de bactéries; sur une échelle linéaire.

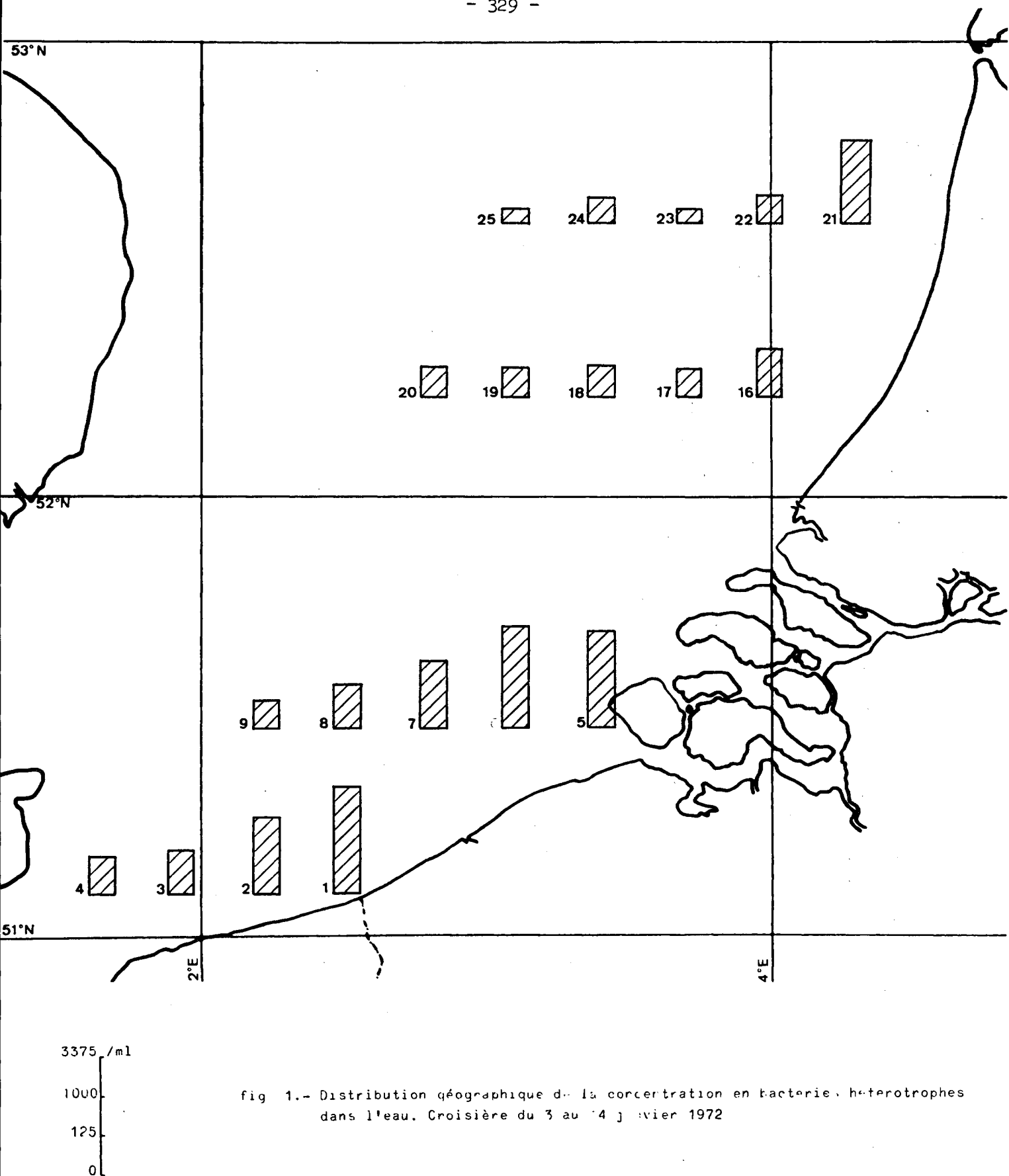


fig 1.- Distribution géographique de la concentration en bactérie, hétérotrophes dans l'eau. Croisière du 3 au 4 janvier 1972

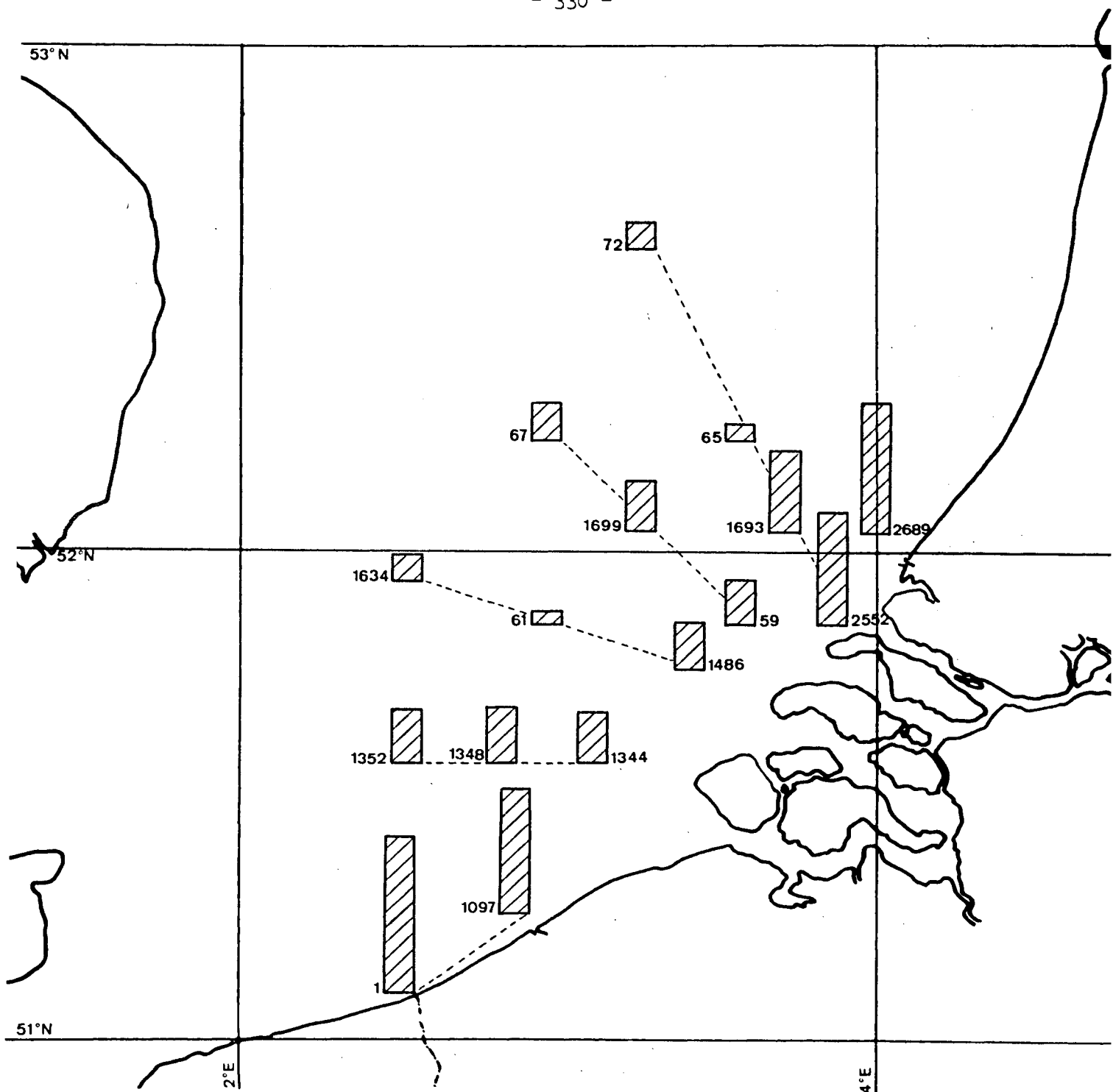
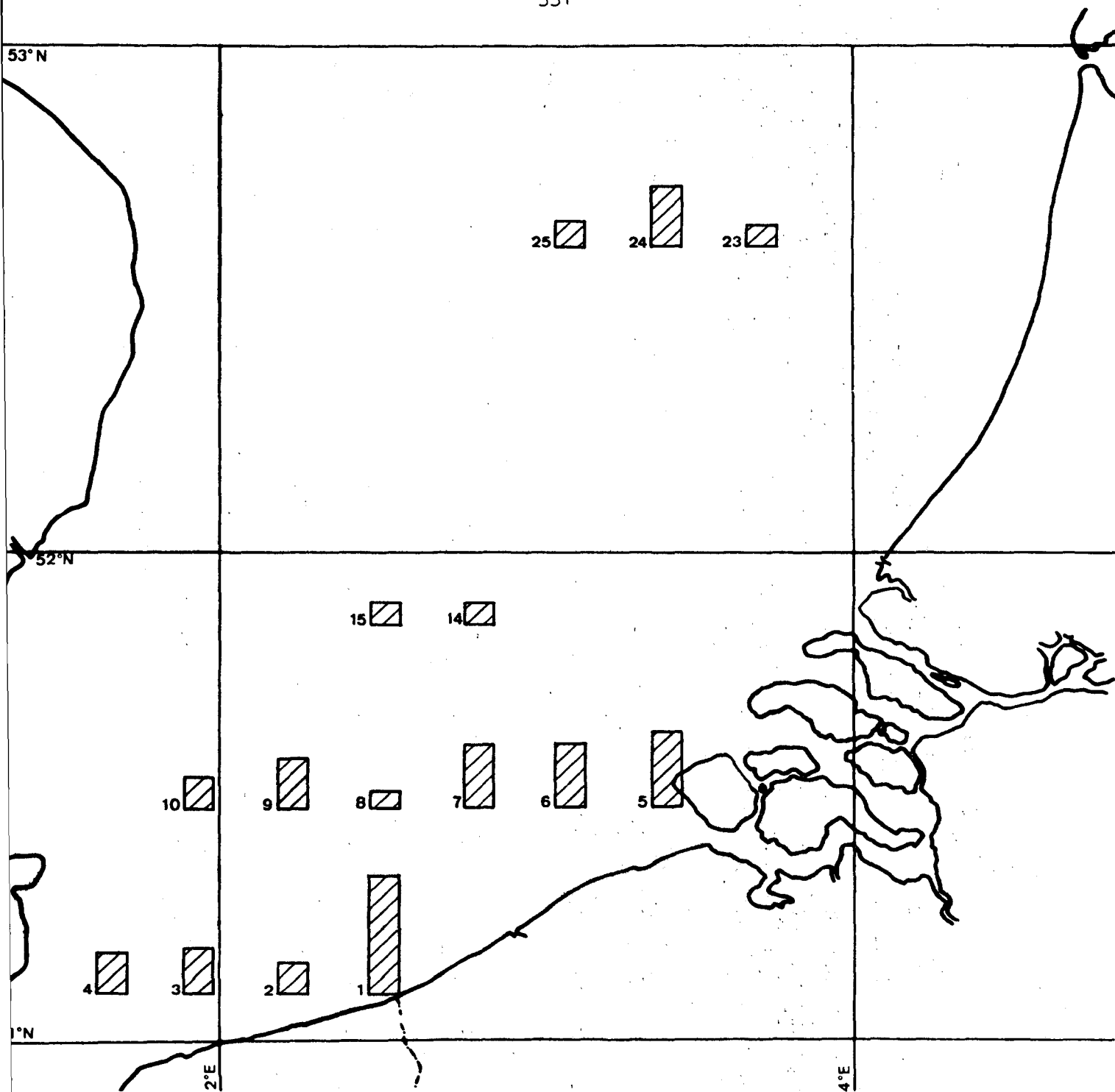


fig. 2.- Distribution géographique de la concentration en bactéries hétérotrophes dans l'eau. Croisière du 10 au 18 avril 1972.

3375 /ml
1000
125
01



3375 : ml
1000
125
0

fig. 3.- Distribution géographique de la concentration en bactéries hétérotrophes dans l'eau. Croisière du 9 au 19 octobre 1972.

Lorsque, en plus, sera entièrement mise au point la méthode de mesure d'activité des bactéries hétérotrophes, le *Projet Mer* disposera des éléments de base pour établir un modèle de la pollution par matières organiques biodégradables. En effet, en connaissant les apports en matières organiques (conditions aux limites : zone côtière), les effets de dilution et de déplacement résiduel (données hydrodynamiques), la distribution des bactéries et la vitesse de consommation des matières organiques par les organismes hétérotrophes (c'est-à-dire principalement les bactéries), il sera possible d'établir les équations d'évolution des matières organiques et des organismes hétérotrophes qui, à la fois, en dépendent.

2.2.- Bactéries de la pollution fécale et effet antibiotique

2.2.1.- Bactéries indicatrices de pollution fécale

Remarque préliminaire : la présence de staphylocoques pathogènes étant extrêmement limitée, ces résultats n'interviendront pas dans la discussion.

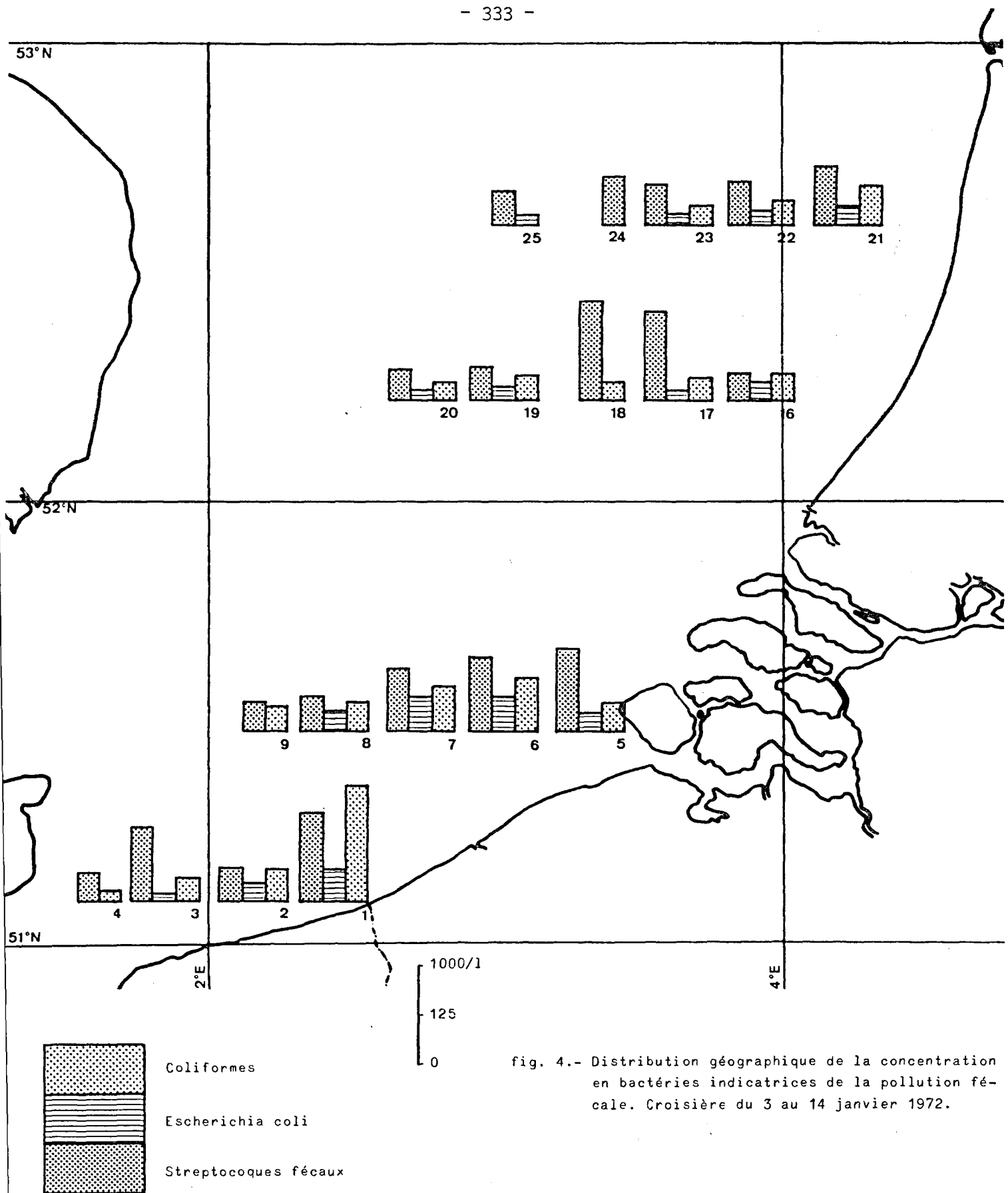
A partir des résultats obtenus par J. Barbette *et al.* (1972) en mer du Nord, nous avons établi, à titre d'exemple, quelques cartes de distribution de ces bactéries (valeurs moyennes par station et racine cubique du nombre de bactéries) [figures 4-6].

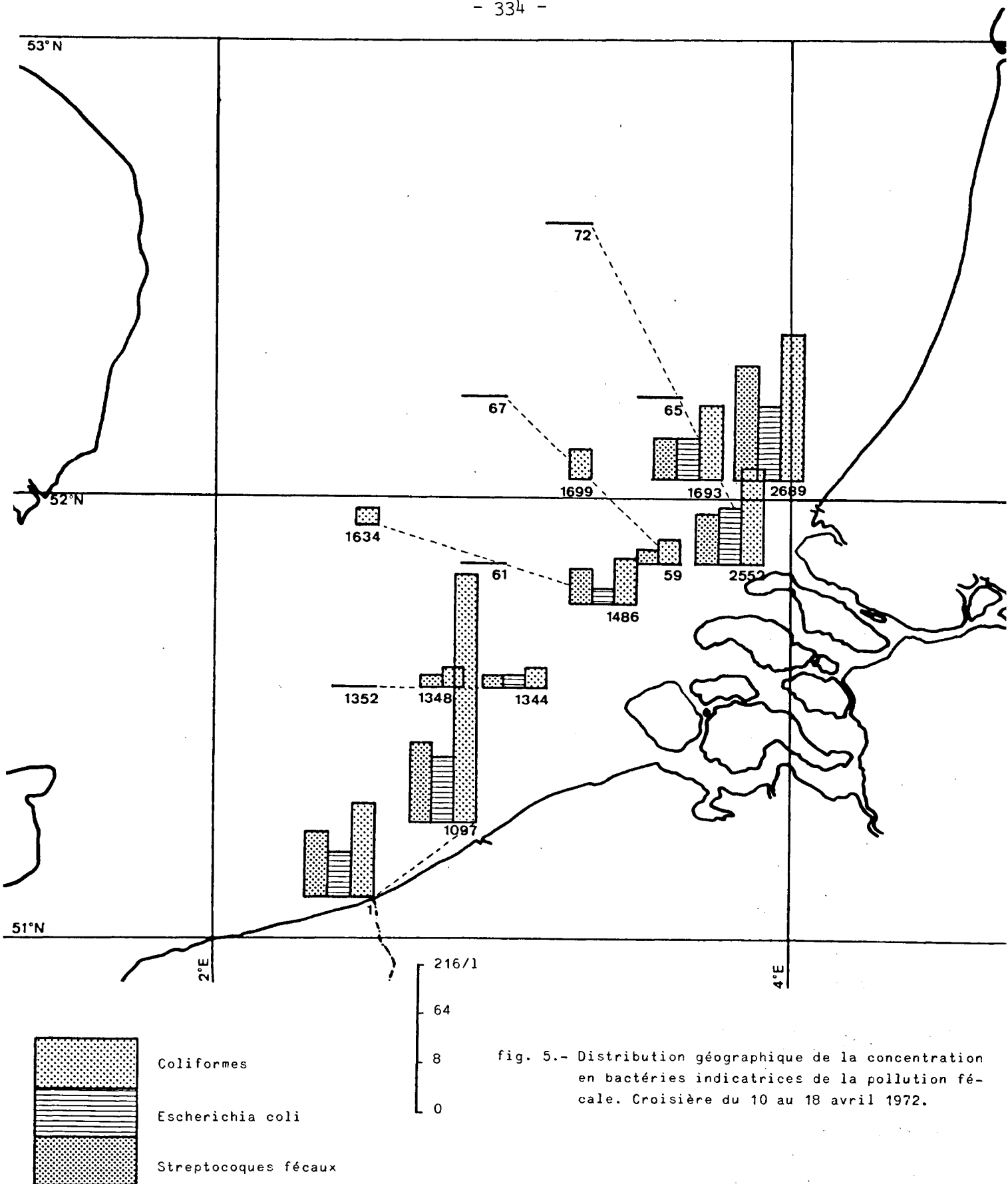
Ces cartes permettent de visualiser le fait que les nombres de bactéries de la pollution fécale ont tendance à être élevés près des côtes, et à diminuer lorsqu'on s'éloigne vers le large. Cette tendance est encore accentuée lorsqu'on tient compte des valeurs obtenues tout près de la côte (réseau côtier, plages).

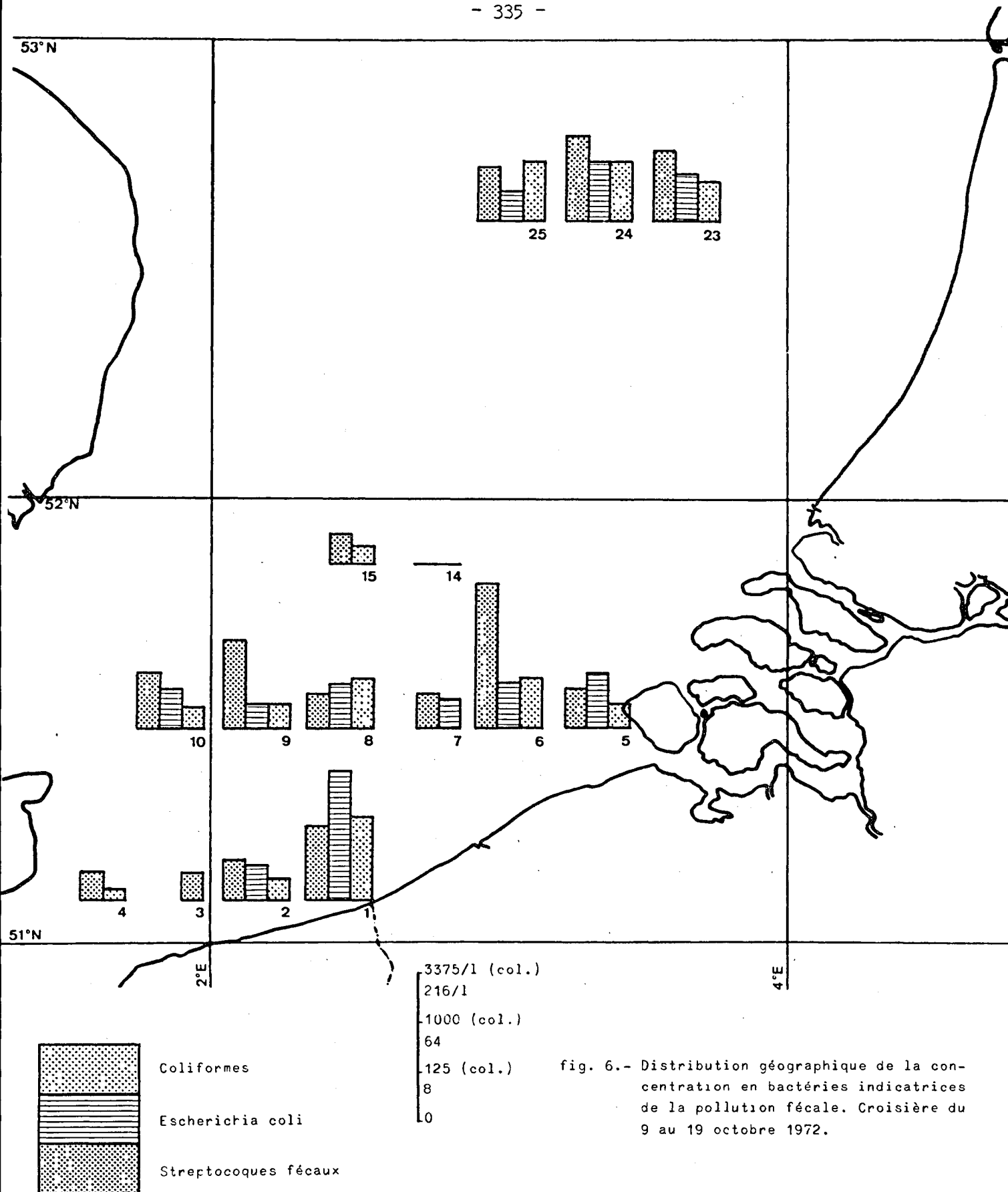
Cette diminution peut être interprétée par l'intervention de plusieurs facteurs, dont les effets s'additionnent :

- la dilution des eaux contaminées dans des eaux marines plus propres,
- un effet bactéricide de la mer (effet *antibiotique*, voir plus loin),
- un facteur sédimentation qui peut probablement être négligé, en première approximation, à cause de la forte turbulence qui agite l'ensemble de la colonne d'eau dans le secteur étudié.

Afin de chercher à discerner le rôle joué par ces deux premiers facteurs, nous avons porté en graphique le nombre de bactéries comptées aux







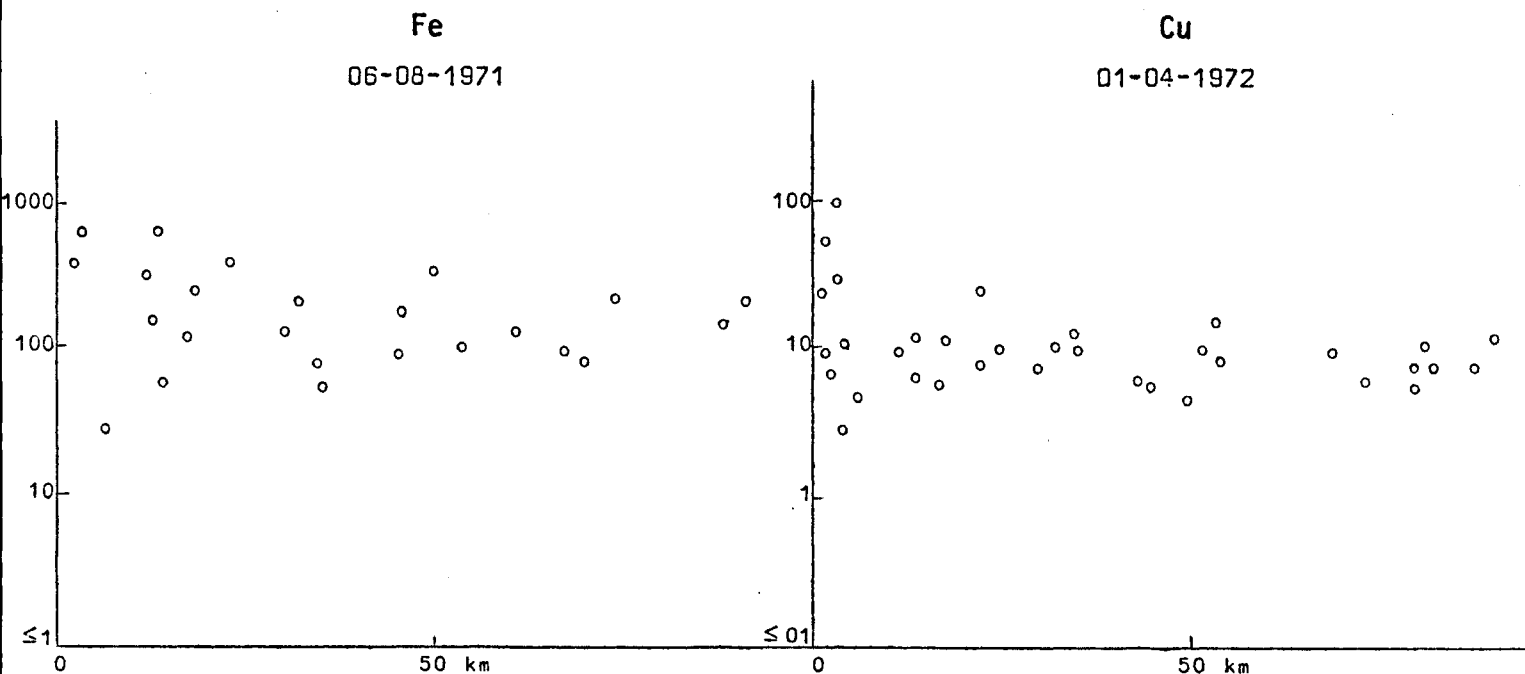


fig. 7.- Distribution du fer et du cuivre (en ppb) en fonction de la distance à la côte¹. Fer : données recueillies en juin et août 1971; cuivre : données de janvier et avril 1972.

diverses stations (sur une échelle logarithmique) en fonction de la distance de ces stations à la côte¹. il est possible d'établir une courbe témoin qui renseigne sur les phénomènes de dilution uniquement : il suffit de choisir un élément qui serait à la fois inerte (non métabolisé) et indicateur d'eau douce (amené par la région côtière). Parmi les données dont nous disposons, il nous a semblé que le fer et le cuivre se rapprochaient le plus de ces conditions. C'est donc en comparant avec les résultats obtenus pour ces métaux que seront discutés les résultats obtenus pour les bactéries de la pollution fécale (figures 7 et 8).

On peut constater immédiatement que les bactéries ont tendance à disparaître, lorsqu'on s'éloigne de la côte, d'une manière nettement plus marquée que le fer ou le cuivre (voir plus particulièrement les résultats

1. Ce choix de l'abscisse se justifie dans la mesure où on peut considérer l'ensemble de la côte comme source de pollution, par les égouts des différentes agglomérations. Un paramètre bien meilleur serait le "temps probable de séjour en mer", calculé à partir des données hydrodynamiques de déplacement des masses d'eau (voir discussion plus loin).

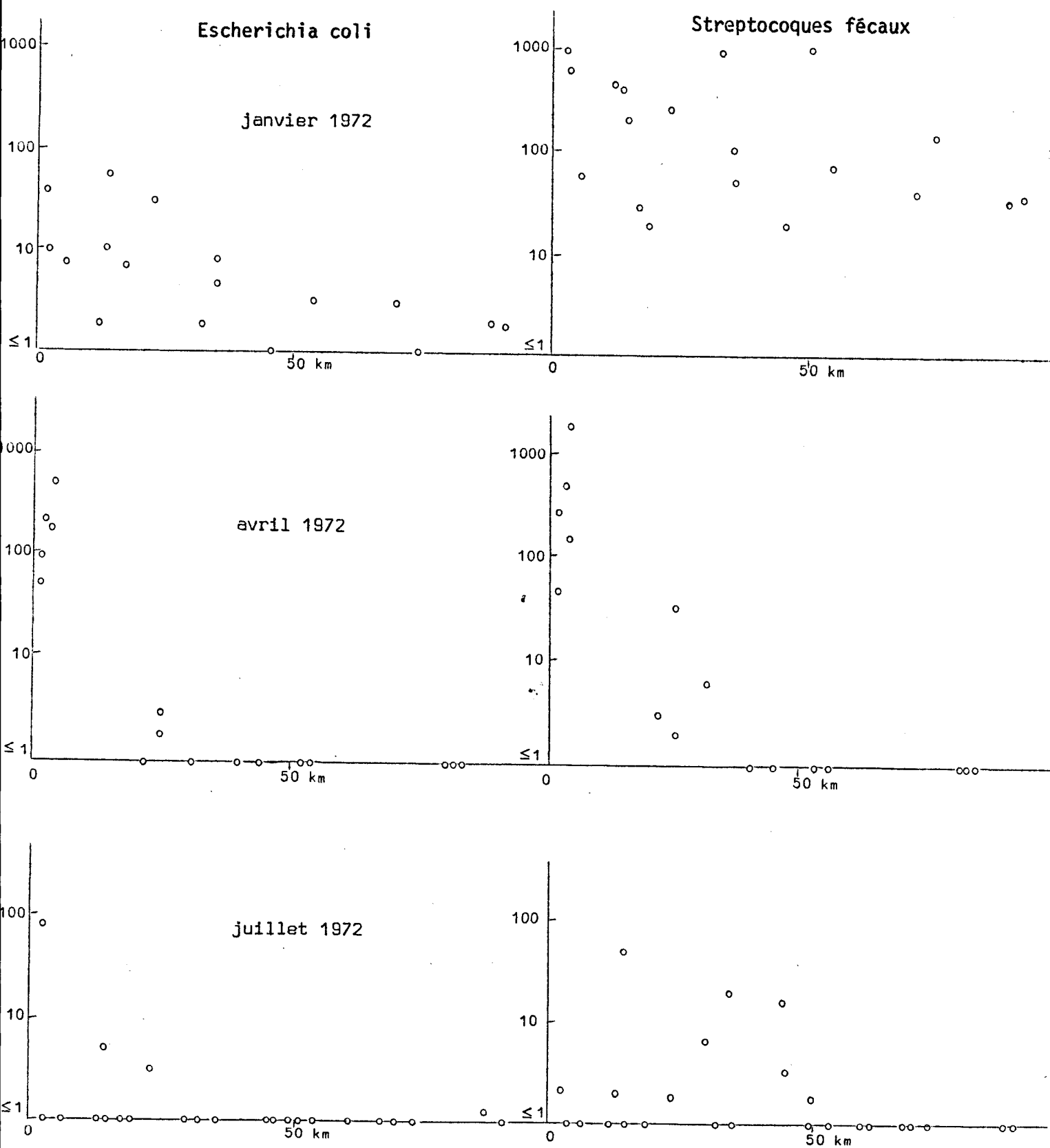


fig. 8 (1).

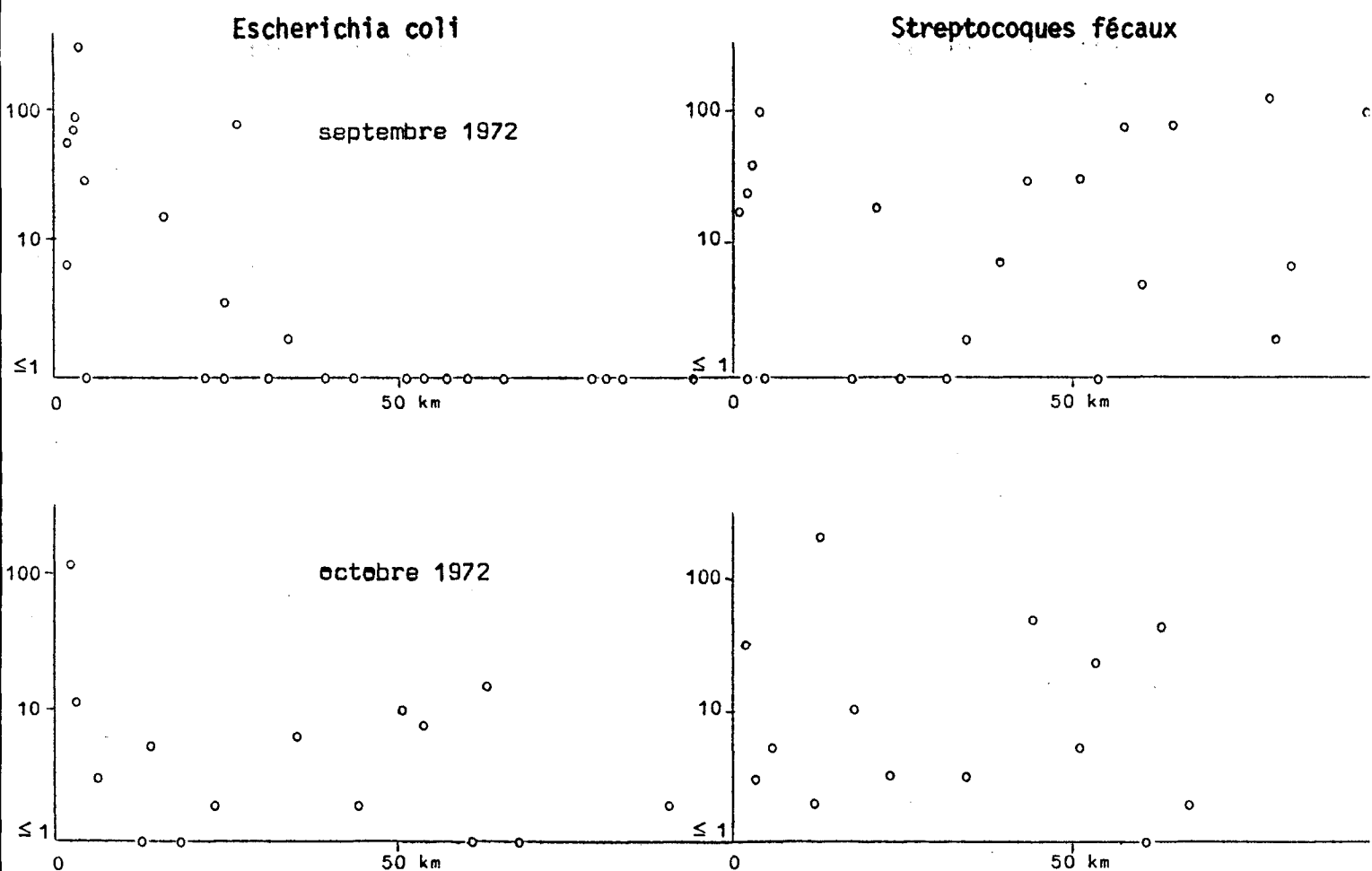


fig. 8 (2).- Distribution des *Escherichia coli* et des streptocoques fécaux en fonction de la distance à la côte. Les concentrations en bactéries sont exprimées en colonies/litre.

d'avril 1972). Cette différence correspond donc à l'existence de *phénomènes antibiotiques*.

Ces propriétés antibiotiques de la mer présentent une nette *spécificité*, les *E. coli* étant souvent beaucoup plus sensibles que les streptocoques (voir surtout septembre 1972)¹.

Enfin, une caractéristique très importante de cet effet autoépurateur est sa *variation saisonnière* d'intensité : les mois d'été (avril,

1. On retrouve ici un phénomène bien connu, à savoir que les streptocoques peuvent, d'une manière générale, mieux survivre en mer que les *Escherichia coli*.

juillet et, dans une moindre mesure, septembre 1972) reflétant une activité antibiotique beaucoup plus forte que les mois d'hiver (janvier et octobre 1972).

Conclusion

Nous interprétons les résultats fournis par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie comme reflétant l'existence d'un effet antibiotique en mer du Nord. Cet effet présente une nette spécificité vis-à-vis des bactéries. Il subit d'importantes variations saisonnières.

2.2.2.- Etude expérimentale de l'effet antibiotique vis-à-vis d'*Escherichia coli* (voir D, p. 370)

L'effet antibiotique de l'eau de mer a été étudié, au bassin de Chasse d'Ostende, depuis juin 1972. La méthode utilisée consiste à suivre, au cours du temps, la survie d'*E. coli* dans de l'eau fraîchement prélevée. Cette procédure permet, non seulement d'obtenir des résultats comparables dans l'espace et le temps, grâce à l'utilisation de conditions expérimentales reproductibles (température, une seule culture d'*E. coli*), mais aussi d'étudier le mécanisme de l'effet antibiotique, grâce à l'utilisation de témoins traités (eau de mer stérilisée, par exemple).

Les résultats obtenus révèlent un effet antibiotique important dans toutes les eaux testées; cet effet est systématiquement perdu par stérilisation (autoclavage ou filtration).

L'ensemble de ces renseignements, ainsi que la comparaison entre variations de phytoplancton et variation de propriétés antibiotiques, permettent d'avancer l'hypothèse que la cause principale de l'effet antibiotique serait, suivant le moment de l'année, liée au phytoplancton ou aux bactéries marines.

Au cours de la croisière de septembre 1972, une première série d'expériences de survie des *E. coli*, en eau de la mer du Nord, montre qu'il y existe également un effet antibiotique; cet effet, important près de l'embouchure de l'Escaut, va en s'amenuisant lorsqu'on s'éloigne vers le large.

2.2.3.- Conclusion

Les résultats de comptages révèlent l'existence d'un net phénomène antibiotique, spécifique et toujours plus important vis-à-vis d'*E. coli*

que des streptocoques fécaux. Cet effet se retrouve effectivement dans les expériences directes de survie d'*E. coli* dans l'eau de mer. Il présente des variations géographiques et saisonnières (cet aspect sera vérifié au cours des prochaines croisières). L'existence des variations saisonnières d'effet antibiotique permet d'expliquer des résultats, à première vue difficiles à comprendre, tels que la présence plus abondante d'*E. coli* dans les eaux côtières en hiver qu'en été. Il semble, en effet, que les apports en *E. coli* (via l'égout de Blankenberge, par exemple) ne subissent pas de variation saisonnière; s'il y en avait, elle irait plutôt dans le sens d'une augmentation en été, lorsque la population augmente fortement à la côte. De sorte que, le facteur essentiel qui détermine la concentration de bactéries fécales est celui qui influence la survie de ces bactéries en eau de mer : l'effet antibiotique.

Il est possible, à partir des résultats recueillis, d'établir un modèle mathématique de l'évolution des *Escherichia coli* en mer du Nord. L'établissement d'un tel modèle ferait intervenir, outre les données de comptages des bactéries de la pollution et les mesures d'effet antibiotique, des informations d'hydrodynamique : on pourrait alors porter en graphiques les nombres de bactéries survivantes en fonction du temps probable de séjour dans la mer, grâce à la connaissance des déplacements résiduels des masses d'eau. A partir de ces graphiques, il sera possible d'établir les vitesses réelles de disparition de ces bactéries. Il sera par ailleurs possible de tester immédiatement les limites de validité du modèle en calculant l'évolution théorique des nombres d'*E. coli*, à partir des données sur les apports en ces bactéries (mesures côtières), de données de déplacement résiduel des masses d'eau et des déterminations expérimentales de l'effet antibiotique.

Le travail réalisé parallèlement au bassin de Chasse d'Ostende doit permettre d'améliorer la compréhension des phénomènes et de leur mécanisme.

3.- Références

BARBETTE (J.) *et al.*, (1972). *Technical reports* : 1972/01, Bact. 01; 1972/03, Bact. 01; 1972, Bact. 06; 1972/Rad., Bact. 01; 1972/Rad, Bact. 04.

C.I.P.S., (1972). *Modèle mathématique - Rapport de synthèse, I.*

C.I.P.S., (1972). *Analyses bactériologiques.*

ELSKENS (I.), (1971). *Technical report* : 1971/01-02, Chim. 01.

GILLAIN, (1972). *Technical reports* : 1972/01, Chim. 05; 1972/02, Rad. Chim. 02.

JOIRIS (C.), (1971). *Technical report* : 1971, Bact. 02; (1973) en préparation.

KRISS (A.E.), (1972). *Microbiology*, 40, 789.

PODAMO (J.), (1972). *Ann. Soc. Roy. Zool.*, sous presse.

PODAMO (J.), (1972). *Dodoneae*, sous presse.

B.- LE PHYTOPLANCTON

1.- Introduction

Les organismes du phytoplancton sont principalement responsables du processus initial de production de matière organique (production primaire) dans l'écosystème marin. Ils agissent comme capteurs et concentrateurs de substances dissoutes (nutrients aussi bien que toxiques) et, de par leur position dans la chaîne alimentaire, contribuent au transfert de ces substances dans les organismes qui peuplent l'écosystème.

D'autre part, l'abondance et la nature des espèces qui forment le phytoplancton conditionnent l'abondance et la nature des organismes plus évolués qui s'en nourrissent. Comme le phytoplancton est très sensible aux variations des conditions de l'environnement, sa composition se modifie, en raison de ces variations et ces modifications sont répercutées et éventuellement amplifiées dans tout l'écosystème.

Dans l'étude globale d'un écosystème, il est donc important de suivre l'évolution de ce phytoplancton. Cette approche a été principalement faite de deux manières : mesure de la production primaire et mesure de la biomasse.

2.- Méthodes

2.1.- Mesure *in situ* de l'activité du phytoplancton (production primaire intégrée).

La technique de traçage au ^{14}C a été utilisée pour mesurer l'intensité globale de la photosynthèse, c'est-à-dire de la production de matière organique en tous les points du réseau expérimental. Des fractionnements de tailles ont été faits pour déterminer l'importance relative du nanoplancton dans la production primaire.

2.2.- Mesures de la biomasse du phytoplancton

Aucune technique de mesure directe n'a été utilisée pour déterminer la biomasse totale du phytoplancton. Ont été utilisés :

a) le dosage des pigments photosynthétiques

Il existe une relation certaine entre biomasse phytoplanctonique et quantité de pigments mais les fluctuations sont souvent importantes [Strickland (1960) cite :

$\text{mg carbone} = (45 \pm 15) \times \text{mg de chlorophylle,}$
pour le phytoplancton marin mélangé]. Il est en outre nécessaire d'apporter une correction au dosage des pigments en tenant compte des pigments dégradés (phaeophytines) toujours présents, et dans les cellules et dans les détritrus. La proportion relative de ces phaeophytines a été utilisée comme un index dont la signification est discutée plus loin;

b) la mesure *in vitro* de l'activité du phytoplancton (production primaire potentielle)

Cette mesure est faite en lumière saturante en utilisant la technique du ^{14}C . On sait que l'apparition d'un plateau est due à la saturation de l'appareil enzymatique travaillant dans la phase *sombre* du cycle de la photosynthèse. En d'autres mots, on mesure la quantité de ces enzymes quand on détermine la capacité photosynthétique maximale d'un échantillon [Rabinowitch (1969)]. C'est une autre mesure indirecte de la biomasse. Le rapport

$$\frac{\text{capacité photosynthétique maximale}}{\text{quantité de pigments photosynthétiques}}$$

est utilisé comme indice de l'état physiologique du phytoplancton. Ce rapport mesure en fait la productivité du phytoplancton. La précision de la technique est telle que l'écart type représente 8,4 % de la moyenne, au niveau 30 mg C/m³h ;

c) le comptage des cellules du phytoplancton

Cette méthode — bien que lente et fastidieuse — permettrait d'approcher de très près le chiffre réel de la biomasse si les volumes cellulaires étaient établis et la densité du protoplasme considérée comme voisine de l'unité. En fait, n'ont été pratiquement considérés dans ce comptage que les organismes les plus volumineux et/ou les plus résistants du phytoplancton (diatomées, péridiniens). Cependant, outre les informations qu'on peut tirer de certains rapports tels que

$$\frac{\text{diatomées mortes}}{\text{diatomées vivantes}}$$

le dénombrement des individus et des espèces se prête à l'étude dynamique des populations (indice de diversité);

d) autres dosages

Le dosage des hydrates de carbone, protéines et lipides des particules de taille supérieure à 1 nm a été entrepris. Le problème consiste à faire la part des phéopigments et des matières organiques provenant de particules autres que les organismes du phytoplancton. Cependant, les résultats sont corrélés de manière relativement satisfaisante ($r = 0,53$ à $r = 0,81$ selon les croisières) avec les dosages de chlorophylle dans la mesure où le phytoplancton est à l'origine d'une fraction importante de la matière organique particulaire dans l'eau.

3.- Résultats

3.1.- Production primaire *in situ*

On a utilisé le modèle de Steemann Nielsen qui a montré que l'activité *in situ* pouvait être déduite de mesures de capacité photosynthétique, d'épaisseur de couche euphotique (facteur transparence) et d'énergie radiante reçue. Ce calcul a été utilisé comme procédure de routine et sa validité testée par des incubations *in situ* réelles.

La transparence de l'eau est un facteur déterminant. Au large des côtes (plus de 50 km), la transmission mesurée au moyen d'un photomètre sensible dans la bande verte du spectre (maximum : 540 nm) est assez stable et est d'environ 80 %/m. Ceci correspond au type 3 de la classification des eaux côtières par Jerlov. Une eau de ce type est caractérisée par l'abondance des substances jaunes qui en modifient les qualités spectrales (exemple connu : Baltique).

Vers la côte, la turbidité augmente très fort (fig. 1) et très vite (transmission d'environ 20 %/m à 540 nm). En d'autres termes, la couche euphotique (jusqu'à 1 % de l'irradiance en surface) s'étend à près de 25 m au large jusqu'à 2 m seulement près de la côte. On a constaté que ceci avait pour effet de limiter la production primaire dans une mesure telle que les eaux côtières ne sont pas toujours plus productives que les eaux du large, bien que le phytoplancton y soit toujours plus abondant.

2.34 2.56

ABSORPTION COEFFICIENT

1.5

1.0

0.5

10

20

30

40

50

60

70

80

90

100

distance to the coast Km

fig. 1 - Evolution du coefficient d'absorption de l'eau (540 nm) en fonction de la distance à la côte pour les diverses croisières.

cruise numbers

1
2
3
5
6
7
8

L'ordre de grandeur de la production primaire ne fluctue cependant guère au cours d'une même croisière de sorte que l'on peut citer les valeurs moyennes suivantes : $100 \text{ mg C/m}^2\text{j}$ en hiver, $1.500 \text{ mg C/m}^2\text{j}$ en été, niveau moyen pour la mer du Nord : $500 \text{ mg C/m}^2\text{j}$. Nous ne disposons cependant pas encore des résultats de mesures faites au moment du développement printanier maximal.

La relation entre l'*uptake* des nutriments qu'implique cette production et les concentrations en nutriments décelées est à l'étude. On suppose que, pour une croisière donnée, le taux de disparition des nutriments le long d'un transect perpendiculaire à la côte est corrélé avec le niveau moyen de production primaire, de la même manière qu'il le serait en fonction du temps dans un écosystème fermé (par exemple, le bassin de Chasse d'Ostende).

Les profils verticaux de photosynthèse mesurés *in situ* sont interprétés en fonction de la capacité photosynthétique à chaque niveau de prélèvement, de la transparence de l'eau et de la proportion de rayonnement solaire reçue pendant le temps de l'incubation. On s'est ainsi rendu compte que, pendant un jour très ensoleillé d'été, la saturation de la photosynthèse pouvait théoriquement intervenir jusqu'à environ 10 m de profondeur en une station du large. Des phénomènes de photoinhibition en surface ont été observés pendant toute la belle saison (fig. 2).

3.2.- Biomasse du phytoplancton

3.2.1.- Distribution verticale

Il est apparu que la distribution des valeurs de pigments chlorophylliens, de nombres de cellules ou de capacité photosynthétique, varie très peu le long d'un profil vertical en une station donnée. Cette conclusion apparaît dans les divers rapports de synthèse particuliers et a été chiffrée de la manière suivante dans le rapport *production primaire* : sous la surface, la capacité photosynthétique d'un échantillon vaut en moyenne (moyenne de toutes les stations de toutes les croisières pour la profondeur considérée) 89 % de la valeur maximale dans la colonne d'eau, avec une déviation standard de 14 %. A la surface, cette moyenne tombe à 78 % avec une déviation standard de 20 % (fig. 3). On peut donc conclure à l'homogénéité de la colonne d'eau dans la région étudiée de la mer du Nord,

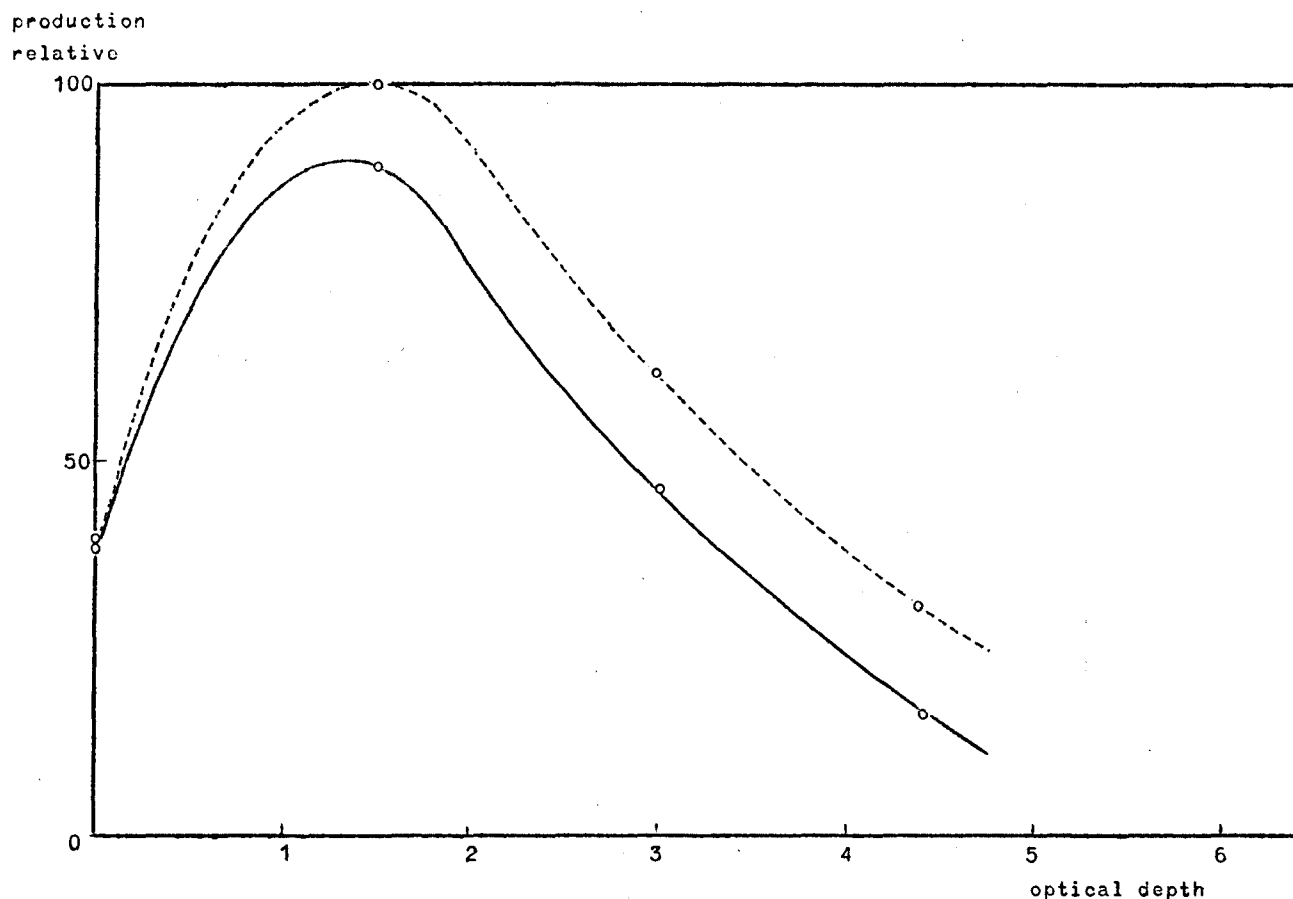


fig. 2.- Profils verticaux moyens de production primaire pour l'ensemble des résultats d'avril 1972 et juin-juillet 1972. Traits pleins : incubations in situ réelles. Traits interrompus : incubations in situ simulées dans un incubateur de pont muni d'atténuateurs de lumière.

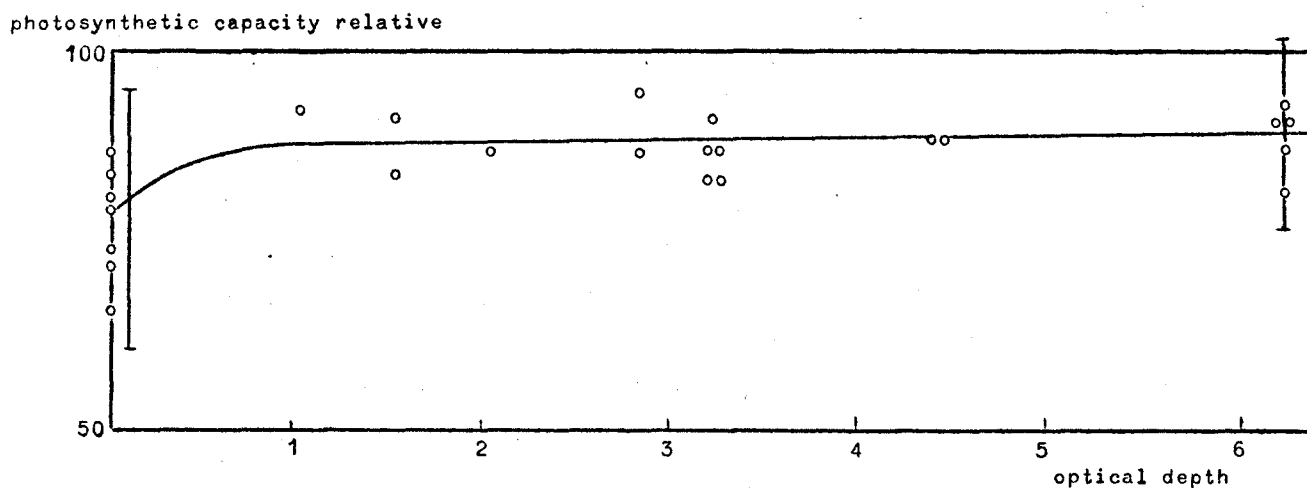


fig. 3.- Profil vertical moyen de biomasse phytoplanctonique (ici d'après la capacité photosynthétique) pour l'ensemble des résultats depuis janvier-février 1971 jusqu'à juin-juillet 1972.

si l'on excepte la surface et surtout certaines stations proches des embouchures des estuaires qui sont fortement stratifiées du point de vue du phytoplancton.

3.2.2.- Distribution horizontale

Pour chaque croisière, on a observé un gradient décroissant du phytoplancton vers le large. Les valeurs moyennes de biomasse suivantes ont été calculées pour chacune des deux régions distinguées par Elskens, en utilisant les valeurs de concentration en chlorophylle a ou de capacité photosynthétique et le coefficient de conversion de Strickland.

	Au large (mg C/m ³)	Près de la côte (mg C/m ³)	(fig. 4)
juin-juillet-août 1971	100	230	
septembre 1971	80	430	
janvier 1972	27	41	
avril 1972	25	100	
juin-juillet 1972	50	85	

Des exceptions notables au schéma de décroissance ont été observées face aux estuaires lors des croisières de juin-juillet 1971. Le spectre de variation de la biomasse est beaucoup plus étendu pendant la belle saison (sauf juillet 1972) qu'en hiver.

Des valeurs de biomasse probablement plus élevées que 500 mg C/m³ doivent être trouvées lors du maximum de développement printanier.

L'observation dans le détail des populations du phytoplancton permet d'aboutir aux mêmes conclusions générales (fig. 4).

De plus, la comparaison des données des différentes campagnes conduit à l'idée d'un déplacement du maximum vers le Nord au cours de la progression saisonnière. On peut y ajouter les observations suivantes qui confirment les résultats de l'étude de l'importance relative du nannoplancton dans la production primaire (¹⁴C) : les diatomées sont dominantes dans les régions avoisinantes aux côtes. Les flagellés et les petits dinoflagellés sont dans une plus grande mesure responsables de la production primaire aux stations plus éloignées de la côte.

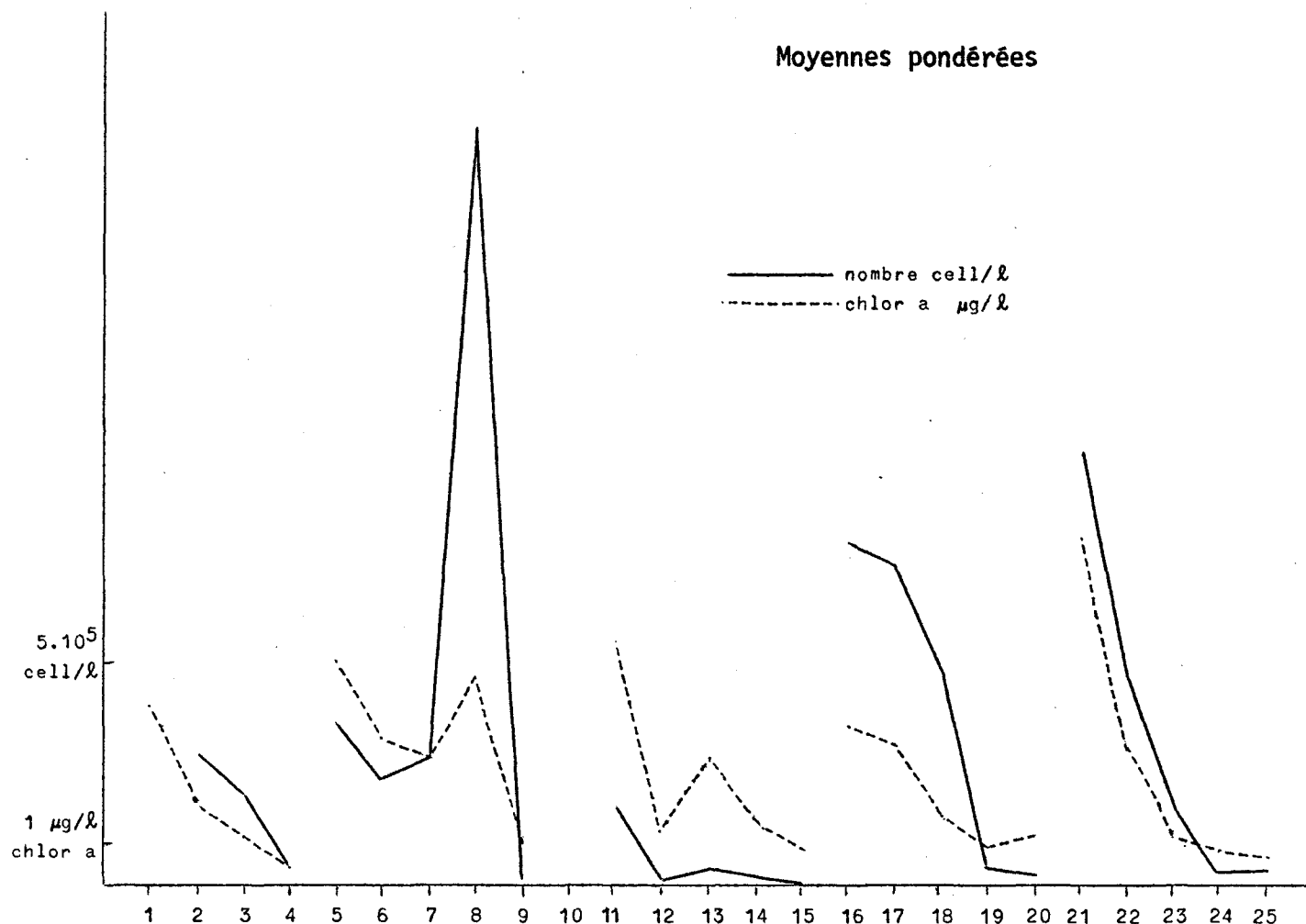


fig. 4.- Gradients côte-large de biomasse phytoplanctonique pour les croisières de juin-juillet 1971 et août 1971. En abscisse, les numéros des stations.

3.3.- Etude de quelques indices particuliers

3.3.1.- La productivité (production/biomasse)

Ce rapport, calculé à partir des valeurs de capacité photosynthétique (production potentielle) et des concentrations en chlorophylle a, exprime l'état physiologique du phytoplancton. Ce rapport est relativement constant pour une croisière donnée. Selon la saison, il est bas (3,8 en hiver) ou élevé (5,4 en été). Si l'on fait le détail de la productivité du nanoplancton et du microplancton, on observe que le nanoplancton est au moins deux fois plus productif que le microplancton. Des

valeurs de productivité s'écartant très fort de la moyenne ont été observées face à l'embouchure de l'Escaut.

3.3.2.- Le rapport diatomées mortes/diatomées vivantes

On a observé que ce rapport diminuait vers le large en février 1971 et juin-juillet 1971. Autrement dit, la proportion de phytoplancton mort est plus grande près de la côte.

3.3.3.- Le rapport phaeophytine a / chlorophylle a

Ce rapport traduit fondamentalement le même phénomène que le rapport ci-dessus et varie en principe de la même manière. On ne peut cependant l'affirmer pour la croisière de juin-juillet 1971. En janvier 1972, on observe clairement la diminution de ce rapport vers le large. En juillet 1972, cela se voit encore assez bien sur un transect (M11 - M15) au moins.

Ce rapport est généralement inférieur à 1 en été et supérieur à 1 en hiver. Il est toutefois supérieur à 1 en été en certaines stations particulières situées face aux estuaires.

Selon les auteurs de ce travail, le spectre des variations du rapport phaeophytine/chlorophylle semble apporter une information complémentaire utile mais qui, à lui seul, ne peut trouver sa pleine signification.

3.3.4.- L'indice de diversité (Shannon-Weaver)

L'indice de diversité apporte une information concernant la structure des communautés et peut être utilisé tant pour comparer différentes communautés que pour comparer la même communauté. Cet indice a été calculé à partir des résultats de comptages de diatomées. Les résultats doivent être interprétés avec prudence dans le cas de cette communauté phytoplanctonique car les diatomées sont en elles-mêmes spécialisées aux conditions environnantes.

On a vu que, en général, l'indice est plus élevé au large que près de la côte. Cependant, au voisinage des estuaires (M06 et M12 en juin-juillet 1971), l'indice peut être plus élevé.

4.- Conclusion générale concernant le phytoplancton

Les travaux effectués par les divers laboratoires travaillant au programme mer du Nord ont permis d'établir un schéma d'ensemble valable

pour le sud de la mer du Nord.

On a mis en évidence l'homogénéité de la colonne d'eau et l'existence d'un gradient décroissant côte-large de la quantité de phytoplancton en toutes saisons.

L'évolution au cours du temps de la biomasse phytoplanctonique a été établie et, bien qu'il subsiste un hiatus important au printemps, on peut dire que les quantités varient selon la saison de 40 à 500 mg C/m³ près de la côte et de 25 à 100 mg C/m³ au large.

Des points du réseau font plus fréquemment exception à ces critères et sont situés dans la zone faisant face aux embouchures des estuaires de l'Escaut et du Rhin. La production primaire ne suit pas sensiblement le gradient côte-large de la biomasse car la grande turbidité au voisinage de la côte fait que la couche où la photosynthèse peut se faire est mince (2 mètres). Au large, cette couche euphotique s'étend jusqu'à 25 m et les valeurs de la production primaire s'apparentent aux valeurs côtières.

La production primaire varie entre 100 et 1.500 mg C/m²j au cours de l'année. On n'a pas de chiffres pour la période de printemps.

Le passage à l'étude des coefficients d'interaction se fait actuellement; les rapports trouvés entre diverses grandeurs explicitent non seulement les zones *anormales* (près des estuaires, notamment) mais conduisent à des interprétations plus poussées concernant la relation entre l'état physiologique du phytoplancton et certains facteurs de l'environnement, le *grazing* du zooplancton sur le phytoplancton, les relations entre production, *uptake* des nutriments et concentrations en nutriments, la dynamique des populations en fonction des facteurs de l'environnement (analyse factorielle, indice de diversité).

Enfin, les différences décelées au voisinage des estuaires pour plusieurs caractères du phytoplancton peuvent prêter à plusieurs types d'interprétations qui peuvent se regrouper en deux catégories au moins :

- 1) l'introduction des eaux d'un estuaire (possédant son phytoplancton typique, ses caractéristiques physiques et chimiques particulières, charriant toutes les substances — dissoutes ou non — arrachées au continent) produit *naturellement* un déséquilibre localisé au point de contact avec l'écosystème marin;

2) l'estuaire apporte les produits polluants de l'activité humaine et cela se ressent particulièrement au point de contact avec l'écosystème marin.

Au seul vu des résultats du phytoplancton, on ne peut à présent choisir une hypothèse plutôt qu'une autre.

Références

C.I.P.S., (1972). *Modèle mathématique - Rapport de synthèse, I.*

ELSKENS (I.), (1972). *Atlas chimique de la mer du Nord, C.I.P.S.*

HOUVENHAGHEL (G.), STEYAERT (J.) et VAN BEVEREN (Ch.), (1972). *First trophic level. Analyses of photosynthetic pigments and phytoplankton.*

HUYS, MOMMAERTS (J.P.), STEYAERT (J.), VAN BEVEREN (Ch.) et VANDENDRIES, (1972). *Rapport de synthèse.*

MOMMAERTS (J.P.), (1972). *Production primaire en mer du Nord.*

MOMMAERTS (J.P.), (1972). *The relative importance of nanoplankton in the North Sea primary production.*

STEYAERT (J.) et VAN BEVEREN (Ch.), (1972). *Premier niveau trophique : Détermination quantitative et qualitative du phytoplancton, Campagnes I et II.*

STEYAERT (J.) et VAN BEVEREN (Ch.), (1972). *Premier niveau trophique : analyses de pigments photosynthétiques et de phytoplancton.*

Technical reports : 1971/0, Biol. 02; 1971/0, Biol. 05; 1972/01, Biol. 02; 1972/03, Biol. 04; 1971/0, Biol. 01; 1971/01, Biol. 01; 1971/03, Biol. 01; 1972/01, Biol. 01; 1972/02, Biol. 01; 1972/03, Biol. 01; 1972/02-03, Biol. 02; 1971/0, Biol. 03; 1971/01, Biol. 03.

Unité d'Océanologie U.L.B., (1972). *Premier niveau trophique : analyses des matières organiques particulaires.*

VAN BEVEREN (Ch.), (1972). *Analyse de la distribution de la chlorophylle et des phéopigments, Campagnes de juillet-août-septembre 1971.*

C.- LE ZOOPLANKTON

1.- Introduction

La discontinuité de l'échantillonnage dans le temps rend difficile de tirer des conclusions cohérentes reliant les différentes croisières entre elles. L'évolution hydrologique et biologique du plancton (émissions larvaires, cycles vitaux, vie planctonique temporaire du méroplancton, etc.) nous oblige à des interprétations statiques par croisière.

2.- Résultats par croisière

Croisière 01 - juin-juillet 1971

a) Aspect quantitatif

La densité maximum du zooplancton est située sur une bande légèrement décalée de la côte (MO2, MO6, M11).

La densité plus faible des stations (MO1, MO5 et M12) pourrait s'expliquer par une action inhibitrice de l'eau de mer polluée. La densité aux stations à l'ouest de la ligne MO2, MO6, M11 diminue progressivement vers le large. Les poids secs sont maximaux près de la côte et décroissent vers le large.

b) Aspect qualitatif

1) Copépodes

Cinq espèces de copépodes se retrouvent de manière ubiquiste dans l'ensemble du réseau (*Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Pseudocalanus gracilis*, *Temora longicornis*).

2) Non-copépodes (fig. 1 et 2)

Différentes zones sont mises en évidence en fonction des communautés de non-copépodes :

- une zone côtière caractérisée par de fortes dominances du méroplancton, des annélides et de faibles dominances de *Oikopleura dioica*,
- une zone au large à fortes dominances de *Oikopleura dioica* et faibles dominances du méroplancton. Les cladocères sont fort dominants dans cette zone également,

C.I.P.S 1971

Croisiere 01 (juin, juillet)

Dominance de Meroplancton

Dominance d'Appendiculaires



en %

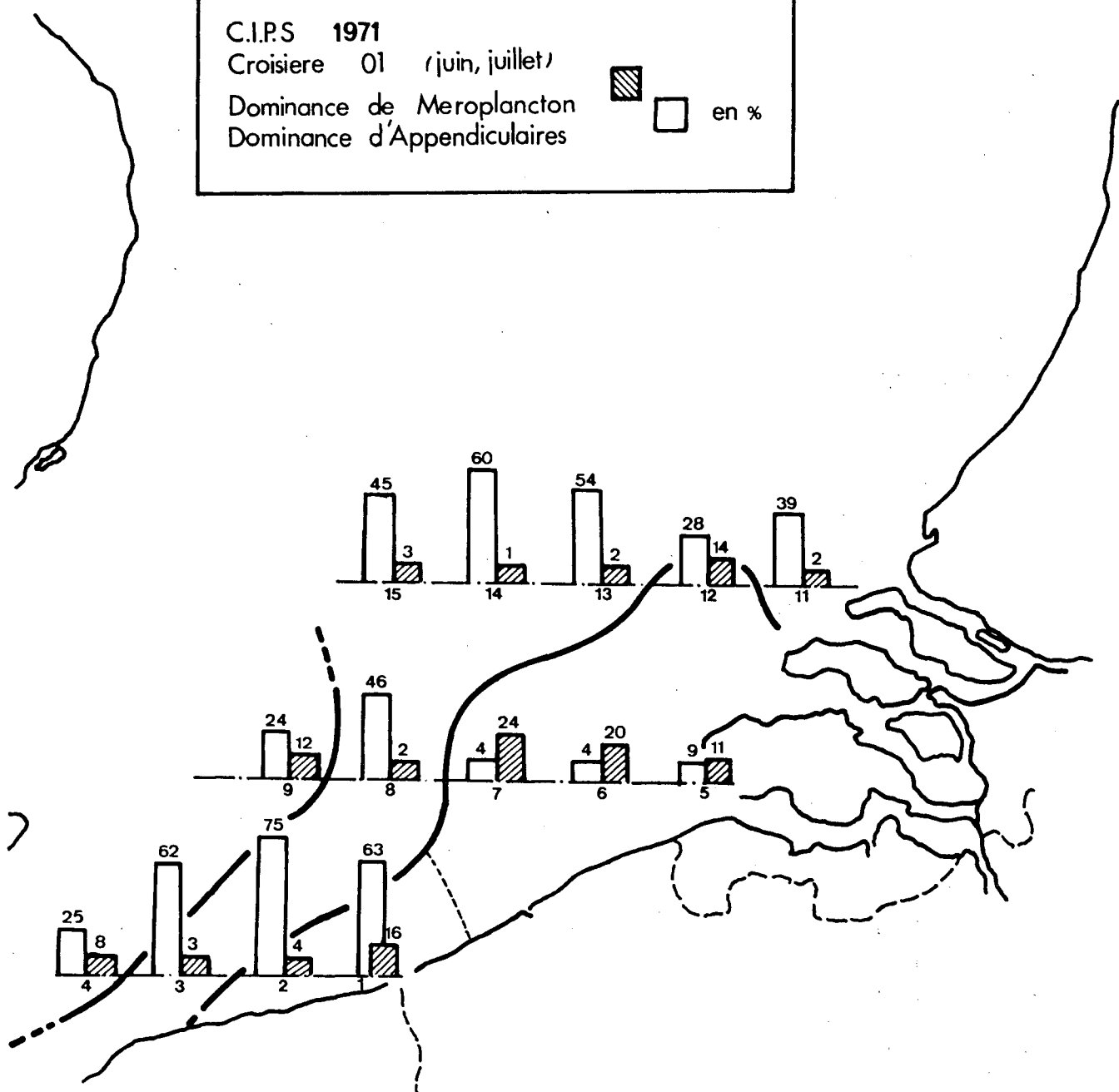


fig. 1.

C.I.P.S. 1971
Croisière 01 juin juillet

Dominance de Cirripedes en % ☐

Dominance d'Annelides en % ☒

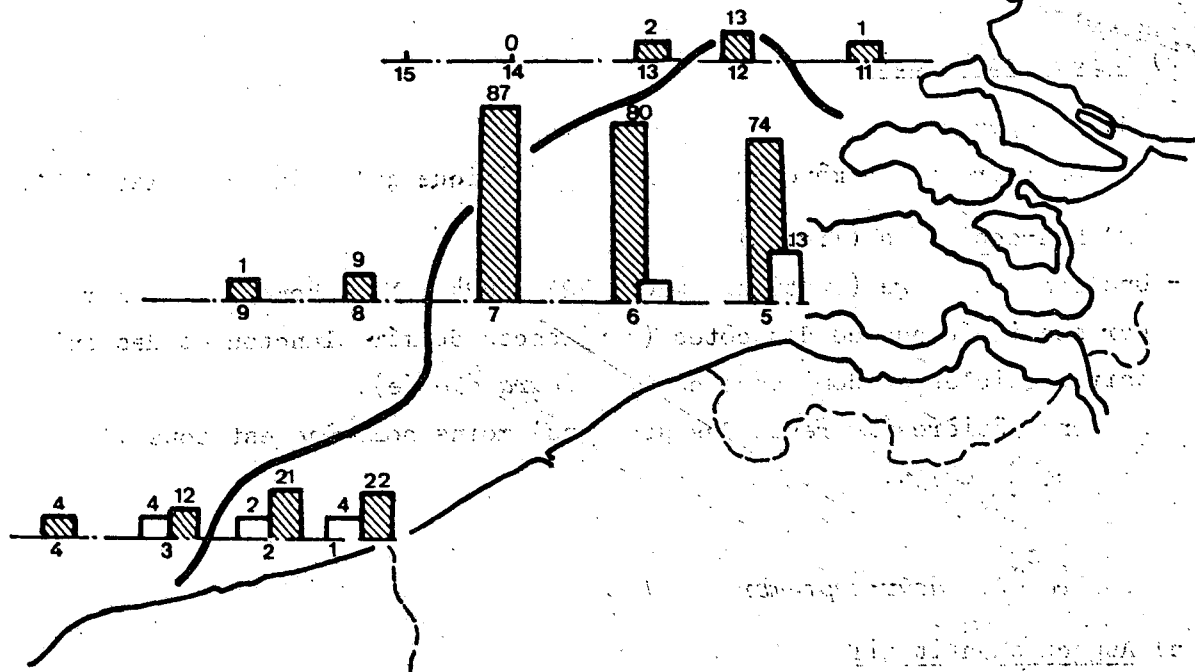


fig. 2.

- les stations M04 et M09 très au large doivent être regroupées par leur caractère identique; la station M15 présente une situation intermédiaire entre ces stations et la zone précédente.

Conclusion

Les masses d'eau caractérisées par le zooplancton sont disposées de façon parallèle à la côte sauf au niveau du delta où elles sont repoussées par l'estuaire.

Croisière 02 - août-septembre 1971

a) Aspect quantitatif

La densité moyenne du zooplancton est moins élevée que dans la croisière précédente (exception faite pour les stations M21 et M22 où nous observons un *bloom* de Rotifères).

b) Aspect qualitatif

1) Copépodes

On retrouve la même association spécifique qu'en juin-juillet 1971.

2) Non-copépodes (fig. 3)

- Une zone au large (stations M20 , M23 , M24 , M25) homogène se marque par son indépendance des côtes (dominances du méroplancton et des onidaires faibles et dominance de *Oikopleura* élevée).
- La zone côtière (le reste des stations) moins homogène est sous l'influence du delta.

Croisière 03 - août-septembre 1971

a) Aspect quantitatif

Parallèlement à la côte, une zone de densité très faible (influence néfaste de la côte) suivie par une zone de biomasse plus élevée diminuant vers un niveau normal plus au large.

b) Aspect qualitatif

1) Copépodes

De l'association spécifique précédente, *Pseudocalanus* a pratiquement

C.I.P.S. 1971

Croisiere 02 août

Dominance de Meroplancton
Dominance d'Oikopleura d. en %

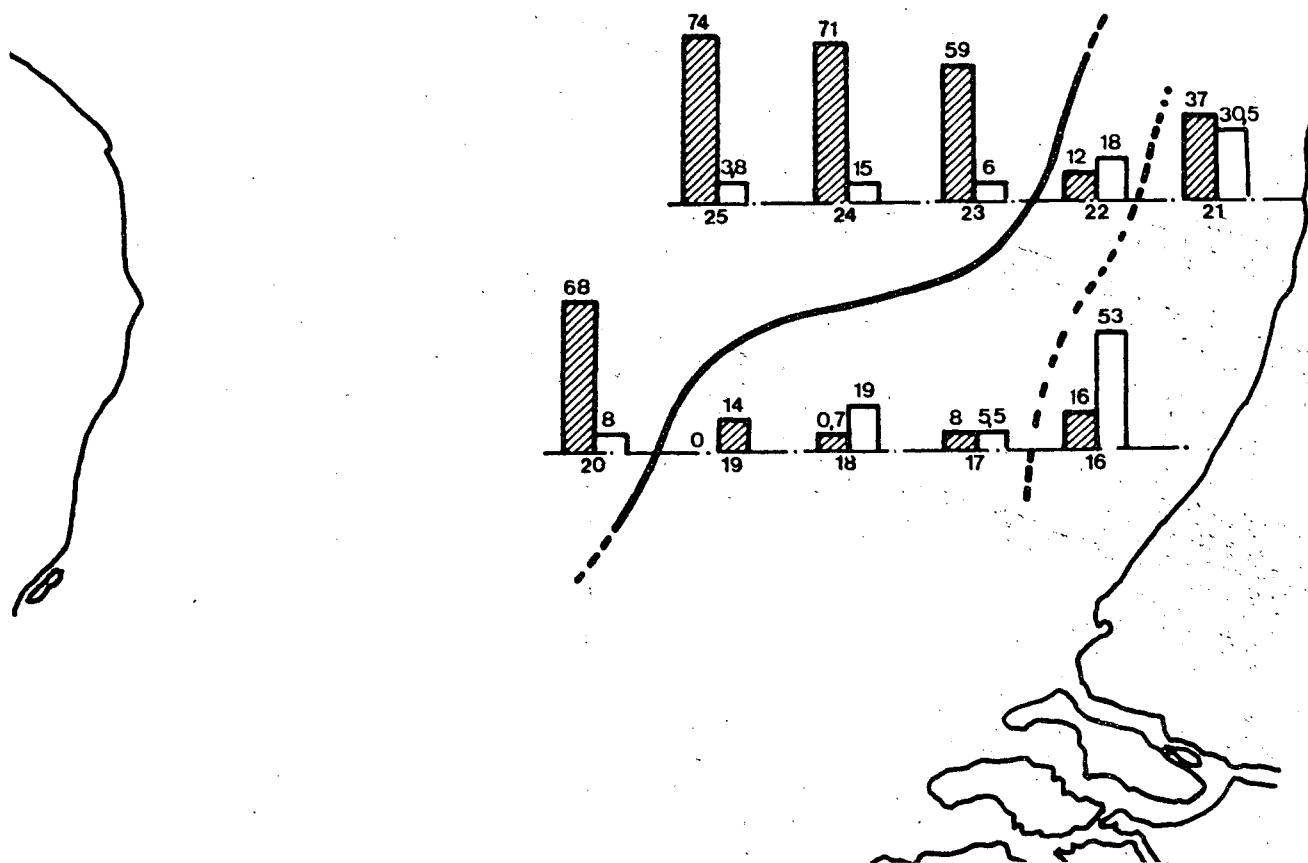


fig. 3.

disparu et est remplacé par *Caligus* sp. et *Euterpina acutifrons*.

2) Non-copépodes (fig. 4 et 5)

- Une zone côtière parallèle à la côte et prenant naissance au sud du delta groupe des dominances faibles de *Oikopleura dioica* et des dominances élevées du méroplancton.
- Une zone néritique mais peu influencée par la côte où on distingue divers secteurs. D'autre part, deux secteurs disposés à la limite occidentale du réseau (stations M53 et M58 et stations M62 et M72) présentent des caractéristiques d'eau de mer normale. D'autre part, un groupe de stations intermédiaires où le zooplancton témoigne d'un mélange des eaux côtières et des eaux du large. Il faut remarquer que l'influence du delta se fait peu sentir vers le large à cette époque.

Croisière 01 - janvier 1972

a) Aspect quantitatif (fig. 6)

Les valeurs de densité faibles et très semblables observées sur tout le réseau permettent de conclure l'existence d'une grande homogénéité de la masse d'eau au point de vue zooplanctonique.

b) Aspect qualitatif

On observe une association spécifique de copépodes identique à celle de septembre 1971 (croisière 03, 1971) (*Acartia clausi*, *Centropages amatus*, *Paracalanus parvus*, *Temora longicornis*, *Euterpina acutifrons*, *Caligus* sp.). La distribution de cette association est très homogène.

Croisière 02 - avril 1972

a) Aspect quantitatif (fig. 7)

Des densités faibles s'observent près des côtes surtout à l'embouchure du Rhin. Au large, les densités deviennent plus élevées mais ne diminuent plus au large.

Bien que l'échantillonnage soit limité, on peut cependant conclure, sur la base des valeurs de densité du zooplancton, à l'existence d'une zone

CIPS. 1971

Croisiere 03 aout sept

Dominance Meroplancton en %

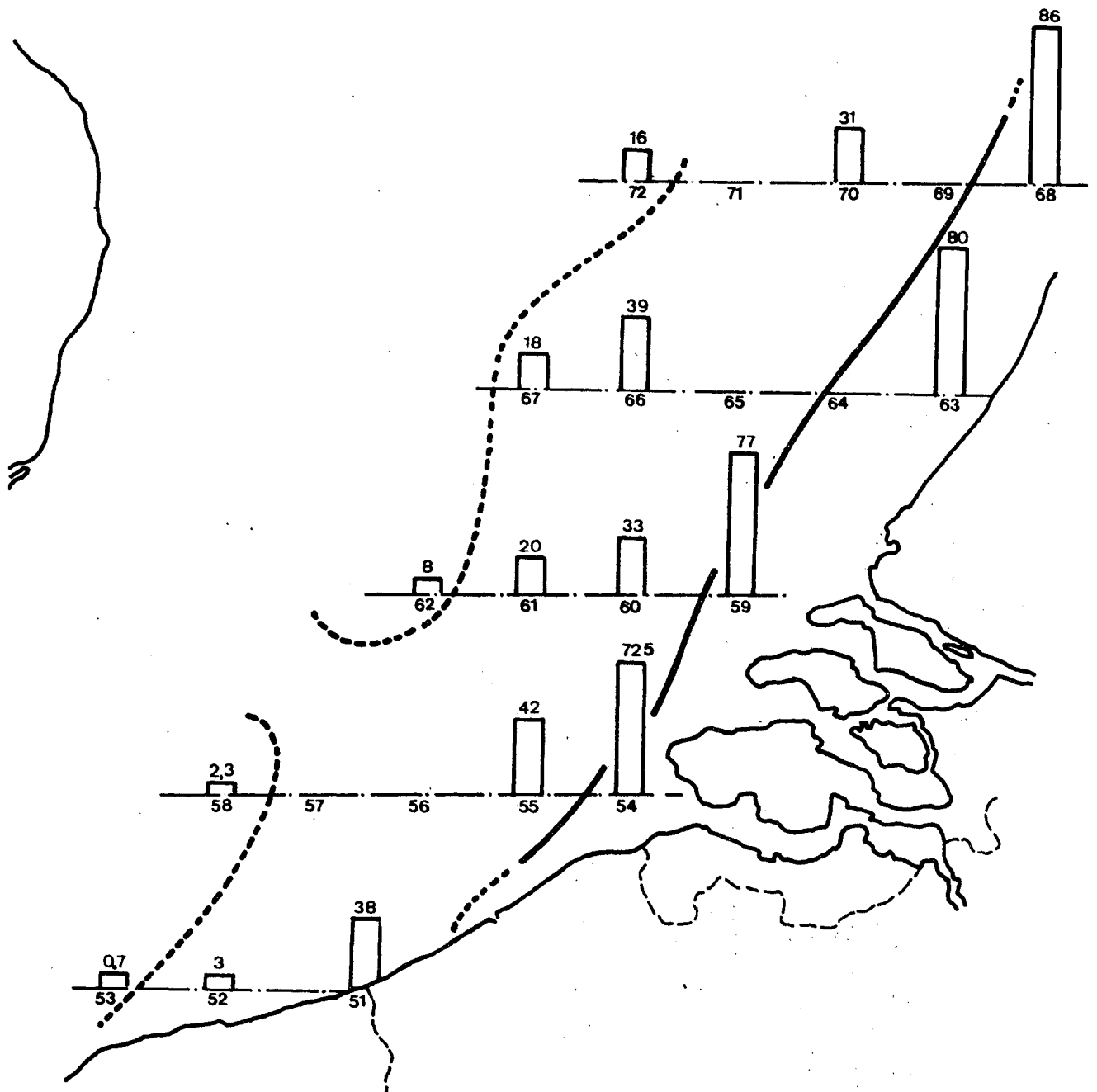


fig. 4.

C.I. P. S. 1971

Croisiere 03 sept

Dominance d'Annelides  en %

Dominance d'Oikopleura d. 

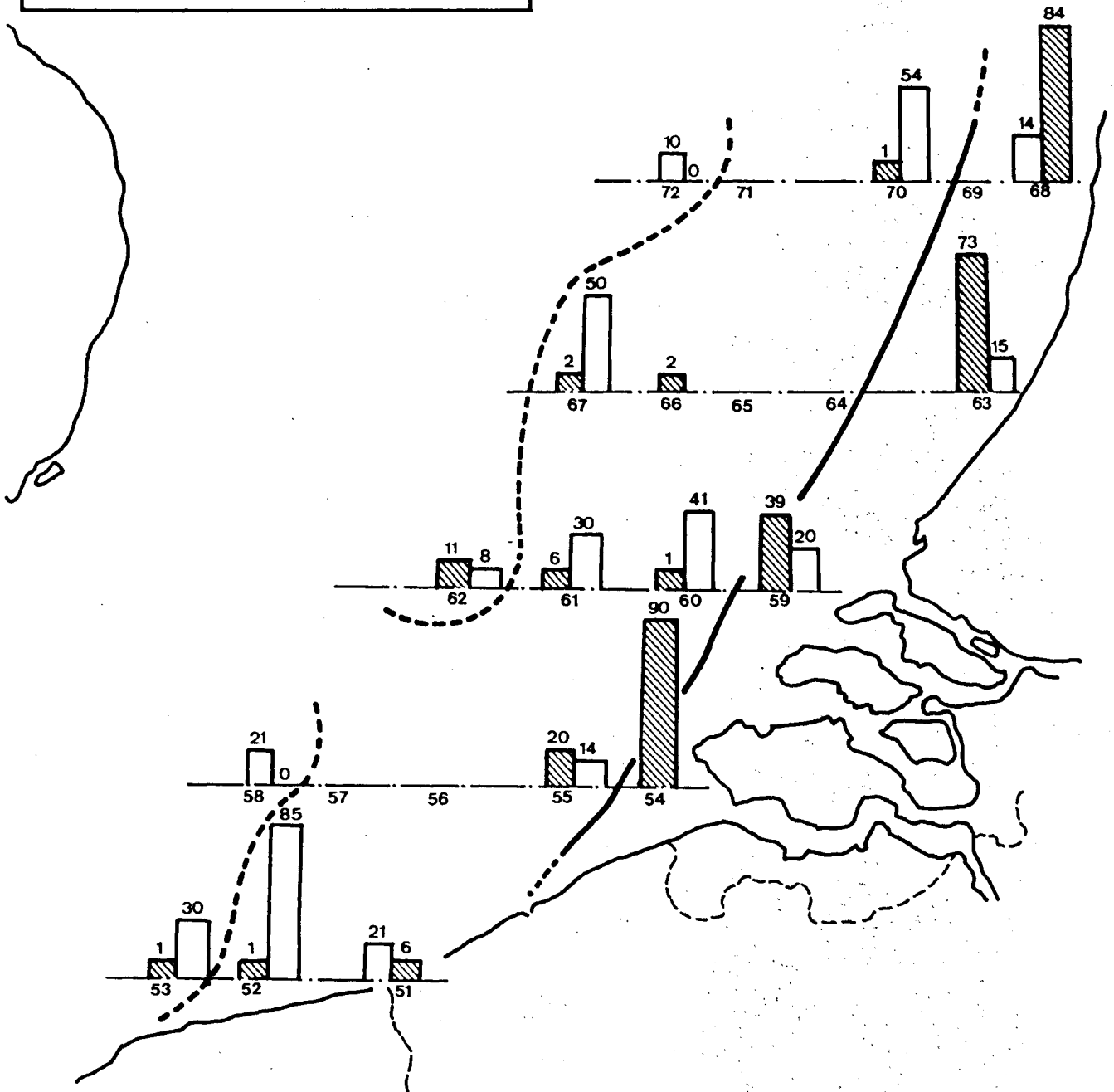
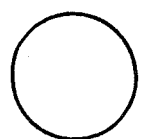
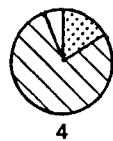


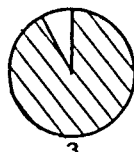
fig. 5.



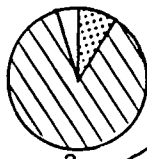
1800 ind/m³



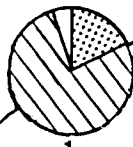
4



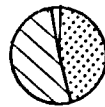
3



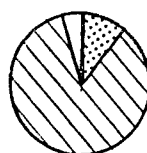
2



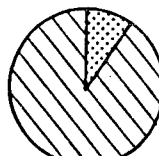
1



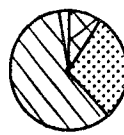
9



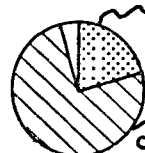
8



7



6



5

10

15

14

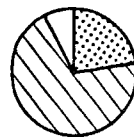
13

12

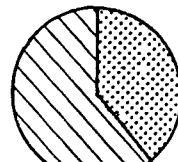
11



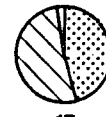
20



19



18



17



16



25



24



23

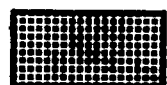


22

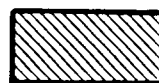


21

fig. 6.



Cnidaria



Acnidaria



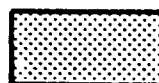
Nemathelm.



Mollusca (I)



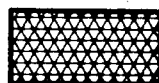
Annelida (I)



Nauplii Cop.



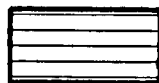
Copepoda



N + C Cirr.



Crustacea spec.



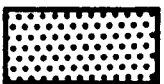
Bryozoa (I)



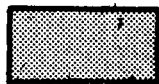
Chaetogn.



Echinod (I)



Tunicata



Pisces (0 + 1)



Spec. div.

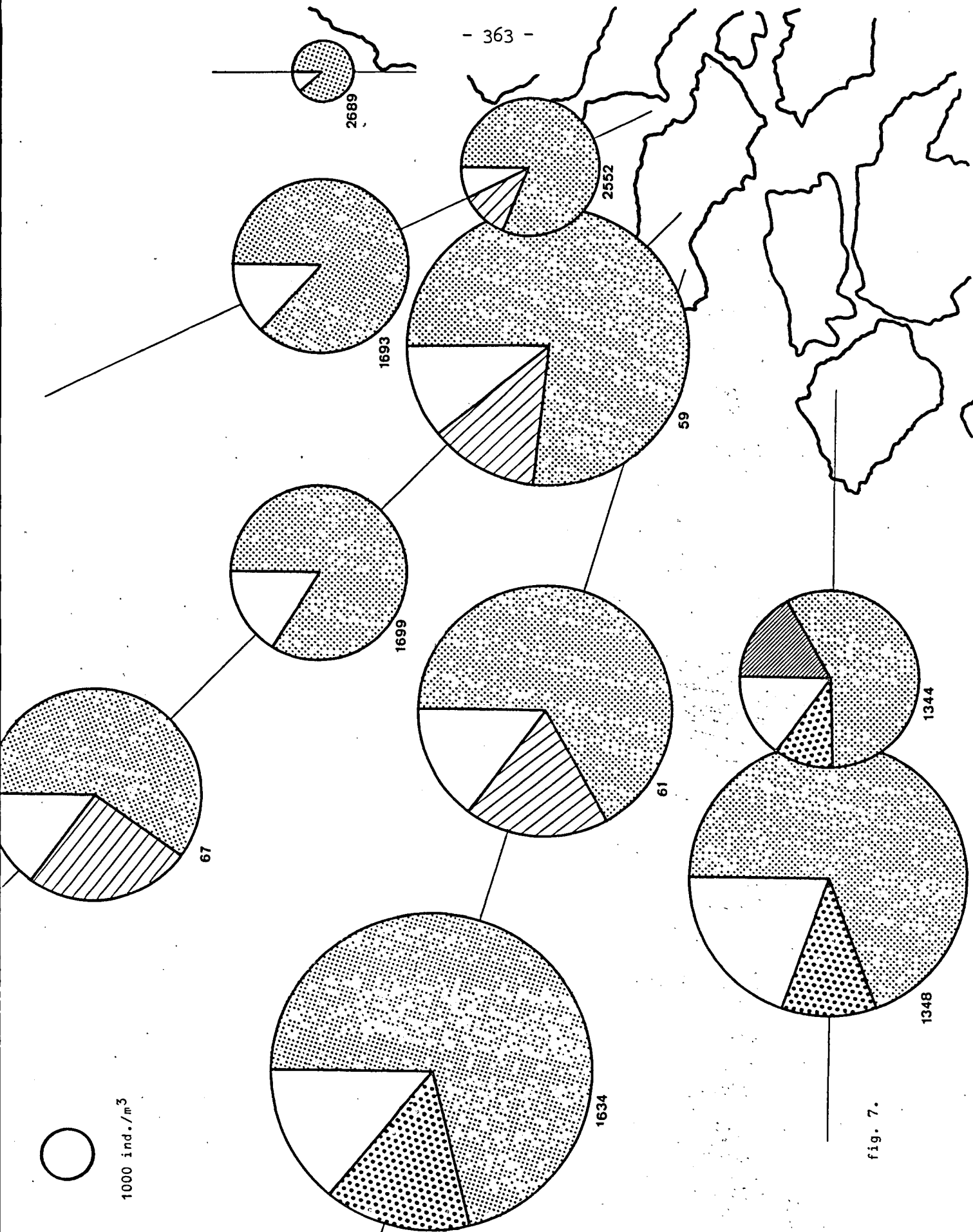


fig. 7.

de mélange au niveau du delta, sauf près du Rhin où la faible densité du zooplancton indique une influence néfaste des eaux de ce fleuve.

b) Aspect qualitatif (fig. 8 et 9)

Il apparaît sur la base de la distribution des non copépodes que des eaux du large et des eaux côtières se répartissent parallèlement à la côte dans le sud du réseau. Au niveau du delta, cette zonation est altérée et la composition zooplanctonique est caractéristique d'une eau de mélange.

En effet :

- Une zone côtière est apparente sur le réseau avec de fortes dominances du méroplancton, des annélides, des cirripèdes et des mollusques et de faibles dominances de *Oikopleura dioica* (*coastal water*). Cette zone est scindée en deux au niveau du delta; au nord, à l'embouchure du Rhin, seuls sont représentés les mollusques et les cirripèdes à l'exclusion des autres groupes.
- Une zone d'eau de mer *normale* au sud-ouest montre de fortes dominances de *Oikopleura dioica* et faible en méroplancton (*off shore water*).
- Sur un axe perpendiculaire à la côte, au niveau du delta, le zooplancton présente une composition intermédiaire entre ces deux zones, avec un gradient entre ces deux zones (*mixing water*).

c) Conclusion

Dans cette croisière, une influence côtière au niveau du delta se marque plus fortement qu'en autres saisons. Cela peut s'expliquer par le débit plus important du fleuve en avril.

Croisière 03 - juin-juillet 1972 (fig. 10)

Au contraire des croisières précédentes, cette croisière ne montre pas la zonation habituelle, sauf en ce qui concerne la partie sud du réseau.

Par contre, la partie nord se caractérise par l'hétérogénéité des résultats. Ainsi, plusieurs groupes (cladocères, lamellibranches, échinodermes, nématodes) s'observent en zones centrées autour d'une station de densité élevée pour l'espèce considérée.

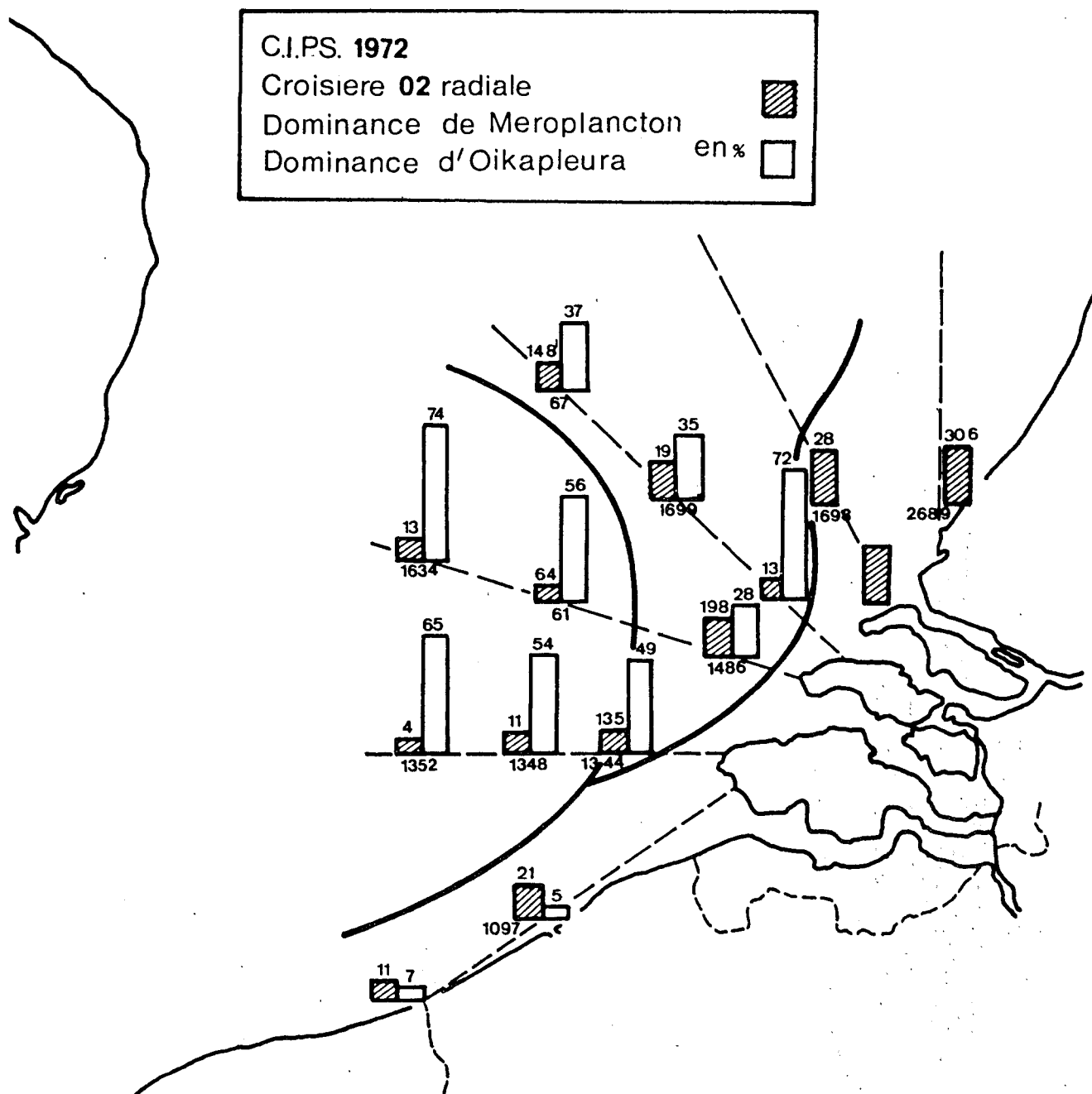


fig. 8.

C.I.P.S.

Croisière 02 radiale

Dominance de Cirripède en %
Dominance de Mollusques

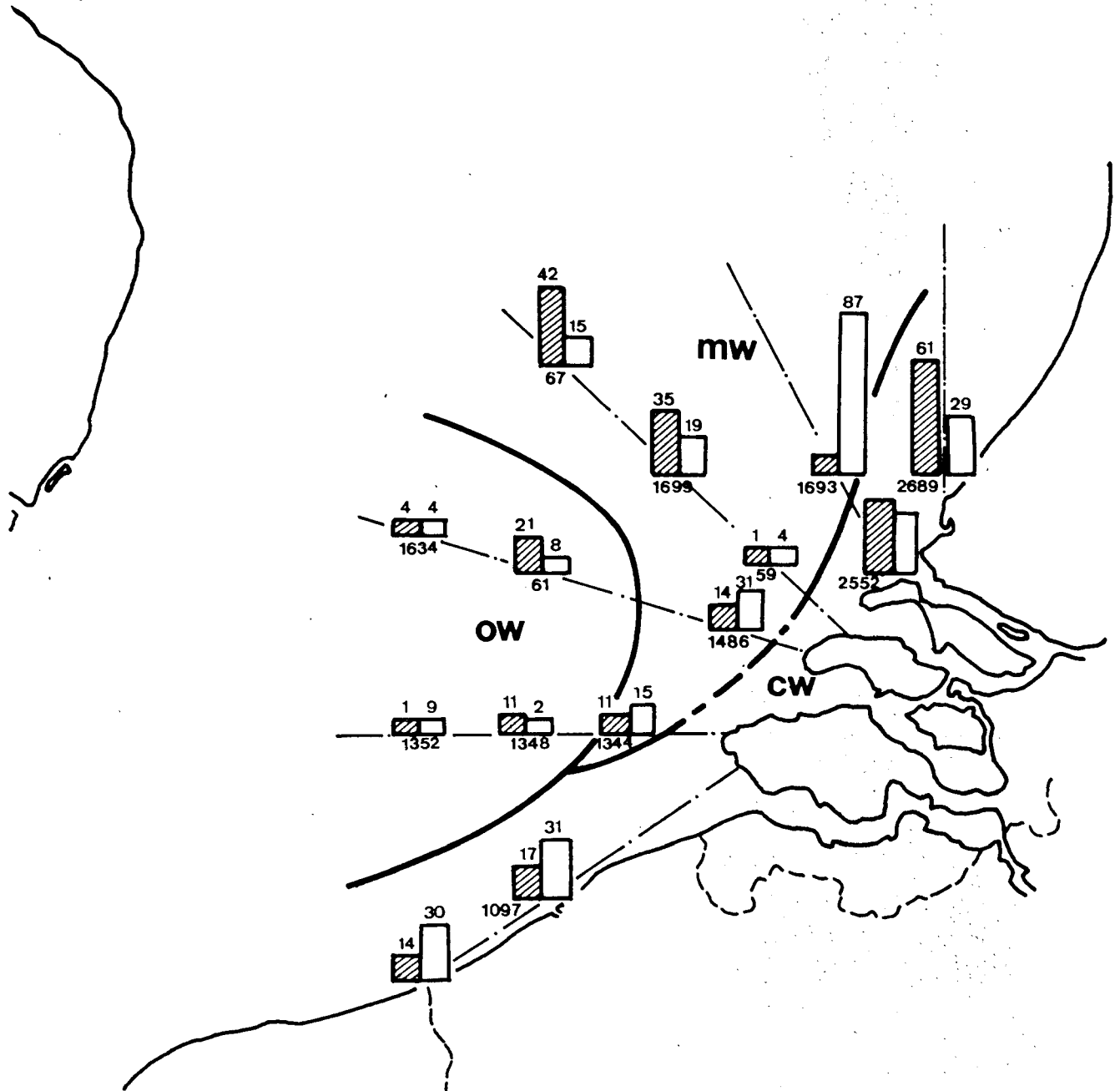
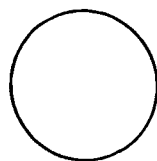


fig. 9.



10.000 ind./m³

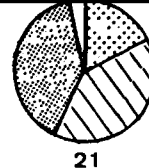
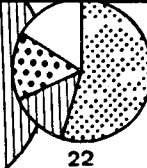
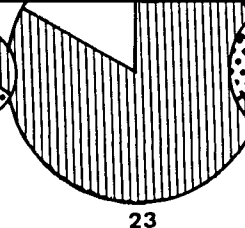
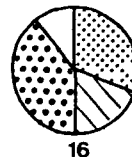
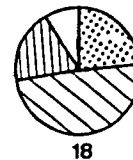
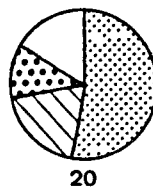
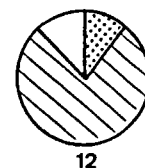
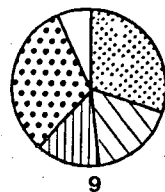
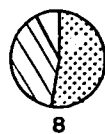
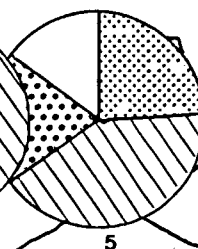
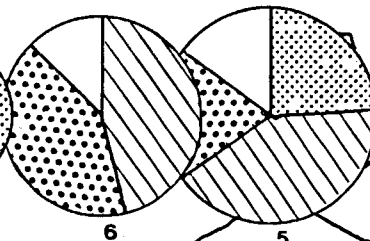
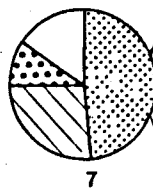
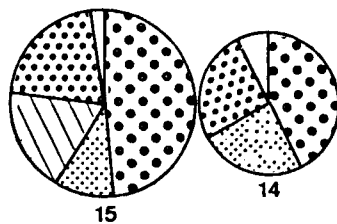
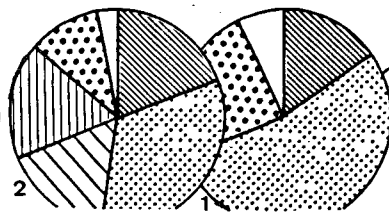
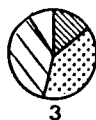
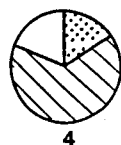


fig. 10.

Ainsi, *Echinocardium cordatum* (larve d'oursin) est très abondant à la station M23 (27.000 ind./m³) et décroît progressivement aux stations voisines.

Cette distribution en mosaïque suggère que le brassage horizontal a été faible lors de cette croisière.

Il serait donc intéressant d'établir des corrélations avec les données climatologiques.

3.- Conclusions générales

1) Tant au point de vue quantitatif qu'au point de vue qualitatif, il apparaît des isoplèthes parallèles à la direction générale des courants. Ainsi, la biomasse du zooplancton, faible près des côtes, devient maximale un peu plus au large (à quelques milles de la côte) et tend vers des valeurs plus basses et *normales* à la limite occidentale du réseau. Ceci est particulièrement visible pour la croisière de juin-juillet 1971.

L'étude qualitative montre également ces gradients parallèles à la côte. Le méroplancton (notamment les annélides, les cirripèdes et les lamellibranches) est plus dominant près des côtes et diminue vers le large; *Oikopleura dioica*, par contre, a des dominances plus importantes un peu plus loin des côtes.

Toutes ces observations confirment l'idée d'un effet inhibiteur près des côtes et promoteur au large et qui ne se fait plus sentir plus loin à la limite occidentale du réseau.

2) Au niveau du delta, cette situation est modifiée. En effet, l'influence côtière se fait sentir sur un axe nord-ouest perpendiculaire au delta. Ainsi, on observe un effet promoteur (biomasse élevée) plus loin au large. D'autre part, la composition qualitative du zooplancton reflète une situation intermédiaire (zone de mélange ?) entre les eaux côtières et celles du large (exemple : croisière d'avril 1972). De plus, cette extrusion du delta vers le large a une importance variable selon la saison. En avril 1972, par exemple, cette influence se marque beaucoup plus au large qu'en d'autres saisons. Ceci est en rapport avec le régime hydrologique des estuaires.

Nous devons remarquer que notre synthèse donne l'aspect descriptif et statique du problème. Il est clair qu'un approfondissement dynamique et une intégration dans la chaîne trophique, c'est-à-dire du transfert d'énergie, se fera sur la base de nos résultats présents et à venir.

Références

C.I.P.S., (1972). *Modèle mathématique - Rapport de synthèse, I.*

Technical reports : 1971-1972, Biol.; 1972, Biol. - Synthèse 02; 1971, Biol.; 1971/Point fixe, Biol. 01; 1972, Biol. - Synthèse 04; 1971/00, Biol. 04; 1971/01, Biol. 02; 1971/02, Biol. 02; 1971/03, Biol. 02; 1972/01, Biol. 02; 1972/02, Biol. 04; 1972/03, Biol.

D.- EFFET BACTERICIDE DE LA MER DU NORD

1.- Introduction

L'étude de la pollution de la mer par bactéries fécales doit couvrir principalement deux volets : la connaissance des apports en bactéries indicatrices de pollution fécale, d'une part, (par exemple, *via* les comptages d'*Escherichia coli*) et, d'autre part, la détermination des facteurs influençant la disparition de ces bactéries dans l'eau de mer.

La méthode la plus directe pour étudier l'effet *antibiotique* de la mer (ou, d'une manière plus générale, l'ensemble des facteurs de disparition des bactéries autres que la dilution et la sédimentation) consiste à ensemençer un échantillon d'eau de mer à l'aide d'une culture d'*E. coli*, puis à suivre au cours du temps l'évolution de cette population.

Dès la fin du XIX^e siècle, on a remarqué, grâce à de telles expériences, que des bactéries de pollution fécale disparaissaient très rapidement en eau de mer fraîche, mais qu'elles pouvaient fort bien survivre dans cette eau préalablement autoclavée [De Giaksa (1889)]. Cette expérience a été interprétée par plusieurs auteurs comme reflétant l'existence de substances inhibitrices libérées dans la mer par diverses espèces phytoplanctoniques [Sieburth (1968), Aubert *et al.* (1968)].

Actuellement, malgré l'accumulation de renseignements, on peut schématiquement écrire que, si les propriétés antibiotiques de certains extraits acellulaires d'espèces phytoplanctoniques sont bien connues, le mécanisme réel de l'effet antibiotique en mer, par contre, n'est pas encore établi de manière non équivoque. Les principales hypothèses généralement envisagées sont :

- 1) la libération de substances antibiotiques par le phytoplancton,
- 2) la libération de substances antibiotiques par les bactéries marines,
- 3) une compétition entre les bactéries marines et les bactéries de la pollution fécale,
- 4) une inhibition par les métaux lourds.

Au cours de ce travail, nous essayerons de mettre en évidence l'existence d'un effet antibiotique dans le sud-est de la mer du Nord et d'en interpréter les variations.

2.- Méthode

Un erlen stérile (250 ml) est rempli d'eau de mer fraîchement prélevée (100 ml environ). Cette eau estensemencée avec une aliquote (0,05 ml) d'une culture d'*Escherichia coli* arrivée au plateau de sa croissance en milieu riche, ce qui donne un titre, au temps zéro, d'environ 10^6 bactéries/ml .

L'erlen est alors mis à incuber à 18 °C , à l'obscurité, sans agitation; il est vigoureusement agité au moment de chaque prise pour comptage.

L'évolution du nombre d'*E. coli* est ensuite suivie au cours du temps, par comptage sur boîtes de milieu de Mac Conkey (*spread-plate method*, incubation de 24 h à 37 °C). Les dilutions utilisées sont 10^{-2} en début d'expérience, puis 10^{-1} et 10^{-2} en fonction des nécessités. Chaque prise diluée sert à ensemencer trois boîtes de Petri équivalentes.

3.- Résultats et discussion

3.1.- Mise en évidence du phénomène : généralités

Dans de l'eau fraîche non traitée, les *Escherichia coli* disparaissent suivant une cinétique qui peut présenter trois phases distinctes (voir, à titre d'exemple, fig. 1) : après une phase de latence, dont la longueur peut varier de quelques heures à plusieurs jours, on observe une phase de disparition exponentielle, parfois suivie, enfin, par une phase de survie d'une très faible partie de la population initiale en *E. coli* (moins de 1 %). La phase de chute exponentielle permet de définir un t_{50} (temps nécessaire pour que la population diminue de 50 %); c'est ce paramètre que nous avons tendance à considérer comme la caractéristique essentielle de la cinétique.

Afin d'éclaircir le mécanisme qui est à la base de cet effet *antibiotique*, une série de témoins sont joints à l'expérience (fig. 2). Ils montrent que l'effet de l'eau fraîche (courbe 1) disparaît après stérilisation par autoclavage ou par filtration sur filtre *millipore* de 0,45 nm de porosité (courbes 3 et 4 respectivement), mais est maintenu après une filtration sur filtre à zooplancton (courbe 2).

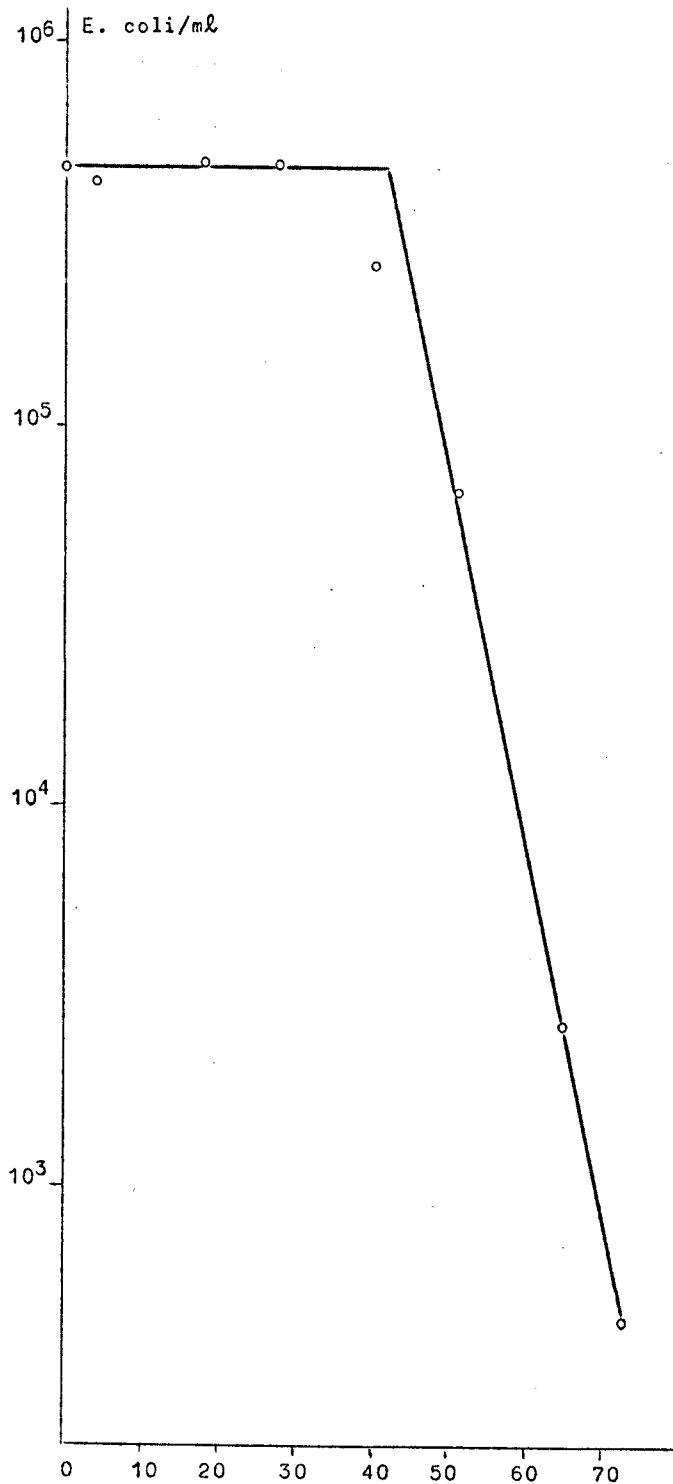
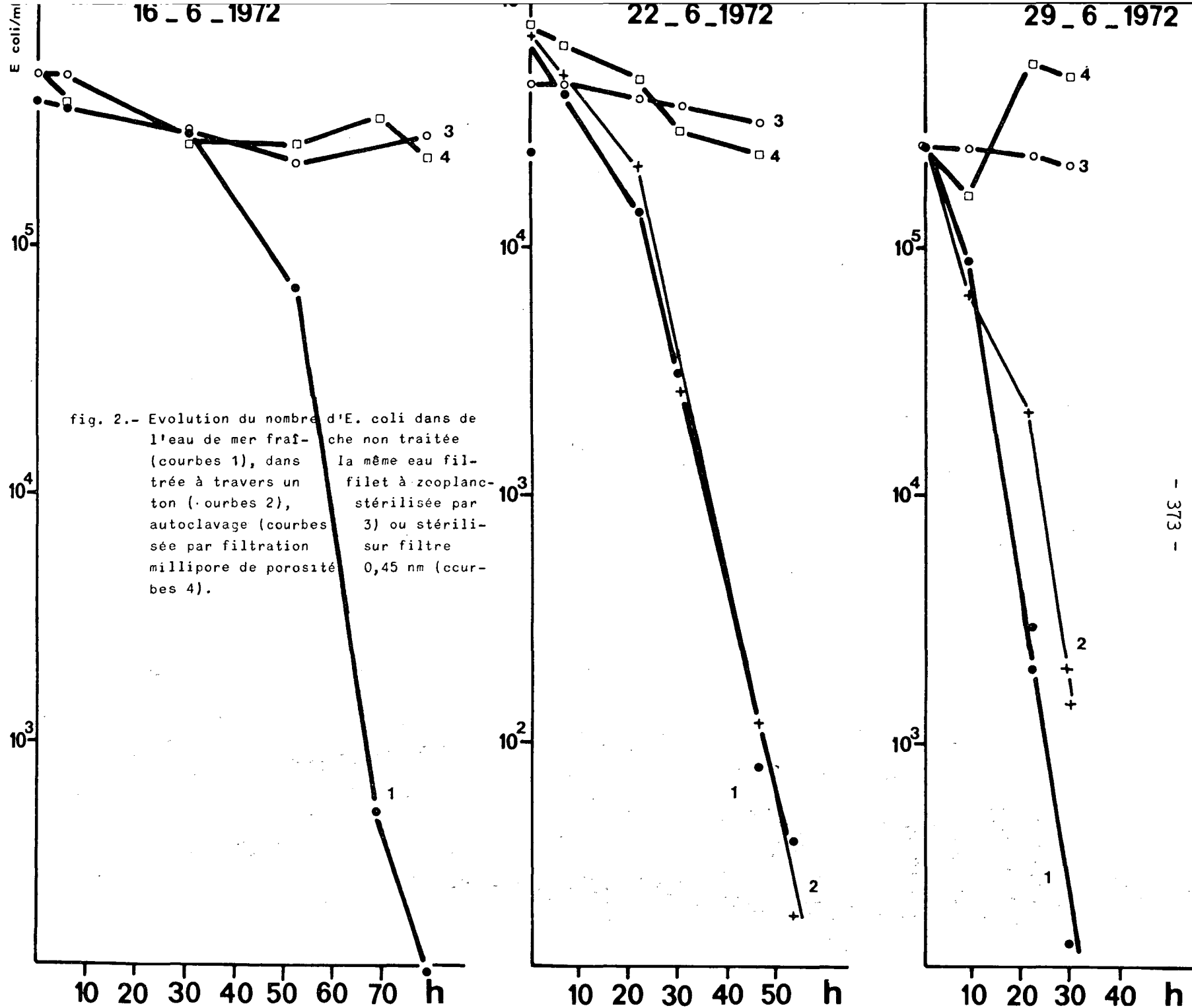


fig. 1.- Exemple de cinétique de disparition d'*Escherichia coli* dans de l'eau de mer fraîche.

Une remarque s'impose de prime abord : puisque la cinétique de disparition des *E. coli* commence par une latence de longueur variable, il est dangereux d'exprimer les résultats en nombre de bactéries survivant après un certain temps fixe, sans savoir quelle part de ce temps est occupée par la latence. Or, la signification de cette latence n'est pas évidente. Il faut donc, selon nous, la traiter séparément de la phase de chute exponentielle lors de l'analyse de l'effet antibiotique. Sinon, il est clair que le résultat obtenu ne peut être extrapolé dans le temps et n'a qu'une signification très relative.

Le fait que les témoins stériles (après autoclavage ou filtration) ont systématiquement perdu leurs propriétés bactéricides nous semble un aspect important du problème et indique qu'il s'agit d'un véritable effet *antibiotique*. Dans les cas où il n'en est pas ainsi, c'est-à-dire lorsque les témoins stériles gardent une activité importante [voir, par exemple, Moebus (1972 c)], il faut vraisemblablement rechercher d'autres types d'interprétation.



3.2.- Variations saisonnières observées au bassin de Chasse d'Ostende en 1972

Des expériences d'effet antibiotique de l'eau du bassin de Chasse ont été réalisées suivant un rythme hebdomadaire du 25 mai au 9 octobre, ainsi que le 20 novembre et le 11 décembre 1972. Chaque fois, le témoin stérile (autoclave) ne présente plus de propriétés bactéricides. Les variations de cet effet antibiotique sont résumées dans la figure 3; la

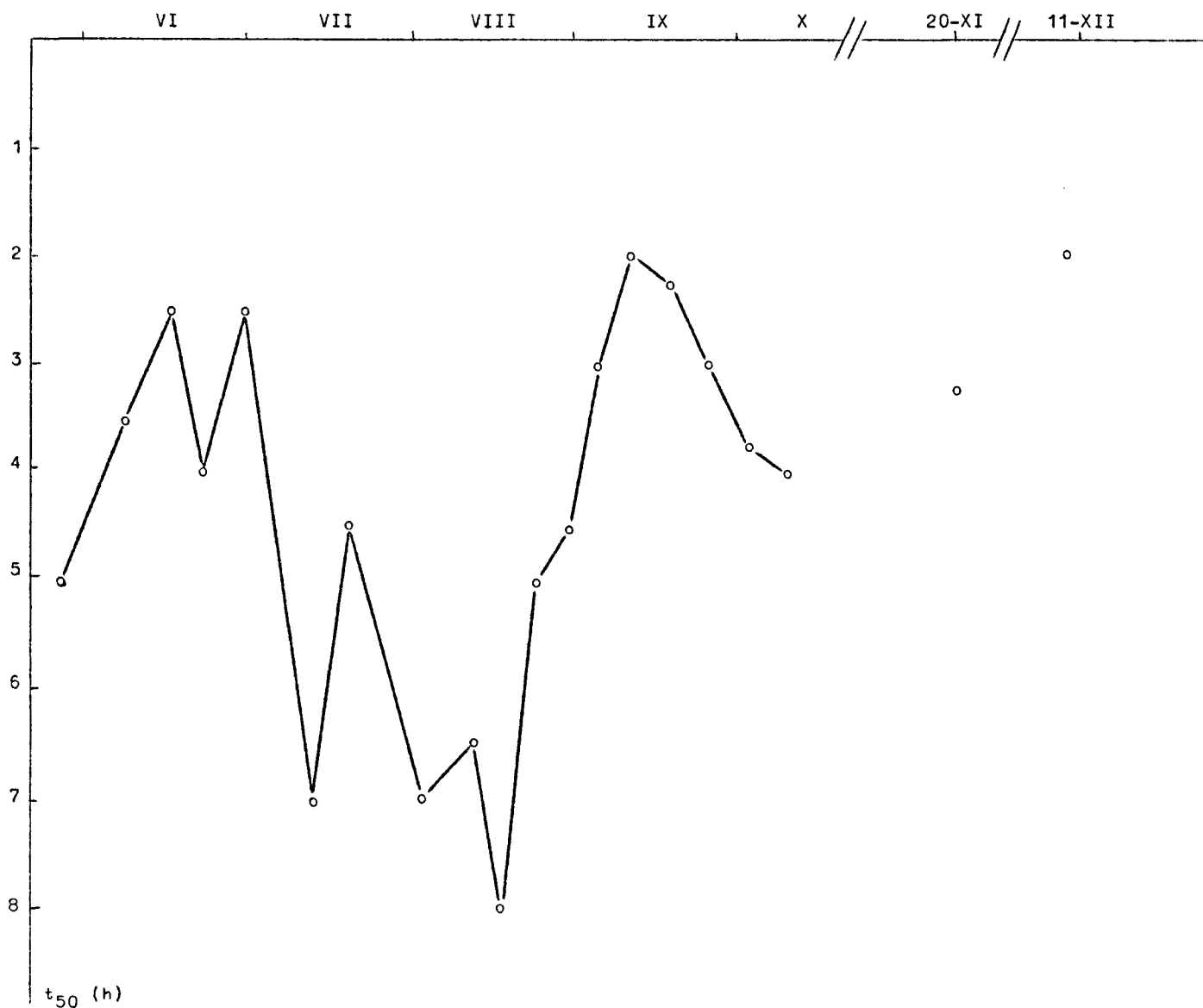


fig. 3.- Variations de l'effet antibiotique de l'eau du bassin de Chasse d'Ostende vis-à-vis d'*Escherichia coli* (1972).

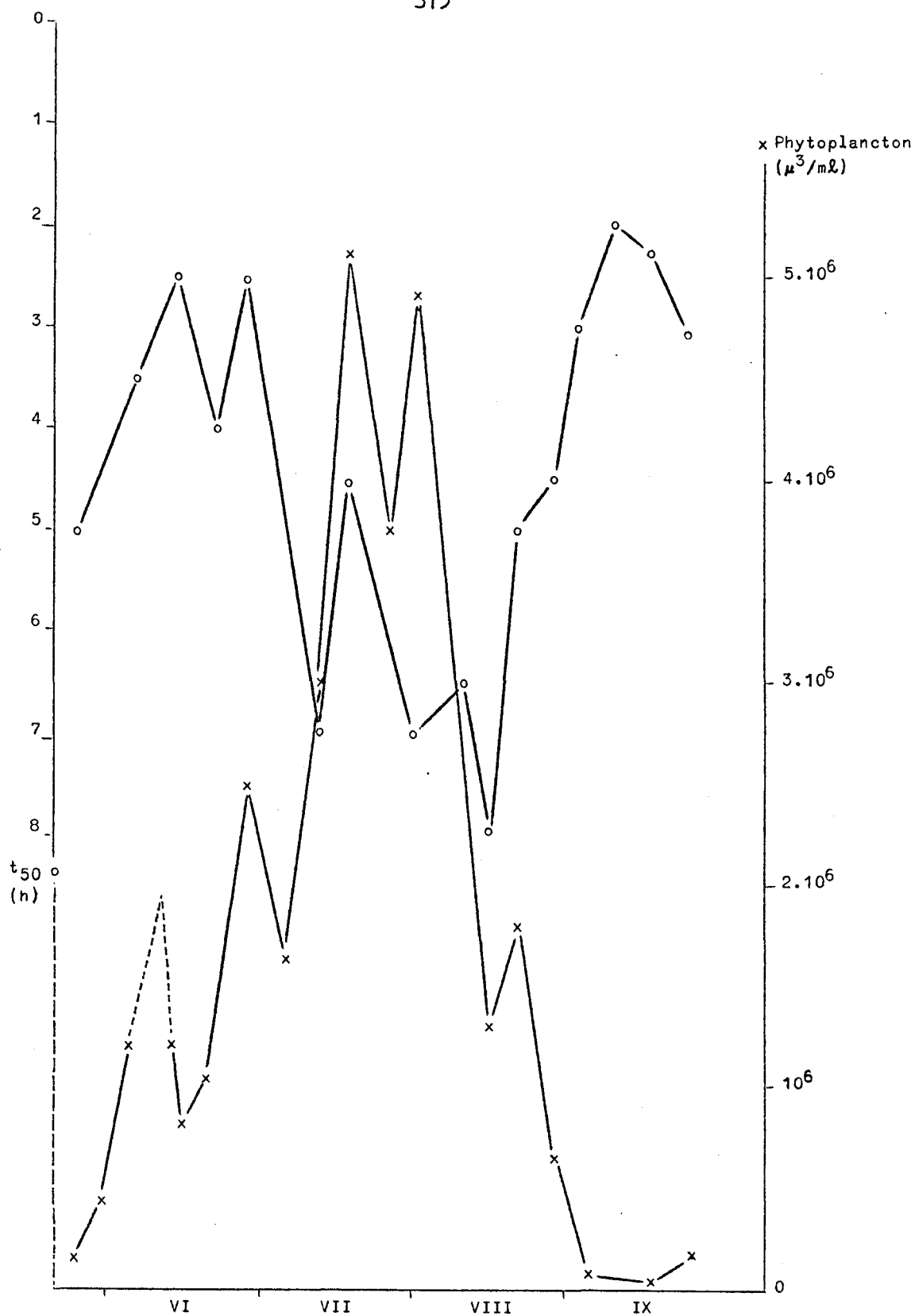


figure 4 montre par comparaison que, dans une première période allant jusqu'à la mi-août, il a tendance à varier parallèlement aux différentes populations de phytoplancton présentes [Podamo (1973), en préparation].

L'ensemble des résultats obtenus au bassin de Chasse peuvent être expliqués, jusqu'à présent, par les hypothèses suivantes :

- a) pendant la première période (de juin à mi-août), les variations d'intensité de l'effet antibiotique semblent liées à des variations dans les populations phytoplanctoniques. L'agent responsable donc peut être une, ou des, substance(s) antibiotique(s) libérée(s) par du phytoplancton. Cette hypothèse est actuellement testée en laboratoire avec des cultures phytoplanctoniques; les essais préliminaires indiquent dès à présent que quelques espèces présentent en effet des propriétés antibiotiques marquées qui permettent d'expliquer les résultats (voir fig. 3)¹;
- b) pendant la seconde période, par contre, il y a tellement peu de phytoplancton que sa présence ne peut pas, semble-t-il, être la cause principale de l'important effet antibiotique qui caractérise la période. On peut, par contre, avancer l'hypothèse d'un effet antibiotique lié à la présence d'organismes hétérotrophes (bactéries marines, par exemple). Plusieurs expériences sont particulièrement compatibles avec cette hypothèse : le maintien de l'effet antibiotique après une, deux et trois semaines (fig. 5, tableau 1), voire après plusieurs mois (tableau 1) de conservation à l'obscurité à 18 °C : de semblables résultats sont difficilement interprétables si on suppose que l'agent responsable dépend de phytoplancton autotrophe². De même, le fait que des témoins stériles peuvent être *réensemencés* par un petit volume d'eau fraîche et ainsi recouvrer leur effet antibiotique initial (fig. 6) s'explique beaucoup plus facilement si les propriétés bactéricides sont liées à des organismes vivants que si elles sont dues, par exemple, à des métaux lourds.

1. Ces résultats ne permettent pas d'exclure l'existence d'une autre source d'effet antibiotique (telle que les bactéries, voir plus loin), dont les variations seraient masquées par les variations de l'effet d'origine phytoplanctonique.

2. De telles expériences de conservation n'ont pas été réalisées pendant la première période, de sorte qu'il nous manque ici un important élément de comparaison.

Tableau 1

Effet antibiotique de l'eau de mer du bassin de Chasse vis-à-vis d'*Escherichia coli*
Influence de la conservation de l'eau

Date du prélèvement	Date de l'expérience	Effet antibiotique	
		Latence (h)	t ₅₀ (h)
22-08-72	22-08-72	13	5,0
	29-08-72	40	5,30
	4-09-72	43	5,0
18-09-72	18-09-72	43	2,15
	25-09-72	34	3,15
2-10-72	2-10-72	82	3,45
	9-10-72	47	3,0
	-	22	2,45
20-11-72	20-11-72	30	3,15
	4-12-72	58	3,15
11-12-72	11-12-72	55	2,0
	18-12-72	61	3,45
eau de mer vieillée plusieurs mois	15-11-72	84	3,15

3.3.- Variations géographiques observées dans le sud-est de la mer du Nord en septembre 1972

Lors de la croisière de septembre 1972, des expériences d'effet antibiotique ont été réalisées à bord du *Mechelen*.

Une série de cinétiques obtenues sont montrées, à titre d'exemple, dans la figure 7. On peut y retrouver la cinétique de disparition de t₅₀. Les variations géographiques sont en outre reprises sur la figure 8.

Ce résultat préliminaire, s'il se confirme lors d'expériences ultérieures, montre que l'effet antibiotique est très important près de l'embouchure de l'Escaut et va en s'amenuisant lorsqu'on s'éloigne vers le large. Il ne permet pas de prendre position sur la nature ni le mécanisme possibles de l'effet antibiotique en mer : il n'est en contradiction avec

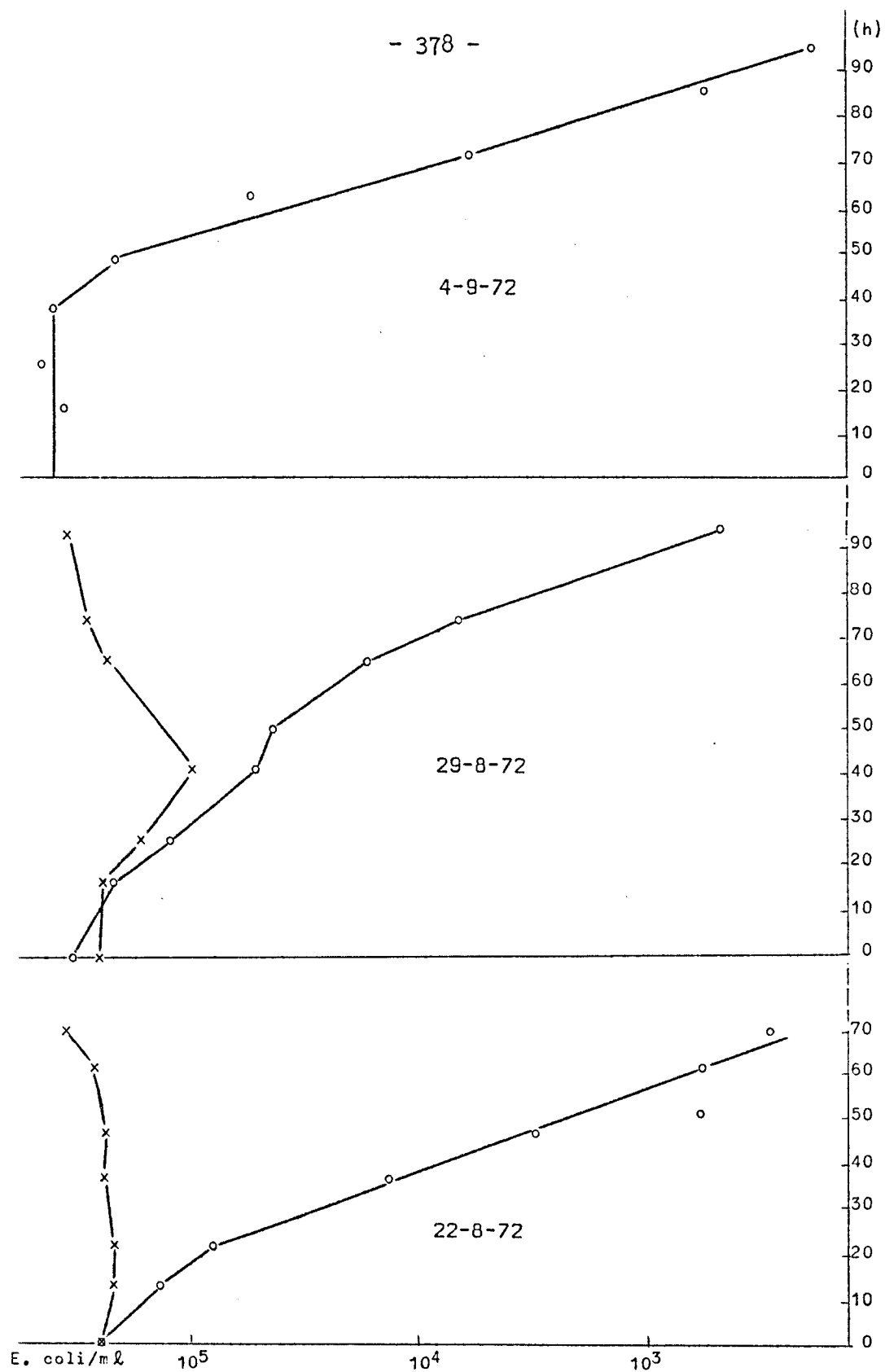


fig. 5.- Evolution des propriétés antibiotiques de l'eau de mer en fonction du temps de conservation à 18° à l'obscurité. Eau prélevée au bassin de Chasse d'Ostende le 22-8-1972.

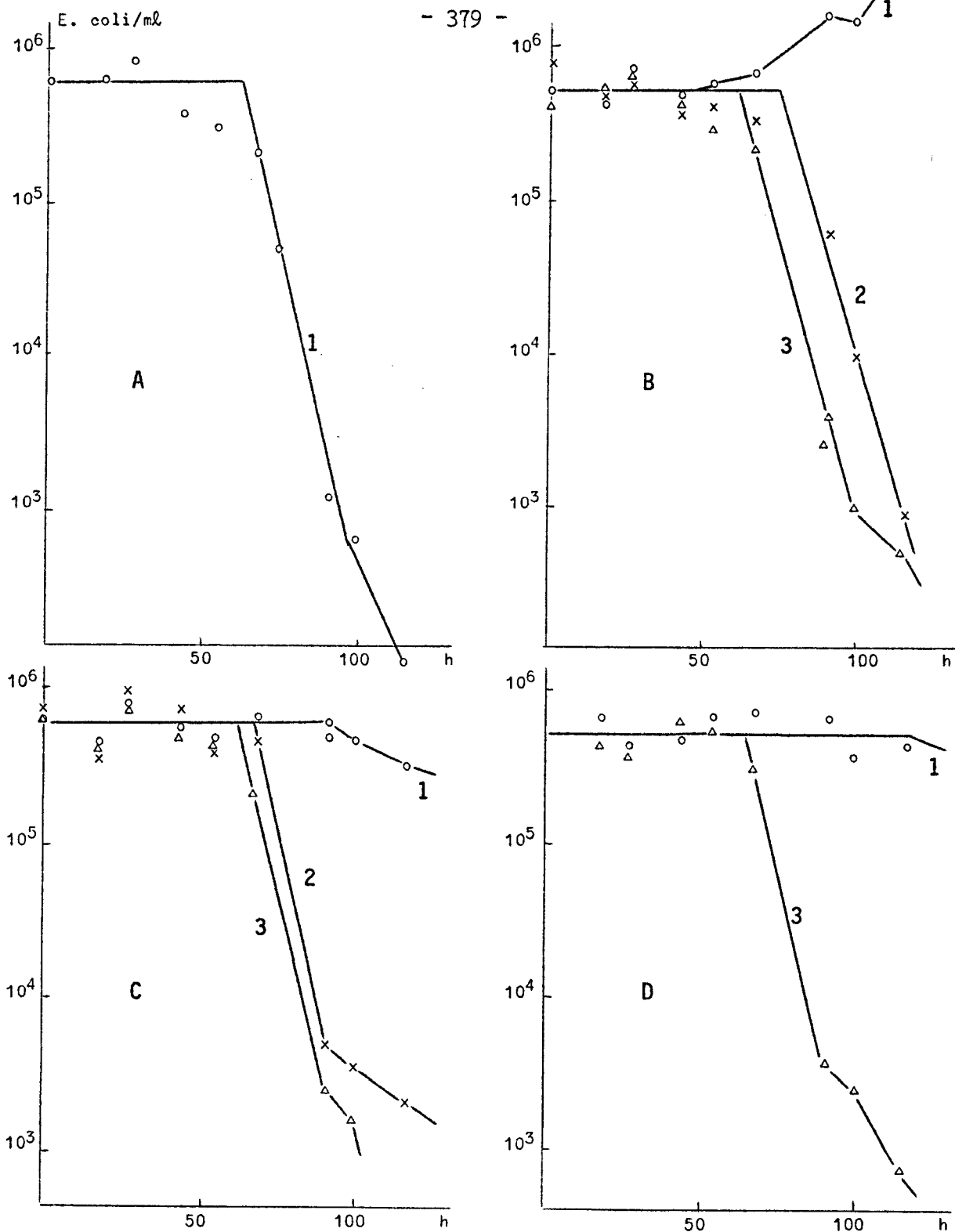


fig. 6.- Rétablissement des propriétés antibiotiques de l'eau de mer stérilisée par autoclavage, filtration sur "Millipore" (0,45 nm) ou sur filtre de verre fritté.
A : eau fraîche non traitée. B : eau stérilisée par autoclavage (courbe 1);
courbe 2, idem + 1 ml d'eau fraîche; courbe 3, idem + 10 ml d'eau fraîche.
C : eau stérilisée par filtration "Millipore". D : eau stérilisée par filtration sur verre fritté.

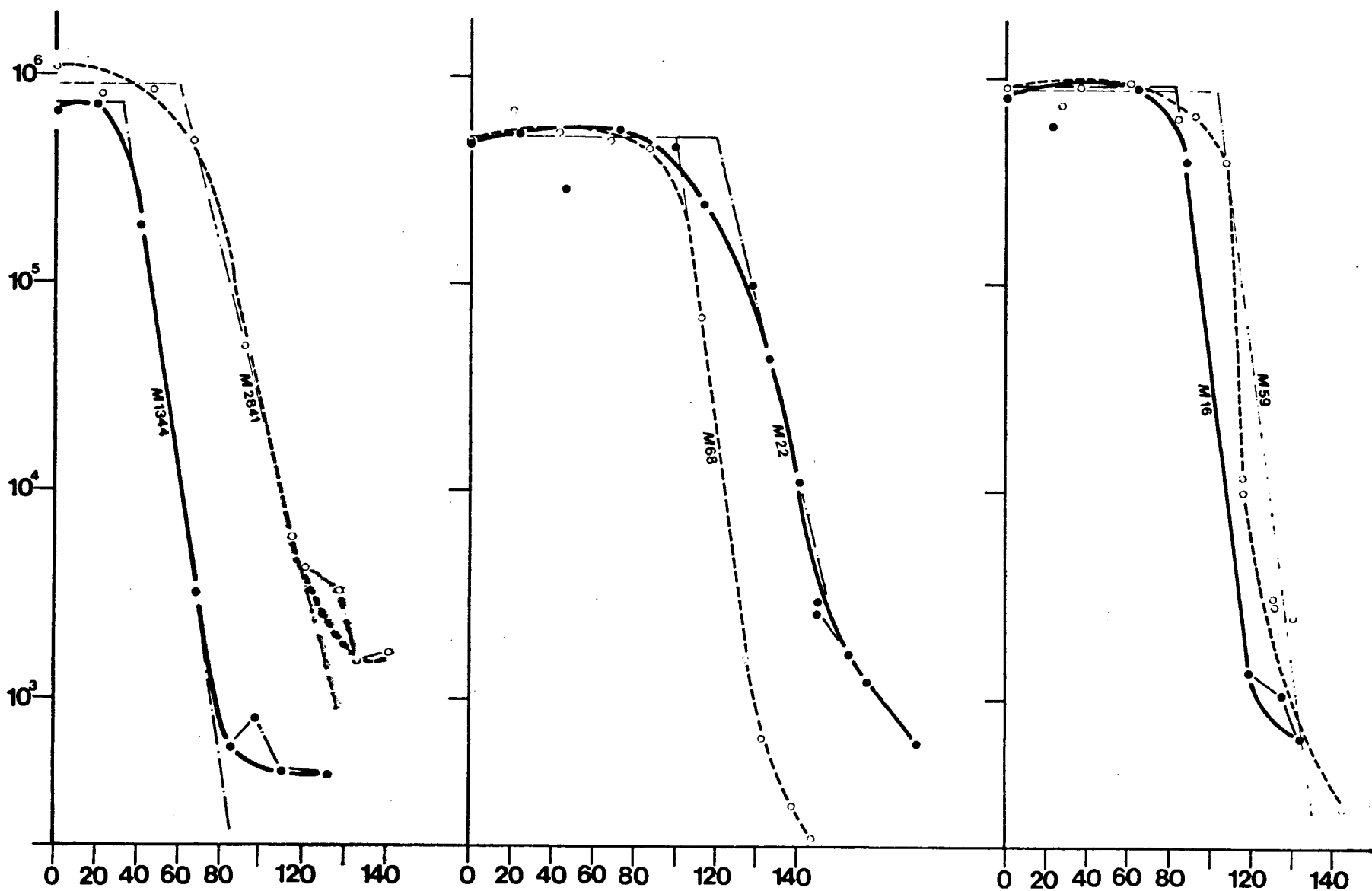


fig. 7.- Exemples de courbes de disparition des *E. coli* dans de l'eau de mer fraîche non traitée, provenant de diverses stations du secteur sud-est de la mer du Nord (septembre 1972).

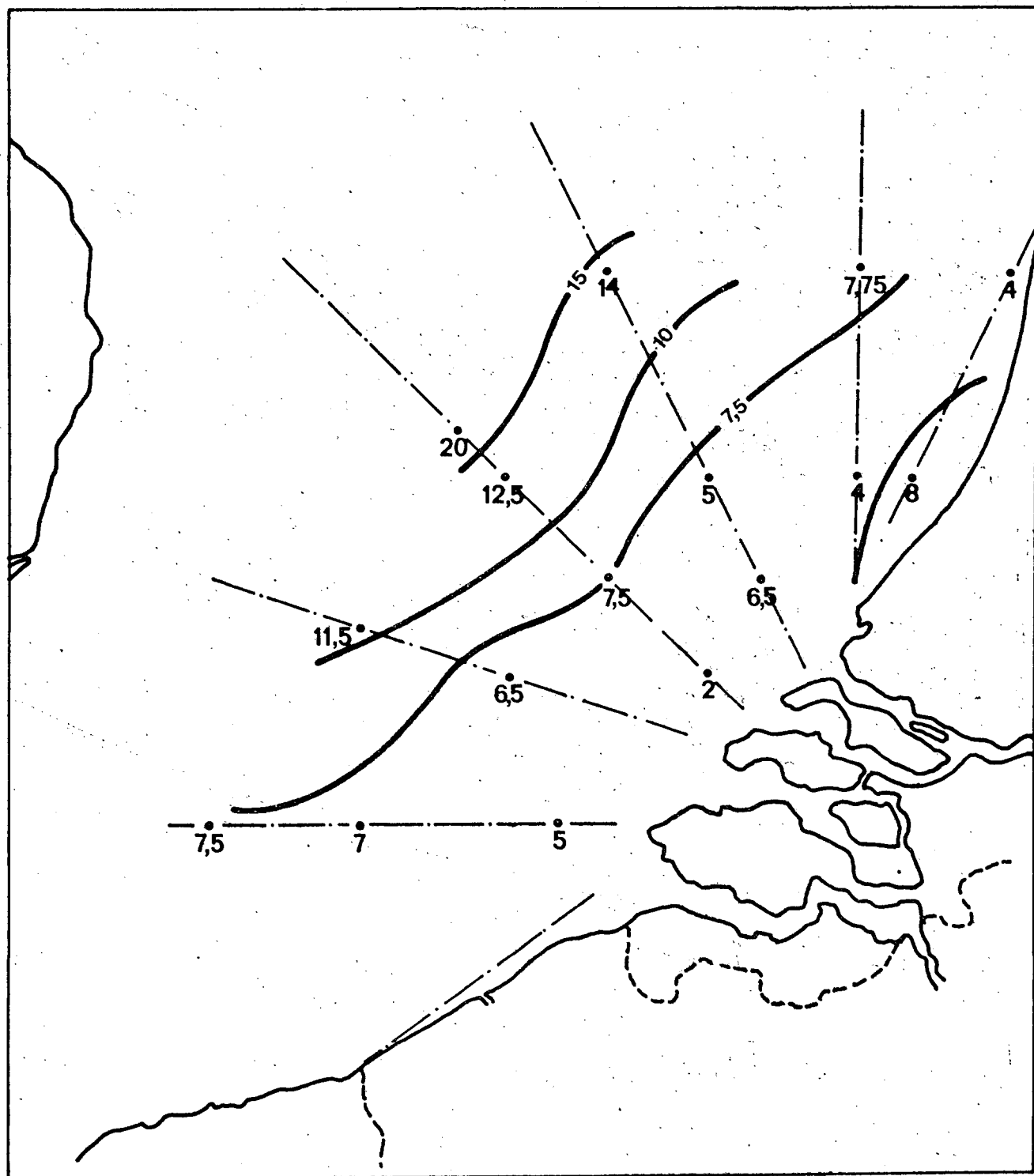


fig. 8.- Variation géographique de l'effet antibiotique de la mer du Nord (septembre 1972).

Tableau 2

Effet antibiotique de l'eau de mer vis-à-vis d'*Escherichia coli* (mer du Nord, sept. 72)

Station	Latence (h)	t ₅₀ (h)
1344	32	5
1352	48	(7)
1358	65	7,5
61	80	6,5
1634	100	11,5
59	102	2
1699	140	7,5
67	48	12,5
1930	72	20
1693	80	6,5
65	70	5
72	80	14
16	83	4
22	120	7,75
2841	60	8
68	100	4

aucune des hypothèses citées plus haut, puisque les paramètres biologiques et chimiques ont tendance à varier de manière semblable lorsqu'on s'éloigne de la côte [voir, par exemple Joiris (1971)], de sorte que les deux types de facteurs pourraient expliquer le résultat obtenu.

4.- Conclusions

Cette première série d'expériences a permis de mettre en évidence, dans toutes les eaux testées, un effet bactéricide marqué vis-à-vis d' *E. coli*.

- Les résultats obtenus dans le secteur sud-est de la mer du Nord indiquent un net effet antibiotique près de l'embouchure de l'Escaut, dont l'intensité diminue lorsqu'on s'éloigne de la côte.

- Les résultats obtenus avec l'eau du bassin de Chasse d'Ostende peuvent être interprétés si l'on suppose un effet antibiotique lié au

phytoplancton au début de la période envisagée et un effet antibiotique lié aux bactéries hétérotrophes en fin de période. Ces hypothèses seront testées plus en détail en laboratoire.

C'est ainsi qu'il nous semble enrichissant d'envisager l'intervention de divers mécanismes possibles, en fonction du temps ou du lieu de prélèvement; une telle interprétation permettrait vraisemblablement de lever les apparentes contradictions contenues dans le travail de Moebus (1972 a) qui, après avoir fait intervenir un effet antibiotique dû au phytoplancton, arrive à la conclusion que le phytoplancton ne joue pas de rôle important, mais bien les éléments nutritifs disponibles pendant l'expérience [Moebus (1972 b,c)].

Références

- AUBERT (M.), AUBERT (J.) et GAUTHIER (M.), (1968). *Rev. Int. Océan. Méd.*, 10, 137-207.
- DE GIAXA, (1889). *Z. Hyg. Infekt. K.*, 6, 162-225.
- JOIRIS (C.), (1971). *Eléments nutritifs et biomasse*, in *Modèle mathématique - Rapport de synthèse*, I, C.I.P.S., pp. 203-209.
- MOEBUS (K.), (1972 a). *Marine Biology*, 13, 1-13.
- MOEBUS (K.), (1972 b). *Helgol. Wiss. Meeresunters*, 23, 127-140.
- MOEBUS (K.), (1972 c). *Helgol. Wiss. Meeresunters*, 23, 271-285.
- SIEBURTH (J.), (1968). In : *Adv. Microbiol. Sea*, M.R. Droop et E.J.F. Wood (éd.), 1, 63-94.

Chapitre VIII

Macrobenthos and meiobenthos

Rapport de synthèse

présenté par

L. DE CONINCK

(based on the work of Jan GOVAERE for macrobenthos, of P. LIPPENS, A. VANDERHEYDEN and L. DE CONINCK for meiobenthic nematodes, of E. SCHOCKAERT for Turbellaria, and of technical assistants Mrs J. BALLEGEER-VERMEULEN, Mrs R. VANDEN BERGHE-DE BOEVER, Miss A. VAN BOST and Miss D. VANDENBROECK)

1.- General considerations

It is difficult to overestimate the role of benthos and sediments in the marine ecosystem.

The sea-floor is depositary of the whole production (primary production, partially transformed into secondary, respectively into tertiary and further production) of the whole of the surmounting water column, in as far as these productions were not transformed into energy and escaped avian and human predation. It forms an immense reservoir of food for all sorts of living organisms.

The mineral and organic sediments actively accumulate a whole series of pollutants (heavy metals, pesticides, organic sewage from human agglomerations) which permanently influence the benthic flora, in so far as it receives enough light-energy to subsist, and the benthic fauna.

That fauna finds its raw materials in the benthic flora and in the organic matter, settling down from the water column or introduced by rivers

and sewage effluents. Bacteria, protozoa, microscopic and macroscopic invertebrates of all sorts, and vertebrates convert the organic sediments into living matter again and concentrate it, through the food-chain, into products which are or could be of importance for human economy. That, at any rate, is what happens in shallow seas, of which the North sea is a typical example.

Up-to-date views [Ryther (1969)] concerning fish production in the marine environment have shown that the world seas can be divided into three well defined regions : (1) the shallow coastal waters, within the 200 m depth contour, representing about 10 % of all seas; (2) the open sea, beyond the 200 m depth level, about 90 % of the oceans, or three fourths of the earth's surface; (3) some restricted areas where, due to prevailing offshore winds and the strong boundary currents, surface waters are continually or periodically replaced by nutrient rich deeper water. Such coastal upwelling areas exist off Chili, Peru, California, south-west and north-west Africa, in the Arabian sea and in other localized situations; all together they represent one tenth of 1 % of the world oceans. These upwelling regions produce about half the world's fish supply, the other half being produced in shallow coastal seas. The open oceanic seas produce a very small fraction of the world's fish stock : they almost can be considered as biological deserts, at least in respect to fish production. Their primary production, partially transformed into higher production levels is continuously settling down, forming deep-sea sediments which are very slowly broken down into mineral and simple organic compounds which are not restored to the upper water levels, resulting in a slow but gradual dwindling of the limiting P , N and C concentrations; only in the very restricted upwelling areas are they made available again for primary production.

In shallow seas, on the contrary, the organic sediments are continuously broken down, and their building materials restored to the water column. The agents, responsible for that turnover are mainly the benthonic organisms.

1.1.- Benthonic Biomass and Productivity

Numbers of individuals and wet weight of macrobenthic and meiobenthic

fauna allow comparisons between these two types of benthonic organisms.

To the macrobenthos are considered to belong all organisms retained by a 1 mm mesh sieving screen; all organisms passing through a 1 mm mesh but retained on a $74\ \mu$ mesh screen, or finer, are regarded as meiobenthos [Wigley and McIntyre (1964)].

Polychaeta, Crustacea, Mollusca and Echinodermata form the main macrobenthic, Nematoda, Copepoda and at times larval stages of macrobenthic organisms form the main meiobenthic groups.

Numbers of macrobenthic organisms in healthy shallow waters vary between a few hundreds and a few thousands per m^2 , those of meiobenthos between 100,000 and 1,000,000 per m^2 .

Wet weight, in g/m^2 , varies between more or less 10 and 100 g/m^2 for macrobenthos (excluding all organisms heavier than 5 g each) and between 0,5 and 5 g/m^2 for meiobenthos, the weight ratio between macro- and meiobenthos varying more or less between 10 and 100. Numbers as well as wet weight ratios can depart from such figures, becoming higher or lower, according to circumstances.

1.2.- Biomass of meiobenthos

Meiobenthos always represents only a small fraction of benthos biomass, because macrobenthic animals make up 90 to 99 % of total biomass, often 96 to 99 %. At first sight, it looks as if meiobenthos could be neglected in studies on the productivity and the biological activity of benthonic organisms.

But productivity has to include the time factor, *e.g.* mean life span and number of generations, and intensity of metabolism (rate of turnover of individual biomass, plus production of proteins which are given off to the sediments).

There are very few data on life span and on interval between successive generations in meiobenthic species. Temperature, available food and specific characteristics play a very important role in this respect. In nematodes life span and generation interval can greatly differ : from a few days, in rapidly multiplying species, to 2 years. Some species, in summer, need only 2 to 3 weeks from one generation to the next,

sometimes with high numbers of descendants. But at a temperature 10 °C lower, a species needs double and triple that time.

Taking specific differences into account, it seems to be a safe assumption that meiobenthos (nematodes, copepodes and other small invertebrate groups) presents in the mean 3 generations a year, against 1 for macrobenthos.

Moreover intensity of metabolism is inversely correlated with size. In small organisms, turnover of individual biomass (rapidity of renewal of tissues and cell-components during individual life) is several times more rapid than in bigger ones. Also the rate of energy expenditure is to be taken into account. It seems justified to assume that metabolism in meiobenthos is 5 times more intense than in macrobenthos.

Besides, biomass of meiobenthos is generally estimated on the ground of numbers of nematodes and Harpacticid copepodes; groups which only can be studied in the living state, such as ciliates, microflagellates, *Rhabdo-coele turbellaria* and Gastrotrichs are not taken into account. Nor is made allowance for bacteria, which must play an important role in the breaking down of dead or excreted proteins and other organic matter. Which means that the usual meiobenthic biomass should on these last grounds again be multiplied by a factor 2 or 3. Altogether meiobenthos biomass is therefore to be multiplied by $3 \times 5 \times \left\{ \frac{2}{3} \right\} = \left\{ \frac{30}{45} \right\}$, which brings it to a productivity level comparable to that of macrobenthos. The more so as a considerable part of meiofauna falls a victim to the omnivore deposit-feeders.

But much study in the field as well as in the laboratory will be needed before it will be possible to replace assumptions by well ascertained facts in problems concerning life in marine sediments.

1.3.- Existing knowledge of the benthonic communities

There is no common measure in the existing knowledge of life in the offshore zone, as compared with that in the intertidal zone. Nor is there a common measure in our knowledge of the microscopic components of benthonic biocoenoses as compared with that of the macroscopic components.

While there is a growing amount of factual knowledge about intertidal and inshore biology, there is only very little known about offshore sea floor biology. That little which is known, pertains almost exclusively

to macrobenthonic organisms. There is very little, sporadic information about microscopic life : meiobenthos and microbenthos still belong to almost unknown worlds.

Where the benthic fauna was studied, mainly in its macroscopic components, it was shown that different sorts of sediments (silt, fine sand, coarse sand, gravel) harbour different sorts of animals. Thus one is confronted, in similar habitats, with animal communities which on the one hand all over the world, in widely separated areas, are constituted of the same or very nearly related species, whereas on the other hand in different habitats, lying very near to each other, one finds very different communities.

Whilst one has already some information about the nature of the macrobenthic communities in relation to the nature of the sediments, about meiobenthos that information is just in its beginnings. Moreover, one has almost no data on the influence of seasons, of temperature and other variable parameters on the constitution of the biocoenosis.

The similarity of the fauna of similar habitats poses the problem of the spreading of organisms over the sea floor. While active spreading in some species is possible and even probable, in most of them the spreading is a passive one. This can happen either during planktonic larval stages, or, as is probably the case in most meiobenthic species, whose specific gravity is approaching that of seawater, by drifting with currents near the sea bottom, when some macrobenthic animal stirs a cloudlet of superficial sediment or when heavy storms bring large sections of the sea floor in suspension. In such ways small organisms are disseminated all over the sea floor; oxygen concentration, food, salinity, grain size, predators and other parameters will determine which species will multiply and which ones will stand no chance in new habitats.

1.4.- Sampling techniques

Samples should be representative of the biotopes to be investigated. They should be taken in such a way as to contain the different species living in the biotope in numbers corresponding to their occurrence *in situ*, in order to make possible an evaluation of biomass and of species diversity.

Biomass becomes a measure of productivity only if its turnover (renewal) is taken into account. Turnover of biomass being dependent on all parameters influencing primary productivity, especially on light and temperature, sampling should have some regular periodicity, at least in some grid-points representative of the main biotopes : silt, silty fine sand, fine sand, coarse sand.

Rapidity of turnover varies with size of organisms. Duration of life-cycle also gives some indication of rapidity of turnover. Big animals with long life-cycle show slow turnover, small animals with short life-cycle generally show rapid turnover of biomass.

The study of macrobenthos and meiobenthos requires different sampling techniques. Using a 0.1 m^2 van Veen-grab, Stripp (1969) needed 12 samples (1.2 m^2) in order to find representatives of all macrobenthic species present in a silty sea floor, 7 samples gave 90 % ; 5 samples 80 % and 2 samples 60 % of all species; in the latter case all important species are however represented in the sample.

In the present macrobenthos investigations of the southern Bight, Govaere regularly takes 5 (to 7) 0.1 m^2 van Veen-samples, probably obtaining the 80 % species level. As between each successive sampling, the ship is slightly drifting off, the samples are taken in nearby but different places, making up for patchiness in the distribution of the different species. In meiobenthos, patchiness is yet more pronounced. By taking a core in each of the 5 van Veen-samples, and mixing the 5 subsamples, one should have a good chance to have a sample representative of the local meiofauna, *if a van Veen-grab gives a reliable meiobenthos sample.*

Doubts have recently been raised about the reliability of meiobenthos sampling. Almost all sampling gear (van Veen-grab, and others, Schipek, mud-snapper, gravity corers McIntyre (1971)), when lowered from the ship towards the sea floor, is preceded by a shock-wave which dislodges the superficial flocculent material which harbours a good part of the meiofauna. Even corer-tubes of about 2 to 4 cm diameter, however carefully inserted by a diver, could not collect the totality of the superficial sediment layer. Only by using considerably larger corer-tubes, of 10 cm diameter, could this evil be overcome. Comparing the results of 2.2 cm gravity-corer-sampling, with those of carefully subsampled 10 cm corers handled by divers,

McIntyre found that gravity-corer-sampling loses 35 % of nematodes and nearly 80 % of copepodes (nematodes and copepodes making up about 90 % of the meiofauna). Of turbellarians, gastrotrichs and kinorhynchs, only about 60 % are recovered by gravity corers as compared with diver-handled wide corers.

It is possible that losses of part of the meiofauna are more important in silty sediments than in sandy ones as the shock-wave more rapidly chases away the superficial loose materials.

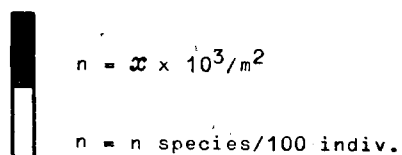
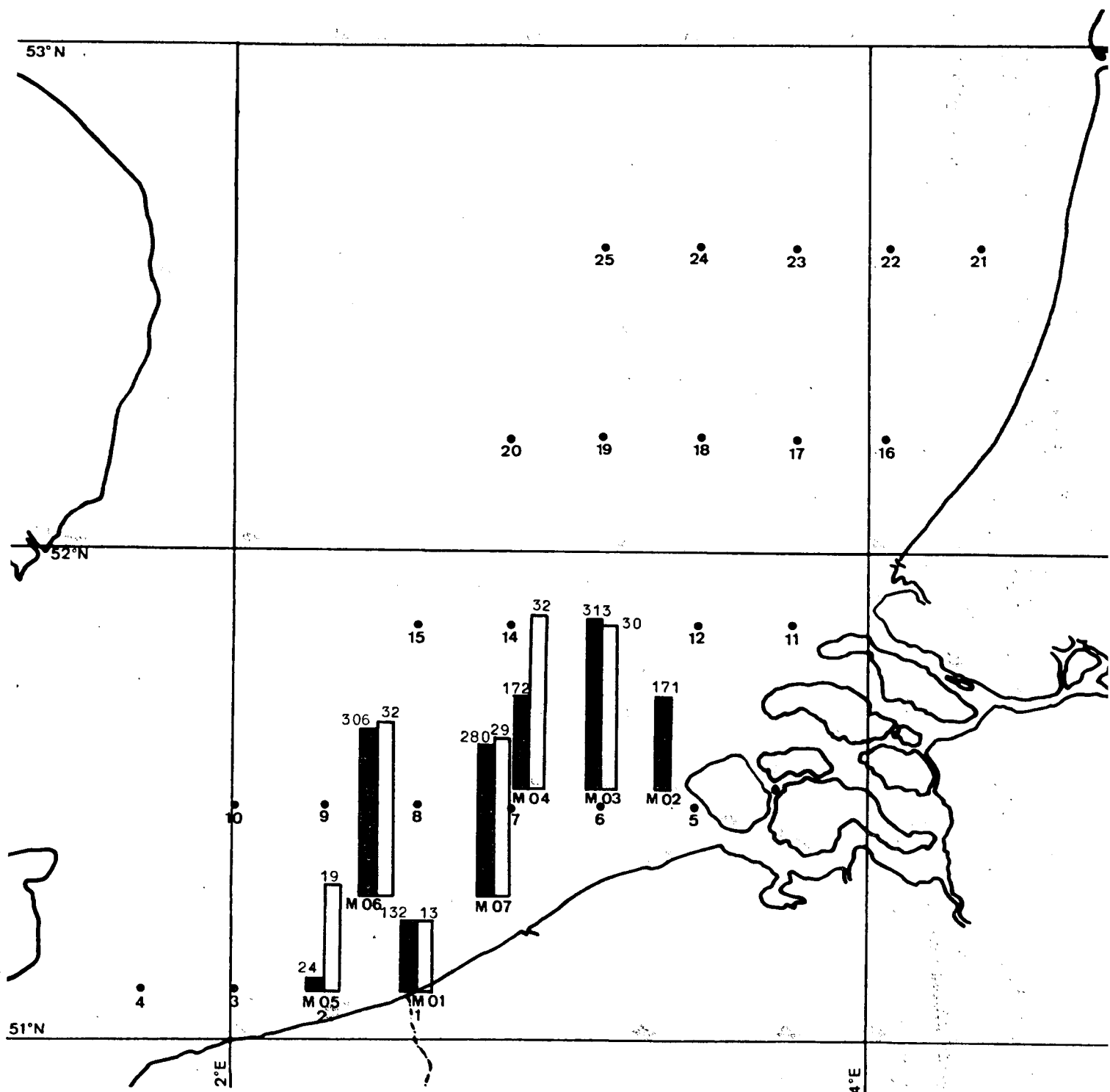
Following these findings, it will be necessary to compare diver-handled wide-corer-samples with the usual van Veen samples, in order to have a possibility to correct the earlier results obtained by van Veen sampling.

2.- Preliminary results

These results are given in the following figures.

References

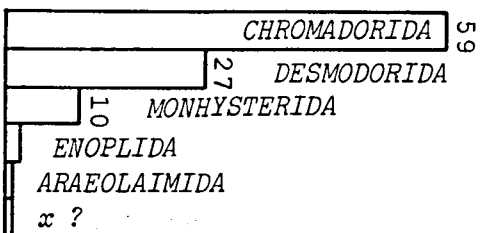
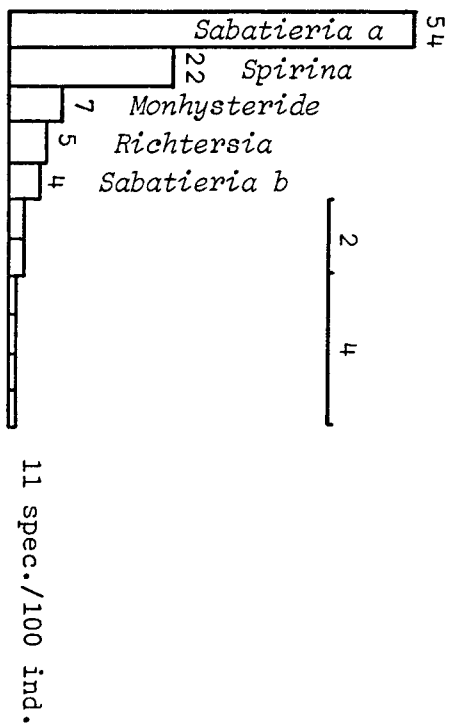
- McINTYRE (A.D.), (1971). Deficiency of Gravity Corers for Sampling Meio-benthos and Sediments, *Nature*, 231, n° 5300, p. 260.
- RYTHER (J.H.), (1969). Photosynthesis and Fish Production in the Sea, *Science*, 166, 72-76.
- STRIPP (K.), (1969). Die Assoziationen des Benthos in der Helgoländer Bucht, *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.*, 12, 95-141.
- WIGLEY (R.L.) et McINTYRE (A.D.), (1964). Some quantitative comparisons of offshore meiobenthos and macrobenthos south of Martha's Vineyard, *Limnol. Oceanogr.*, 9 (4), 485-493.



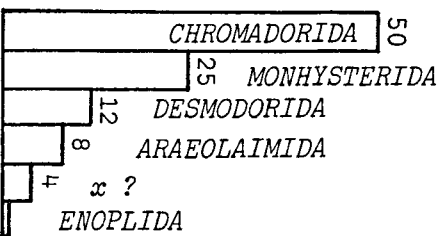
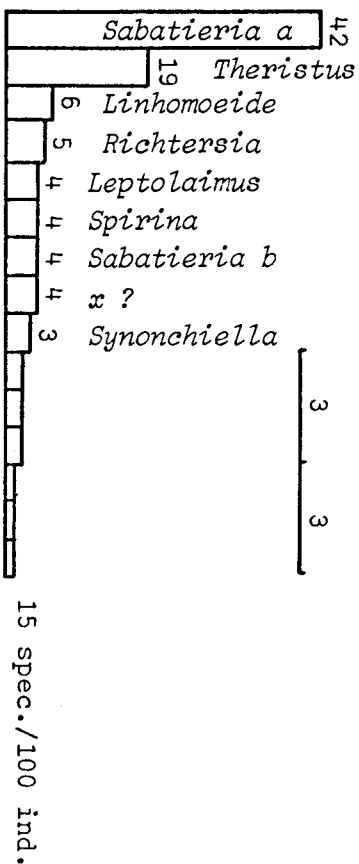
NEMATODA

M 01 23-01-71 A

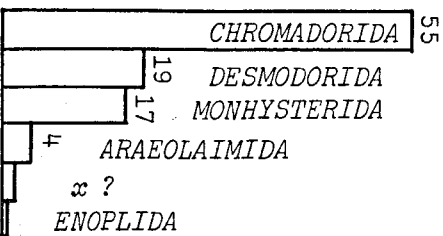
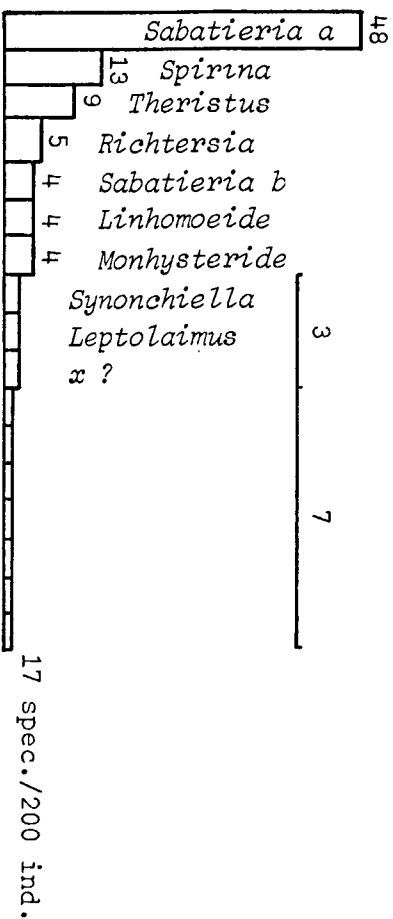
Mudsnapper



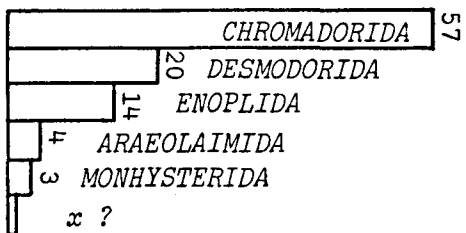
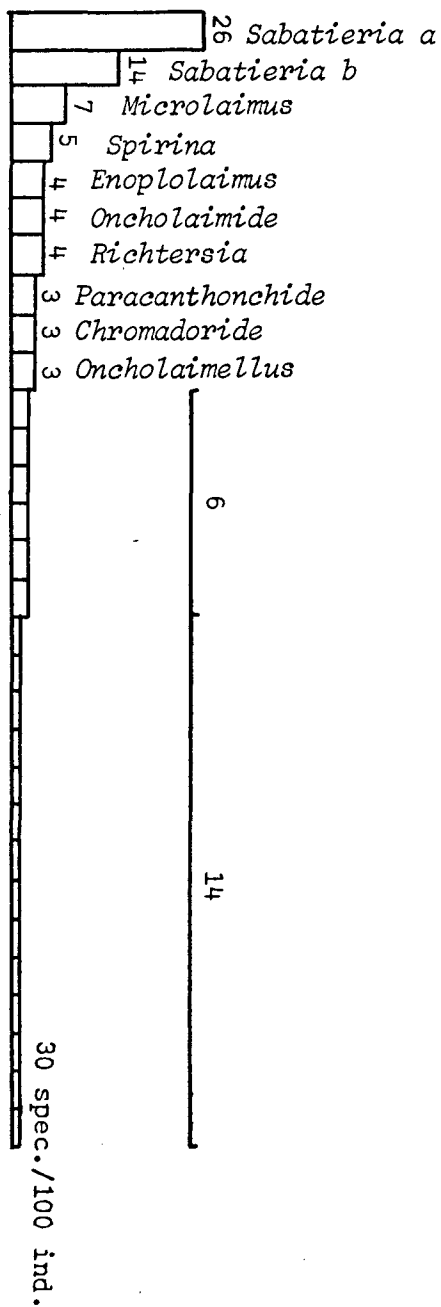
M 01 23-01-71 B



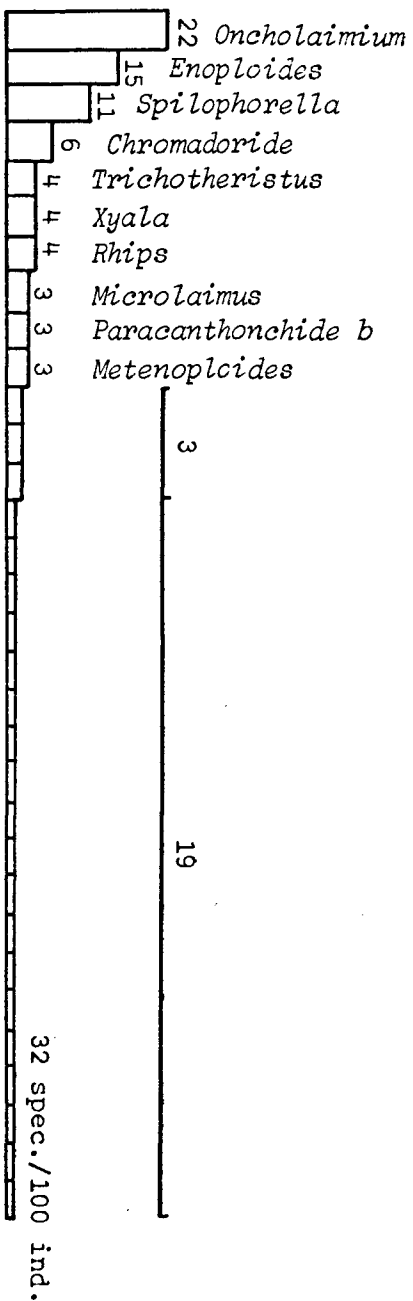
M 01 23-01-71 A + B



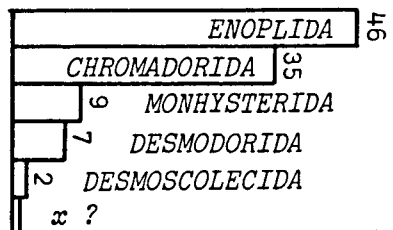
M 03 30-01-71 B Mudsnapper



M 04 31-01-71 Mudsnapper

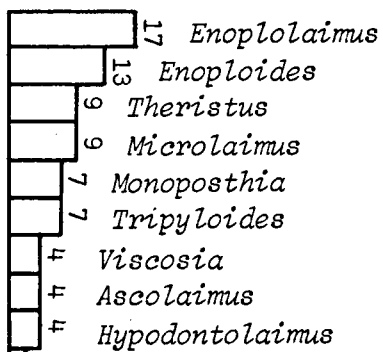


M 04 31-01-71

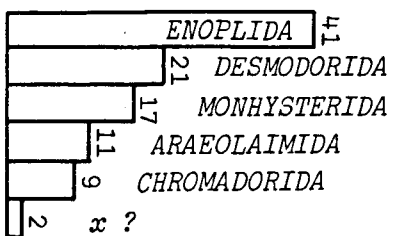


M 05 02-02-71

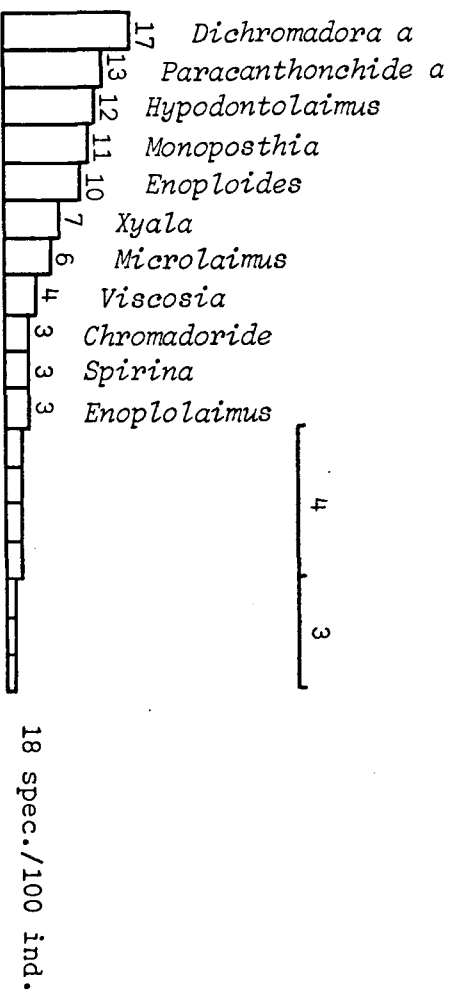
Mudsnapper



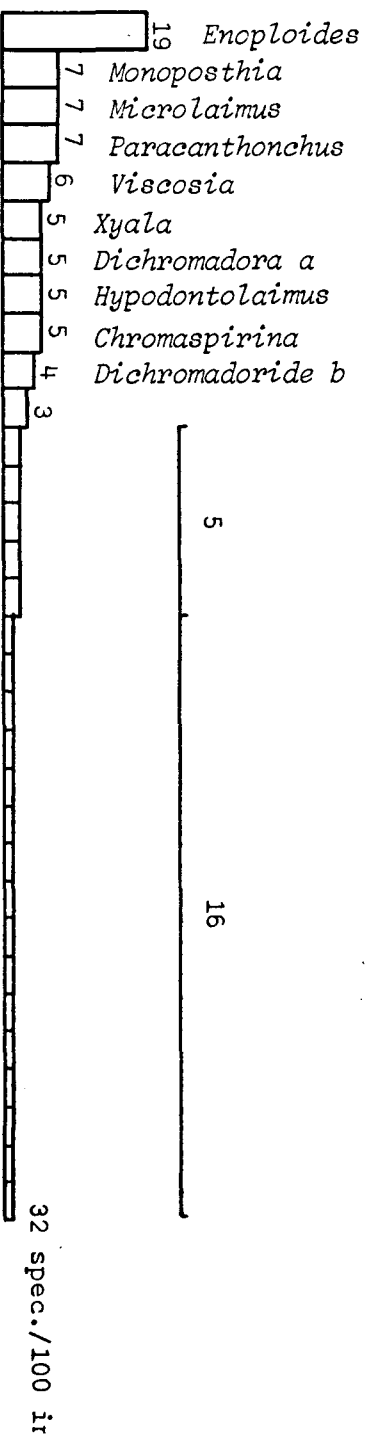
19 spec./46 ind.



M 06 04-02-71 A Mudsnapper



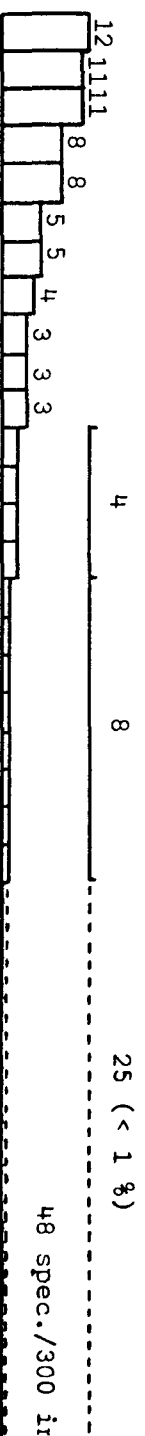
M 06 04-02-71 B Mudsnapper



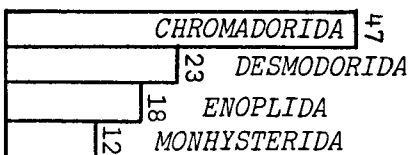
M 06 04-02-71 C Mudsnapper



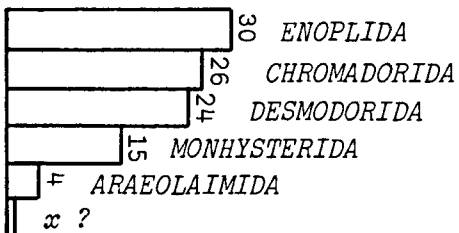
M 06 04-02-71 A + B + C Mudsnapper



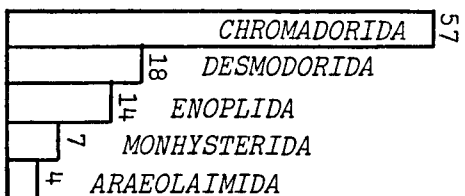
M 06 04-02-71
A



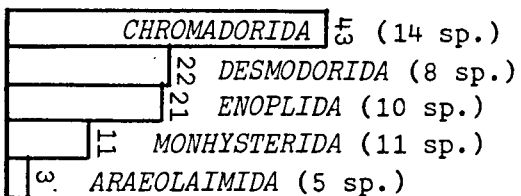
B



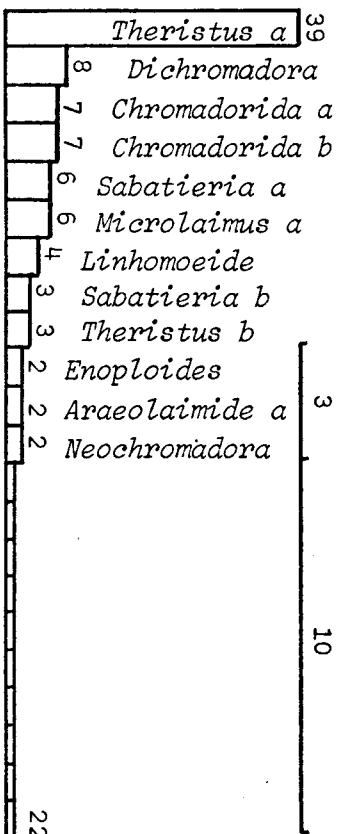
C



A + B + C



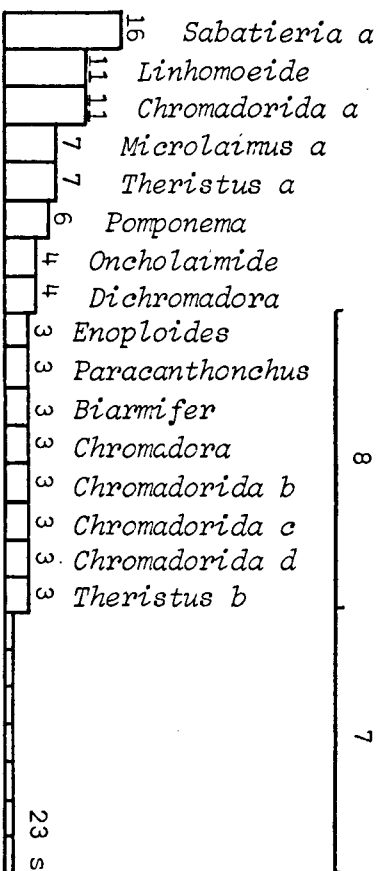
M 07 05-02-71
A



Mudsnapper

22 spec./100 ind.

M 07 05-02-71
B

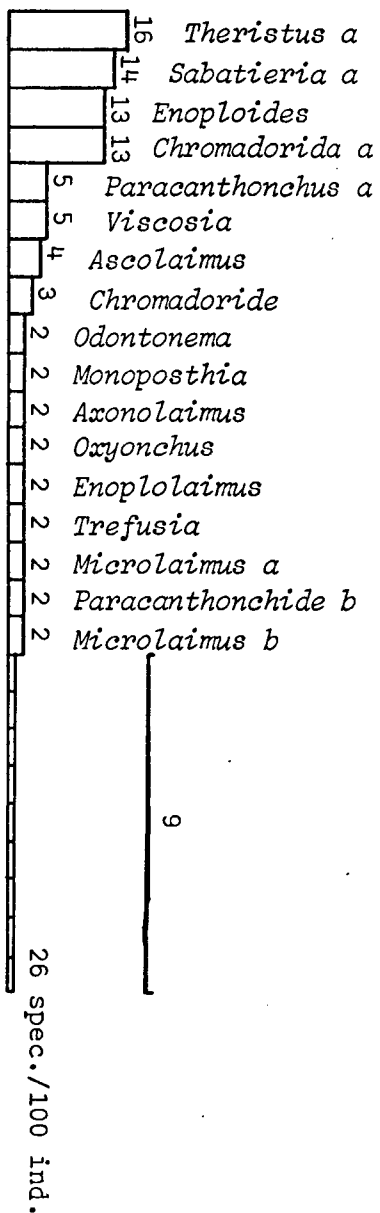


Mudsnapper

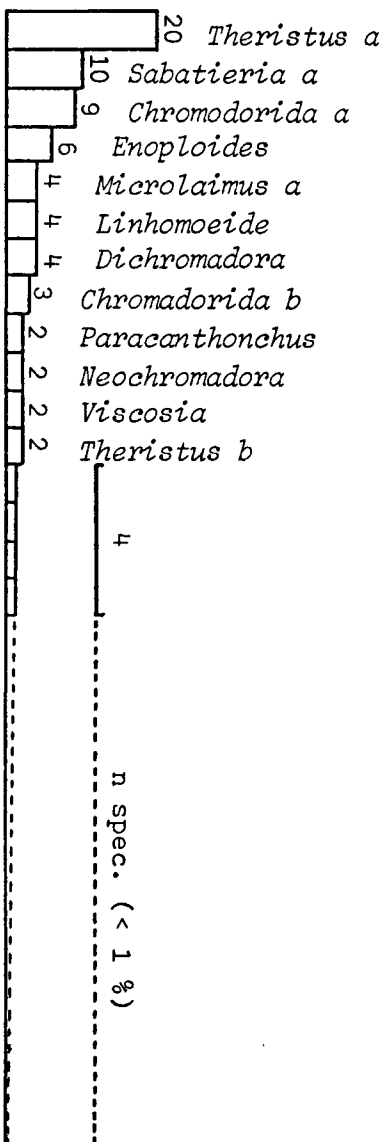
23 spec./70 ind.

M 07 05-02-71 C

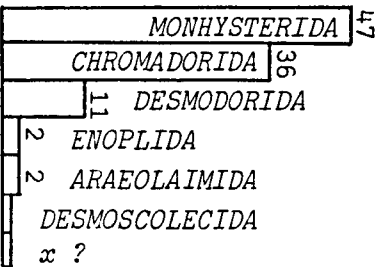
Mudsnapper



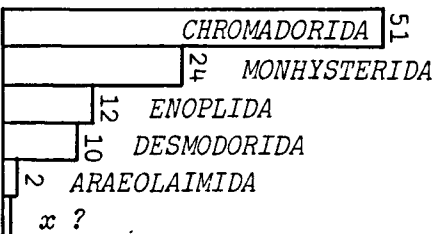
M 07 05-02-71 A + B + C (270 ind.) Mudsnapper



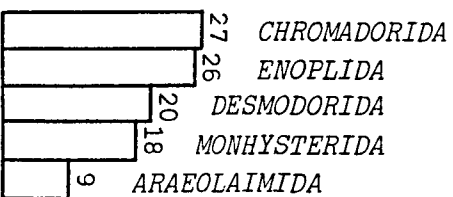
M 07 05-02-71 A (100 ind.)



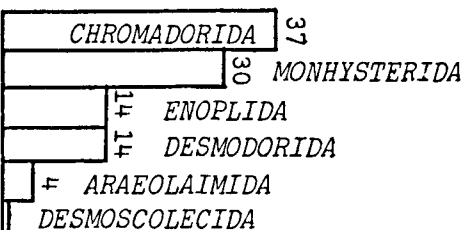
B (70 ind.)



C (100 ind.)



A + B + C (270 ind.)



Chapitre IX

Etudes bactériologiques

Rapport de synthèse

présenté par

L. DE CONINCK

(basé sur les travaux de J. BARBETTE, C. JOIRIS, J. PINON, A. BOUYE)

Les bactéries jouent dans la biosphère un rôle très important. Il est naturel qu'elles soient surtout connues en tant que pathogènes. Mais leur action de recyclage des matières premières du monde vivant, aux dépens de matières organiques sécrétées et d'organismes morts, est sans aucun doute d'une portée beaucoup plus grande dans l'économie du vivant.

Il est en effet presque certain que dans le milieu marin, le rôle des bactéries n'est pas moins important que dans les sols et dans les eaux douces. Malheureusement, la bactériologie marine est encore, en grande partie, *terra incognita*. De sorte que toutes les données acquises au cours du programme dans le cadre du *Modèle mathématique de la mer du Nord* ont leur importance.

La bactériologie comporte de nombreux domaines, d'après leur distribution dans l'espace, d'après leur action sur le substrat ou d'après leur interaction avec un milieu qui favorise ou qui contrarie leur développement.

a) Bactéries pathogènes

Dans le milieu marin, le domaine des bactéries pathogènes présente deux volets différents. Il y a d'abord celui des bactéries pathogènes terrigènes, qui sont déversées avec les eaux domestiques usées par les estuaires et par les égouts et qui polluent ainsi au moins une partie de la mer, surtout la zone des marées, les plages et les organismes vivant dans les biotopes intertidaux et sublittoraux. Ces bactéries pathogènes intéressent surtout la communauté humaine : elles contribuent à déterminer dans quelle mesure les côtes gardent leur valeur comme lieux de villégiature et de convalescence; elles deviennent ainsi un facteur qui peut compromettre gravement toute l'économie de la région côtière.

Il y a ensuite les bactéries pathogènes qui sont propres à la mer et qui s'attaquent aux organismes marins. Cette catégorie de bactéries pathogènes autochtones ne fait pas l'objet d'études dans le cadre du projet en cours.

L'étude des bactéries pathogènes terrigènes dans les eaux marines se laisse diviser en plusieurs secteurs : 1°) les estuaires, 2°) la zone intertidale et les plages, 3°) les eaux sublittorales et de pleine mer, 4°) les fonds et sédiments.

b) Bactéries marines, non pathogènes

Ces bactéries doivent jouer un rôle très important dans le recyclage des matières premières de la matière vivante, aux dépens des organismes morts. Ce recyclage peut se faire au cours de la descente plus ou moins lente de ces restes vers le fond. La matière organique en suspension dans la colonne d'eau doit fournir d'innombrables substrats aux différentes espèces de bactéries recyclantes.

De même, les sédiments riches non seulement en organismes morts, mais aussi en substances organiques sécrétées par les mollusques, vers et autres organismes benthiques, forment un milieu de culture idéal pour toutes ces formes.

Il est probable que chaque type de sédiments, vases, sables, débris de coquillages, gravier, abrite une flore plus ou moins typique pour le substrat en question et qu'elle répond d'une manière ou de l'autre aux différentes formes de pollution.

Mais les données sur cette sorte de bactériologie sont encore excessivement rares. Il y a là un domaine des plus intéressants qui demande à être exploré. La connaissance des espèces de bactéries, caractérisées par leurs systèmes enzymatiques, donnerait en même temps une idée de la part qu'elles prennent dans le processus de recyclage de la matière, qui leur est dévolu.

1.- Techniques

1.1.- Prélèvement des échantillons

1.1.1.- Dans la colonne d'eau

On emploie la technique de Cobett (prélèvement aseptique par aspiration de l'eau à l'intérieur de *pouches* en caoutchouc, stérilisées par autoclavage; l'ouverture des *pouches* se fait par bris de l'extrémité antérieure du tube d'obturation, par messenger. Le contenu des *pouches* est exprimé à l'intérieur d'un flacon stérile et directement soumis à l'analyse, dans le laboratoire aménagé à bord).

- Les échantillons sont prélevés dans les bouteilles (ou Erlen) stériles. Les ensemencements pour comptages sont réalisés en laboratoire, au maximum 4 heures après le prélèvement.
- Les prélèvements dans la zone intertidale se font d'après les directives données dans APHA, AWWA, WPCF. — *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater* (New York, 1971), à une profondeur de 30 cm (profondeur totale de la colonne d'eau 60 cm), à un moment donné de la marée, en évitant toute contamination possible au cours du *sampling*.

1.1.2.- Dans les sédiments

A cause de l'impossibilité de traiter les échantillons à bord des navires utilisés pour le *sampling* dans l'estuaire et près de la côte, une étude fut faite de l'effet de la congélation sur la survie de bactéries aérobies. La congélation dans un mélange de l'anhydride carbonique solide et d'alcool, suivi de dégel après 30 minutes, donne une perte du titre en bactéries égal à $0,24 \log_{10}$, c'est-à-dire que 40 % des colonies sont perdues. La conservation de l'échantillon congelé à -20°C , pendant une semaine, donne une perte de titre de $0,85 \log_{10}$, c'est-à-dire 88 % de

toutes les colonnes sont perdues. Lorsque, par contre, les échantillons congelés sont conservés à -70°C pendant une semaine, il n'y a pas de perte décelable. Cette dernière méthode a été adoptée pour l'étude des bactéries des sédiments. Des essais analogues, avec des échantillons d'eau au lieu de sédiments, congelés en un mélange d'alcool saturé en CO_2 solide, conservé à -18°C et à -60°C , donne de très sérieuses pertes du nombre de colonies, ces pertes augmentant avec la durée du maintien en congélation. Les streptocoques fécaux semblaient être sensiblement plus résistants à la congélation que les autres catégories de la flore bactérienne (*cf.* les deux tableaux ci-après). La méthode ne se prête manifestement pas à l'étude des bactéries de la colonne d'eau.

Tableau 1

Variations des populations microbiennes des eaux de mer congelées et conservées à -18°C

	Avant congélation	Conservation		
		24 h	48 h	216 h
Germes totaux	100	.	20	5,2
Coliformes	100	2,5	1,4	0,6
Escherichia coli	100	5	4,4	0,4
Streptocoques fécaux	100	45	30	22

Tableau 2

Variations des populations microbiennes des eaux de mer congelées et conservées à -60°C

	Avant congélation	Conservation		
		24 h	48 h	216 h
Germes totaux	100		42	2,7
Coliformes	100	2,7	5,1	2
Escherichia coli	100	4,4	8	2
Streptocoques fécaux	100	50	23	20

Il est probable que la nature de l'échantillon à congeler, eau ou sédiment, ainsi que son volume, influencent de façon importante l'action du phénomène de congélation. Plus la congélation est rapide, et plus l'organisme est protégé contre les pressions qui sont engendrées au moment du passage de la phase liquide à la phase solide, moins il y aura de germes détruits. Tous ces facteurs permettent de comprendre pourquoi la flore des sédiments résisterait mieux à la congélation, que celle des eaux libres.

Il est de plus probable que les grains cristallins, une fois formés, réagissent comme tout corps solide à un changement de température, se contractant aux températures plus basses et se dilatant à des températures plus hautes, de sorte que des passages de -80°C à -20°C s'accompagnent de nouvelles hausses de pression, dans quel cas de nouveau le volume de l'échantillon et la présence de sédiments protecteurs, faisant office de tampon de choc, peuvent influencer sensiblement les chances de survie ou de destruction, selon le cas.

1.2.- Dénombrement de la flore bactérienne

1.2.1.- Flore bactérienne totale

Ce dénombrement a été effectué par la technique du *pour plate count*, en utilisant le milieu *marine agar* (Zobell), commercialisé par Difco.

1 ml de l'eau à examiner et 1 ml des différentes dilutions décimales — réalisées à l'aide d'une solution de tryptone-sel stérile — sont inoculés dans des boîtes de Pétri stériles. Dans les 10 minutes qui suivent cette répartition, le contenu d'un tube de milieu *marine agar*, fondu et ramené à 45°C , est versé aseptiquement dans la boîte et l'ensemble est homogénéisé suivant les techniques classiques. Après solidification par refroidissement, les boîtes retournées sont incubées à 25 ou 30°C , suivant les possibilités pratiques actuelles. Le dénombrement des colonies est effectué après 3 et 5 jours d'incubation et la moyenne des populations obtenues est établie. Toute inoculation se fait à plusieurs dilutions et en double.

- Pour dénombrer les bactéries marines et estuariennes d'une part, les bactéries d'eau douce d'autre part, l'incubation se fait sur milieu riche marin pour les premières, sur milieu riche d'eau douce pour les dernières.

- Dans l'étude des bactéries des sédiments, il y a d'abord le problème de la conservation des échantillons à étudier, entre la prise des échantillons et leur dénombrement. L'action de la congélation a déjà été évoquée. Il y a, en outre, le fait que le nombre de colonies dénombrées sur un milieu nutritif ne correspond pas nécessairement au nombre de bactéries présentes dans l'échantillon. Ces bactéries en effet s'agglutinent et forment des amas de nombreuses cellules individuelles ou elles se développent autour et à l'intérieur d'un organisme mort ou de déchets organiques. Un individu isolé peut former une colonie; d'un agglomérat de bactéries également peut naître une colonie : elle occupera une surface un peu plus grande mais il ne sera pas possible d'établir le nombre initial des bactéries. De là, la nécessité d'homogénéiser l'échantillon avant d'ensemencer le milieu nutritif. Des essais avec plusieurs appareils d'homogénéisation, utilisés pendant des temps plus ou moins longs à des vitesses plus ou moins rapides, ont montré que toutes les méthodes d'homogénéisation donnaient des résultats à peu près équivalents, de sorte que ce sont des arguments de maniabilité qui ont porté le choix sur un homogénéisateur *Vortex*, tournant pendant 30 secondes. L'homogénéisation de l'échantillon au moyen d'ultra-sons sera étudiée plus tard. Pour pouvoir comparer le nombre de bactéries (titre) aérobies et anaérobies, 0,1 ml de toutes les dilutions de l'échantillon benthique homogénéisé est ensemencé en quadruple sur agar marin *Zobell* : 2 plaques sont incubées à l'air, les 2 autres dans des conditions anaérobies, toutes à 18 °C, pendant 10 jours.
- Dans chaque laboratoire bactériologique qui a contribué au *Projet Mer*, le dénombrement des colonies sur les plaques de culture se fait toujours par ensemencement de 2 plaques; la moyenne des 2 résultats donne le titre de la flore bactérienne. C'est la méthode universellement employée. Elle permet la comparaison des résultats obtenus par divers chercheurs dans divers milieux. Mais, voulant estimer dans quelle mesure les chiffres obtenus étaient vraiment représentatifs pour le milieu étudié, les auteurs (J. Barbette, A. Bouyé) ont multiplié le nombre de plaques de cultures et les dilutions : un échantillon unique, subdivisé pour ensemencer un grand nombre de plaques, donne des chiffres qui peuvent varier environ du simple au double, les écarts entre les chiffres minima et maxima et la moyenne

étant à peu près de l'ordre de 33 %. Une distribution inégale des bactéries dans le milieu et leur agglutination sont à l'origine de ces différences.

Si on prend plusieurs échantillons séparés à un endroit donné, la différence des titres bactériens entre les différents échantillons est sensiblement plus grande. Ici aussi, une distribution inégale des matières en suspension ou sédimentées, avec leur charge bactérienne, est à l'origine de ces différences. Des différences de titre du simple ou décuple peuvent par conséquent être considérées comme normales, dans un milieu donné. Lorsque les différences deviennent plus grandes, du simple au centuple, ou plus, alors elles deviennent significatives.

A. Bouyé a isolé une centaine de colonies, originaires de sédiments en pleine mer, loin des côtes. En déterminant les espèces bactériennes représentées, et en étudiant leurs systèmes enzymatiques, on pourra se former une idée plus exacte du rôle que jouent ces espèces dans le recyclage des matières organiques et voir si les différents fonds marins présentent une flore différente.

1.2.2.- Dénombrement des coliformes, des *Escherichia coli*, des streptocoques fécaux et des staphylocoques pathogènes

La technique de filtration sur membrane fut employée, même dans le cas de l'étude des eaux très polluées de l'Escaut à Anvers : fut utilisée alors une filtration des dilutions décimales appropriées afin de conserver, tout au long des déterminations, une technique unique permettant l'obtention de résultats comparables.

Un volume déterminé de l'eau à examiner (ou de la dilution adéquate) est filtré par dépression, au travers d'une membrane filtrante stérile, de porosité convenablement choisie (0,45 μ). Après rinçage des parois de l'entonnoir à l'aide d'une solution stérile, la membrane est transférée aseptiquement à la surface d'un milieu adéquat et incubée dans des conditions favorables au développement des germes envisagés. Les colonies caractéristiques sont dénombrées après 24 ou 48 heures suivant les cas.

1°) Coliformes

La membrane filtrante est déroulée à la surface d'une boîte de milieu au tergitol 7, décrit par Buttiaux. La boîte est incubée à 37 °C pendant

24 heures et les colonies réduisant ou non le triphényltétrazolum et fermentant le lactose sont dénombrées comme coliformes.

2°) Escherichia coli

Ce dénombrement est identique au dénombrement des coliformes, mise à part la température d'incubation qui est de 44 °C et qui permet le seul développement des *Escherichia coli*. Les colonies présentent le même aspect que les colonies de coliformes.

3°) Streptocoques fécaux

La membrane filtrante est déroulée à la surface d'une boîte de milieu de Slanetz ou *M. enterococcus* agar. La boîte est incubée à 37 °C pendant 48 heures et les colonies réduisant le triphényltétrazolum sont dénombrées comme streptocoques fécaux.

4°) Staphylocoques pathogènes

La membrane filtrante est déroulée à la surface d'une boîte de milieu de Baird-Parker. La boîte est incubée à 37 °C pendant 48 heures et les colonies produisant une réduction franche du tellurite de potassium tout en élaborant lipase et lécithinase sont dénombrées comme staphylocoques pathogènes.

Les microbes pathogènes étant d'origines diverses, la concentration globale des microbes potentiellement pathogènes fut déterminée (*microbes totaux*, 37 °C : TM). Pour l'étude de ce groupe, une faible salinité du milieu de culture et une température de 37 °C paraissent nécessaires pour permettre le développement de la majorité des germes potentiellement pathogènes et pour éliminer les bactéries halophiles strictes, les psychrophiles et une partie des mésophiles. Ces bactéries ne sont pas d'origine terrestre et ne présentent aucun intérêt du point de vue sanitaire. L'ensemencement se fait en surface, sans filtration préliminaire.

Un deuxième groupe, les *coliformes totaux* (TC), est cultivé, après filtration sur membrane, sur m Endo medium (APHA, AWWA, WPCF, USA 1971). Ce groupe contiendrait moins de 7 % de microbes qui ne sont pas d'origine fécale d'animaux à sang chaud.

Un troisième groupe, les *coliformes fécaux* (FC), est cultivé, après filtration sur membrane, sur m FC medium.

Après dilutions dans de l'eau de mer vieillie et stérilisée, des parties aliquotes (0,05 ml) sont étalées à l'aide d'une tige de verre coudée à la surface de boîtes de Pétri contenant un milieu gélosé (*spread-plate method*).

Deux milieux de culture sont utilisés : le *marine agar* 2216 (*Difco*) pour les bactéries hétérotrophes marines et le *nutrient agar* (*BBL*) pour les bactéries hétérotrophes d'eau douce.

Les incubations sont réalisées à $19^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, à l'abri de la lumière.

1.3.- Effets antibiotiques dans les eaux de la mer du Nord, en particulier concernant les bactéries fécales

La survie et la multiplication de bactéries fécales terrigènes dans le milieu marin pourrait être compromise, soit par des salinités ou des températures inadéquates, soit par des facteurs antibiotiques d'origine biologique dans l'eau de mer.

Un erlen stérile est rempli d'eau de mer fraîchement prélevée (± 100 ml) et ensemencé avec une aliquote (± 0.05 ml) d'une culture d'*Escherichia coli* arrivée au plateau de sa croissance en milieu riche, ce qui donne un titre, au temps 0, d'environ 10^6 bactéries par ml. Incubation à 18°C , à l'obscurité, sans agitation.

L'évolution du nombre d'*Escherichia coli* est ensuite suivie au cours du temps par comptages sur milieu de Mac Conkey (*spread-plate method* - incubation à 37°C). Les dilutions utilisées sont 10^{-2} en début d'expérience, puis 10^{-1} et 10^0 en fonction des nécessités. Chaque prise diluée (ou non) sert à ensemencer 3 boîtes de Pétri équivalentes.

2.- Résultats

2.1.- Flore microbienne totale

2.1.1.- Dans la colonne d'eau (J. Barbette et al.) (fig. 1)

a) Dans l'estuaire

Le nombre de germes totaux dans les eaux de l'Escaut, au nord d'Anvers, est très élevé et diminue très fortement avant d'arriver à la mer où il

o germes totaux/ml
 x coliformes/l
 □ Escherichia coli/l

200.000

20.000

100.000

10.000

10.000

1.000

1.000

100

pleine mer
km

60

45

30

15

côte

0

Hansweert

42

Bath

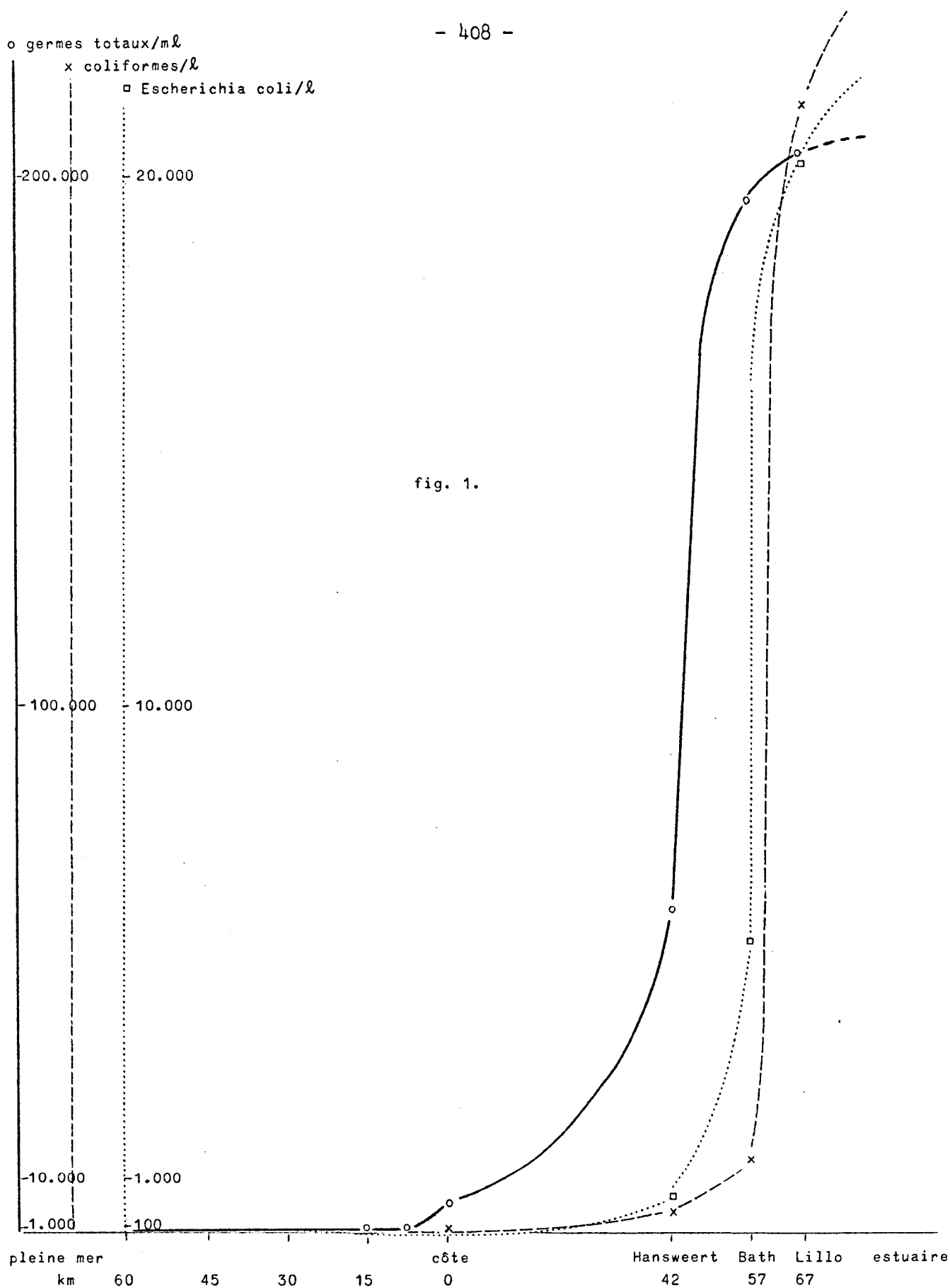
57

Lillo

67

estuaire

fig. 1.



atteint des valeurs qu'on retrouve à peu près le long de la côte (Lillo : 204.000/ml ; Bath : 195.000/ml ; Hansweert : 61.000/ml ; embouchure et côte : 4.790/ml). On voit que dans le parcours élargi du fleuve, à partir de Bath, le nombre diminue très rapidement en direction de la mer. En été, les chiffres sont nettement plus élevés qu'en automne. Ils varient très fortement d'échantillon à échantillon, en rapport, probablement, avec la charge très variable des matières en suspension.

b) En mer

Le long de la côte, le nombre de germes approche à peu près 5.000/ml ($\bar{m} = 4.790$). Ce nombre diminue rapidement en s'éloignant de la côte (à environ 7,5 km : 820 ; à 15 km : 165 ; à 30 km : 127 ; à 45 km : 74 et à 60 km : 11/ml en moyenne). Il y a quelques résultats qui s'écartent sensiblement de ces chiffres moyens : dans l'embouchure de l'Escaut, en août 1972, les points 1189 , 1186 et 1209 comptaient environ 15.500 germes par ml . Mais ailleurs, près de la côte, il devient moins grand ($\pm 2.800/\text{ml}$) et à une distance de 2 à 4 km , il devient de l'ordre de 1.860/ml .

Les estuaires et les grandes agglomérations semblent créer les conditions nécessaires pour un pullulement de bactéries. Les eaux près de Rotterdam (point 2552 : 12.750/ml) comptent 5 fois plus de bactéries que celles près d'Ostende (point 1097 : 2.250/ml). Les bactéries terrigènes semblent disparaître en très grande partie, soit par l'augmentation de la salinité, soit par la dilution, soit par des effets bactéricides et être remplacées par des bactéries propres aux eaux marines. En pleine mer, les chiffres deviennent très faibles à part au point 1348 , à environ 33 km , avec 2.515 germes/ml , contre $\bar{m} = 127/\text{ml}$ pour cette distance de la côte; le point 2001 , à ± 55 km , avec 772/ml contre $\bar{m} = 74/\text{ml}$ et le point 1358 , à ± 60 km , avec 140/ml contre $\bar{m} = 11/\text{ml}$.

Aux points côtiers, le nombre de coliformes est en moyenne d'environ 200/l . Il y a des exceptions, à la hauteur de Rotterdam (en M 2552 avec 1.035/l) et d'Amsterdam (en M 2689 , avec 1.580/l). Plus vers le large, les coliformes disparaissent rapidement, à de très rares exceptions près, aux points M 1693 (avec $\pm 110/\text{l}$) et M 0065 (avec $\pm 125/\text{l}$), où ils sont présents aussi en profondeur.

Escherichia coli représente environ 10 à 20 % des coliformes. A Lillo, ils sont un peu plus de 20.000/l ; à Bath, il y en a 5.500/l et à Hansweert 600/l . A l'embouchure, il n'y en a plus que $\pm 130/l$. Dès qu'on quitte la zone côtière, leur nombre devient trop faible pour pouvoir donner des chiffres reproductibles. Ceci semble bien confirmer que la zone qui présente de l'intérêt pour l'établissement d'une équation cinétique de disparition ou d'évolution de la pollution fécale est limitée à une région assez proche des côtes et estuaires. Cette zone est en effet la seule où on peut admettre que les résultats obtenus ont une signification suffisante pour ce type d'étude.

En comparant les résultats, on s'aperçoit que le type de pollution varie au fur et à mesure que l'on évolue vers le large. La pollution fécale est étudiée sur la base des teneurs en coliformes, en *Escherichia coli* et en streptocoques fécaux des échantillons prélevés. Au niveau des plages et dans l'estuaire, le nombre des *Escherichia coli* est souvent plus élevé que le nombre des streptocoques fécaux. Lorsqu'on s'écarte du rivage, on voit que le nombre des *Escherichia coli* diminue et que, très rapidement, le nombre des streptocoques fécaux devient relativement plus important. Ceci confirme l'opinion que la résistance des streptocoques fécaux aux conditions du milieu marin est nettement plus importante que la résistance des coliformes et d'*Escherichia coli*. Les streptocoques fécaux seraient de meilleurs indicateurs de pollution fécale pour peu que l'on soit éloigné du rivage ou de l'origine de la pollution.

En ce qui concerne les variations de la pollution, en un endroit donné, en fonction de la profondeur du prélèvement, on observe très généralement une excellente corrélation entre les divers résultats obtenus pour les trois types de germes cités plus haut. Cette observation permet de ne pas attribuer au biotope considéré des fluctuations qu'on peut parfois relever dans les eaux de surface par rapport aux eaux de moyenne et grande profondeurs : il s'agit là d'interactions entre la présence du bateau de prélèvement avec le milieu marin qui le supporte.

Une situation assez étrange s'observe au niveau de la ligne 0001-0004 : à ce niveau, on constate des fluctuations qu'on ne retrouve pas dans le reste du réseau. Ces observations pourraient être imputables à la situation un peu particulière de ces points, dans la zone d'étranglement de la

Manche, et être la manifestation d'un effet très localisé de goulot qui serait très rapidement absorbé par le pouvoir tampon de la mer du Nord. La situation très côtière du point 0001 le place dans une zone d'influence terrigène importante, d'un point de vue microbiologique et, en fait, le siège de fluctuations souvent importantes et parfois très sporadiques.

Si on compare les résultats obtenus au cours des diverses campagnes de prélèvements, on observe, pour tous les points du réseau, une augmentation assez nette de la pollution fécale lors des prélèvements de janvier 1972. On peut établir une constatation semblable sur la base des résultats obtenus lors de la campagne de prélèvements du programme aux points M 0001 à M 0025, au début du mois de février. Il doit s'agir là d'un phénomène assez important et assez stable, dont on ignore l'origine et qu'il serait intéressant de suivre au cours des prochaines campagnes.

2.1.2.- Dans les sédiments (A. Bouyé *et al.*)

Pendant les mois de janvier, février et mars, le \log_{10} du titre moyen de bactéries aérobies (par ml de sédiment) était de 4,9 pour l'estuaire de l'Escaut (10 échantillons - de 3,45 à 7,43), de 2,5 pour la mer (34 échantillons - de 1,18 à 3,85), avec un titre légèrement plus haut (2,40) dans les sédiments de la bande côtière (9 échantillons jusqu'à 20 km en mer) que dans ceux de la haute mer (19 échantillons) au-delà de 20 km (2,08), sans que cette différence soit significative.

Aux mois de juin-juillet, ce titre était de 4,26 (1 échantillon) à l'embouchure de l'Escaut, de 4,05 ($n = 7$ - 2,48 à 5,14) dans la zone proximale et de 3,31 ($n = 15$ - 2,28 à 4,44) dans la zone distale. Chaque fois, le titre était plus élevé en hiver qu'en été. Le \log_{10} du titre de bactéries anaérobies était moins élevé : 3,49 (1 échantillon) à l'embouchure de l'Escaut, 2,87 ($n = 7$ - 1,70 à 3,44) en zone proximale et 2,15 ($n = 15$ - 1,70 à 3,48) en zone distale.

Lorsqu'on étudie le titre en bactéries aérobies de la colonne d'eau et des sédiments en un même point, dans la majorité des cas le titre des sédiments dépasse de 0,5 \log_{10} celui de la colonne d'eau. A. Bouyé en conclut qu'au moins en partie il s'agit d'une flore propre aux sédiments, qui ne vient pas de la flore de la colonne d'eau¹.

1. Note du coordinateur : aussi vraisemblable que cela soit, il est probable aussi que les bactéries trouvent dans les sédiments un substrat plus riche qui facilite leur multiplication.

Pour mieux comprendre l'action de la flore bactérienne dans les sédiments, on a isolé, de points éloignés de plus de 20 km de la côte, une centaine de formes de bactéries, dont la détermination spécifique permettra d'évaluer les pourcentages de la constitution de la flore dans un secteur donné. Lorsque les espèces principales seront connues, la détermination de leur système enzymatique permettra de reconnaître leur rôle dans l'écologie des sédiments. Cultivés sur *marine agar Zobell* 2216 (*Difco*) sous conditions aérobies à 18 °C, on étudie d'abord le besoin en NaCl dans le milieu de culture. Après, on établit la température optimale par culture à différentes températures entre 4 et 56 °C. Après avoir noté les caractéristiques macro- et microscopiques des colonies et des germes, on procède à une série de tests biochimiques et physiologiques.

On a isolé une demi-douzaine d'espèces, identiques à ou proches de *Bacillus pumilus*, *Brevibacterium sociovium*, *Staphylococcus aureus*, *Nocardia opaca*, *Bacillus cereus* et *Brevibacterium immotum*, mais qui présentent quelques différences dans les caractères tels qu'ils sont cités dans *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology* (1957, 7ème édition).

2.2.- Bactéries pathogènes

2.2.1.- Dans la colonne d'eau (J. Barbette *et al.*) (fig. 1)

a) Dans les estuaires

Le nombre de coliformes, très élevé en aval d'Anvers (213.500/l à Lillo), diminue rapidement (13.560/l à Bath et 3.000/l à la hauteur de Hansweert, dans la partie élargie de l'estuaire) pour se réduire à 530/l à la hauteur de l'embouchure.

b) En mer

L'espace marin dans lequel les prélèvements ont été effectués est très profondément hétérogène; il n'est pas difficile d'établir une distinction très nette, sur la base des résultats obtenus, entre les points côtiers, peu éloignés des rivages et des estuaires et les points de haute mer. Dans la zone côtière, en effet, on retrouve une pollution fécale importante alors que, en haute mer, ce type de pollution est très faible, quasi inexistant.

Les observations dans le réseau étudié, rapprochées des résultats régulièrement récoltés au long du littoral, montrent que la pollution fécale, très importante sur les plages, diminue déjà nettement lorsqu'on s'écarte à environ 200 m (inventaire des polluants) et s'amenuise très rapidement lorsqu'on considère des points légèrement plus éloignés. Lorsqu'on atteint des points tels que 0007 , 0008 , 0009 , etc., la pollution fécale est tellement affaiblie qu'elle est très souvent inférieure aux limites de détection que le mode de prélèvement impose.

J. Pinon *et al.* ont étudié la présence de bactéries pathogènes le long de la côte belge. La population côtière est de 200.000 habitants en hiver, de 800.000 en été. Furent étudiés, tous les germes qui se cultivent à 37 °C , sur milieu antibiotique medium n° 3 (*Difco* 243). Ils forment le groupe *microbes totaux* qui comprend toute une variété de micro-organismes d'origine différente qui sont potentiellement pathologiques (multiplication à 37 °C) et qui sont donc importants du point de vue sanitaire. Les coliformes totaux se cultivent à 35 °C , aérobies et facultativement anaérobies, gram-négatifs, en forme de bâtonnets, ne forment pas de spores et ne fermentent pas le lactose. 0,28 (0,16 - 0,37) % de ces *coliformes totaux* sont des *coliformes fécaux* qui sont le groupe indicateur de pollution par excellence, qui contient le plus de microorganismes pathologiques.

Dans les 9 points de prélèvement, le long de la côte belge, depuis de Panne à Knokke, le nombre de coliformes fécaux varie de 0,3 à 35,5/ml. Le nombre de coliformes totaux est en moyenne 4 fois plus grand, celui des microbes totaux, environ 40 fois plus grand.

Des variations importantes dans le temps et dans l'espace sont notées, dépassant parfois 100/1 en plus ou en moins, dans un même endroit, dans une période de 2 semaines.

2.2.2.- Dans les sédiments (A. Bouyé *et al.*)

La présence des coliformes dans les sédiments et dans la colonne d'eau est généralement du même ordre de grandeur. Parfois le titre de coliformes dans les sédiments est plus élevé que celui dans les eaux.

Escherichia coli, par contre, est plus nombreuse dans la colonne d'eau. Il semble, par conséquent, plus indiqué de rechercher les indicateurs

fécaux dans l'eau, plutôt que dans les sédiments.

3.- Flore bactériologique du bassin de Chasse d'Ostende

3.1.- Analyse bactériologique globale du bassin

1°) Bactéries hétérotrophes marines et d'eau douce

Des comptages réalisés, à partir d'un même échantillon, sur milieux riches marins et d'eau douce permettent de définir les proportions entre deux classes de bactéries hétérotrophes : les bactéries marines et estuariennes d'une part, d'eau douce d'autre part. Les proportions obtenues sont les suivantes : les bactéries marines sont toujours majoritaires; les bactéries d'eau douce représentent de 0 à 25 % du nombre de bactéries marines.

2°) Bactéries aérobies et anaérobies

De même, des bactéries d'un même échantillon ont été incubées en aérobiose et en anaérobiose. Les nombres obtenus montrent que, dans l'eau, les bactéries aérobies sont nettement plus nombreuses; dans la boue, par contre, le nombre relatif de bactéries anaérobies augmente.

3°) Densité des populations bactériennes dans l'eau et la boue

Des échantillons de boue et d'eau montrent, comme prévu, une richesse plus élevée des boues en bactéries hétérotrophes et particulièrement en bactéries anaérobies.

4°) Hétérogénéité de l'eau du bassin au point de vue bactériologique

Des comptages réalisés sur de l'eau superficielle provenant de cinq points du bassin de Chasse montrent une hétérogénéité de cette eau du point de vue bactériologique. Par contre, au point central (n° 3), un échantillon supplémentaire a été pris à 1 m de profondeur et aucune différence n'a été décelée par rapport à l'échantillon de surface du même point.

3.2.- Evolution des populations de bactéries marines hétérotrophes de l'eau, de février à septembre 1971

Tenant compte des caractéristiques citées dans l'alinéa précédent, il a été décidé de réaliser deux prélèvements hebdomadaires au point central

du bassin de Chasse, un en surface et un à 1 m de profondeur. Les résultats à discuter concernent surtout la période où le bassin de Chasse est resté fermé : du 31 mars au 29 juillet 1971.

Evolution du nombre total de bactéries marines aérobies hétérotrophes de l'eau

Au moment de la fermeture des écluses (31 mars 1971), le bassin de Chasse est rempli d'eau provenant du port d'Ostende, très riche en bactéries hétérotrophes (500.000 bactéries/ml) [Persoone (1968), Podamo (1972)].

Il se déclenche immédiatement une diminution progressive de cette teneur en bactéries, jusqu'à atteindre, vers la mi-mai, un nombre de 1.000 bactéries/ml environ. Cette chute représente un phénomène exponentiel ($t_{50} = 5$ jours), de sorte qu'elle ne peut être expliquée que par des phénomènes d'origine physico-chimique et non par des phénomènes de prédation par d'autres organismes. Trois types principaux d'hypothèse peuvent être avancés pour expliquer la phase de décroissance :

- les bactéries hétérotrophes dépendent des matières organiques disponibles. Au cours du temps, sans apport nouveau de matières organiques de l'extérieur, ces bactéries peuvent donc consommer ces matières et ainsi épuiser leur propre *milieu de culture*, ce qui a pour effet de limiter leur nombre;
- un effet bactéricide de la lumière solaire pourrait avoir des conséquences particulièrement importantes sur la masse d'eau emprisonnée dans le bassin, à cause de la faible profondeur de celui-ci (1,5 m en moyenne);
- dès le début de l'année, le nombre de cellules phytoplanctoniques est élevé, de sorte qu'un effet antibiotique de ces cellules n'est pas à exclure et pourrait expliquer la chute du nombre de bactéries.

Ces trois hypothèses seront testées expérimentalement par la suite. Qu'il suffise momentanément de constater que la première (consommation des matières organiques) est la plus simple, qu'elle suffit pour expliquer le phénomène et permet aussi d'expliquer la suite des variations de populations bactériennes (voir plus loin), ce qui n'est pas immédiatement le cas des hypothèses 2 et 3.

Après le 15 mai, le nombre de bactéries augmente nettement. Il reste ensuite toujours élevé, la plupart des résultats de comptage se situent entre 10.000 et 200.000 bactéries/ml.

3.3.- Action bactériostatique ou bactéricide de l'eau de mer

La cinétique de la disparition des *Escherichia coli* dans l'eau de mer présente trois étapes.

3.3.1.- Latence

Pendant une période variant de 1 à 6 jours, le nombre d'*Escherichia coli* reste stable. L'existence d'une telle phase de latence est difficile à interpréter, ce paramètre ne sera, de fait, pas utilisé par la suite.

3.3.2.- Chute exponentielle

C'est la phase de disparition exponentielle des bactéries qui nous sert à définir l'effet antibiotique de l'eau utilisée : elle permet de déterminer un t_{50} (temps nécessaire pour que la population diminue de moitié), chiffre qui reflète l'intensité de l'effet antibiotique. [La diminution de 50 % nous semble trop rapprochée des 25 à 33 % de précision de la méthode de comptage. Un t_{90} (diminution de 90 % de la flore originelle) serait plus indiqué et possible].

3.3.3.- Dernière phase

Arrêt de cette chute exponentielle. Cette dernière phase n'est pas régulièrement observée. Elle ne concerne de toute façon qu'une faible proportion (moins de 1 %) de la population initiale.

Lors de la croisière de septembre 1972 (radiales), une série d'expériences d'effet antibiotique ont pu être réalisées à bord du *Mechelen* (voir exemples, fig. 2). Le tableau 1 résume les résultats obtenus, en ce qui concerne le t_{50} et, à titre indicatif, la longueur de la latence; l'ensemble des valeurs de t_{50} sont reprises sur la figure 3.

On peut nettement y voir que l'effet antibiotique est fort près de l'embouchure de l'Escaut et va en s'amenuisant lorsqu'on s'éloigne vers le large.

Une étude de l'effet antibiotique de l'eau du bassin de Chasse d'Ostende a permis de tirer les conclusions suivantes.

1) L'eau du bassin de Chasse d'Ostende présente à tout moment de l'année un effet antibiotique marqué vis-à-vis d'*E. coli*.

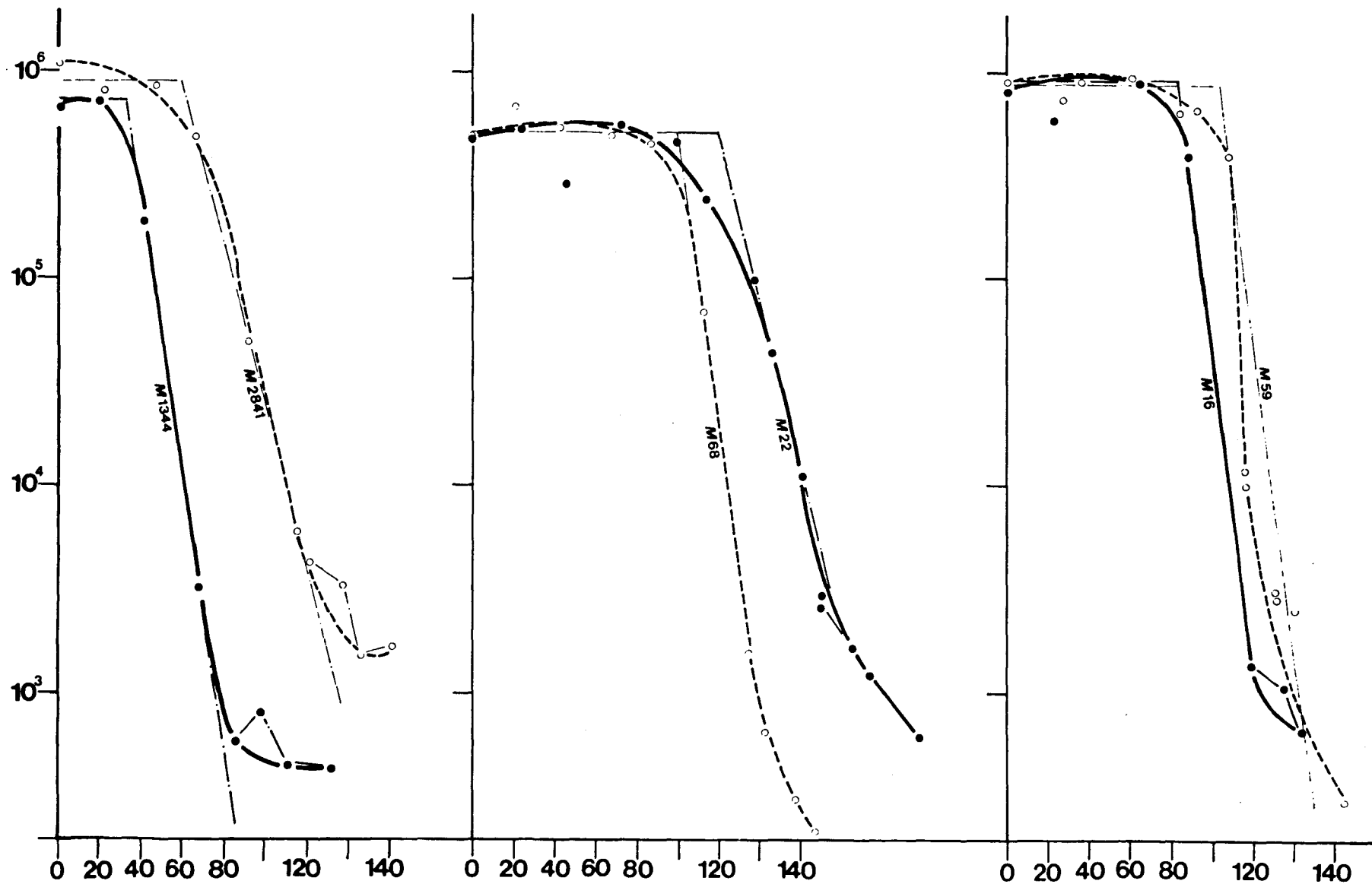


fig. 2.- Exemples de courbes de disparition des E. coli dans de l'eau de mer fraîche non traitée, provenant de diverses stations du secteur sud-est de la mer du Nord (septembre 1972).

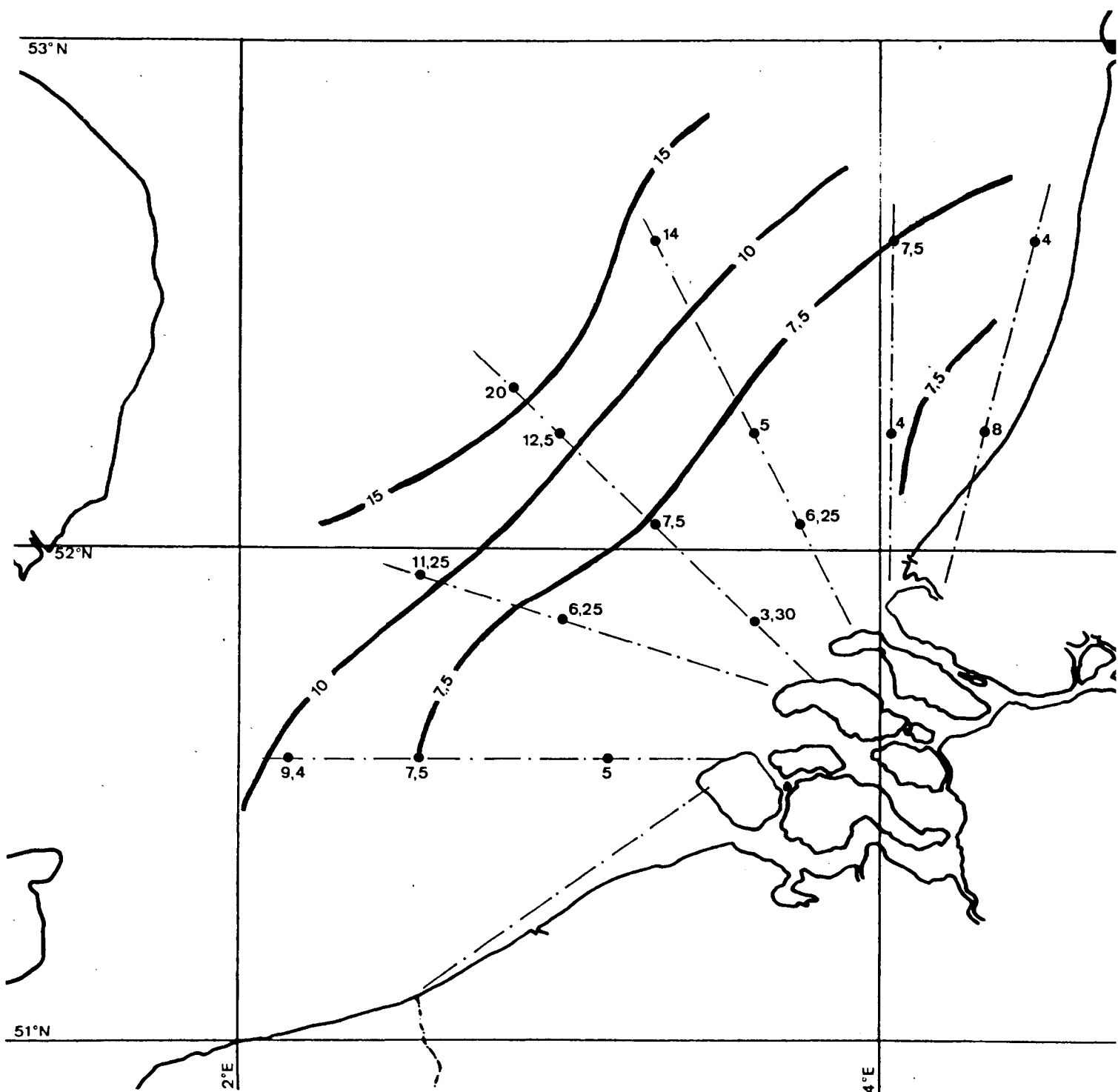


fig. 3.- Variation géographique de l'effet antibiotique de la mer du Nord (septembre 1972).

2) Lorsque cet effet antibiotique est testé à l'obscurité, il est toujours supprimé par autoclavage et filtration sur filtres de pore 0,45 μ .

Lorsque la même expérience est faite à la lumière, cependant, il arrive que les propriétés antibiotiques de l'eau autoclavée soient rétablies.

3) L'effet antibiotique semble dépendre directement des populations phytoplanctoniques présentes.

4) Les résultats peuvent donc être interprétés si l'on suppose que des espèces phytoplanctoniques peuvent excréter dans le milieu des substances à effet antibiotique vis-à-vis d'*E. coli*. Deux produits, au moins, interviennent dans le bassin de Chasse, qui peuvent être reconnus par leurs propriétés de *réactivation* par la lumière après autoclavage.

Chapitre X

Inventaire de la pollution côtière

Rapport de synthèse

présenté par

J. BOUQUIAUX et P. HERMAN

L'étude de l'eau est réalisée entièrement à l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, sauf la détermination de certains éléments peu abondants faite à l'Institut de Recherches chimiques qui, d'autre part, effectue l'étude complète des sédiments et des matières en suspension. Les travaux ont été effectués à temps partiel par le personnel du cadre des deux institutions et à temps plein par les personnes recrutées spécialement : C.I.P.S. pour l'I.H.E., Groupe de Travail Agriculture pour l'I.R.C.

Le programme d'études et de recherches du *Groupe Inventaire* a pour but de déterminer l'état actuel de pollution de l'eau en Belgique. L'objectif est poursuivi suivant une double approche. D'une part, vu le manque de certaines données, il est apparu indispensable d'analyser un grand nombre d'échantillons d'eaux et de sédiments représentatifs des milieux étudiés. Ces échantillons sont prélevés suivant un réseau de points répartis sur toute l'aire inventoriée, ils sont analysés par voie chimique, physique et biologique. Les résultats de cette étude sont complétés par ceux qui existent déjà. D'autre part, des données sur la nature et la quantité de polluants rejetés dans l'eau par les industries, les centres urbains, les zones agricoles, etc., sont également recherchées. Ce travail est rendu difficile du fait qu'aucune administration n'a la charge de centraliser les informations en la matière. Les deux démarches concourent à l'établissement de synthèses sur base de données aussi complètes et précises que possible.

Les travaux analytiques, qui seuls sont présentés ci-après, comportent

- pour l'eau : les analyses chimiques et physiques pour la détermination quantitative de la pollution organique et inorganique; l'analyse bactériologique de la pollution fécale; l'étude hydrobiologique du degré de pollution, principalement organique; la mesure de la toxicité aiguë et la mesure de l'influence des polluants présents sur le pouvoir auto-épurateur;

- pour les sédiments et matières en suspension (analysées en l'absence de sédiments) : les analyses physiques et chimiques pour la détermination de la pollution organique et inorganique et les études criblométrique, minéralogique et physico-chimique¹.

Suivant l'approche envisagée ici, effectuer l'inventaire de la pollution consiste à dresser l'état de la situation d'après l'analyse de prélèvements aussi représentatifs que possible du milieu à inventorier. Celui-ci est caractérisé par un grand nombre de situations différentes qui chacune varie d'un moment à l'autre. De plus, on ne pourrait se contenter de le décrire d'après un petit nombre de paramètres. D'accord avec les responsables du projet, nous avons choisi d'effectuer des analyses et études très complètes de chaque échantillon prélevé. Aussi a-t-il fallu restreindre le nombre d'emplacements et la cadence d'échantillonnage. Pour la mer : 12 stations à raison de 4 échantillonnages en un an; pour les émissions : un égout, en été et en hiver (chaque fois 7 jours consécutifs), un emplacement de chaque canal ou chenal (onze au total). Dès lors, il s'agit plutôt de coups de sonde qui permettent d'apprécier l'état de la pollution mais non de le décrire avec certitude, dans le temps et dans l'espace. Encore faut-il ajouter que ce travail a correspondu à récolter et analyser plus de 150 échantillons, soit à effectuer près de 5.000 déterminations dont certaines très délicates.

1. Depuis le début des activités, en septembre 1971, le programme analytique décrit ci-dessus a été appliqué à près de 400 échantillons d'eau et plus de 150 sédiments et matières en suspension. Les résultats sont consignés sur des fiches propres à l'emplacement inventorié et à la date de prélèvement.

Un premier rapport sur l'état d'avancement des travaux, avec 241 fiches, a été envoyé en juin dernier au Centre de Rassemblement des données. Un second suivra en décembre prochain, il est prévu d'y annexer environ 300 fiches. L'ensemble des résultats correspond à plus de 15.000 déterminations.

Au cours de cette première année d'activité, les membres du groupe inventaire se sont consacrés aux travaux analytiques et n'ont pu vraiment s'occuper de la tâche difficile de synthétiser le grand nombre d'informations recueillies progressivement. Ceci ne peut d'ailleurs se faire qu'avec un certain recul et par approches successives.

Les résultats qui paraissent les plus intéressants à communiquer dans le cadre du *Projet Mer* concernant : l'inventaire de la zone côtière d'immixtion de la mer et les polluants rejetés en mer (c'est-à-dire les rejets directs par les émissaires à la côte belge et les apports dans l'Escaut et la Meuse lors de leur passage en Belgique).

1.- Inventaire mer

Les teneurs trouvées en différents constituants chimiques : BOD , COD , N_2 , NO_3^- , PO_4^{---} , certains métaux lourds et les pesticides témoignent d'un très sérieux état de pollution. La pollution bactérienne est importante aussi.

De l'une à l'autre des douze stations, les teneurs sont parfois très différentes mais les variations d'une campagne (saison) à l'autre sont encore beaucoup plus importantes. Ceci est le cas, notamment, pour N_2 total. Etant donné en outre le nombre de polluants dosés dans l'eau, d'une part, et dans les sédiments, d'autre part, on se trouve finalement devant un très grand nombre de variables qui augmente la difficulté d'établir des interprétations d'ensemble.

Un fait au moins semble certain, c'est qu'à tous points de vue la partie est de la zone d'immixtion en mer est la plus polluée, depuis et y compris Oostende. Par exemple, le nombre de streptocoques fécaux est particulièrement élevé à l'est, ce qui est confirmé par de nombreuses mesures effectuées dans le cadre d'un autre programme relatif aux plages. L'influence des émissaires très pollués, qui débouchent à Oostende et à Blankenberge, semble manifeste sur les sédiments des stations correspondantes (n° 5 et 8) et décalée vers l'est sur les eaux (chimie et bactériologie), notamment à Bredene (station 6) pour Oostende (station 5). De fortes pollutions chimiques apparaissent aussi à Knokke (eaux et sédiments), extrémité est de la

zone inventoriée. Par contre, l'extrémité ouest, à Oostduinkerke (n°1), est la moins polluée. L'étude de la dispersion locale des émissaires dans la zone d'immixtion sera effectuée prochainement.

La situation est assez confuse en ce qui concerne la relation entre le niveau de pollution chimique de la mer et la date de prélèvement des échantillons. Du point de vue bactériologique, on trouve assez singulièrement un nombre plus grand de streptocoques fécaux en hiver. On y voit un témoignage de leur résistance et d'une moins grande activité des bactéries marines aux basses températures.

Une certaine corrélation existe entre les polluants chimiques des sédiments, ce qui a permis plus facilement d'établir des moyennes et de distinguer les stations entre elles. Cette corrélation englobe la proportion de passant 37 μ . Pour le mercure, en tous cas, on ne trouve pas de relation entre son abondance et celle de la matière organique dans le passant 2 μ , catégorie criblométrique d'ailleurs toujours peu importante dans laquelle il n'a pas été possible de caractériser des minéraux argileux.

Les polluants de l'eau sont très peu corrélés entre eux, sauf les phosphates avec les nitrates.

Il nous a manqué de données pour étudier la dispersion des polluants vers le large d'après confrontation de nos résultats avec ceux du *Modèle mathématique de la mer du Nord*. Quelques comparaisons sans valeur statistique ont été présentées pour les sédiments qui semblent contenir plus de Hg, Mn, Pb, Zn et matières organiques à la côte et moins de Cr et de Cu. Au point de vue bactériologique, bien que les prélèvements n'aient pas été effectués au même moment, on peut toutefois estimer que les résultats obtenus lors de l'examen des échantillons prélevés dans le cadre du programme des 1.000 points montrent une diminution assez nette de la pollution fécale au fur et à mesure de l'éloignement vers le large.

2.- Emissaires

En principe, seuls les polluants dont les teneurs dans les émissaires sont plus fortes que dans la mer nous intéressent ici. En fait, pour chaque polluant, à part Fe et Mn, il existe toujours des émissaires, que ce soient les égouts ou les canaux, dont les teneurs sont plus riches que celles

trouvées en mer et parfois de 10 à 100 fois. Dès lors, des polluants, dont la teneur était en dessous de la limite de détection, sont trouvés et dosés dans les émissaires. Les rejets en matières organiques, phosphates, N_2 , NH_3 et Zn proviennent de tous les émissaires en général. Ceux de NO_3^- , Cu, Hg, Pb, Cr, Ag, Bi, Ba, ..., détergents anioniques et pesticides proviennent plus particulièrement des égouts, ceux de Co, Ni, phénols et cyanures, des chenaux et des canaux.

Les chenaux et canaux sont tous très pollués chimiquement, surtout le canal de Brugge, celui de Schipdonk (dérivation de la Lys) et le bassin d'Oostende. Ensuite, Noortedevaart et le canal de Zelzate (Léopold). Cette échelle relative est la même pour la pollution bactérienne (*Streptococcus faecalis*, *Escherichia coli*). Mêmes relations encore en ce qui concerne la pollution hydrobiologique sauf que Noortedevaart passe en tête.

Que les eaux d'égouts soient très polluées n'étonnera personne, qu'elles soient rejetées en mer se passe de commentaires ... Comme il fallait s'y attendre, les quantités de polluants évacuées par les égouts sont beaucoup plus fortes en été qu'en hiver mais le rapport est surprenant. D'après T.V.Z.A.M., le débit moyen des égouts de Blankenberge pendant 24 heures, durant les 14 jours de nos prélèvements dépasse 4.800 m^3 en juillet et n'atteint pas 400 m^3 en février. Ceci, combiné à des teneurs généralement plus élevées en été, conduit à des rapports été/hiver qui dépassent 100 pour certains polluants.

Il serait trop long de fournir ici de plus amples informations à propos des multiples polluants rejetés en mer par les émissaires. De nombreux détails sont d'ailleurs fournis dans la suite de ce rapport. Ajoutons qu'il n'est cependant pas possible, aujourd'hui, de traiter l'aspect quantitatif de la pollution par les canaux et chenaux car leur débit vers la mer n'est pas encore connu. Par contre, grâce aux débits communiqués par T.V.Z.A.M., on peut faire des estimations pour les égouts de Blankenberge, par exemple des quantités de polluants rejetées durant 3 mois de saison estivale. On ne perdra pas de vue qu'il s'agit d'extrapolations à partir de valeurs enregistrées pendant une semaine de juillet 1972.

Les valeurs ainsi calculées sont exprimées pour les 3 mois d'été cumulés : 340 tonnes en COD, 80 t en P total dont 14,5 t en phosphates, 46 t en N_2 total dont 70 % en NH_3 , 22,3 t en détergents anioniques, ...

Par ailleurs, il paraît intéressant de comparer l'apport dû à l'eau des égouts à celui des polluants fixés aux matières en suspension (280 mg par litre, en été). Pour le plomb, la teneur de l'eau des égouts de Blankenberge est de 80 ppb et celle des matières en suspension de 800 ppm, c'est-à-dire, toujours calculée par extrapolation, la quantité de plomb dans les rejets de ces égouts vers la mer, durant la saison estivale, peut être estimée à 136 kg dont 75 % sont fixés aux matières en suspension. Celles-ci sont rejetées à raison de 125 tonnes estimées pour les 3 mois d'été cumulés. Le poids de zinc évalué de la même manière et provenant des seules matières en suspension correspond à 500 kg.

Les quantités citées ci-dessus paraîtront dérisoires vis-à-vis de celles qui correspondent aux grands estuaires; toutes proportions gardées, elles méritent sans conteste d'être très sérieusement prises en considération.

Ces quelques idées générales sont certainement à revoir. Les prochains résultats permettront de les confirmer ou de les infirmer mais, en tous cas, d'en avoir de nouvelles. Pour cela, il conviendra non seulement de poursuivre les travaux analytiques, y compris la très importante mise au point de certaines méthodes, et de développer l'interprétation, mais encore d'entreprendre diverses recherches dont les sujets ne manquent pas. Ce sont là les éléments du programme du *Groupe Inventaire* pour les années à venir.

A.- ETUDE DE L'EAU

J. BOUQUIAUX; Melle BOELEN, MM. R. DE BOECK, R. DE BRABANDER, J. VAN DIJCK, Mme J. VERHOEVEN, Melle C. VAN DER WIELE, M. G. VAN HOOREN, Melle L. D'HONDT.
Mme DE MAYER; MM. L. BARBETTE, J.P. DAUBY, M. DUBOQUET.
L. GORDTS; M. A. VANDEZANDE

1.- Synthèse des résultats

Chimie	Unités	n	x min	x max	\bar{x}	Observations
pH		48	déc., fév. octob., août		7,5 8,0	4 campagnes
Cl ⁻	g/l	36	18,0	21,0	19,2	3 premières campagnes
F ⁻	mg/l	36	1,3	5,5	2,8	idem
O ₂ dissous	%	28	57,5	80,7	71,5	65 à 90 % saturation 4ème c.
BOD	mg/l	48	1,0	8,1	3,2	4 campagnes
COD (perm. alc.)	mg/l	48	1,0	8,0	4,1	idem
N ₂ total	mg/l	48	< 1 m	4,1	1,4	idem; pas de NH ₃
NO ₃ ⁻	mg/l	260	-	-	0,32	Région W Oostende
PO ₄ ³⁻	mg/l	260	-	-	0,14	idem
Cu	ppb	48	7	32	16	4 campagnes
Fe	ppb	36	10	360	282	3 camp.; 4ème : mêmes extr.
Hg	ppb	46	0,05	0,8	0,15	4 campagnes
Mn	ppb	36	14	270	87	3 camp.; 4ème : mêmes extr.
Pb	ppb	36	14	58	29	idem; idem
Zn	ppb	32	6	88	46	idem; idem
Cd, Co, Cr, Ni	ppb	48	< 5	< 5	< 5	4 campagnes
Phénols	mg/l	48	< 1 m	0,14	-	idem
CN ⁻	mg/l	48	moins de 0,001			idem
Dét. anion.	mg/l	48	moins de 0,01			idem
Pesticides	ng/l	48	HCH α (16); endosulfane α (24), β (55); lindane (19); heptachlore (Knokke 33).			

2.- Inventaire des polluants

2.1.- Analyses chimiques

2.1.1.- Mer émission

a) Egouts de Blankenberge

Deux campagnes ont été organisées 7 jours durant. Un échantillon moyen est prélevé pendant 24 h en fonction du débit de l'égout. La première campagne a eu lieu du 20 au 26 février (hiver) et la seconde du 1 au 7 juillet (été). En comparant les valeurs des résultats des deux séries d'analyses, on remarque que très peu de paramètres ont les mêmes valeurs en hiver et en été.

Pour les deux campagnes, on n'observe pas de variations de pH au sein d'une campagne, mais la moyenne d'hiver est de 7,5 alors que celle d'été est de 7. Le cas du potentiel d'oxydo-réduction est remarquable. Celui-ci est positif et varie de 24 à 194 en février; en juillet, il ne varie que du simple au double, est toujours négatif et est en moyenne 130 fois moins élevé. En ce qui concerne le COD, on passe d'une valeur moyenne de 230 mg/l à celle de 760 mg/l soit trois fois plus. La quantité d'azote total ne varie pratiquement pas au cours d'une série de prélèvements, mais passe de 50 mg/l en février à 103 mg/l en juillet tandis que la proportion d'azote se trouvant sous forme d'ammoniac est de 70 % pour les deux campagnes. La valeur moyenne des détergents anioniques passe de 19 mg/l à 50 mg/l en juillet. Par contre, la concentration moyenne de nitrates (7,3 mg/l) ne varie pas d'une campagne à l'autre. Bien que la concentration varie du simple au triple au cours de la campagne de février, celles de la campagne de juillet varient d'une façon beaucoup plus importante puisque certains jours la concentration est nulle alors qu'à d'autres elle atteint la valeur de 24 mg/l. La concentration moyenne en phosphates est énorme en juillet (32,5 mg P/l) par rapport à celle de février (1,2 mg P/l); la quantité de phosphore total variant dans d'encore plus grandes proportions : 181 mg P/l en juillet pour 1,6 mg P/l en février. En moyenne, les phosphates représentent 18 % du phosphore total en juillet, tandis qu'en février ils représentent 76 %. En ce qui concerne les phénols et les cyanures, les résultats sont négatifs pour les deux séries d'analyses. Il en est de même d'ailleurs pour le cobalt et le

chrome. La concentration moyenne du *fer* est 146 ppb en février et 290 ppb en juillet; celle du *cuiivre* est de 14 ppb en février et 30 ppb en juillet. On a donc deux fois plus de fer et de *cuiivre* en juillet. Par contre, on observe une diminution d'un facteur deux pour le *manganèse* qui passe de 129 ppb à 61 ppb en juillet. Les concentrations moyennes du *plomb* sont de 17 ppb et 80 ppb soit 5 fois plus en été. En ce qui concerne le *mercure*, on note un fait très curieux. Alors que la concentration moyenne de 6 échantillons ne varie pratiquement pas d'une campagne à l'autre (0,88 ppb en février et 0,76 ppb en juillet), un échantillon au cours de chaque campagne atteint des teneurs 10 fois plus élevées (7,8 ppb et 13,5 ppb pour février et juillet respectivement). La concentration en *nickel* est toujours inférieure à la limite de détection en hiver. En été, par contre, on a une concentration moyenne de *nickel* de 22 ppb. Pour les *pesticides*, on observe une très grande similitude entre les résultats des deux saisons. En effet, dans les deux campagnes, la moitié des échantillons contiennent des traces d'hexochlorocyclohexane- α et quelques mg/l de lindane. Par contre, dans un des échantillons de juillet, on trouve 6 ng/l d'heptachlore et dans un autre 3 ng/l de diéldrine alors qu'en février on ne trouve pas de trace de ces deux composés.

b) Chenaux

La campagne de prélèvements a été effectuée à marée basse aux endroits suivants : à Nieuwpoort, dans le canal de Placendaal, l'Yser, le canal de Veurne et dans le chenal du port en face des installations de l'ADEPS. A Blankenberge dans le Vaart, à Zeebrugge et à Heist dans le canal de Schipdonk et dans le canal de Zelzate.

A Nieuwpoort, le pH varie entre 7,9 et 8,4 suivant les canaux. Dans le Noortede, il est de 8,4 mais pour les autres échantillons d'Oostende, il est de 7,5. Pour les échantillons de Blankenberge, Zeebrugge et du canal de Zelzate, le pH est compris entre 8,1 et 8,5 ; il a la valeur de 7,7 dans le canal de Schipdonk.

Neuf échantillons ont un potentiel d'oxydo-réduction compris entre 290 et 309 ; dans l'Yser, il est un peu plus élevé (322) tandis qu'il est de 280 à Zeebrugge. Les canaux de Placendaal et de Zelzate sont saturés en *oxygène dissous* (97 % et 101 %). On trouve 78 % dans le canal

de Veurne et dans le Noortede, 63,5 % dans le chenal de Nieuwpoort, 55 % à Blankenberge, 47 % dans l'Yser, 26 % en face de la gare d'Oostende, 12 % dans le Schipdonk et une saturation quasi nulle (5 %) dans le canal de Brugge. Il y a par contre sursaturation en oxygène dissous (158 %) à Zeebrugge.

Les valeurs du COD sont toujours élevées; elles varient entre 60 mg/l et 85 mg/l à Nieuwpoort excepté dans le chenal, ainsi que dans le canal de Brugge et de Schipdonk. Les valeurs sont comprises entre 120 mg/l et 140 mg/l pour les autres échantillons excepté celui de Zeebrugge où le COD est de 204 mg/l. La quantité de *nitrate*s est inférieure à la limite de détection pour 7 échantillons. Dans le canal de Veurne et de Schipdonk, la concentration en nitrate est de 2 mg/l, elle est de 3,6 mg/l dans l'Yser et de 4,7 mg/l dans le canal de Placendaal.

Dans tous les échantillons prélevés à Nieuwpoort, ainsi que dans celui de Zeebrugge, la concentration en *phosphates* est inférieure ou très proche de 1 mg/l. A Blankenberge, elle est de 4,2 mg/l, 6,2 mg/l à la gare d'Oostende, 7 mg/l dans le canal de Zelzate, 7,5 mg/l dans le Noortede et 8,5 mg/l dans le canal de Brugge et de Schipdonk.

Dans le canal de Zeebrugge ainsi que dans les échantillons prélevés à Nieuwpoort, l'Yser excepté, la concentration en *azote total* varie entre 1 mg/l et 1,5 mg/l. Pour ces quatre échantillons, l'azote se trouve à 100 % sous forme organique. A Blankenberge, la concentration est de 4,5 mg/l dont 22 % se trouve sous forme d'ammoniac, elle est de 6 mg/l dans l'Yser et le Noortede avec 35 % sous forme de NH_3 . On trouve 8 mg/l dans le canal de Zelzate, 10,8 mg/l à la gare d'Oostende, 12,4 mg/l dans le canal de Brugge et 14,2 mg/l dans le Schipdonk dont 50 %, 60 %, 70 % et 68 % se trouvent respectivement sous forme de NH_3 .

Aucun échantillon ne contient de *détergents anioniques* en quantité décelable. La concentration en *phénols* est de 0,01 mg/l en face de la gare d'Oostende, de 0,095 mg/l dans le canal de Brugge et de 0,4 mg/l dans le Schipdonk. Dans tous les autres échantillons, les concentrations sont inférieures à la limite détectable.

On trouve des traces de *cyanures* de l'ordre de 0,001 mg/l dans tous les échantillons excepté dans le canal de Veurne où la concentration est de 0,004 mg/l et en face de la gare d'Oostende où elle est de 0,006 mg/l.

Pour tous les échantillons, la concentration en *cobalt* et en *chrome* est inférieure à la limite de détection de 5 ppb excepté à Blankenberge où on trouve 7 ppb de cobalt. Quatre échantillons ont une concentration en *cuivre* inférieure à 5 ppb ; dans les autres, la concentration reste toujours très faible : entre 5 et 9 ppb .

La plus faible teneur en *fer* est celle du canal de Veurne (30 ppb) ; elle est de 55 ppb dans le Noortede et de 70 ppb dans le canal de Placendaal, de Zelzate, de Blankenberge et dans l'Yser. On trouve 100 ppb de fer dans le Schipdonk, 130 ppb à Zeebrugge, 160 ppb dans le canal de Brugge et 200 ppb dans le chenal de Nieuwpoort et en face de la gare d'Oostende.

En ce qui concerne le *mercure*, la concentration est de 0,05 ppb dans le canal de Brugge, entre 0,1 ppb et 0,3 ppb pour les échantillons de l'Yser, de la gare d'Oostende, du Noortede, de Blankenberge et du canal de Zelzate. Les autres échantillons contiennent entre 0,45 ppb et 0,65 ppb de mercure sauf dans le Schipdonk où on a la concentration énorme de 9,5 ppb de mercure. Les teneurs en *manganèse* des échantillons de Nieuwpoort excepté l'Yser sont relativement faibles, entre 40 ppb et 60 ppb . Par contre, dans le canal de Brugge, la concentration est de 200 ppb . Pour tous les autres échantillons, elle se situe entre 100 ppb et 150 ppb .

Pour les quatre échantillons prélevés à Nieuwpoort ainsi que celui du Noortede, la teneur en *nickel* est inférieure à 5 ppb . On trouve 15 ppb et 17 ppb de nickel à la gare d'Oostende et dans le canal de Brugge. La teneur des autres échantillons varie entre 5 ppb et 10 ppb de nickel. La concentration en *plomb* de tous les échantillons est comprise entre 7 ppb et 10 ppb excepté dans l'Yser où la concentration en plomb est inférieure à 5 ppb . Pour tous les échantillons, la concentration en *zinc* est comprise entre 35 ppb et 50 ppb .

En ce qui concerne les *pesticides*, seul le canal de Veurne et celui de Zelzate contiennent environ 7 ng/l d'hexachlorocyclohexane- α . Dans l'Yser, le Noortede, le canal de Brugge, de Blankenberge, on trouve entre 12 et 16 ng/l de lindane. A la gare d'Oostende, la concentration y est de 5 ng/l et de 30 ng/l dans le canal de Veurne. Seul l'échantillon prélevé à Blankenberge contient de l'endosulfane, la concentration est de 34 ng/l .

2.1.2.- Mer immixtion

Nous avons organisé 4 campagnes de prélèvements (octobre et décembre 1971, février et août 1972) en 12 stations réparties entre Oostduinkerke et Knokke. En ce qui concerne les valeurs du pH, on observe une augmentation en octobre et août par rapport aux mois de décembre et février. Alors qu'en saison chaude la valeur moyenne est de 8, elle est de 7,5 durant la saison froide. On observe également une variation de la saturation en oxygène dissous pour les stations à l'ouest d'Oostende. D'octobre à février, la saturation décroît de 80 % à 70 % mais remonte à 90 % en août. Par contre, on n'observe pas une telle variation pour la côte est dont la saturation voisine toujours les 70 %. Deux exceptions : Heist en octobre et août où on observe que 65 % d'oxygène dissous.

Les valeurs des COD, déterminés par la méthode au permanganate alcalin, sont comprises entre 1 et 8 mg/l. Nous n'observons pas de variations en fonction de la station de prélèvement, ni d'ailleurs en fonction de la saison au cours de laquelle ce prélèvement a été effectué.

En ce qui concerne les *phosphates* et les *nitrate*s, les analyses ont été effectuées par plusieurs méthodes différentes automatiques et individuelles, et il nous est assez difficile de comparer les résultats. Ce problème fait d'ailleurs l'objet d'une étude.

A Oostende et Bredene, on observe une concentration d'*azote total* 2 à 3 fois plus élevée qu'à l'ouest. A l'est, la teneur est légèrement supérieure à celle de la côte ouest.

Tous les échantillons ont des teneurs en *cadmium*, *cobalt*, *chrome* et *nickel* inférieures à la limite de détection de 5 ppb. La concentration en *cuivre* est remarquablement constante puisqu'elle est toujours comprise entre 10 et 20 ppb.

La concentration en *mercure* varie d'une façon tout à fait erratique d'une campagne à l'autre et d'une station à l'autre. La concentration de mercure est comprise entre 0,05 ppb et 0,2 ppb excepté en ce qui concerne deux échantillons de Heist (0,4 ppb) et un échantillon de Oostduinkerke (0,8 ppb). Alors qu'au cours des deux premières campagnes, la teneur en *plomb* est comprise entre 20 et 30 ppb, elle se situe aux environs de 50 ppb en février et retombe entre 5 et 20 ppb en août, le maximum étant à Bredene.

Les *pesticides* n'ont été dosés que dans les échantillons de décembre et de février; tous les échantillons de février ayant des concentrations inférieures aux limites de détection. Pour la côte ouest, les concentrations en hexachlorocyclohexane- α et en lindane varient entre 2 et 6 ng/l et entre 2 et 26 ng/l en HCH ; la concentration étant plus élevée à Mariakerke pour ces trois composés. A Oostende et à Bredene, les concentrations en lindane sont de 19 ng/l et de 13 ng/l respectivement. La situation est exceptionnelle à Wenduine, on y trouve 24 ng/l d'endosulfane- α et 55 ng/l d'endosulfane- β . A Heist ouest, la concentration en ces deux composés est respectivement de 5 ng/l et de 3 ng/l et à Heist est de 12 ng/l et 2 ng/l . A Knokke, on trouve une assez forte teneur en heptachlore : 33 ng/l .

2.2.- Analyse hydrobiologique

On peut classifier les canaux de la côte de la façon suivante. Les canaux de Plassendaal et de Veurne sont moyennement pollués; les indices les plus élevés étant dans la zone de β -mésosaprobie. Les résultats du canal de Plassendaal indiquent cependant une plus grande tendance à l' α -mésosaprobie que ceux du canal de Veurne. Les canaux de Blankenberge, de Brugge et de Schipdonk sont fort pollués, les indices les plus élevés étant dans la zone d' α -mésosaprobie : situation α -mésosaprobie assez nette dans le canal de Schipdonk, α -mésosaprobie avec tendance à la polysaprobie dans le canal de Blankenberge, α -mésosaprobie avec des valeurs moins élevées dans le canal de Brugge. Le Noortede est très fort pollué; les indices se situent dans la zone d' α -mésosaprobie et dans la zone de polysaprobie.

Canal	β o	α o	β m	α m	p
Plassendaal	-	1,5	5,1	3,3	0,1
Veurne	-	1,3	5,4	3,0	0,2
Noortede	-	0,3	2,1	4,6	3,0
Blankenberge	-	0,3	1,8	5,7	2,2
Brugge	0,4	1,0	1,9	4,5	2,1
Schipdonk	-	0,1	2,6	6,2	1,0

2.3.1.- Prélèvements côtiers (figures 1-4)

Les résultats assez favorables de septembre 1971, en ce qui concerne plus particulièrement la pollution par des germes d'origine fécale, ne se sont pas maintenus en décembre. A ce moment, le nombre de streptocoques fécaux notamment s'est révélé très élevé le long de la côte est alors que les *E. coli* abondaient à certains endroits tels que Bredene, Wenduyn, Blankenberge et Heist Oost. En février, le nombre de streptocoques s'est encore accru, cette fois tout le long de la côte tandis que les *E. coli* restaient abondants à Bredene, Wenduyn, Blankenberge et Heist. En août 1972, la pollution d'origine fécale a beaucoup diminué, qu'il s'agisse des *E. coli* ou des streptocoques fécaux. La persistance des streptocoques fécaux au cours de l'hiver ne nous a pas surpris; en effet, ces germes résistent aux conditions de survie peu favorables réalisées dans l'eau de mer; ils sont généralement considérés comme des germes témoins de pollution fécale ancienne. A ce titre, ils pourraient donc constituer les derniers témoins d'une pollution estivale. L'importance de la pollution par *E. coli* au cours de l'hiver nous a quelque peu surpris; en effet, nos résultats antérieurs obtenus à partir des eaux prélevées en hiver le long de nos plages se sont généralement révélés plus favorables. Par ailleurs, nous constatons assez généralement une pollution plus importante au fond de la mer, particulièrement en ce qui concerne les streptocoques fécaux.

La pollution relativement constante aux points de Bredene et de Blankenberge et, par intermittence, à Mariakerke et Wenduyn, a retenu notre attention. Par contre, à Knokke, la pollution semble se maintenir à un niveau assez bas, ce qui confirme nos observations antérieures.

2.3.2.- Egouts de Blankenberge (figure 5)

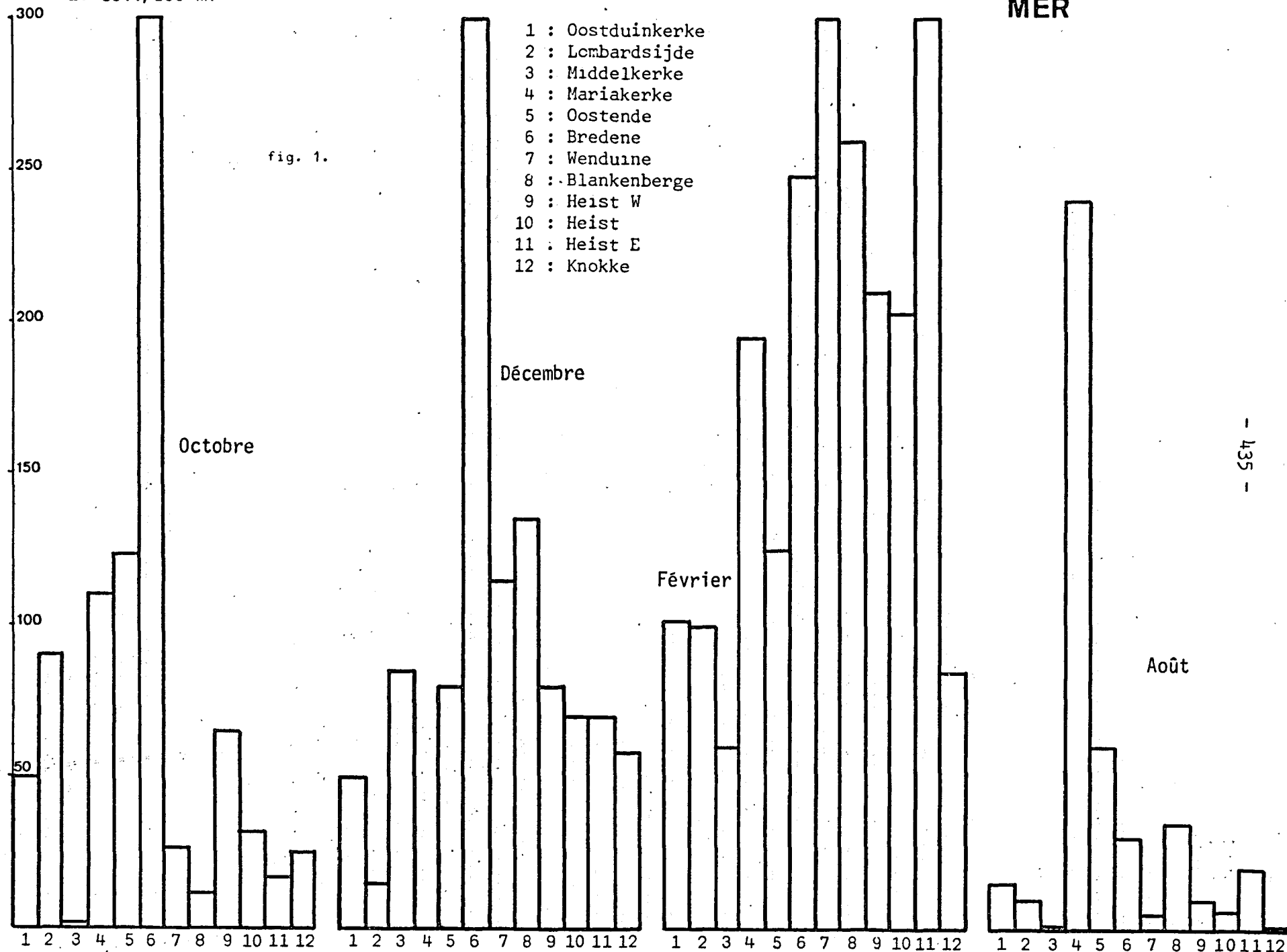
Le nombre de coliformes est relativement constant au cours de la semaine. Des variations peu importantes, de l'ordre du log, ont été constatées mais qui ne peuvent être considérées, sur le plan bactériologique, comme significatives. Le nombre de coliformes se situe aux environs de 10^7 à 10^8 colonies/100 ml en février et 10^8 colonies/100 ml en juillet.

En ce qui concerne les *E. coli*, nous constatons une légère augmentation en fin de semaine pour les prélèvements de juillet et en début de semaine pour les prélèvements de février. Le nombre d'*E. coli* se situe aux

E. coli/100 ml

MER

fig. 1.



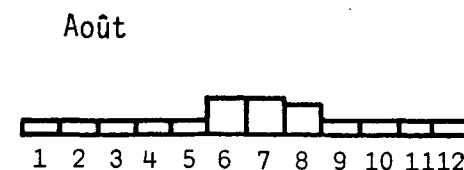
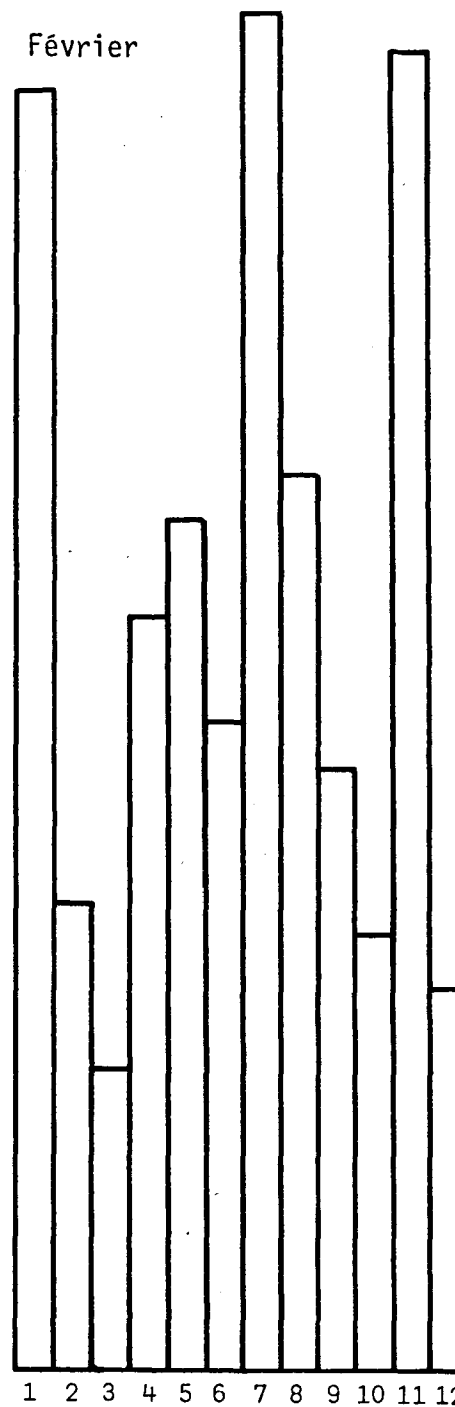
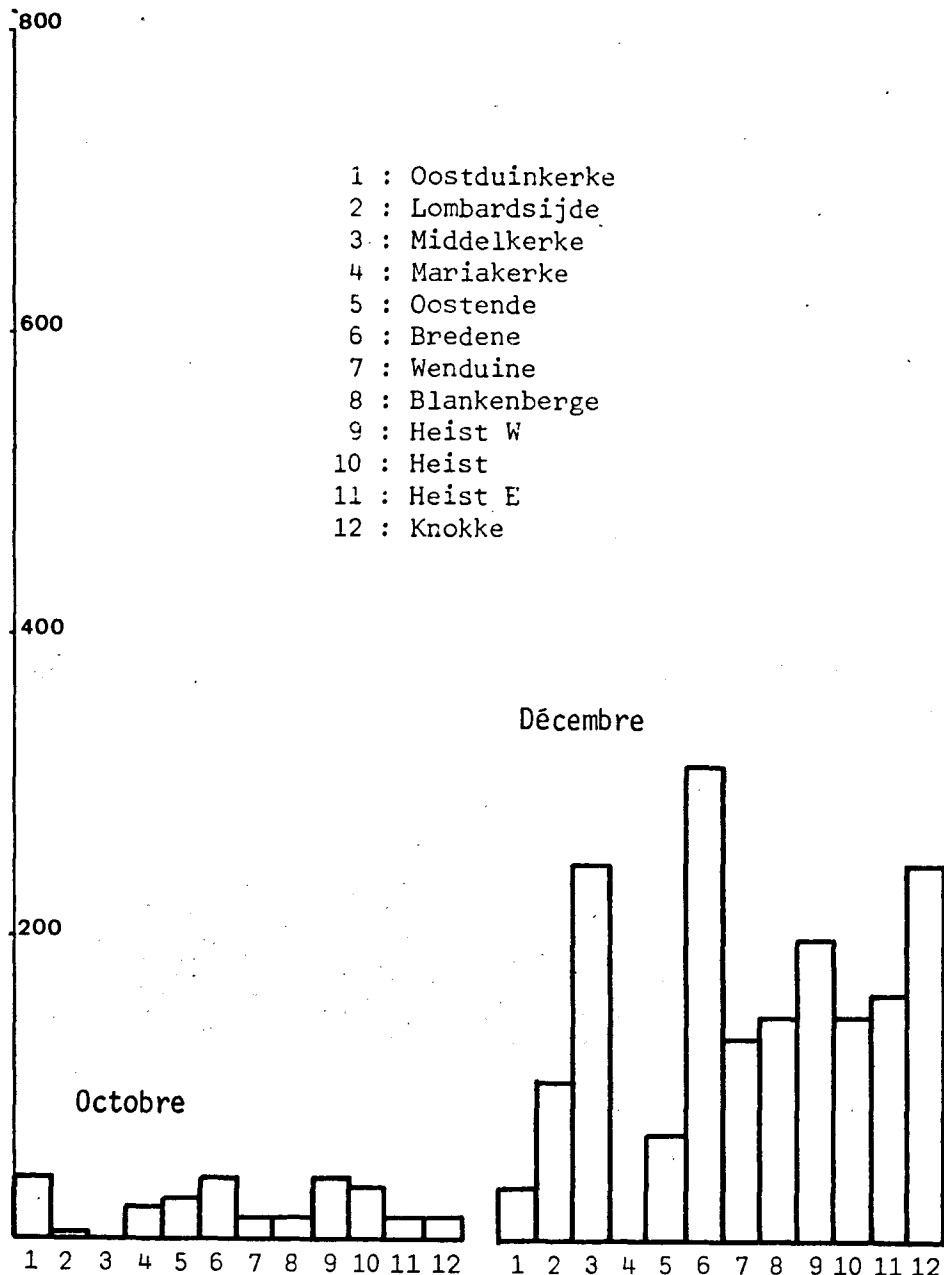
Str. faecalis/100 ml

fig. 2.

Février

MER

- 1 : Oostduinkerke
- 2 : Lombardsijde
- 3 : Middelkerke
- 4 : Mariakerke
- 5 : Oostende
- 6 : Bredene
- 7 : Wenduine
- 8 : Blankenberge
- 9 : Heist W
- 10 : Heist
- 11 : Heist E
- 12 : Knokke



MER

- 1 : Oostduinkerke
- 2 : Lombardsijde
- 3 : Middelkerke
- 4 : Mariakerke
- 5 : Oostende
- 6 : Bredene
- 7 : Wenduine
- 8 : Blankenberge
- 9 : Heist W
- 10 : Heist
- 11 : Heist E
- 12 : Knokke

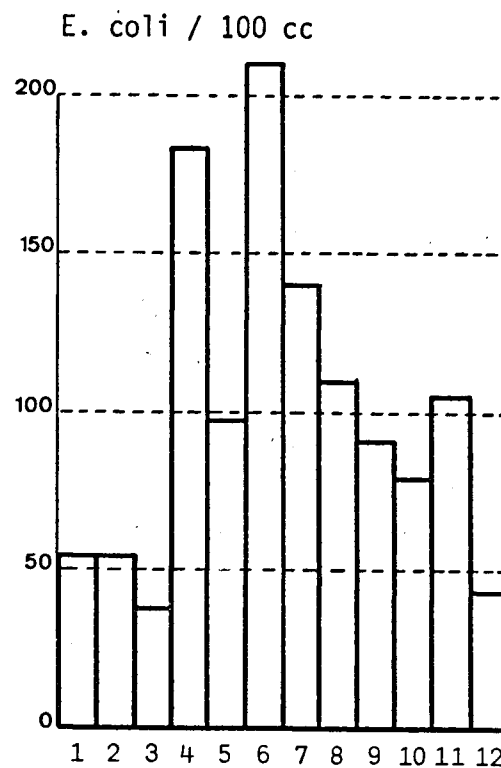
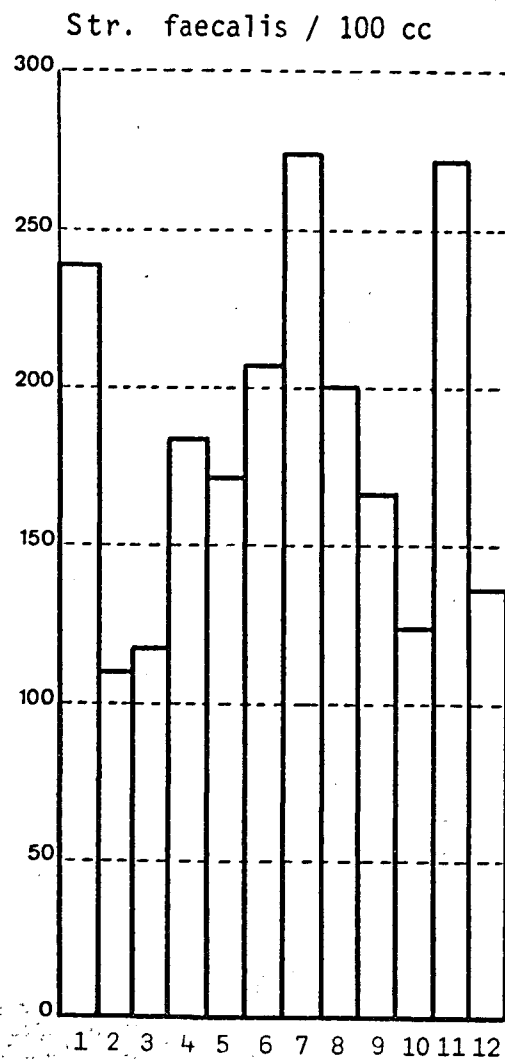


fig. 3.

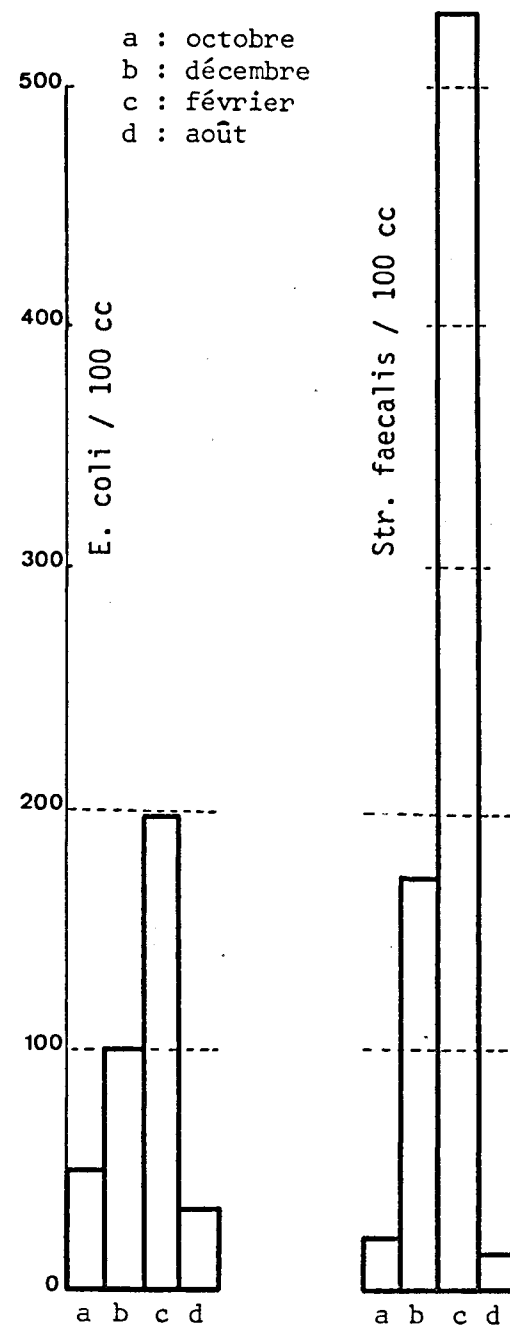


fig. 4.

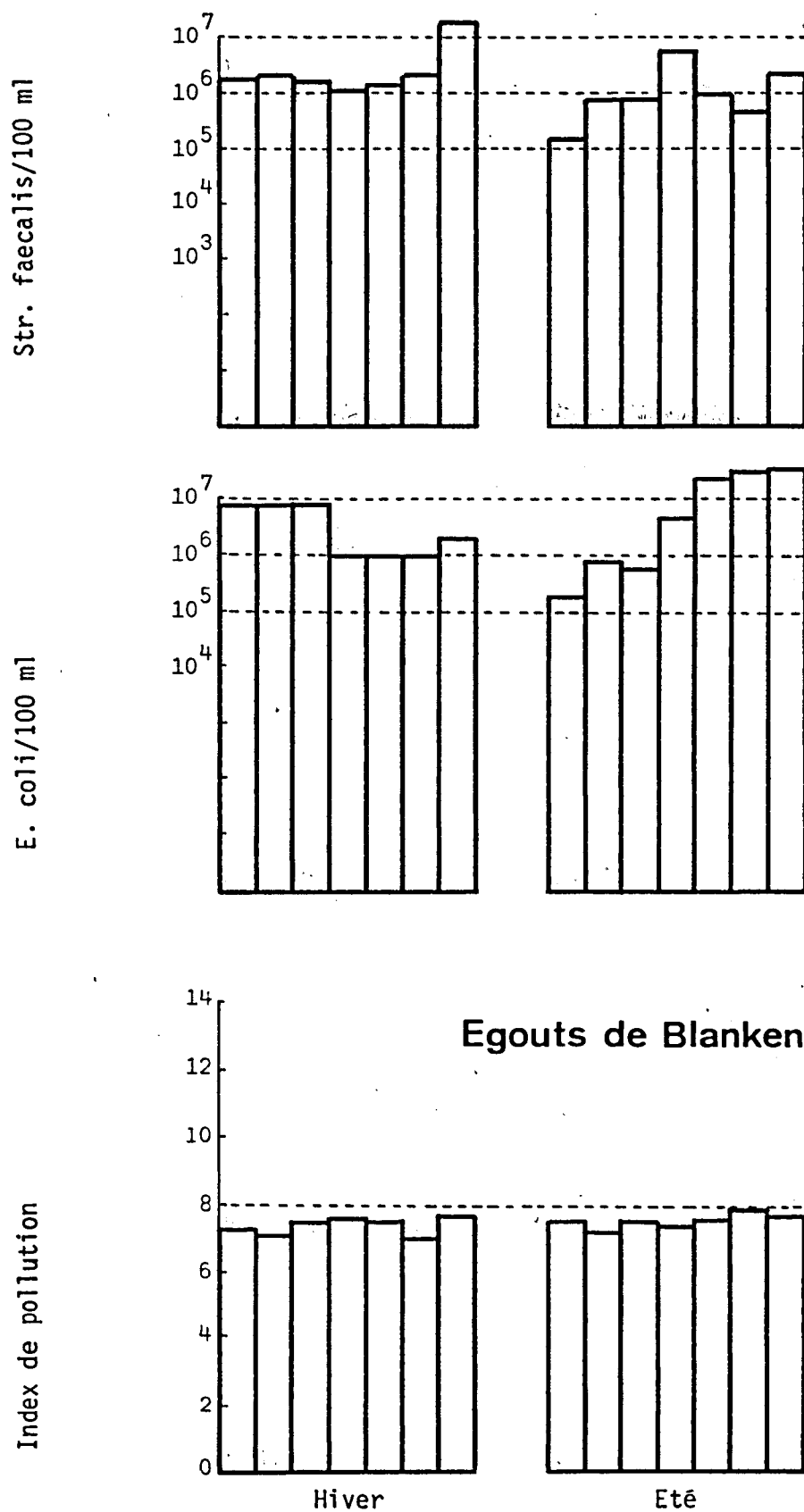


fig. 5.

environs de 10^5 à 8×10^6 colonies/100 ml en février et de 10^5 à 4×10^7 colonies/100 ml en juillet.

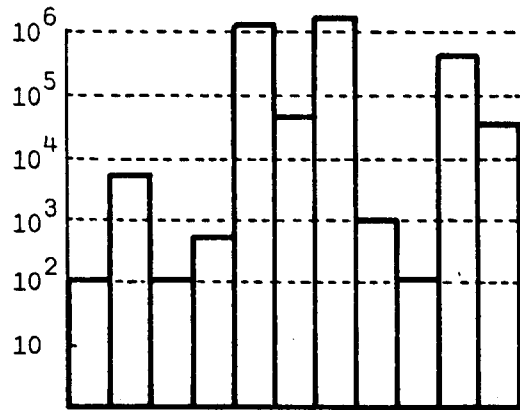
Quant aux streptocoques fécaux, leur nombre varie assez peu au cours de la semaine, en février comme en juillet. Le nombre de streptocoques fécaux se situe aux environs de 10^6 colonies/100 ml en février, avec un maximum de 10^7 colonies/100 ml le samedi et 5×10^6 colonies/100 ml en juillet, avec un maximum de 5×10^7 colonies/100 ml le jeudi.

En conclusion, les germes témoins de pollution fécale pullulent dans les égouts de Blankenberge et leur nombre ne varie pas sensiblement d'un jour à l'autre. Nous n'avons pas constaté d'importantes variations saisonnières.

2.3.3.- Chenaux (figure 6)

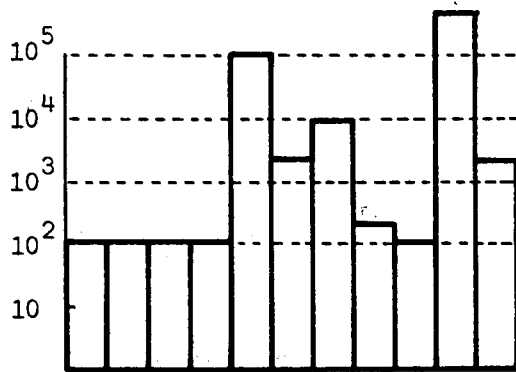
Nous sommes frappés par l'importance des populations de streptocoques fécaux en certains endroits. C'est ainsi que le rapport *E. coli*/streptocoques fécaux est de : 0,02 à Nieuwpoort Yser, 0,08 à Oostende Yacht, 0,006 à Oostende Canal, 0,2 à Blankenberge Vaart et 0,07 à Heist Zelzate. Pour expliquer ces rapports particulièrement bas, nous avons émis l'hypothèse d'une contamination d'origine animale par la présence d'élevages dans la région ou de conditions chimiques (pH, ...) réalisées dans ces eaux, de nature à favoriser la survie des streptocoques fécaux au détriment d'autres germes.

Str. faecalis/100 cc

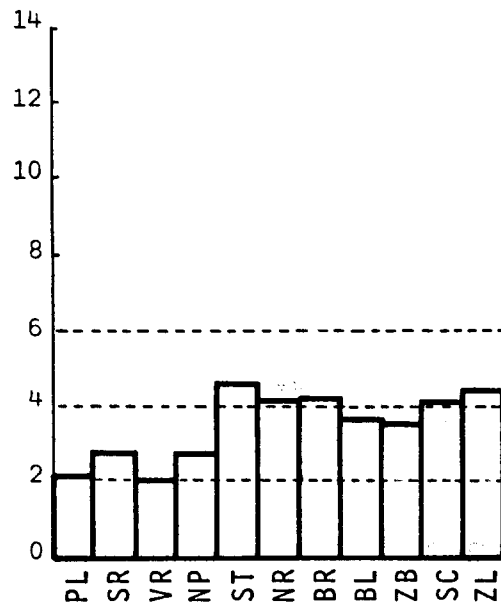


PL : Plassendaalkanaal
 SR : Yserkanaal
 VR : Veurnekanaal
 NP : Nieuwpoort
 ST : Oostende gare
 NR : Noortedevaart
 BR : Bruggekanaal
 BL : Blankenbergevaart
 ZB : Zeebruggekanaal
 SC : Schipdonkkanaal
 ZL : Zelzatekanaal

E. coli/100 cc



Index de pollution



ChenauX

fig. 6.

B.- ETUDE DES SEDIMENTS ET DES MATIERES EN SUSPENSION

P. HERMAN, R. VANDERSTAPPEN; Mme K. MEEUS-VERDINNE, MM. P. HANISSET, G. ISTAS, J. CORNIL,
G. LEDENT, R. VAN DER ZEYP.
G. NEIRINCKX; MM. P. HEIMES, H. STRUELENS.
Th. JACOBS; R. VAN CAUTER.

1.- Synthèse des résultats

Chimie	Unités	n	x min	x max	\bar{x}	Observations
P/F : 110-550 °C	%	36	0,23	12,24	5,11	
P/F : 550-1000 °C	%	36	2,82	16,95	8,21	
M. org. (K ₂ Cr ₂ O ₇)	%	36	0,04	4,92	2,14	
Al ₂ O ₃	%	43	2,28	10,83	6,03	
Fe ₂ O ₃	%	43	0,53	3,96	2,15	
TiO ₂	%	43	0,05	0,55	0,30	
P ₂ O ₅	%	3	0,07	0,30	0,17	
CaO	%	43	3,61	16,41	10,58	
MgO	%	43	0,14	14,5	1,28	
K ₂ O	%	43	0,85	1,97	1,45	
Na ₂ O	%	3	1,03	2,24	1,51	
S total	%	43	0,02	1,27	0,47	
Cl ⁻	%	43	0,01	0,25	0,14	
Ag	ppm	43	< 1 m	1,9	0,9	\bar{x} sur 7 éch., 36 éch. < 1 m
Ba	ppm	7	56	140	110	sur 7 éch. campagne août 72
Bi	ppm	43	< 1 m	4	-	1 seul éch., 42 éch. < 1 m
Ga	ppm	43	0,8	13	4,82	
Ge	ppm	43	0,7 !	8	3,2 !	\bar{x} sur 19 éch., 24 éch. < 1 m
Sn	ppm	43	< 1 m	18	7,7	\bar{x} sur 42 éch., 1 éch. < 1 m
Sr	ppm	43	115	660	299	
V	ppm	43	< 1 m	105	32,8	\bar{x} sur 42 éch., 1 éch. < 1 m
Zr	ppm	43	33	320	183	
~ crude	mg/100 g	4	< 1 m	0,22	-	

Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn : voir p. 443; Be, Cd, In, Li, Mo, Sb, Ti : inférieur à la limite de détection.

2.- Inventaire des polluants

2.1.- Zone d'immixtion de la mer

Quatre campagnes de prélèvement d'échantillons ont eu lieu en septembre 1971, décembre 1971, février 1972 et août 1972, en douze stations réparties entre Oostduinkerke et Knokke. On observe qu'en une même station, d'une campagne à l'autre, les sédiments prélevés n'ont généralement pas des compositions criblométriques semblables. Tel est aussi le cas entre échantillons des douze stations d'une même campagne. Toutefois, dans l'ensemble, la fraction la plus importante est comprise entre 63 et 2 μ .

Il a été remarqué que les teneurs en divers polluants dans un même sédiment ne sont pas indépendantes les unes des autres : un échantillon relativement riche en un élément quelconque contiendra aussi des teneurs relativement élevées en autres polluants.

Pour *chacune* des quatre campagnes, on observe à des stations précises des teneurs basses, à d'autres des teneurs beaucoup plus importantes; de plus, d'une campagne à l'autre, alors que les niveaux des teneurs absolues varient, les fluctuations d'un emplacement à l'autre se font dans le même sens. Cette quasi similitude de variations de teneurs pour les quatre campagnes, malgré les différences de composition criblométrique des sédiments prélevés d'une campagne à l'autre en un même point et les différences des teneurs en valeur absolue, nous a conduit à considérer la moyenne des quatre teneurs en chaque polluant relevées en un même endroit.

Le tableau ci-après permet d'observer les variations de huit polluants le long de la côte et de comparer entre eux polluants et stations. Il est basé sur le classement des teneurs moyennes de chacun des huit polluants en trois catégories comprises entre les teneurs minimum et maximum enregistrées lors de cette étude. Nous remarquons ainsi des teneurs basses des sédiments en tous les polluants à Oostduinkerke (St. 1), des teneurs hautes à Oostende (St. 5) et Knokke (St. 12) et des teneurs très hautes à Blankenberge (St. 8).

L'incorporation dans la même représentation graphique, de la proportion de sédiments qui passe au tamis de 37 μ (moyenne des échantillons prélevés au même point) met en relief la dépendance qui existe entre les teneurs en polluants et la proportion de particules fines.

Mer : teneurs en ppm

	Quatre campagnes, chacune en 12 stations			Au large ¹	
	min	max	moyenne	pt 6	pt 7
Co	0,3	7,6	2,75	-	-
Cr	4	120	43,45	72	89
Cu	0,6	58	15,65	26	30
Hg	0,01	1,24	0,27	0,16	0,14
Mn	70	1488	553,5	88	120
Ni	0,4	27	11,7	-	-
Pb	10	280	87,7	12	11
Zn	15	271	124,3	21	23

Le tableau ci-dessus donne pour chaque polluant envisagé les teneurs minimale, maximale et moyenne observées lors des quatre campagnes ainsi que des chiffres empruntés aux données publiées par R. Wollast (1971) pour les points 6 et 7, les plus voisins de la côte belge.

Les teneurs que nous avons trouvées sont donc ~ 2 fois moins élevées pour le Cr et ~ 1,6 fois pour le Cu ; par contre, il y a ~ 2 fois plus de Hg, ~ 4 fois plus de Mn, ~ 6,3 fois plus de Pb et ~ 5 fois plus de Zn dans les sédiments prélevés dans la zone côtière. La teneur en matière organique de nos échantillons côtiers varie de 0,04 à 4,92 % et la moyenne globale est de 2,14 %. R. Wollast (1971) observe les teneurs suivantes : 0,04 % au point 6, 0,15 % au point 7.

Quartz et CaCO_3 sont les constituants essentiels de ces sédiments marins, la teneur en CaCO_3 peut même dépasser 25 %. Dans la fraction granulométrique inférieure à 2 μ , quasi toujours plus petite que 5 %, parfois insignifiante, les constituants carbonatés sont encore importants. La teneur en minéraux argileux est faible, il y a présence de quelques micas; la teneur en glauconite oscille autour de 0,2 % environ.

La mesure par Th. Jacobs de la surface spécifique sur la fraction inférieure à 2 μ , par la méthode à l'éthylène-glycol, a donné de 103 à

1. R. WOLLAST, Rapport sur la campagne de mesure en mer du Nord de janvier et février 1971, C.I.P.S. Technical Report 1971/0 : Sed. 1; Distribution of mercury in the sediments of the North Sea, C.I.P.S.

207 m²/g ; ces valeurs sont élevées et d'autant plus que des minéraux argileux n'ont pu être identifiés par diffraction aux R.X. On a trouvé de 39 à 201 m²/g avec ces mêmes fractions débarrassées des matières organiques. D'après la détermination comparative des teneurs en mercure du sédiment et de sa fraction inférieure à 2 μ , il apparaît que les différences les plus grandes en Hg correspondent aux moindres différences en proportion de matière organique dans cette fraction.

Exemple

	Surface spécifique (m ² /g)		Teneurs en mercure (ppm)	
	avec mat. org.	sans mat. org.	sur < 2 μ	sur séd. total
éch. C 62	206	199	1,53	0,53
éch. C 63	103	38,5	0,56	0,58

Ces travaux sont rendus très difficiles par la très faible proportion de passant 2 μ .

2.2.- Emissaires (égouts - chenaux)

2.2.1.- Egouts

Un échantillon de matière en suspension en provenance de l'égout de Nieuwpoort a été analysé; d'autre part, deux campagnes de prélèvements durant sept jours consécutifs dans les égouts de Blankenberge en février 1972 et juillet 1972 ont fourni les échantillons suivants :

hiver : 7 matières en suspension, 1 dépôt;

été : 7 matières en suspension, 2 dépôts.

Chaque échantillon de matière en suspension est constitué de prises effectuées à intervalles réguliers pendant 24 h .

Comme les teneurs en les divers éléments varient de façon désordonnée, d'un jour à l'autre, nous considérerons pour chaque élément la teneur moyenne des 7 échantillons de la campagne et comparerons la campagne d'hiver à celle d'été, en tenant compte de la quantité de matières en suspension par litre et du débit de l'égout. En effet, la teneur en matières en suspension est environ 2 fois plus grande en été qu'en hiver : en moyenne, 280 et

150 mg par litre et le débit varie très fort suivant la saison : en été, 4855,5 m³ par jour et en hiver, 395,2 m³ par jour; il est donc ~ 12 fois plus élevé en été qu'en hiver.

Les teneurs des matières en suspension sont (moyennes de 7 jours, en ppm) :

	Hiver	Eté
Cu	150	65
Cr	70	30
Co	< 7	< 0,7
Zn	5000	4000
Pb	700	800
Ni	9	15
Mn	95	160

En tenant compte de la quantité de matières en suspension et du débit, on peut dire ceci : les quantités évacuées de Cu , Cr , Co sont ~ 12 fois plus élevées en été, celles de Zn , Pb , Ni le sont ~ 24 fois plus et en Mn ~ 48 fois plus. Comparées aux teneurs des sédiments de la zone côtière belge, les teneurs des matières en suspension des égouts sont plus faibles en Mn , du même ordre en Cr , Co , Ni . Elles sont plus fortes en Cu , Pb et particulièrement en Zn .

Valeurs du rapport $\frac{\text{teneurs mat. susp. égouts}}{\text{teneurs sédim. côte}}$

	Nieuwpoort	Blankenberge
Cu	~ 20	~ 5
Pb	~ 2	~ 10
Zn	~ 15	~ 30

Les teneurs en Ag, Ba , Bi sont particulièrement élevées dans les matières en suspension des égouts et les dépôts de Blankenberge.

Donc, compte tenu de la quantité de matières en suspension et du débit, on observe à Blankenberge dans les matières en suspension ~ 8 fois plus d' Ag en été qu'en hiver, ~ 10 fois plus de Ba et ~ 30 fois plus de Bi .

	Ag (ppm)	Ba (ppm)			Bi (ppm)		
		min	max	moy	min	max	moy
<u>Nieuwpoort</u> mat. susp.	> 24	600	2000	1300	20	60	40
<u>Blankenberge</u> mat. susp. hiver	> 100	780	3100	2150	220	1060	610
mat. susp. été	> 32	470	2100	915	310	1500	790
dépôt hiver (1 éch.)	> 40	1430		-	48		-
dépôt été	> 13	410	1020	715	8	21	14
<u>Mer</u> sédiments	< 2	< lim. sens.			< 20		

Dans le cas des dépôts recueillis dans les égouts, ne connaissant pas la différence de vitesse de sédimentation entre les saisons, ni la quantité variable de dépôt entraînée par la masse d'eau (les fluctuations du débit entre les saisons sont énormes), on ne peut comparer les teneurs des deux campagnes. Il faut souligner toutefois des différences sensibles par rapport aux teneurs observées dans les sédiments prélevés dans la zone côtière de la mer et par rapport à celles en Bi dans les matières en suspension.

2.2.2.- Chenaux

Une campagne de prélèvement de sédiments a été effectuée dans tous les canaux et chenaux de la côte, soit onze échantillons, en avril 1972. On observe les plus hautes teneurs en polluants aux points suivants : en Co (canal Brugge-Oostende, puis canal de Blankenberge), en Cr (canal Schipdonk, puis canal Brugge-Oostende), en Cu (canal Brugge-Oostende, puis canal de Schipdonk), en Hg (canal de Schipdonk, puis chenal de Nieuwpoort), en Mn (chenal d'Oostende), en Ni (canal Brugge-Oostende, puis canal de Blankenberge), en Pb (peu de fluctuations) et en Zn (canal de Schipdonk, puis chenal de Nieuwpoort).

Le classement des émissaires suivant les teneurs en polluants de leur sédiments est par conséquent :

- canal de Schipdonk (teneurs les plus hautes en Cr , Hg , Zn),
(teneurs hautes en Cu , Pb);
- canal Brugge-Oostende (teneurs les plus hautes en Co , Cu , Ni),
(teneurs hautes en Cr , Zn , Pb);

- canal de Blankenberge (hautes teneurs en Co , Ni , Pb);
- chenal d'Oostende (teneurs les plus hautes en Mn).

De plus, le canal de Zeebrugge se distingue par des teneurs extrêmement basses en tous les polluants envisagés.

Nous avons comparé les teneurs trouvées dans les sédiments des émissaires et celles des sédiments de la partie de la zone côtière la plus proche. A cet effet, nous avons délimité quatre zones d'émission le long de la côte (Nieuwpoort, Oostende, Blankenberge et Heist), caractérisées, pour chaque polluant, par la moyenne des teneurs mesurées respectivement, pour Nieuwpoort : dans les canaux de Plassendaal, de l'Yser, de Veurne et le chenal de Nieuwpoort; pour Oostende : dans les canaux du Noord Eede, de Brugge-Oostende et le chenal d'Oostende; pour Blankenberge : dans le canal de Blankenberge et pour Heist : dans les canaux de Schipdonk et Leopold. Pour chaque polluant, la teneur moyenne de chacune de ces quatre zones d'émission est comparée dans le tableau suivant à la teneur (moyenne des quatre campagnes) trouvée à la station en mer, la plus proche.

Teneurs en ppm dans les sédiments
(émission : moyenne chenal + canaux)

	Nieuwpoort		Oostende		Blankenberge		Heist	
	émission	mer	émission	mer	émission	mer	émission	mer
Co	3,5	1,6	7	4,8	11	5,3	5,5	2,1
Cr	38	33	90	62	120	75	133	34
Cu	41	12	94	27,5	12	35	50	15
Hg	0,5	0,45	0,2	0,6	0,15	0,5	0,4	0,6
Mn	255	360	500	850	310	910	345	670
Ni	18	9,7	24	18,5	41	20,5	25	11
Pb	110	90	120	155	75	120	95	88
Zn	320	97	575	185	150	205	920	134

Pour apprécier le degré de ressemblance par polluant, entre la teneur des sédiments des chenaux et celle des sédiments de la station correspondante en mer, nous comparons l'écart entre elles à l'écart maximum trouvé entre toutes les teneurs en ce même élément.

Par exemple, pour le cobalt, le rapport teneur maximum (11 ppm) à teneur minimum (1,6 ppm) vaut 7, tandis que les rapports entre teneurs chenal/mer d'une même zone sont tous voisins de 2.

En résumé :

Sédiments

	max/min	chenaux/mer
Co	~ 7	tous ~ 2 , toujours environ deux fois plus de Co dans les chenaux
Cr	~ 4	tous moins de 2 sauf 4 à Heyst
Cu	~ 8	tous 3 à 4 sauf rapport inversé à Blankenberge : trois fois plus de cuivre en mer
Mn	~ 3,5	toujours plus en mer surtout à Blankenberge : 2 à 3 fois
Hg	~ 4	dans trois cas sur quatre, il y a environ trois fois plus de Hg en mer; le rapport est donc aussi inversé, comme pour Mn
Ni	~ 4	tous ~ 2 , comme Co
Pb	~ 1,6	faibles différences mais deux fois un rapport inversé (plus riche en mer) pour les mêmes zones que Hg
Zn	~ 9,5	rapports élevés et particulièrement à Heist, inversion à Blankenberge où les sédiments mer sont un peu plus riches

Dans l'ensemble, on peut donc dire que pour Co , Cr , Cu , Ni et Zn les sédiments des chenaux sont plus riches sauf à Blankenberge où il y a plus de Cu et de Zn en mer. Les teneurs tendent à être plus élevées en mer pour Pb , nettement pour Hg et très fortement pour Mn . A noter à propos de la plus forte teneur en Zn des sédiments de la mer à Blankenberge que la matière en suspension des égouts est particulièrement riche en cet élément.

2.3.- Hydrocarbures

Des mesures de teneurs d'hydrocarbure, exprimées en ml de crude moyen par 100 g de sédiment, ont été effectuées dans les sédiments prélevés dans la zone côtière, dans les chenaux et dans le dépôt de l'égout de Blankenberge. La teneur la plus haute observée en ces divers endroits se situe dans le dépôt recueilli dans les égouts de Blankenberge (0,55 ml de crude par 100 g), suivent les teneurs des sédiments des canaux de Schipdonk (0,5) et Brugge-Oostende (0,25), puis celles des sédiments prélevés en mer à Heist et Knokke (respectivement 0,22 et 0,18). De teneurs non négligeables sont trouvées dans les sédiments du chenal de Nieuwpoort et du canal Leopold (0,052 et 0,039 ml). Par contre, on

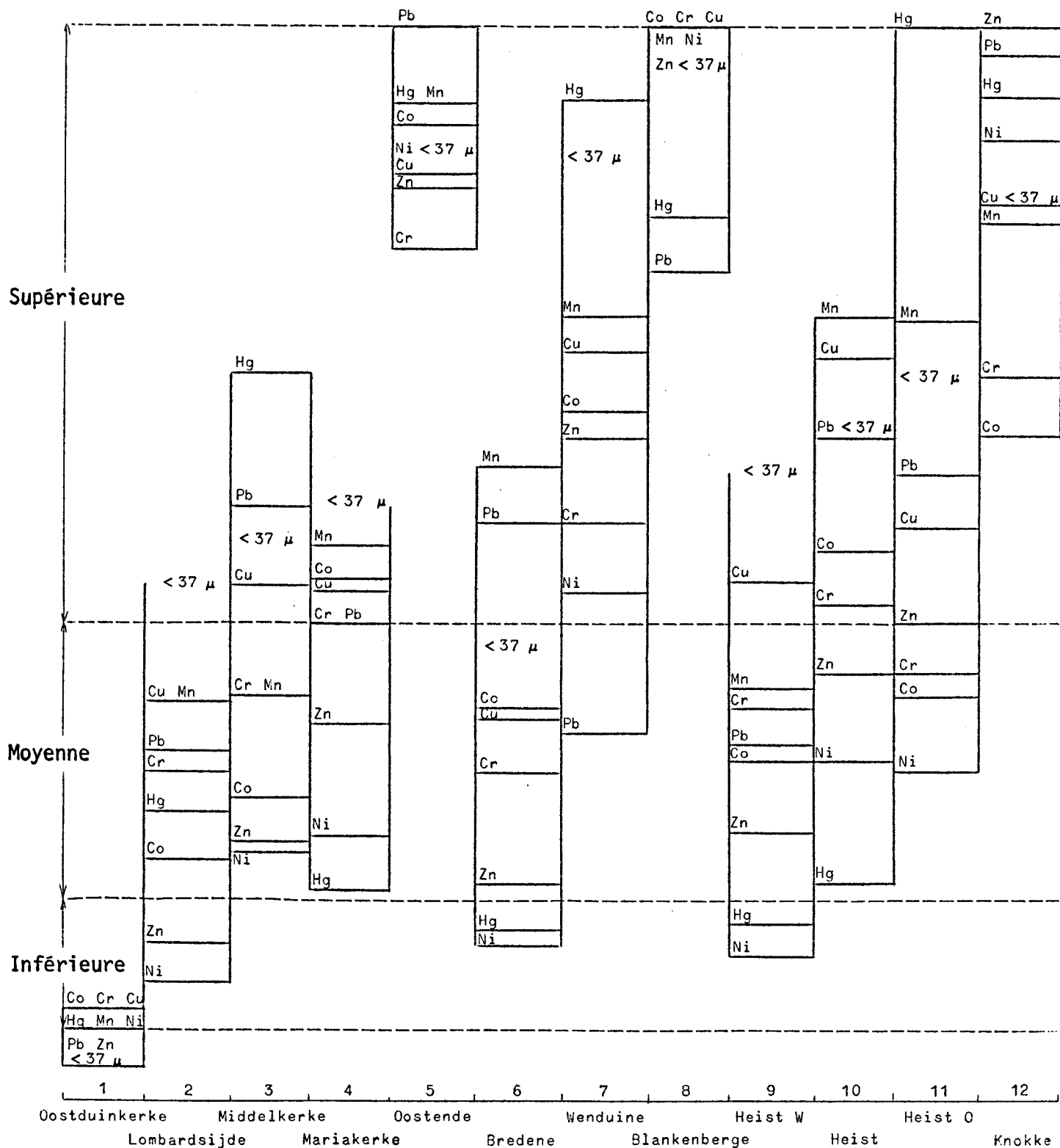
constate des teneurs moins élevées dans le chenal d'Oostende et le canal de Blankenberge (0,014 et 0,012), teneurs proches de celles qui sont observées en mer dans les sédiments (de 0 à 0,034 [Bredene]). La teneur trouvée dans le chenal d'Oostende (0,014) est la même que celle que l'on trouve en mer face à la sortie du chenal (0,014). Il en est de même à Blankenberge (canal : 0,012 , en mer : 0,015 ml), malgré l'apport d'hydrocarbures par les égouts. A Heist, les teneurs sont très hautes à la fois dans la mer et le canal de Schipdonk. Il s'agit ici de déterminations obtenues par extraction au CCl_4 et mesure absorptiométrique, dont on retiendra surtout la valeur relative tant que la mise au point d'une nouvelle méthode ne sera pas terminée.

Limites des classes (en ppm) pour chaque polluant

Mer - Sédiments

Classes	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Limites
SUP	5,20	75	35,2	0,58	910	20,5	154	206,5	MAX
MOY	2,42	35,6	9,97	0,36	408	13,7	70,6	134,3	
INF	1,1	16,9	2,82	0,22	183	9,06	32,5	87,5	
	0,5	8	0,8	0,14	82	6	15	57	MIN

Comparaison des polluants à divers emplacements



Annexe 1 - Note explicative (index - tableaux)

Pour visualiser les résultats, il a été fait usage de présentations graphiques et d'index qui sont expliqués ci-après.

EAU

Index de pollution

A partir des données de l'analyse chimique et physique de l'eau concernant principalement la pollution organique, nous avons calculé un *index de pollution* selon une méthode établie par Prati et Pavanello. Le chiffre ainsi obtenu se situe toujours entre 0 et 14 ; tous les niveaux de pollution étant compris entre ces deux limites. Notre expérience montre déjà clairement que l'application stricte de ce système à nos eaux nous donne une image beaucoup trop optimiste de la réalité. Abstraction faite de sa valeur absolue, cet index est néanmoins un moyen pratique d'intercomparaison des différents points du réseau.

Index de saprobité

Les résultats de la recherche hydrobiologique comprenant l'étude qualitative et quantitative de la faune et de la flore fixées sur des plaquettes immergées durant trois semaines; sont également résumées dans un index : l'*index de saprobité*. Celui-ci calculé selon une méthode établie par Marvan et Zelinka partage le chiffre 10 en 5 gradations de pollution : β -oligosaprobe, α -oligosaprobe, β -mésosaprobe, α -mésosaprobe et polysaprobe représentant des situations de putréfaction croissantes. Etant donné que la somme de ces 5 chiffres est toujours égale à 10, une situation sera d'autant mieux caractérisée que la fraction présente dans une des gradations de pollution est grande.

SEDIMENTS

Tableau comparatif de la pollution minérale

Il a été élaboré comme suit : *pour chaque polluant*, l'écart entre la teneur moyenne maximale et la teneur moyenne minimale a été subdivisé en trois intervalles délimités par des valeurs en progression géométrique

$$r = \sqrt[3]{\frac{\text{max}}{\text{min}}} .$$

Exemple : pour le Cr , la teneur moyenne maximale étant 80 ppm et la teneur moyenne minimale 8 ppm :

$$\sqrt[3]{\frac{80}{8}} = 2,15 .$$

Les limites des trois intervalles seront donc : 8 , 17,2 (8 × 2,15) , 37 (17,2 × 2,15) , 80 (37 × 2,15) . 8 à 17,2 = classe inférieure; 17,2 à 37 = classe moyenne; 37 à 80 = classe supérieure. Chaque teneur moyenne en polluant se situe ainsi dans une classe déterminée : inférieure, moyenne, supérieure. Enfin, les limites correspondantes des trois intervalles établies pour chaque polluant ont été superposées sur un seul graphique et les teneurs y ont été reportées en respectant la valeur relative de chacune d'elles.

Annexe 2 - Emplacements inventoriés

En mer (zone côtière d'immixtion), 12 emplacements situés tout au long de la côte belge, de 250 à 700 m de la ligne de marée la plus basse. Les prélèvements ont été réalisés avec le bateau du Service Hydrographique de la côte, grâce à la collaboration de son chef M. Van Cauwenbergh.

Stations

- 1 : face à Oostduinkerke (51°08'30" N - 2°39'50" E);
- 2 : face au camp de Lombardzijde où débouchera le futur collecteur d'égouts (51°10'00" N - 2°44'20" E);
- 3 : face au casino de Middelkerke (51°11'35" N - 2°48'48" E);
- 4 : face à l'ouest des Thermes d'Oostende (51°13'05" N - 2°51'58" E);
- 5 : dans le prolongement du chenal d'Oostende (51°14'33" N - 2°54'50" E);
- 6 : face à Bredene (51°15'25" N - 2°56'57" E);
- 7 : face à la station balnéaire de Wenduine (51°18'35" N - 3°4'29" E);
- 8 : dans le prolongement du chenal de Blankenberge (51°19'14" N - 3°6'13" E);
- 9 : à l'ouest du môle de Zeebrugge (51°20'3" N - 3°10'52" E);

- 10 : face à l'embouchure du canal de Heist (51°21'1" N - 3°13'00" E);
- 11 : à l'est de Heist, face à l'embouchure du canal de la Lys
(51°21'5" N - 3°14'10" E);
- 12 : face au casino de Knokke (51°21'42" N - 3°17'18" E).

EMISSAIRES

Egouts

Les prélèvements ont été réalisés grâce à la collaboration de M. Ir. Bultynck, directeur de T.V.Z.A.K. qui a également fourni les valeurs de débits.

- Nieuwpoort : station de pompage (51°8'53" N - 2°44'11" E),
- Blankenberge : station de pompage (51°16'1" N - 3°7'26" E).

Canaux et chenaux

Les prélèvements ont été faits à marée basse.

- Nieuwpoort : canaux de Plassendaal, de l'Yser, de Veurne, chenal de Nieuwpoort (face aux installations d'ADEPS);
- Oostende : canaux de Noord Eede, de Brugge-Oostende, bassin d'Oostende (face à la gare);
- Blankenberge : canal de Blankenberge (Vaart);
- Zeebrugge : canal Brugge-Zeebrugge;
- Heist : Schipdonk (dérivation de la Lys) et canal de Zelzate (Léopold).

TABLE DES MATIERES

Introduction	5
Chapitre I - Exploitation des données et modelage du système marin	9
Chapitre II - Modèles hydrodynamiques	35
A.- Circulation due à la marée en mer du Nord	35
B.- Circulation résiduelle en mer du Nord	74
C.- Residual and wind-driven circulation in the Southern Bight	95
D.- Numerical methods for the computation of shear effect diffusion	113
Chapitre III - Sedimentological investigation	139
A.- Southern North sea bottom relief	140
B.- A flowsheet for analysis on recent detrital sediments	143
C.- Literature review on sedimentation and erosion of mud	155
D.- Results of the analysis of sediment suspensions of the campaign 1972	172
E.- Sorption by some North sea sediments	186
Chapitre IV - Physiologie	195
A.- Effets des métaux lourds	196
B.- Effets synergiques des polluants sur la croissance de flagellés phototrophes et sur des chaînes alimentaires simples	224
Chapitre V - L'estuaire de l'Escaut	231
A.- Circulation, accumulation et bilan de masse dans l'estuaire de l'Escaut	231
B.- Transports de sédiments dans l'estuaire de l'Escaut	265
Chapitre VI - Chimie	295
A.- Réseaux mer du Nord	298
B.- Estuaires	321
Chapitre VII - Le plancton	325
A.- Bactériologie	327
B.- Le phytoplancton	342
C.- Le zooplancton	353
D.- Effet bactéricide de la mer du Nord	370
Chapitre VIII - Macrobenthos and meiobenthos	385
Chapitre IX - Etudes bactériologiques	399
Chapitre X - Inventaire de la pollution côtière	421
A.- Etude de l'eau	427
B.- Etude des sédiments et des matières en suspension	441