

PROGRAMME NATIONAL
SUR L'ENVIRONNEMENT PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE

Pollution des Eaux

PROJET MER

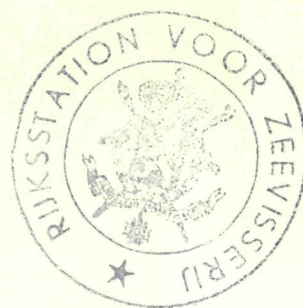


Modèle mathématique

Rapport de synthèse

Journées d'étude des 24 et 25 novembre 1971

I



Modèle mathématique
Rapport de synthèse

PROGRAMME NATIONAL
SUR L'ENVIRONNEMENT PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE

Pollution des Eaux

PROJET MER

Modèle mathématique
Rapport de synthèse

Journées d'étude des 24 et 25 novembre 1971

I

é. t. a. b. é. t. y. p.

quai de Longdoz, 72

4000 LIÈGE

Tél. 42.59.21

Chapitre I

Mathematical model for the study of marine pollution by Jacques C.J. NIHOUL . . .	3
Courants par Georges PICHOT	28
Shear effect and eddy diffusivity by Jacques C.J. NIHOUL	35
Air-Sea Interactions by Claude J. FRANKIGNOUL	47
Pollutie-problematiek van de sedimenten door G. GULLENTOPS	61
Dynamique des suspensions par Ph. JAEGER et Jacques C.J. NIHOUL	67
Charriage de fond par Ph. JAEGER	73
Numerical methods by Yves ADAM and Yves RUNFOLLA	77

I.- Mathematical Model

The presence of many strongly interdependent variables makes ecosystems difficult to describe. The simple collection of data and their descriptive ordering are such formidable tasks that one has often ignored the need for doing more than this.

The present alarming state of ecological problems, however, calls for a more thorough understanding and a more rational and strict control of the environment.

Monitoring, control and management are achievable only if, for a selected number of representative variables, one can *predict evolution* and, within appropriate constraints and tolerances, one can find, by *optimization*, the necessary compromises between the requirements of increasing industrialization and affluent society and the necessity to preserve the valuable natural resources.

To predict the evolution of the selected variables, one must have some modelled idea of their behaviour.

A model can be of many sorts. It can be a fairly literal model like a mechanical model demonstrating the possible motions of an animal's limb; it can be a more elaborate physical model operating in quite another energy sphere as an electrical network simulating dynamical interactions in the food chain. It can also be a *mathematical model*.

The mathematical model is the ultimate goal. Indeed, if several distinct physical processes can be used to simulate the same phenomenon, it is because fundamentally, they are described by the same equations and that the *same* equations (submitted to the *same* boundary and initial conditions) yield the *same* solution independently of the particular significance of the variable, whether it represents an electric potential, a stream function, a temperature ...

Hence one mathematical model incorporates all the equivalent physical models. It is appropriate not only for analogue computation and simulation but also for analytical and numerical analysis.

1.- Construction of a mathematical model

1.1.- State variables and control parameters

The first step in constructing a mathematical model is the definition of a *limited number of representative state variables*. There must be sufficiently few of them for their evolution equations to be amenable to analysis but also sufficiently many of them to describe adequately the system's behavior. State variables should not be confused with *control parameters*. These are additional parameters which influence the evolution of the system (hence appear in the evolution equations) but for which no specific evolution equations are written; either because they are determined by a separate model or sufficiently known already or because the additional equations would jeopardize the model by their difficulty, their dubiousness or simply by increasing the system beyond computers' ability. Atmospheric conditions, intensity of light at the sea surface are control parameters, for instance, and several more are also involved in the coefficients of (chemical and biochemical) interactions.

It is inherent in the nature of models that experimental data should be needed to ascertain the values of parameters. The restriction of the number of state variables to be studied (i.e. the closure of the system of evolution equations) necessarily relegates to the parameters' group several which would be state variables in a perfect but unpractical model and which one prefers to evaluate separately by sideways theoretical or experimental reflection. On the other hand, the expression of interaction terms in analytical form always involves some kind of approximation and introduces empirical coefficients.

Examples of such control parameters in models of plankton production are for instance transparency of water [Riley, Stommel and Bumpus (1949)], coefficient of mixing accross the thermocline (Steele, 1958), etc.

In addition to the hydrodynamical and thermodynamical variables, the state variables are typically densities (mass of a chemical substance per unit volume, specific biomass, concentration of a pollutant at one stage of the food chain, ...).

1.2.- Evolution equations

The state variables are governed by a system of evolution equations which may be algebraic or differential. They express the complete local budget of mass, momentum, energy, species concentrations, etc.

The diagram shown in figure 1 recapitulates that the state variables may change in time or in space as a result of releases (from external sources) or withdrawing (to external sinks), internal interactions and displacement of material induced by sea motion or migration (for instance sedimenting particles have a vertical migration through the water).

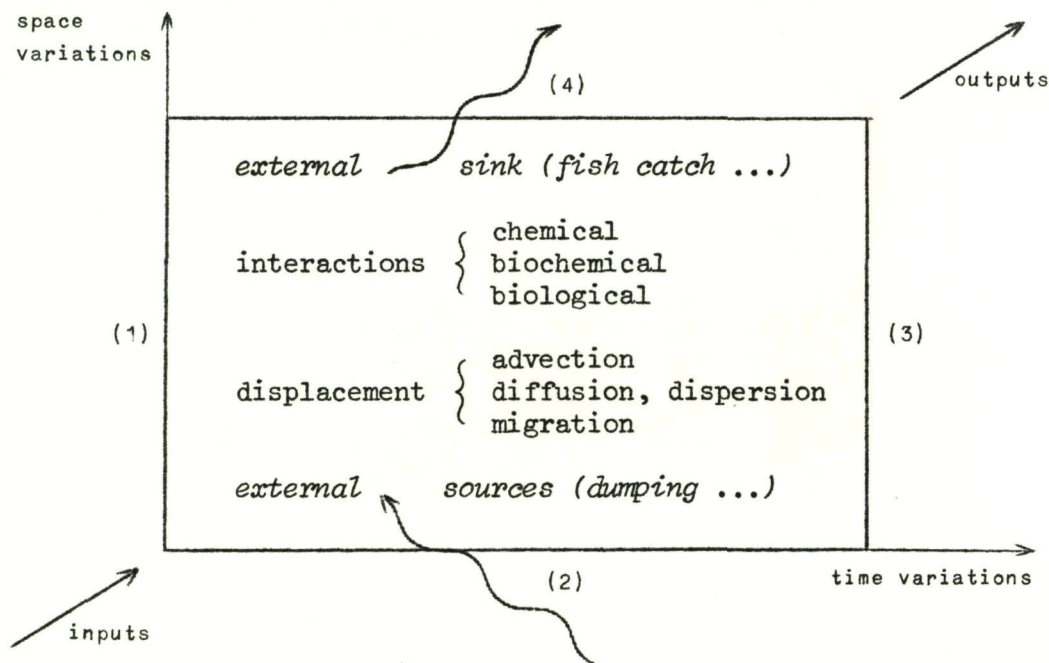


fig. 1.- Diagram of the marine system.

1.3.- Initial and boundary conditions

The evolution equations must be solved subject to given initial and boundary conditions.

The solution is usually obtained by numerical techniques which imply at one stage or another a discretization in space and time replacing the region under study by a numerical grid of points⁽¹⁾.

(1) For a clear introduction and a critical review of numerical methods adapted to mathematical models of the type discussed here, the reader is referred to the excellent paper by Emmons (1970).

This grid is adapted in each problem to the phenomenon under investigation and the mathematical method used and the mesh size is chosen from the consideration of the length and time scale of the former and the stability of the latter. There is thus an infinite variety of numerical grids for any mathematical model. These adaptable grids should not be confused with experimental grids of points where samples are taken to determine some initial state of the region or check some results of the model, in most cases, with respect to a particular phenomenon.

One example of numerical grid is shown in figure 2. The grid covers the Southern Bight and, for the simplicity of currents' calculation, extends to the English coast. Experimental surveys by the Belgian ships are however limited to the eastern part of the Southern Bight and completed by British data in the western part. Cross signs \times indicate points where samples were taken and analysed during the 1971 cruises. Whenever possible the samples were taken simultaneously by three ships anchored at the vertices of a small triangle centered at the sampling point ; thus providing information on the spatial variations of the observations. For the same reason, one additional cruise took samples at intermediate points (situated half way on the mesh sides).

The meshes in front of the Belgian coast are covered by a finer grid (not shown in the figure) both for numerical calculation of currents and experimental surveys of the state of pollution.

Boundary conditions are provided by larger scale models, charts or measurements with the collaboration of neighbouring countries and in particular England, Germany, Holland, France and Danemark.

The experimental surveys have two main objectives :

- (i) determine the actual state of pollution and thus feed the model with initial conditions,
- (ii) estimate the control parameters and thus determine the form of the interaction terms appearing in the model.

Once these are determined with sufficient accuracy the model is able to predict the subsequent evolution of the system taking into account eventual changes in the boundary conditions and accidental or intentional releases of pollutants.

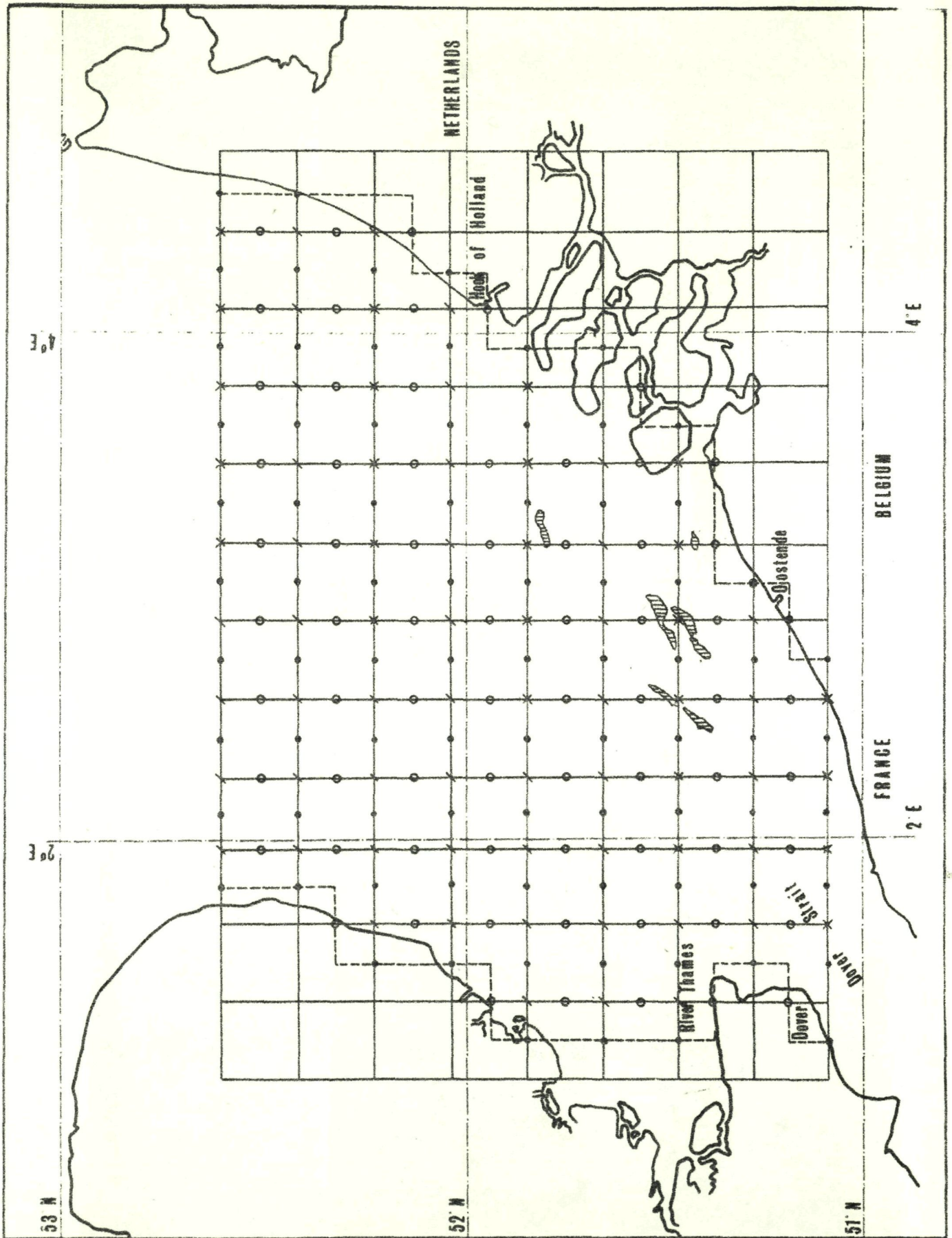


FIG. 2

The results presented in the present report must therefore be regarded as much more than an inventory as the mathematical model gives the computer the means to extrapolate and interpolate between sampling points and simulate the dynamics of the marine system.

2.- The state variables

The parameters which have to be determined as functions of space and time to provide a *detailed* description of a given sea region are, beside the physical parameters (velocity V , pressure p , temperature θ , ...), the concentrations of the various *constituents* of the sea. The word « constituent » is introduced here to denote any chemical substance or living organism which participates to the ocean mixture with an *individual* behaviour. Thus completely dissolved NaCl is not a constituent but Na^+ and Cl^- are; a substance imprisoned in a complex aggregate is not a constituent; living organisms, animals are constituents, not the substances of which their tissues are made up. Water is a constituent and, actually, by far the most abundant one.

Dissolved substances are mixed with water at the molecular scale, non-dissolved substances are found in the form of a suspension (or emulsion) of small particles which, according to their weight and size, may tend to float or sediment. Colloidal solutions can also occur when the mixing is effected at the scale of macromolecules or aggregates of molecules (10^{-3} - 10^{-1} microns); constituting an intermediate case between the solutions and the suspensions.

There is no objection to include living species in this description. They will be regarded as « substances » mixed with water; the nature of the mixture depending upon their size - migration of certain varieties may be incorporated in the model in roughly the same way as sedimentation and be accounted for by a « migration flux » with respect to the moving water masses.

PROGRAMME NATIONAL SUR L'ENVIRONNEMENT PHYSIQUE ET BIOLOGIQUE
PROJET MER.

NOTES SUR L'ORGANISATION DES DEUX JOURNEES D'ETUDE
des 24 ET 25 NOVEMBRE 1971.

Les journées d'étude présentent une importance particulière car les rapports qui seront présentés serviront de base au rapport général remis au Gouvernement en fin d'année.

Les proceedings de ces journées d'étude seront annexés à ce rapport.

I. COMMUNICATIONS.

Les chercheurs ayant des résultats à rapporter, rédigeront une communication dans le style traditionnel des articles scientifiques de leur domaine. Dans la mesure du possible, ces communications seront faites en anglais et seront aussi explicites que possible, sans regarder au nombre de pages, de tableaux ou de figures. L'utilisation de variables sans dimensions (obtenues en divisant les concentrations mesurées par une concentration de référence, si possible significative de l'état non pollué de la mer) est recommandé afin d'éviter des malentendus consécutifs à l'utilisation d'unités différentes.

La concentration de référence sera donnée dans chaque communication dans les différents types d'unités susceptibles d'être utilisés par d'autres chercheurs.

Il est souhaitable que le texte des communications puisse être pré-circulé de manière à ce que les autres chercheurs puissent préparer des questions en vue des discussions des 24 et 25 novembre. A cet effet, le texte des communications devrait parvenir au Centre de Documentation pour le 10 novembre au plus tard. Les auteurs qui ne pourraient pas être prêts à cette date, peuvent également reproduire eux-mêmes leurs communications en un nombre d'exemplaires suffisant et en assurer la diffusion, pour le 20 novembre au plus tard.

2. RAPPORTS.

Un rapporteur aura pour mission d'examiner les communications appartenant au même domaine et de faire rapport oral en 3/4 d'heure sur l'ensemble des communications qu'il a examinées.

Cet exposé sera suivi d'une discussion générale d'une heure où les différents auteurs pourront argumenter.

La première journée sera consacrée aux quatre domaines suivants :

- physique
- sédimentologie
- chimie
- biologie.

La matinée de la deuxième journée sera consacrée à des communications interdisciplinaires ou spécifiques et qui ne rentrent pas directement dans le cadre de la première journée.

L'organisation des prochaines campagnes de mesures fera l'objet d'un échange de vues général au cours de la dernière demi-journée.

X | Monsieur WOLLAST, chargé de l'organisation matérielle de ces journées, vous fera parvenir incessamment un programme plus détaillé. Nous vous prions de bien vouloir lui envoyer de toute urgence le titre des communications que vous et les chercheurs de votre service présenteront et le domaine auquel vous désirez qu'elles soient rattachées.

Professeur J.CJ.NIHOUL.

Let $\rho_0, \rho_1, \dots, \rho_N$ denote the specific masses of the various constituents (ρ_0 referring to water) i.e.

$$(1) \quad \rho_i = \frac{\text{mass of constituent } S_i}{\text{total volume}}.$$

It is possible to establish a system of partial differential equations governing the evolution with space and time of the concentration functions $\rho_i(x, t)$ and the coupled thermomechanical parameters, velocities, pressure, temperature.

Unfortunately, not only will these equations contain multiple interaction terms which are little known by the chemists and the biologists but also the size of the system — if one were to include every chemical substance and living species — would make its analytical or numerical solution utterly impossible.

One has thus to accept a simplified description in terms of a restricted number of state variables and evolution equations, defined as to make their study both a tractable problem and a significative undertaking with regard to the understanding and monitoring of pollution.

An attempt is made here to derive a consistent model on the following basis.

(i) A detailed description of every substance (or living organism) would be irksome and would not, in any case, be amenable to experimental verification or interpretation.

(ii) More directly utilizable would be the knowledge of selected *element's* concentrations in a limited number of « phases », a phase denoting — by lack of a better word — a class of constituents having similar properties with respect to their mixing with sea water and, for instance, being distinguished by the scale or the degree of refinement of their dispersion in the sea.

Thus, phases could be constituted by (i) all dissolved chemical substances, (ii) suspended particles, (iii) minute living organisms carried along by the sea (like plankton and phytoplankton), (iv) different groups of animals at different stages of the food chain, (v) bottom sediments, etc.

A more refined classification could also be suggested and progressively incorporated in the model, provided it is amenable to analysis. For instance, a distinction could be made between mineral and (dead) organic suspensions, etc.

In this approach, a pollutant like mercury, for instance, would not be studied by following the evolution of every of the numerous mercury compounds which can be present in the sea but in a simpler way, by determining, as a function of space and time, the *total* concentration of mercury in each phase, say the total concentration of mercury in solution independently of the various solutes in which it may be involved.

Hence if φ is the number of phases and e the number of elements selected for their importance with respect to pollution, one may define a limited number of $n = e\varphi$ generalized state variables as follows.

Let b_j^k denote the weight fraction of element j (say mercury) contained in constituent k , one may define the total concentration of element j in phase m as

$$(2) \quad \rho_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^k \rho_k$$

the sum being carried over all constituents present in phase m .

One may now relabel the new variables $\rho_{jm} : \rho_\alpha$ with $\alpha = 1, 2, \dots, n$, a greek index referring to a state variable.

[For instance ρ_1 could be the total concentration of mercury in solution, ρ_2 the total concentration of mercury in suspension, etc.]

In addition to the « pollution variables » ρ_α , it will be useful to know the specific mass of each phase defined as the sum of the specific masses of all constituents belonging to that particular phase.

Let ρ^d , ρ^s , ρ^b ($b = 1, 2, \dots$) denote the specific masses of respectively the phase of dissolved substances, the phase of suspensions, the biological phase b . The largest contribution to ρ^d comes from the dissolved salts and ρ^d may be regarded as a measure of the salinity; ρ^s is related to turbidity and the ρ^b 's are specific biomasses⁽¹⁾.

One may regard however these additional variables as included in the definition (2) by considering for each phase an extra element for which all the b_j^k 's are equal to 1. Hence ρ^d , ρ^s , ... need not be considered separately from the ρ_α 's if α now runs from 1 to $n + \varphi$.

The equations describing the evolution of the concentrations with space and time will be completed by hydrodynamical and thermodynamical equations written in terms of a pressure p , a temperature θ , a specific mass ρ and a velocity V of the sea water which is really pure water + dissolved substances.

Hence, for instance,

$$(3) \quad \rho = \rho_0 + \rho^d.$$

3.- The dynamical equations

Let V denote an arbitrary fixed volume in the sea region under consideration and let S be the surface including V .

The total amount of constituent S_i present in V can only change in time either because S_i flows in or out of V or because it is produced or destroyed inside V . The production or destruction

(1) One notes that the variables ρ_α represent concentrations if the concentration is defined as the "mass of pollutant per unit volume". In the case of a biological phase, a concentration defined as the ratio of the mass of pollutant to the phase's biomass would be more significant. This is obtained by dividing the specific mass ρ_α by the specific biomass ρ^b of the corresponding phase.

of S_i inside V can result from external sources or from internal interactions (chemical, biochemical, ...) with other constituents.

Hence

$$(4) \quad \frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho_i dV = - \int_S \rho_i \mathbf{v}_i \cdot \mathbf{n} dS + \int_V (Q_i + Y_i) dV$$

where \mathbf{v}_i denotes the velocity of S_i , \mathbf{n} the unit vector along the normal to the surface S , Q_i and Y_i the rates of production or destruction of S_i per unit volume by, respectively, external sources (release, etc.) and internal interactions.

Transforming the surface integral by Gauss's theorem, one can write

$$(5) \quad \int_V \left(\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_i \mathbf{v}_i \right) dV = \int_V (Q_i + Y_i) dV$$

where ∇ is the differential vector operator

$$\nabla = \mathbf{e}_1 \frac{\partial}{\partial x_1} + \mathbf{e}_2 \frac{\partial}{\partial x_2} + \mathbf{e}_3 \frac{\partial}{\partial x_3}.$$

Since the volume V is arbitrary, one must have

$$(6) \quad \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_i \mathbf{v}_i = Q_i + Y_i.$$

Now

$$(7) \quad \rho_i \mathbf{v}_i \equiv \rho_i (\mathbf{v}_i - \mathbf{v}) + \rho_i \mathbf{v}.$$

The second term in the right-hand side $\rho_i \mathbf{v}$ represents the flow of constituent S_i as it is carried along by the ocean water. The first term in the right-hand side represents the "slippage" flow of constituent S_i with respect to the bulk motion. One generally calls the former the flow of S_i and the latter the flux of S_i .

The flux of a given constituent S_i is due to molecular diffusion and in certain cases to the net migration (sedimentation for instance) of the substance through the water.

The molecular contribution can be expressed by assuming that it obeys the Fourier-Fick law according to which the flux is proportional to the gradient of the concentration.

It turns out however that, in the sea, this contribution is always negligible compared with that part of the flow which is associated with erratic motions producing a general stirring and mixing

of the sea constituents analogous to diffusion but many times more efficient.

Let m_i denote the net migration flux. [This flux is often zero or negligible as, for instance, in the case of water itself, dissolved substances, neutrally buoyant particles, minute organisms carried along by the sea, etc.] Eq. (7) may now be written (neglecting molecular diffusion)

$$(8) \quad \rho_i \mathbf{v}_i = \rho_i \mathbf{v} + \mathbf{m}_i .$$

The rate of release Q_i is a given quantity in any specific problem. The interaction rate Y_i can be written

$$(9) \quad Y_i = \sum_{\beta=1}^R P_{i\beta}$$

where $P_{i\beta}$ is the rate of production or destruction of S_i per unit volume in the β^{th} reaction and the sum is over all reactions.

In the case of chemical reactions, one may write

$$(10) \quad P_{i\beta} = v_{i\beta} J_{\beta}$$

where J_{β} is the rate of reaction β and $v_{i\beta}$ is proportional to the stoichiometric coefficient of S_i in reaction β counted positive when S_i appears in the right-hand side (production) and negative when it appears in the left-hand side (destruction). [For instance, if J_{β} is expressed in moles per unit volume and unit time, $v_{i\beta}$ is the stoichiometric coefficient multiplied by the molecular mass of S_i .]

One notes that the summation in (9) always includes a chemical reaction and its reverse with opposite stoichiometric coefficients. The two reactions only contribute to Y_i inasmuch as the two reaction rates are different.

Combining (6), (8) and (9), one obtains

$$(11) \quad \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \rho_i \mathbf{v} = - \mathbf{v} \cdot \mathbf{m}_i + \sum_{\beta=1}^R P_{i\beta} + Q_i .$$

Multiplying every term of (11) by b_j^i and summing over all constituents of each phase, one gets

$$(12) \quad \frac{\partial \rho_{jm}}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho_{jm} \mathbf{V} = - \mathbf{V} \cdot \mathbf{m}_{jm} + Q_{jm} + \sum_{\beta=1}^s P_{j\beta}^m$$

where

(i)

$$(13) \quad \mathbf{m}_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i \mathbf{m}_i$$

represents the net migration of element j in phase m [say, the net sedimentation of the mercury in suspension no matter which mercury compounds are actually sedimenting] (for many phases, of course, $\mathbf{m}_{jm} = 0$);

(ii)

$$(14) \quad Q_{jm} = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i Q_i$$

represents the external production (or destruction) of constituent j in phase m [say, the total source of mercury in solution no matter which mercury compounds are actually dissolved];

(iii)

$$(15) \quad P_{j\beta}^m = \sum_{(\text{over phase } m)} b_j^i P_{i\beta}$$

represents the rate of production (or destruction) of constituent j in phase m by reaction β ; this term is obviously zero for all the reactions which do not imply a change of phase, hence the summation in (12) is limited to a smaller number of reactions (s , say).

Relabelling the variables ρ_α ($\alpha = 1, \dots, n+\varphi$), one may write (12) in the form

$$(16) \quad \frac{\partial \rho_\alpha}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho_\alpha \mathbf{V} = Q_\alpha - \mathbf{V} \cdot \mathbf{m}_\alpha + \sum_{\beta=1}^s P_{\alpha\beta}.$$

An equation for the specific mass ρ is readily obtained from (16) but the contribution to water or salts concentrations of eventual sources or reactions can be neglected (in view of the enormous reservoir of water and salts). Hence

$$(17) \quad \frac{\partial \rho}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \rho \mathbf{V} = 0.$$

Neglecting molecular diffusion of momentum and heat as compared with turbulent diffusion, one may write, for the velocity and temperature fields

$$(18) \quad \frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \mathbf{v} = - \frac{1}{\rho} \nabla p + \mathbf{g} - 2 \mathbf{\Omega} \wedge \mathbf{v}$$

where $\mathbf{\Omega}$ is the rotation vector of the earth, \mathbf{g} the acceleration of gravity and where the term representing the centrifugal force is incorporated in the pressure,

$$(19) \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \theta = Q_{\theta}$$

where Q_{θ} represents the production of heat (by radiation, chemical or biological reactions, etc.).

Eq. (16), (17), (18) and (19) must be complemented by an equation of state.

In the case of well mixed water, it is permissible to assume that ρ is a constant. Eq. (17) reduces then to

$$(20) \quad \nabla \cdot \mathbf{v} = 0$$

and form with (18) a closed system for the determination of \mathbf{v} and p .

In the test region selected for the Belgian National Program (see figure 2), this approximation is good everywhere except in the vicinity of an estuary where fresh water may be treated as a "pollutant" originating from a boundary source [the absence of volume sources in (17) does not of course exclude boundary sources (fig. 3)].

If the mixing is not complete, the sea may display various forms of stratification and a better approximation for the state equation is obtained by Boussinesq approximation (e.g. Nihoul 1969). In the following, one will restrict attention to perfectly mixed sea regions in order to present the philosophy of the subsequent approximations in the simplest context possible. There would be no difficulty in refining the model taking into account, for instance, stratification and Boussinesq approximation.

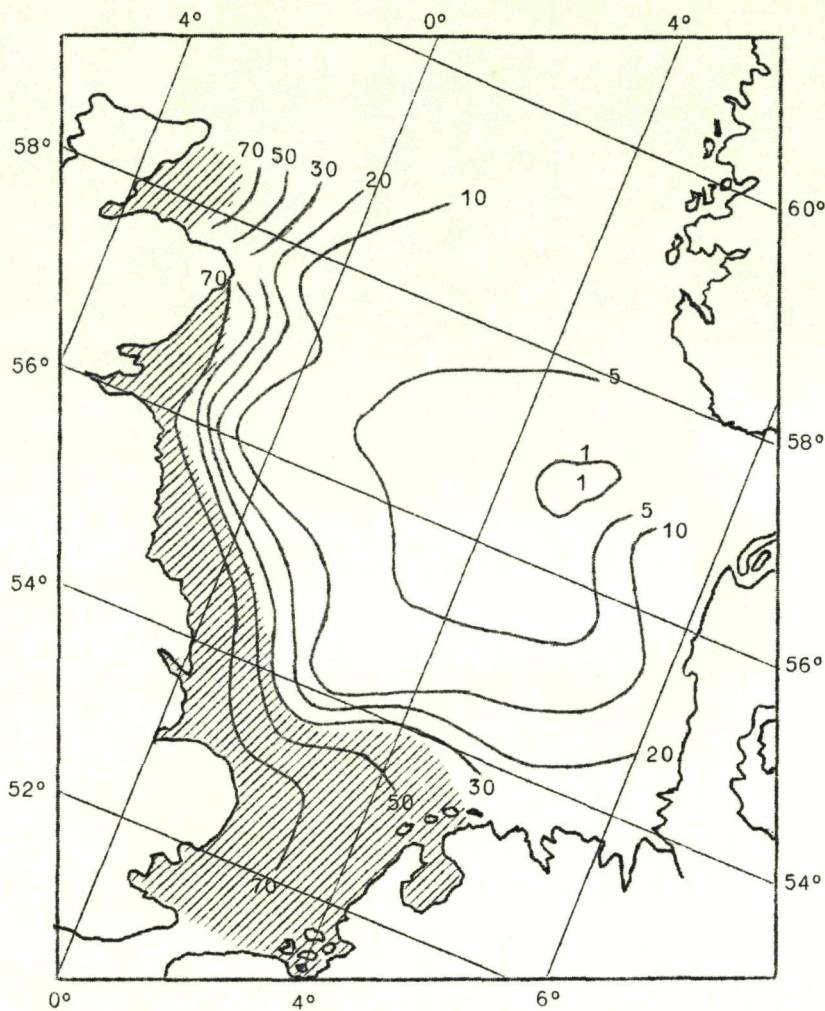


fig. 3.- Distribution of thickness of the boundary layer in the North Sea, m.;
The area where the mixing layer depth extends to the bottom of the
sea is shown by shading (reproduced from Kraav, 1969).

4.- Application of the K.B.M. Method

In the sea, the velocity field is always extremely complex. Different types of motions occur, characterized by different time scales and different length scales, from the quasi-steady currents to the rapid small turbulent eddies, interacting with each other and forming

an intricate pattern amenable only, in most cases, to a statistical analysis.

An attempt to follow a pollutant as it is convected by the fastest motions would be preposterous. Not only would such a study be beyond reach of any mathematical or experimental analysis but it would also have no signification as those rapidly changing erratic motions tend to cancel each other over any reasonable length of time, contributing only to the dispersion of the pollutant in much the same way (but many time more efficiently) as molecular diffusion.

Let T be a characteristic time for the study of pollution in the sense that one does not require the knowledge of the state of pollution, say, every second but only every T (T may be an hour, a day or two, a month, ... according to the problem in consideration).

Processes which have a characteristic time larger than T change only a little over T . They will be called "slowly varying".

Among the fast processes which have a characteristic time smaller than T , one must distinguish between erratic oscillating processes which tend to cancel each other and may be regarded as having a zero mean over T and evolving processes the effects of which are cumulated over T .

To the first category belong all types of motions from waves (of frequency larger than T^{-1}) to turbulence of which no mean current results although their mean square amplitude is not zero accounting for their extremely efficient mixing effect.

To the second category belong fast chemical or biological reactions which can be regarded as completed in a time short as compared to T .

Normally the sources will not release the reactants at such a high rate and the fast reactions will have to adapt their pace to that of the sources. In other words, if a source releases a substance A which is involved in a fast reaction to produce a substance B , it will look, over a time T , as if A being almost instantaneously transformed into B - the source had released B directly. Hence, if one is mainly interested in averages over T , one may disregard the fast reactions in the interaction term and take them into account by

correcting the sources, writing them down as releasing the products of these reactions directly.

One may then consider only two kinds of processes : those whose characteristic time is larger than T and those whose characteristic time is smaller and have a zero mean over T .

Let q denote any of the state variables v_i , ρ , θ , ρ_α , ... one may write

$$(21) \quad q = \bar{q} + \hat{q}$$

where

$$(22) \quad \bar{q} = \frac{1}{T} \int_t^{t+T} q \, dt,$$

$$(23) \quad \int_t^{t+T} \hat{q} \, dt \sim 0,$$

$$(24) \quad \int_t^{t+T} \frac{\partial \hat{q}}{\partial t} \, dt \sim 0$$

(because $\frac{\partial \hat{q}}{\partial t}$ refers also to rapidly changing intricate processes which roughly cancel each other over a time T).

Hence

$$(25) \quad \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \frac{\partial q}{\partial t} \, dt \sim \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \frac{\partial \bar{q}}{\partial t} \, dt = \frac{\bar{q}(t+T) - \bar{q}(t)}{T} \sim \frac{\partial \bar{q}}{\partial t}$$

(because the time T is small compared with the characteristic time of evolution of \bar{q} and the finite difference may be approximated by the differential).

Also (q and q' being any two state variables)

$$(26) \quad \frac{1}{T} \int_t^{t+T} qq' \, dt \sim \bar{q} \bar{q}' + \overline{\hat{q} \hat{q}'}$$

[because as \bar{q} and \bar{q}' vary little over a period of time T , they may in first approximation be taken out of the integration sign; then cross products $\bar{q} \hat{q}'$, ... vanish in the mean as a result of (23)].

Averaging eq. (16) and (18) to (20) over T , one obtains thus, taking ρ constant (well mixed water) :

$$(27) \quad \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{v} \bar{v} = - \frac{1}{\rho} \nabla \bar{p} + g - 2 \Omega \wedge \bar{v} - \nabla \cdot \overline{\hat{v} \hat{v}}$$

$$(28) \quad \frac{\partial \bar{\theta}}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{\theta} \bar{v} = - \nabla \cdot \overline{\hat{\theta} \hat{v}} + \overline{Q_\theta}$$

$$(29) \quad \mathbf{V} \cdot \bar{\mathbf{v}} = 0$$

$$(30) \quad \frac{\partial \bar{\rho}_\alpha}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \bar{\rho}_\alpha \bar{\mathbf{v}} = \bar{Q}_\alpha - \mathbf{V} \cdot \bar{\mathbf{m}}_\alpha + \sum_{\beta=1}^s \bar{P}_{\alpha\beta} - \mathbf{V} \cdot \hat{\rho}_\alpha \hat{\mathbf{v}}$$

The last terms in the right-hand sides of (27), (28) and (30) represent the net contribution of all the faster motions to the dispersion of momentum, heat and pollutants.

The averaging technique employed here with assumptions (25) and (26) is known as the Krylov-Bogoliubov-Mitropolsky method.

5.- The quasi-static approximation

The vertical component of eq. (27) reads (the vertical axis pointing upwards) :

$$(31) \quad \frac{\partial \bar{v}_3}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \bar{\mathbf{v}} \bar{v}_3 = - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_3} - g - 2(\Omega_1 \bar{v}_2 - \Omega_2 \bar{v}_1) - \mathbf{V} \cdot \hat{\mathbf{v}} \hat{v}_3$$

where Ω_1 and Ω_2 are the horizontal components of $\mathbf{\Omega}$. The terms on the left-hand side represent the acceleration of the vertical mean motion. This is presumably negligible as compared to the acceleration of gravity which is of the order of 10 m/s^2 . The angular velocity of the earth is of the order of 10^{-4} s^{-1} . If the horizontal velocity is of the order of 1 m/s , the Coriolis term is 10^5 smaller than the gravity term. Observations in sea areas comparable to the Southern North Sea test region investigated by the Belgian National program seem to indicate that the last term on the right-hand side of (31) is also much smaller than the gravity term (Bowden, 1956, 1966).

If these terms are neglected, (31) reduces to

$$(32) \quad \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_3} = - \rho g$$

and, integrating over x_3 ,

$$(33) \quad \bar{p} = - \rho g x_3 + f(x_1, x_2) .$$

Let $z = \zeta$ represent the equation of the mean free surface.

At the free surface, the pressure must be equal to the atmospheric pressure p_a . Hence

$$(34) \quad p_a = - \rho g \zeta + f(x_1, x_2) .$$

This determines f . Eq. (33) may thus be written

$$(35) \quad \bar{p} = p_a + \rho g \zeta - \rho g x_3.$$

The horizontal components of the Coriolis force read :

$$(36) \quad f \bar{v}_2 - 2 \Omega_2 \bar{v}_3$$

$$(37) \quad - f \bar{v}_1 + 2 \Omega_1 \bar{v}_3$$

where the vertical component of the rotation vector Ω has been written $\frac{1}{2} f$ to conform to usual notations.

It is reasonable to assume that the vertical mean velocity is much smaller than the horizontal mean velocity. Hence the last term may be neglected in (36) and (37).

Combining eq. (27), (35), (36) and (37), one has, then, for the horizontal components of the mean velocity vector

$$(38) \quad \frac{\partial \bar{v}_1}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \bar{v}_1 = - \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\frac{p_a}{\rho} + g \zeta \right) + f \bar{v}_2 - \mathbf{v} \cdot \hat{\nabla} \hat{v}_1,$$

$$(39) \quad \frac{\partial \bar{v}_2}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \bar{v}_2 = - \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\frac{p_a}{\rho} + g \zeta \right) - f \bar{v}_1 - \mathbf{v} \cdot \hat{\nabla} \hat{v}_2.$$

The approximation made in writing (35), (38) and (39) is equivalent to assuming static equilibrium in the vertical direction and neglecting all components of the earth rotation vector but the vertical one. This may be termed the "quasi-static approximation".

6.- The vertically integrated equations of motion

If one is mainly interested in the horizontal distribution of pollutants, it is convenient to integrate eq. (29), (30), (38) and (39) over depth.

Let $z = 0$ denote the free surface at equilibrium, $z = \zeta$ the perturbed free surface and $z = -h$ the surface of the bottom and let :

$$(40)(41) \quad U = \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_1 dz, \quad V = \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_2 dz,$$

$$(42)(43) \quad S_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \bar{Q}_\alpha dz, \quad I_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \sum_{\beta=1}^s \bar{P}_{\alpha\beta} dz$$

$$(44) \quad M_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \left(\frac{\partial \bar{m}_{\alpha,1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \bar{m}_{\alpha,2}}{\partial x_2} \right) dz,$$

$$(45) \quad R_{\alpha} = \int_{-h}^{\zeta} \rho_{\alpha} dz .$$

One notes that, except for animals migrating in the horizontal direction, M_{α} is zero; the migration vector \mathbf{m}_{α} being vertical for sedimentation, floatation as well as for diurnal migration of certain species with light (in most of the latter cases, anyway $\overline{\mathbf{m}_{\alpha}}$ is zero whenever the characteristic time T is larger than one day).

The kinematic boundary condition at the free surface is

$$(46) \quad \frac{d\zeta}{dt} \equiv \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \overline{v_1} \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} + \overline{v_2} \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} = [\overline{v_3}]_{z=\zeta} .$$

Let

$$(47) \quad H = \zeta + h .$$

Integrating (38), (39), (29) and (30) over depth, one gets :

$$(48) \quad \frac{\partial U}{\partial t} - f V = - H \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{v_1 v_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{v_2 v_1} \\ - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

$$(49) \quad \frac{\partial V}{\partial t} + f U = - H \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\frac{p_a}{\rho} + g\zeta \right) - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{v_1 v_2} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{v_2 v_2} \\ - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_2} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

$$(50) \quad \frac{d\zeta}{dt} + \frac{\partial \overline{v_1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \overline{v_2}}{\partial x_2} = 0$$

$$(51) \quad \frac{\partial R_{\alpha}}{\partial t} = S_{\alpha} - M_{\alpha} + I_{\alpha} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\rho_{\alpha} v_1} - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\rho_{\alpha} v_2} - \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_1} \\ - \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_2} - [\overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}}]_{z=-h}^{z=\zeta}$$

where \sim denotes an integral over depth.

Eq. (50) may be simplified as follows. One may write :

$$(52) \quad \int_{-h}^{\zeta} \left(\frac{\partial \overline{v_1}}{\partial x_1} + \frac{\partial \overline{v_2}}{\partial x_2} \right) dz = \frac{\partial}{\partial x_1} \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_1} dz + \frac{\partial}{\partial x_2} \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_2} dz \\ - \frac{\partial \zeta}{\partial x_1} (\overline{v_1})_{\zeta} - \frac{\partial \zeta}{\partial x_2} (\overline{v_2})_{\zeta}$$

Combining with (46) and (50), one obtains

$$(53) \quad \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x_1} + \frac{\partial V}{\partial x_2} = 0 .$$

Apart from the pressure terms in (48) and (49) and the source, migration and interaction terms in (51), the terms in the right-hand side of these equation represent respectively :

(i) Mean Horizontal Advection

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_1 v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_1}} \quad \text{in (48)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{v_2 v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{v_2 v_2}} \quad \text{in (49)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\overline{\rho_{\alpha} v_1}} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\overline{\rho_{\alpha} v_2}} \quad \text{in (51)}$$

These terms are generally neglected or approximated by (e.g. Wolff, Hansen and Joseph, 1970)

$$\frac{\partial}{\partial x_1} R_{\alpha} U + \frac{\partial}{\partial x_2} R_{\alpha} V$$

and similar expressions for the advection of momentum.

There is no real ground for this simplification except when these terms are sufficiently small that it doesn't matter whether they are neglected or incorporated in one form or another.

(ii) Mean Horizontal Mixing

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} \quad \text{in (48)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} \quad \text{in (49)}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_{\alpha} \hat{v}_2} \quad \text{in (51)}$$

These terms may be expressed in a simpler form by introducing eddy viscosities ν_1 , ν_2 and eddy diffusivities λ_1 , λ_2 (e.g. Bowden 1966) such that :

$$(54) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_1 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\nu_1 \frac{\partial U}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\nu_2 \frac{\partial U}{\partial x_2})$$

$$(55) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{v}_2 \hat{v}_2} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\nu_1 \frac{\partial V}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\nu_2 \frac{\partial V}{\partial x_2})$$

$$(56) \quad \frac{\partial}{\partial x_1} \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_2} = \frac{\partial}{\partial x_1} (\lambda_1 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_1}) + \frac{\partial}{\partial x_2} (\lambda_2 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_2})$$

(iii) the boundary interaction terms

$$[\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{-h}^\zeta \quad \text{in (48)}$$

$$[\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{-h}^\zeta \quad \text{in (49)}$$

$$[\overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}}]_{-h}^\zeta \quad \text{in (51)}$$

The first two are generally approximated by introducing the concept of surface stresses (due to wind) and bottom stresses (e.g. Groen and Groves, 1966). The third one - which actually accounts for bottom and air-sea interactions - is generally not taken into account except, in a very crude way, by summerizing the combined effect of this term and I_α on the model of radioactive decay by a term $k R_\alpha$ (k positive or negative).

The surface and bottom stresses are generally denoted τ_s and τ_b . If a similar notation is used for the boundary interaction term in (51) (still to be determined), one may write :

$$(57) \quad - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_1}]_{-h}^\zeta = \tau_{s1} - \tau_{b1}$$

$$(58) \quad - [\overline{\hat{v}_3 \hat{v}_2}]_{-h}^\zeta = \tau_{s2} - \tau_{b2}$$

$$(59) \quad - [\overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_3} + \overline{m_{\alpha,3}}]_{-h}^\zeta = \tau_{s\alpha} - \tau_{b\alpha}$$

7.- Discussion

Eq. (48), (49), (51) and (53) form a closed system for the variables U , V , ζ and R_α . This system cannot be solved however without the specification, in terms of these variables, of

(i) the advection terms, (ii) the horizontal mixing terms, (iii) the boundary interaction terms, (iv) the internal interaction terms I_α , (v) the migration terms M_α .

The criticisms one can make of the previous models (e.g. Wolff, Hansen and Joseph, 1970) are the following ones

(i) the advection terms are either neglected or replaced by an approximation which has no real justification;

(ii) the horizontal mixing terms are approximated with the help of eddy viscosities and diffusivities but very little effort is made to understand better and predict more accurately these parameters. Introduced in the scope of the theory of turbulence, they are now being extensively used to account for larger scale erratic motions which are not "properly" turbulent. Experimental and theoretical progresses on this subject are not sufficiently incorporated in the models;

(iii) the boundary interaction terms are usually approximated with more concern for the simplification of the equations than for the adequate representation of the phenomenon;

(iv) the bottom and air-sea interaction terms and the internal interaction terms are either ignored or so crudely approximated that it is difficult to regard the existing models as anything more than simple hydrodynamical models with little bearing on pollution;

(v) the migration terms are nowhere mentioned.

The present model has the merit of leaving as little as possible in the shadow but the critical discussion above also points out to several aspects of it which require further study.

Progress here is difficult because it relies on successful incursions into Chemistry, Biology, Sedimentation Analysis, Fishery Predictions and Air-Sea Interactions.

The explicit form of m_α and $P_{\alpha\beta}$ could in principle be determined from physical chemistry, sedimentation theory, biochemistry, etc.

[analysed along the line of irreversible thermodynamics (e.g. De Groot and Mazur, 1962; Fujita, 1962)] fisheries observations on animal's migrations and rivalry of species, etc., but again there are so many chemical compounds and biological species in the sea and there are still so many unknowns, especially in the field of biochemical interactions, that the calculation would be both irksome and very little reliable.

However it should not be difficult to determine experimentally the form of the resulting migration and interaction terms m_α and $P_{\alpha\beta}$. By the introduction of the concepts of phase and element concentration per phase, the number of variables is greatly reduced and the parameters to be measured are amenable to experiments⁽¹⁾.

It should be noted however that the enormous simplification brought by the model does not exclude the possibility of using its predictions for control and monitoring of the sea.

[Let us suppose for instance that one is concerned with the effect of mercury on shellfish. One of the generalized state variables, say ρ_α , is taken as "constituent mercury in phase shellfish". The other state variables are defined in order to form a closed system with ρ_α . They include at least mercury in phases which may interact with phase shellfish (say mercury in solution, ...). Knowing the amount and location of mercury release and its repartition among the different phases (i.e. how much mercury is incorporated into the sea in chemical substances which dissolve or remain in suspension, etc., and where and when the releases take place) and knowing (after eventually an experimental survey) the boundary conditions (i.e. the concentrations, ρ_α on the boundary of the sea region under examination), one can predict by the model the concentration of mercury in shellfish as a function of time and space and predict when and where the critical concentration - whose definition is answerable to other, medical or legal, studies - will be reached.]

(1) Note that the system of dynamical equations can always be closed at any order by excluding a phase for which the terms in the equations are too little known (say migration of fish) and taking into account its interaction with other phases by some term of global decay or increase whose form is easier to determine experimentally.

References

- BOWDEN (K.F.) and FAIRBAIRN (L.A.), (1956), *Proc. Roy. Soc. London*, A 237, 422-438.
- BOWDEN (K.F.), (1966), *Turbulence*, in *The Sea*, vol. 1, pp. 802-825.
- BRETTSCHEIDER (G.), (1967), *Anwendung des hydrodynamisch-numerischen Verfahrens zur Ermittlung der M_2 - Mitschwingungszeit der Nordsee*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 7, Hamburg.
- DE GROOT (S.R.) and MAZUR (P.), (1962), *Non-equilibrium Thermodynamics*, North-Holland, Amsterdam.
- EMMONS (H.W.), (1970), *Critique of numerical modeling of Fluid-Mechanics phenomena*, in *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 2.
- FISCHER (G.), (1959), *Ein numerisches Verfahren zur Errechnung von Windstau und Gezeiten in Randmeeren*, in *Tellus*, 11.
- FUJITA (H.), (1962), *Mathematical Theory of Sedimentation Analysis*, Academic Press, New York.
- GOLDBERG (E.D.), (1962), *The Oceans as a chemical system*, in *The Sea*, vol. 3, Interscience Publishers.
- (1970), *Final Report of the Seminar on Methods of Detection, Measurements and Monitoring of Pollutants in the Marine Environment*, FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome 9-18 Dec. 1970.
- GROEN (P.) and GROVES (G.W.), (1966), *Surges*, in *The Sea*, vol. 1, pp. 611-646.
- HANSEN (W.), (1956), *Theorie zur Errechnung des Wasserstandes und der Strömungen in Randmeeren nebst Anwendungen*, in *Tellus*, 8.
- HEAPS (N.S.), (1969), *A two-dimensional numerical sea model*, in *Phil. Trans.*, 265 A.
- (1971), *On the numerical solution of the three-dimensional hydrodynamical equations for tides and storm surges*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- JENSEN (H.E.), WEYWADT (S.), JENSEN (A.), (1966), *Forecasting of storm surges in the North Sea*, in *Nato Subcomm. Oceanogr. Res. Tech. Rep.* 28.
- KRAAV (V.K.), (1969), *Computation of the semidiurnal tide and turbulence parameters in the North Sea*, in *Akad. Nauk SSSR*, 9.
- LAUWERIER (H.A.), DAMSTE' (B.R.), (1963), *The North Sea Problem VIII*, in *Proc. Koninkl. Nederl. Akademie van Wetenschappen*, 66 A.

- LEENDERTSE (J.J.), (1967), *Aspects of a computational model for long-period water-wave propagation*, Ph. D. Thesis, Technische Hogeschool te Delft, 29 June 1967.
- LEVINS (R.), (1963), *Theory of fitness in heterogeneous environments II. Developmental flexibility and niche selection*, in *Am. Naturalist*, 97.
- NIHOUL (J.C.J.), (1969), *Equations hydrodynamiques applicables à l'océan*, in *Proc. Liège First Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, pp. 6-15.
- (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- PATTEN (B.C.), (1965), *Community organization and energy relationships in plankton*, in *Oak. Ridge Nat. Lab. Rep.* 3634.
- (1968), *Mathematical models of plankton production*, in *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 53.
- RAMING (H.G.), (1971), *Hydrodynamisch-Numerisch Untersuchungen über strömungsabhängige Horizontalausbuchtungen von Stoffen in Modellflüssen mit Anwendungen auf die Elbe*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 18, Hamburg.
- RILEY (G.A.), STOMMEL (H.) and BUMPUS (D.F.), (1949), *Quantitative ecology of the plankton of the Western North Atlantic*, in *Bull. Bingham Oceanogr. Coll.*, 12.
- STEELE (J.H.), (1958), *Plankton production in the Northern North Sea*, in *Rapp. Cons. Explor. Mer*, 144.
- SÜNDERMANN (J.), (1966), *Ein Vergleich zwischen der analytischen und der numerischen Berechnung wind erzeugter Strömungen und Wasserstände in einem Modellmeer mit Anwendungen auf die Nordsee*, in *Mitteil. Inst. Meeresk.*, 4, Hamburg.
- WOLFF (P.M.), HANSEN (W.) and JOSEPH (J.), (1970), *Investigation and Prediction of Dispersion of Pollutants in the Sea with Hydrodynamical Numerical Models*, FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome 9-18 Dec. 1970.

II.- Courants

Le but du programme national sur l'environnement physique et biologique est d'établir un modèle mathématique qui simule et prédit l'état de la pollution de la Mer du Nord. Plus précisément, il s'agit [Nihoul (1971)] de donner la répartition, dans l'espace et le temps, de plusieurs variables d'état, issue de la résolution d'un système d'équations du type :

$$\frac{\partial \rho_{\alpha}}{\partial t} + \nabla \cdot \rho_{\alpha} \mathbf{v} = Q_{\alpha} - \nabla \cdot \mathbf{m}_{\alpha} + \sum_{\beta=1}^s P_{\alpha\beta} .$$

Des solutions numériques satisfaisantes de l'équation de dispersion d'un polluant non réactif ont déjà été obtenues par les unités de recherche hydrodynamique, tandis que d'autres unités ont mis en oeuvre les expériences nécessaires à l'évaluation des termes d'interactions biochimiques.

Il convient de noter que la dispersion d'une substance est assurée en partie par des processus d'aduction et de mélange turbulent. Sa prédiction requiert donc une connaissance exacte du champ des vitesses, dans la région étudiée.

A ce propos, il peut être utile de faire tâche d'hydrographe, de rappeler d'abord la configuration générale des courants dans la région-test et ensuite d'exposer et discuter les résultats de la courantométrie effectuée lors des croisières.

1.- Configuration générale des courants

L'eau de l'Atlantique pénètre dans la mer du Nord à partir du nord de l'Ecosse vers le sud d'un côté et, de l'autre, à partir du Pas-de-Calais vers le nord-est. Au point de rencontre de ces deux courants, il y a formation de trois grands tourbillons tournant dans le sens antihorlogique. Leur position varie d'ailleurs suivant les saisons. Cette configuration globale a déjà été mise en évidence par Böhnecke (1922) qui interprétait la répartition superficielle de la salinité.

L'onde stationnaire de la marée atlantique génère, aux deux ouvertures du bassin de la Mer du Nord, une onde progressive. Il y a formation

de trois points nodaux, appelés amphidromiques puisque les lignes cotidales effectuent, autour d'eux, une rotation antihorlogique dont la période est précisément celle de la marée.

Par ailleurs, il est connu depuis longtemps (Laplace, Lemb) qu'en un point d'un océan infini, l'extrémité du vecteur vitesse du courant de marée décrit une ellipse en une période.

En fait, dans le cas des mers côtières peu profondes, comme la Mer du Nord, l'ellipse des marées présente une forme assez dissymétrique. L'intégrale, sur une période, du courant de marée n'est pas nul; il existe donc un *courant résiduel* permanent. Dans notre région-test, on estime [Veley (1960)] que la vitesse de ce courant, responsable des processus aductifs, varie entre $2,78 \times 10^{-2}$ et $6,85 \times 10^{-2}$ mètre par seconde et que sa direction est sensiblement nord-est.

Dans notre région-test, on estime l'ordre de grandeur de la vitesse du courant induit par le vent comme variant entre 0,8 et 2,4 % de la vitesse de ce vent.

Comme l'a montré Ekman (1906), il existe un angle de déflexion α entre la direction du vent et la direction du courant de surface qu'il induit. Cet angle vaut 45° dans le cas d'un océan infini mais décroît d'autant plus que la profondeur est plus faible et le vent plus fort. En fait, il dépend du rapport entre la profondeur réelle et une profondeur caractéristique qui est l'épaisseur de la tranche d'eau dans laquelle se répercute, de façon non négligeable, l'influence du frottement dû au vent.

Dans les eaux très peu profondes, toute la masse d'eau se déplace pratiquement dans la direction du vent. Dans la Mer du Nord, l'ordre de grandeur de α est de 20° mais peut varier fortement d'un point à un autre suivant la configuration des côtes avoisinantes et la topographie des fonds.

2.- Mesures de courantométrie

Lors de toutes les stations des croisières 02 et 03, la courantométrie a été relevée à l'aide d'un courantomètre Bendix à rotor Savonius, prêté par le service du Professeur Wollast (U.L.B.). Pendant toute la

durée de la station, le courantomètre est immergé, à partir du bateau, à une profondeur de 5 mètres. La vitesse et la direction du courant sont enregistrées tous les quarts d'heure pendant une minute continûment.

Les résultats ont été publiés, *in extenso*, dans les *Technical Reports* 1971/02 (phys. 01) et 1971/03 (phys. 02). Cependant, il peut être utile d'en donner quelques commentaires, en prenant comme exemple la station M22 du 25-08-71.

Les figures 4 et 5 donnent, en fonction du temps, respectivement la vitesse et la direction du courant. La figure 5' est un diagramme polaire donnant l'« ellipse » des marées. Dans chacune des figures, la courbe en trait plein correspond aux valeurs expérimentales, celle en pointillé aux valeurs empiriques données par les cartes marines. En outre, dans la dernière figure, les flèches indiquent, à chaque heure, la vitesse et la direction du vent.

La différence entre les deux courbes s'explique aisément. D'une part, les valeurs empiriques sont données en un point de référence le plus rapproché du point de station, mais non ce point même. De plus, ce sont des valeurs moyennes sur une période de plusieurs semaines, en régime établi de vents normaux. Très utiles pour les navigateurs, elles sont cependant d'un intérêt limité pour les scientifiques. D'autre part, les valeurs expérimentales sont entachées d'erreurs systématiques : en effet, puisque l'instrument est solidaire du bateau, la mesure de la vitesse est perturbée par les mouvements ondulatoires de surface et le compas subit l'influence de la masse magnétique du bateau.

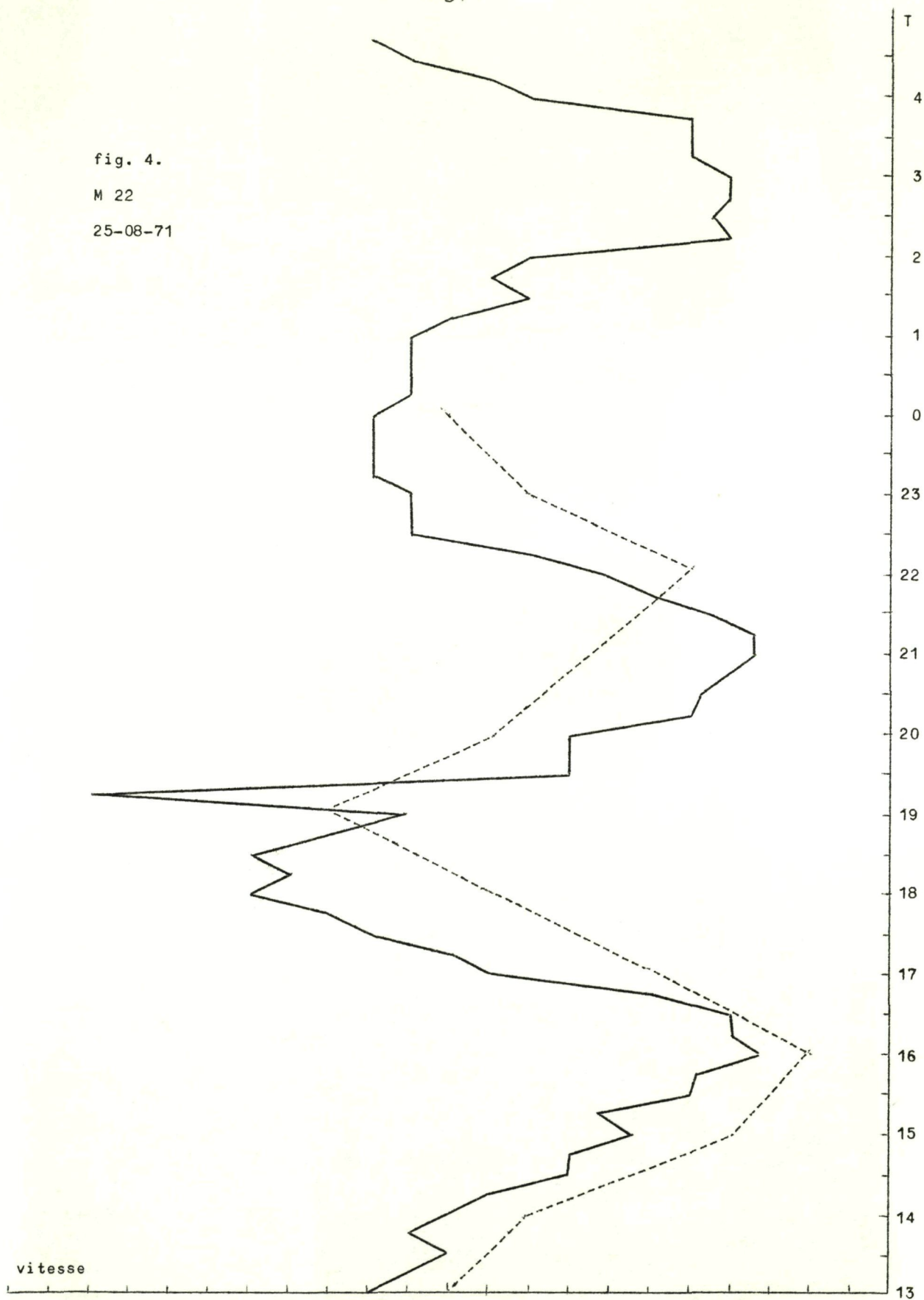
Ceci dit, il convient de souligner l'importance primordiale du vent sur l'eau. Comme il a été mis en évidence précédemment (Heaps, Runday), le courant induit par le vent, additionné vectoriellement au courant de marées peut modifier, d'heure en heure, la configuration prévue par les données empiriques.

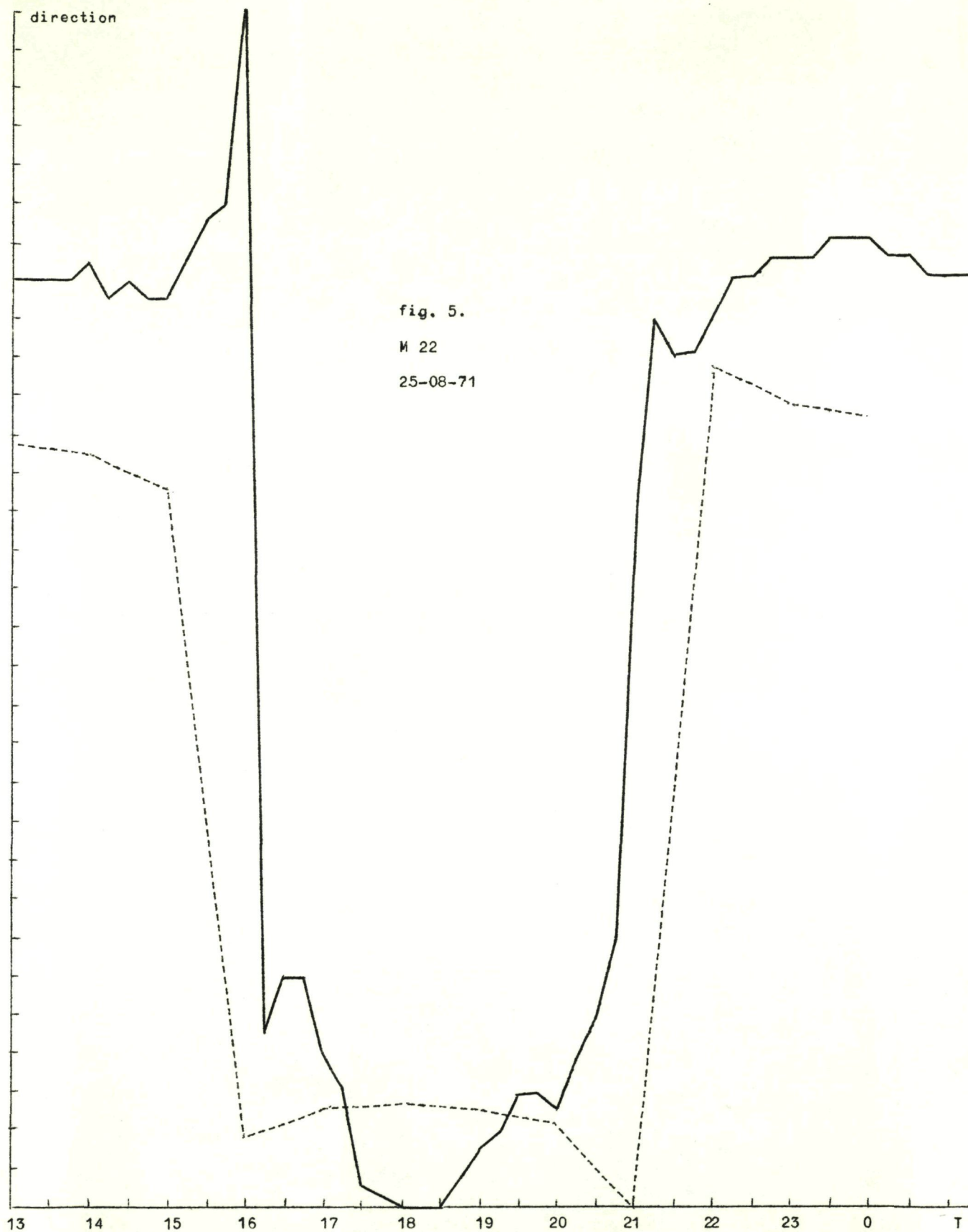
Par exemple, la situation à 15 h se présente *grosso modo* comme suit : le courant mesuré (0,34 m/s, 235°) peut être considéré comme la somme d'un courant de marée (0,20 m/s, 186°) et d'un courant dû au vent (0,24 m/s, 272°). La direction de ce dernier est décalée de 22° à droite par rapport à celle du vent et le rapport vitesse du courant induit/vitesse

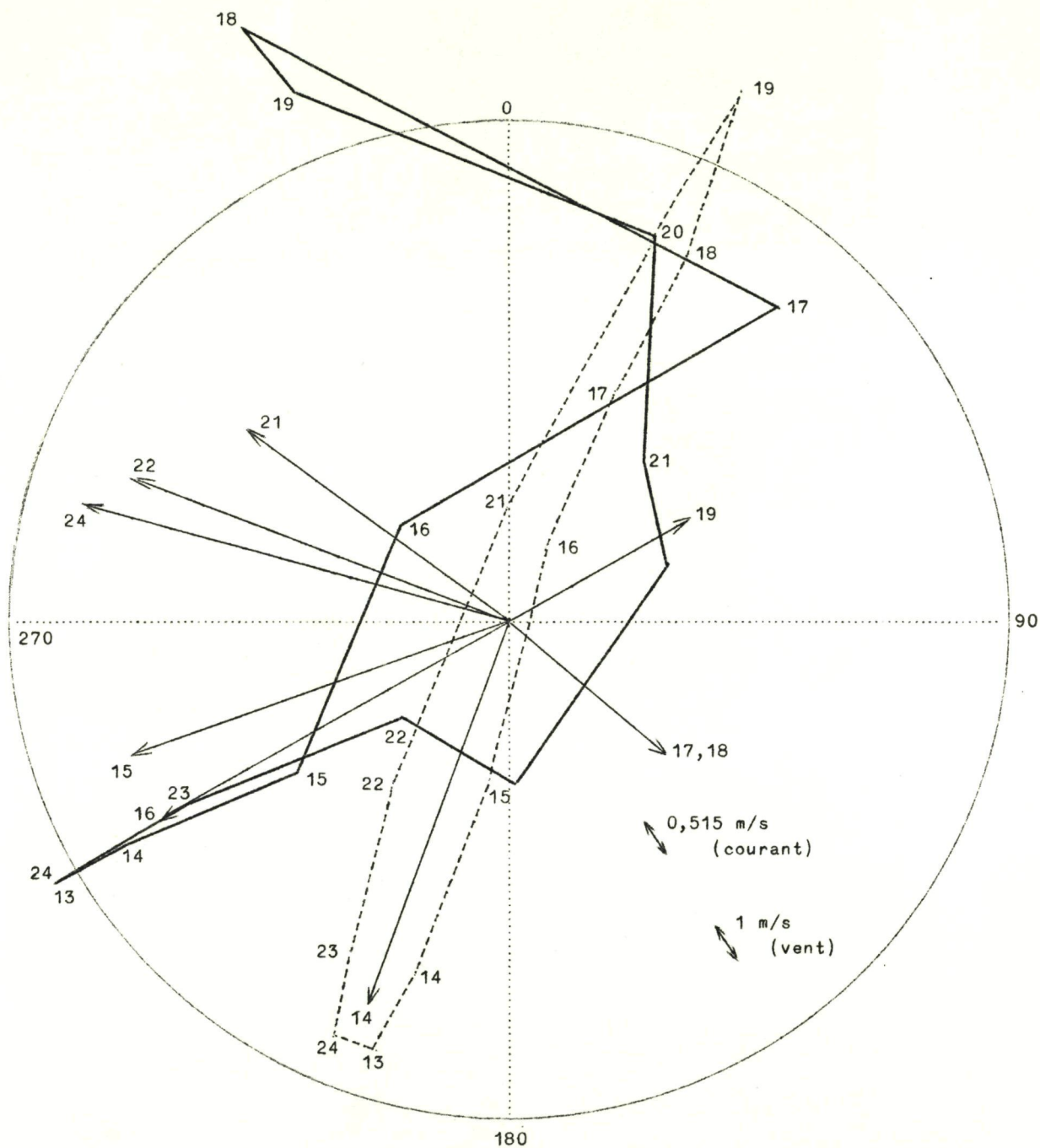
fig. 4.

M 22

25-08-71







M 22 - 25-08-71

fig. 5'.

du vent est de 2,45 % .

L'influence du vent sur la vitesse du courant est la plus nette à marée étale tandis que, sur la direction, elle est la plus marquée au maximum du courant. Cette dernière remarque s'explique directement par la théorie d'Ekman. En effet, plus la vitesse superficielle est grande, plus la profondeur caractéristique, qui lui est inversement proportionnelle est petite. Le rapport profondeur réelle/profondeur caractéristique en est d'autant plus grand et l'angle de déflexion plus marqué.

3.- Conclusions

Les résultats des mesures courantométriques relevées lors des croisières 02 et 03 sont satisfaisants. Les valeurs du courant instantané, du courant résiduel, du rapport vitesse du courant induit/vitesse du vent, de l'angle de déflexion de ce courant sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans la littérature.

Ils peuvent fournir une information intéressant les chimistes, les biologistes et les sédimentologues dans l'interprétation et la corrélation de leurs données.

Néanmoins, ils n'ont pas la précision et la rigueur qu'exigent les hydrodynamiciens. Aussi convient-il d'envisager, pour l'année 1972, des mesures courantométriques réalisées par des instruments perfectionnés, automatiques, mouillés, pendant plusieurs jours d'affilée, à un dispositif de bouées adéquat.

L'auteur remercie le professeur R. Wollast pour la part qu'il a prise dans le relevé des mesures et l'interprétation des résultats.

Références

- BÖHNECKE (G.), (1922), *Salzgehalt und Strömungen der Nordsee*, in *Veröff. Inst. Meeresk. Univ. Berl. N.F.A.*, 10, 1-34.
- HEAPS (N.S.), (1971), *On the numerical solution of the three-dimensional hydrodynamical equations for tides and storm surges*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- LEE (A.), (1970), *The currents and water masses of the North Sea*, in *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 8, 33-71.
- LEE (A.) and RAMSTER (J.), (1968), *The hydrography of the North Sea. A review of our knowledge in relation to pollution problems*, in *Helgoländer Wiss. Meeresunters.*, 17, 44-63.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, in *Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics*, Université de Liège, 3-8 mai 1971.
- (1971), *Mathematical Models*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 10.
- 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 N 4.
- VELEY (V.F.C.), (1960), *The relationship between local wind and water movement in coastal waters of the British Isles*, in *Proc. 1st Int. Conf. on Waste Disposal in the Marine Environment*, Ed. E.A. Pearson, Pergamon Press, Oxford, 285-295.

III.- Shear effect and eddy diffusivity

Conservation equations, including hydrodynamical convection and diffusion, air-sea and sea-bottom interactions, external releases and chemical and biochemical interactions, can be written for a selected number of variables describing the state of pollution of any chosen region of the sea (e.g. Nihoul, 1971).⁽¹⁾

In these equations, concentration variables are coupled with physical and hydrodynamical parameters which account for motions of the sea of an extreme complexity, characterized by different time scales and different length scales, from the quasi-steady currents to the rapid small turbulent eddies, interacting with each other and forming an intricate pattern amenable only, in most cases, to a statistical analysis.

Since an instantaneous description of the state of pollution is, in general, not required, it is thus convenient to average the evolution equations over some appropriately chosen length of time T .

This can be done by methods akin to that of Krylov-Bogoliubov and Mitropolsky and if $\overline{\rho_\alpha}$ denotes the average over T of any state variable measuring the concentration of a pollutant⁽²⁾ and $\overline{\mathbf{v}}$ the average velocity, the resulting equations further simplified by the introduction of eddy diffusivities, can be written (Nihoul, 1971)

$$(1) \quad \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial t} + \overline{\mathbf{v} \cdot \rho_\alpha \mathbf{v}} = \overline{Q_\alpha} - \overline{\mathbf{v} \cdot \mathbf{m}_\alpha} + \sum_{\beta=1}^s \overline{P_{\alpha\beta}} + \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\lambda_1 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\lambda_2 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_2} \right) + \frac{\partial}{\partial x_3} \left(\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_3} \right)$$

(1) For instance, the mathematical model established for the Belgian National Program for the Study of Sea Pollution (Nihoul, 1970) is based on the determination, in addition to physical and hydrodynamical variables, of selected elements' concentrations in a limited number of compartment or "phases" distinguished by the scale or the degree of refinement of their dispersion in the sea (for instance the phases of (i) all dissolved chemical substances, (ii) suspended particles, (iii) minute living organisms carried along by the sea, (iv) different groups of animals at different stages of the food chain, etc.).

(2) In the "phases" model, ρ_α would be for instance the concentration of one selected element (say mercury) in one specific phase (say the phase of all dissolved substances).

In this equation,

- a. $\frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial t}$ represents the time derivative of the "slowly varying"⁽¹⁾ average;
- b. $\nabla \cdot \overline{\rho_\alpha \mathbf{V}}$ represents the advection by the average current;
- c. $\overline{Q_\alpha}$ represents the rate of production (or destruction) of α per unit volume due to external sources;
- d. $\overline{m_\alpha}$ represents the "migration" flux of α with respect to the water masses (for instance, sedimenting particles have a vertical migration through the water);
- e. $\overline{P_{\alpha\beta}}$ represents the specific rate of production (or destruction) of α by (chemical or biochemical) reaction β and the sum in (1) is over all reactions with a non zero budget ⁽²⁾;
- f.
$$\frac{\partial}{\partial x_1} \left(\lambda_1 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\lambda_2 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_2} \right) + \frac{\partial}{\partial x_3} \left(\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_3} \right)$$
 represent the turbulent (+ molecular) diffusion.

1.- Vertically integrated equations

If one is mainly interested in the horizontal distribution of pollutants, it is convenient to integrate eq. (1) over depth. Let $x_3 = \zeta$ and $x_3 = -h$ be the equations of the mean free and bottom surfaces respectively and let

$$(2) \quad H = \zeta + h$$

$$(3)(4) \quad V_1 = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_1} dx_3, \quad V_2 = \int_{-h}^{\zeta} \overline{v_2} dx_3,$$

$$(5)(6) \quad S_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \overline{Q_\alpha} dx_3, \quad I_\alpha = \int_{-h}^{\zeta} \sum_{\beta=1}^s \overline{P_{\alpha\beta}} dx_3,$$

(1) i.e. ρ_α has a characteristic time of change much larger than the reference time T .

(2) Thus, in the "phases" model, all reactions which do not transfer an element from one phase to another give no contribution to the sum.

$$(7) \quad M_{\alpha} = \int_{-h}^{\zeta} \left(\frac{\partial \overline{m_{\alpha,1}}}{\partial x_1} + \frac{\partial \overline{m_{\alpha,2}}}{\partial x_2} \right) dx_3 ,$$

$$(8) \quad R_{\alpha} = \int_{-h}^{\zeta} \overline{\rho_{\alpha}} dx_3 .$$

One notes that, if ξ stands for any of the variables t , x_1 and x_2 , one has

$$(8) \quad \int_{-h}^{\zeta} \frac{\partial q(t, x_1, x_2, x_3)}{\partial \xi} dx_3 = \frac{\partial}{\partial \xi} \int_{-h}^{\zeta} q dx_3 - q(\zeta) \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} - q(-h) \frac{\partial h}{\partial \xi} .$$

Furthermore, the kinematic boundary condition at the free surface gives

$$(9) \quad \frac{d\zeta}{dt} \equiv \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla_1 \zeta = [v_3]_{x_3=\zeta}$$

where

$$(10) \quad \nabla_1 = \mathbf{e}_1 \frac{\partial}{\partial x_1} + \mathbf{e}_2 \frac{\partial}{\partial x_2}$$

and similarly, if allowance is made for variation of depth with space and eventually with time in the case of a non totally rigid bottom

$$(11) \quad \frac{dh}{dt} \equiv \frac{\partial h}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla_1 h = - [v_3]_{x_3=-h} .$$

Integrating (1) and using (8), (9) and (11), one sees that the terms that arise from interchange of the order of integration and differentiation cancel out with the exception of the eddy diffusion terms. In view of the fact that eddy diffusivity is a relatively crude approximation, the assumption is however generally made (Fofonoff, 1962) that the integrated diffusion terms can also be approximated with the help of new eddy diffusivity coefficients μ .

Integration of (1) then gives

$$(12) \quad \frac{\partial R_{\alpha}}{\partial t} + \nabla_1 \cdot \int_{-h}^{\zeta} \overline{\rho_{\alpha}} \overline{\mathbf{v}} dx_3 = S_{\alpha} - M_{\alpha} + I_{\alpha} + \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\mu_1 \frac{\partial R_{\alpha}}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\mu_2 \frac{\partial R_{\alpha}}{\partial x_2} \right) + \left[\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho_{\alpha}}}{\partial x_3} - \overline{m_{\alpha,3}} \right]_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

The last term in the right-hand side accounts for air-sea and sea-bottom interactions.

The second term in the left-hand side represents the depth-mean average advection and it appears that it is not equivalent to the advection by the mean average current although such an approximation is very often made in the literature (e.g. Wolff et al, 1970).

Actually, as pointed out by Taylor (1953, 1954), Elder (1959) and Bowden (1965), in some cases, the mean advection may be regarded as giving rise to two contributions, the first of which represents the advection by the mean current and the second additional diffusive terms which may be quite important as compared with eddy diffusion.

This will be discussed in the next section.

2.- Shear effect diffusivity

Taylor (1953, 1954) and Elder (1959) pointed out, in the cases of pipe and open channel flows, respectively, that longitudinal dispersion could be produced by the combination of a transverse gradient of velocity with transverse turbulent mixing. This process called the "shear effect" (Bowles et al, 1958) was identified by Bowden in estuaries and coastal waters where it could be associated with tidal currents, density currents or wind-driven currents and Bowden showed how it could be interpreted by a generalization of Taylor's theory (Bowden, 1965).

Bowden's formula was used by Talbot (1970) and the results compared with measurements of diffusion made by the Fisheries Laboratory, Lowestoft, with the dye tracer Rhodamine B. Talbot showed that the process was indeed important in coastal and estuary regions and that it was well accounted for by Bowden's theory provided some care was taken in estimating the vertical eddy diffusivity.

The shear effect, however, was never considered in the open sea and Talbot did not put Bowden's theory to the test in discussing the observations of three other experiments realized in Central North Sea (under the auspices of ICES) in 1965 and Central Southern North Sea in 1969.

Some of the results obtained by the first experimental cruises organized in the scope of the Belgian National Program for the Study of Sea Pollution were not however inconsistent with a non negligible shear effect in the open sea; perhaps emphasized in the shallow irregular test

region (see figure 1) by the fairly large and frequent variations of depth.

This suggested that the applicability to the open sea of the Taylor-Bowden theory be examined and, in the following, it is shown that a vector generalization to two dimensions of their reasoning yields expressions for the horizontal shear effect diffusivities which allow predictions in fair agreement with observed dispersion effects.

In order to exhibit the diffusivity effect more clearly, attention will now be restricted to a passive, non migrating contaminant released at some initial time and let to be convected and dispersed by the sea. In this case, the right-hand sides of eq. (1) and (12) reduce to the eddy diffusivity terms (and the index α may be dropped as the coupling between different eventual contaminants vanishes). The situation applies to experiments on diffusion made with dye tracers and the theoretical results will be compared with experiment B reported by Talbot.

Let

$$(13) \quad r = \frac{R}{H} \equiv \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} \bar{\rho} \, dx_3 ,$$

$$(14) \quad u_1 = \frac{V_1}{H} \equiv \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_1 \, dx_3 ,$$

$$(15) \quad u_2 = \frac{V_2}{H} \equiv \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} \bar{v}_2 \, dx_3 ,$$

$$(16) \quad \mathbf{u} = (u_1, u_2) .$$

The equation of continuity, for an incompressible ocean or for a stratified ocean in Boussinesq's approximation, may be written

$$(17) \quad \nabla \cdot \bar{\mathbf{v}} = 0 .$$

Integrating over depth and using (2), (9) and (11), one obtains

$$(18) \quad \frac{\partial H}{\partial t} + \nabla_1 \cdot \mathbf{V} = 0 .$$

If a prime refers to the deviation from their vertical mean of the average variables $\bar{\rho}$ and $\bar{\mathbf{v}}$, eq. (12) may be written using (18)

$$(19) \quad \frac{\partial r}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla_1 r + \frac{1}{H} \nabla_1 \cdot \int_{-h}^{\zeta} r' \mathbf{v}' dx_3 = \frac{1}{H} \nabla_1 \cdot (\mu \nabla_1 r H) .$$

In eq. (19), the mean advection term has been split into a term representing the advection by the mean motion and an additional term representing the shear effect.

To estimate the latter, one shall assume, following Taylor and Bowden that, in eq. (1),

(i) vertical convection and horizontal diffusion can be neglected in first approximation as compared to vertical diffusion;

(ii) in axes moving with the mean average velocity \mathbf{u} , the distribution of contaminant may be approximated by a steady one;

(iii) squares of deviations from the vertical mean may be neglected.

With these assumptions, eq. (1) reduces to

$$(20) \quad \mathbf{v}' \cdot \nabla_1 r = \frac{\partial}{\partial x_3} (\lambda_3 \frac{\partial r'}{\partial x_3}) .$$

This equation can be used to calculate r' in terms of the gradient of the mean concentration r . Multiplying the result by \mathbf{v}' and integrating over depth, one obtains thus an estimate of the shear effect.

The result turns out to be fairly simple if one assumes (this may be legitimate in sufficiently shallow water) that

$$(21) \quad \mathbf{v}' = \mathbf{u} \varphi(\eta) ,$$

$$(22) \quad \lambda_3 = \kappa g(\eta)$$

where

$$(23) \quad \eta = \frac{x_3 + h}{H} .$$

Eq. (20) gives then

$$(24) \quad H (\mathbf{u} \cdot \nabla_1 r) \varphi(\eta) = \frac{\partial}{\partial \eta} \left[\frac{\kappa}{H} g(\eta) \frac{\partial r'}{\partial \eta} \right] .$$

Integrating twice, multiplying by \mathbf{v}' and averaging over depth, one gets

$$(25) \quad \int_0^1 r' \mathbf{v}' d\eta = \mathbf{u} (\mathbf{u} \cdot \nabla_1 r) \frac{H^2}{\kappa} \int_0^1 F(\eta) \varphi(\eta) d\eta$$

where

$$(26) \quad F(\eta) = \int \frac{d\sigma}{g(\sigma)} \int \varphi(\xi) d\xi .$$

Formula (25) may be regarded as the vectorial analogue of Bowden's result (eq. 9 of his 1965 paper). The integral of the right-hand side has been calculated by Bowden for various velocity profiles; the corresponding form of $g(\eta)$ being calculated under the assumption of "neutral stability" so that λ_3 may be taken as equal to the vertical eddy viscosity ν_3 .

Bowden's result may be written

$$(27) \quad \frac{\int_0^1 F(\eta) \varphi(\eta) d\eta}{\kappa} = - \frac{\alpha}{u H}$$

where α depends upon the type of profile considered and, for instance,

$$\alpha = 1.11$$

for Van Veen's profile.

Actually, besides the hypothesis (21) and the assumption of a Van Veen profile which may not be quite accurate, the very value of α is furthermore influenced by the Richardson number (measuring the degree of stratification) as both the ratio $\frac{\lambda_3}{\nu_3}$ and the eddy viscosity ν_3 depend upon it (Ellison, 1957).

In a perfectly well-mixed sea ($Ri = 0$), Ellison's theory suggests that the eddy diffusivity may be 1.4 larger than the eddy viscosity. This argument would recommend

$$(28) \quad \alpha \sim \frac{1.11}{1.40} \sim 0.8 .$$

Combining (25) and (27) and substituting the result in (19), one obtains

$$(29) \quad \frac{\partial \mathbf{r}}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla_1 \mathbf{r} = \frac{1}{H} \nabla \cdot (\alpha H^2 \mathbf{u} \frac{\mathbf{u} \cdot \nabla_1 \mathbf{r}}{u}) + \frac{1}{H} \nabla_1 \cdot (\mu \nabla_1 \mathbf{r} H) .$$

One notes that the velocity \mathbf{u} which appears in formula (29) is the actual depth-mean average velocity over the chosen characteristic time T . Hence, if T is much larger than the tidal periods, \mathbf{u} refers only to residual and average wind-driven currents (and H is

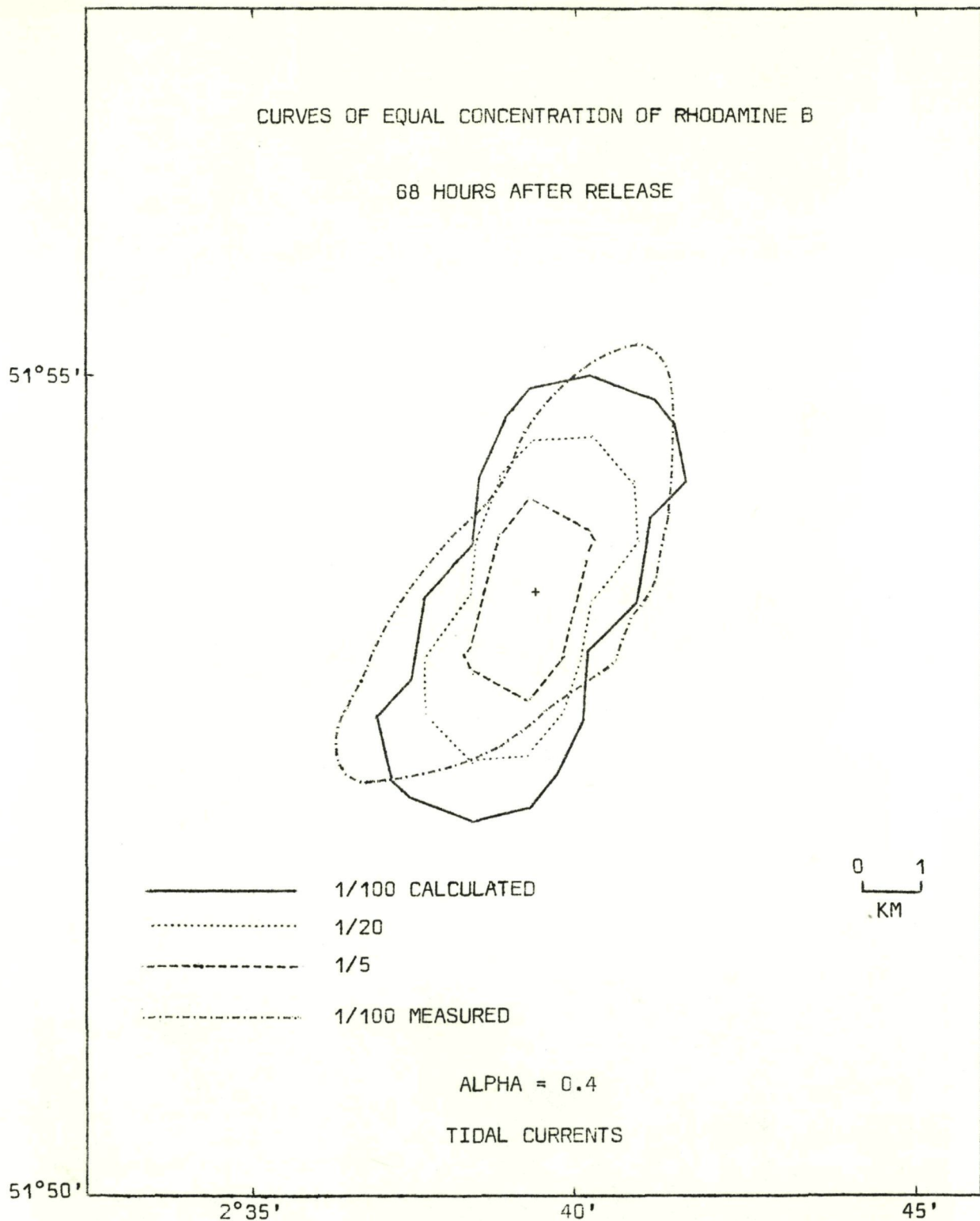


fig. 6.

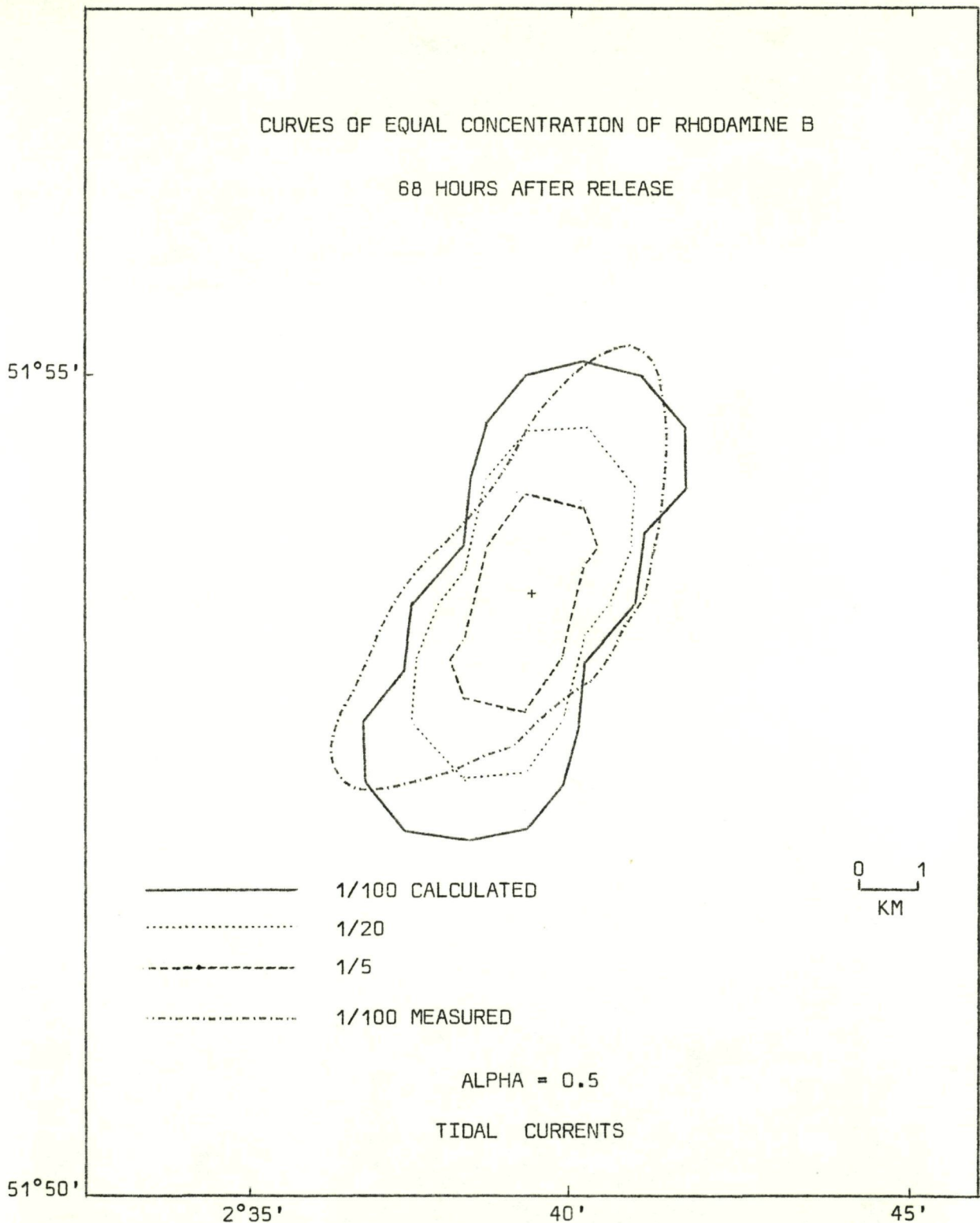


fig. 7.

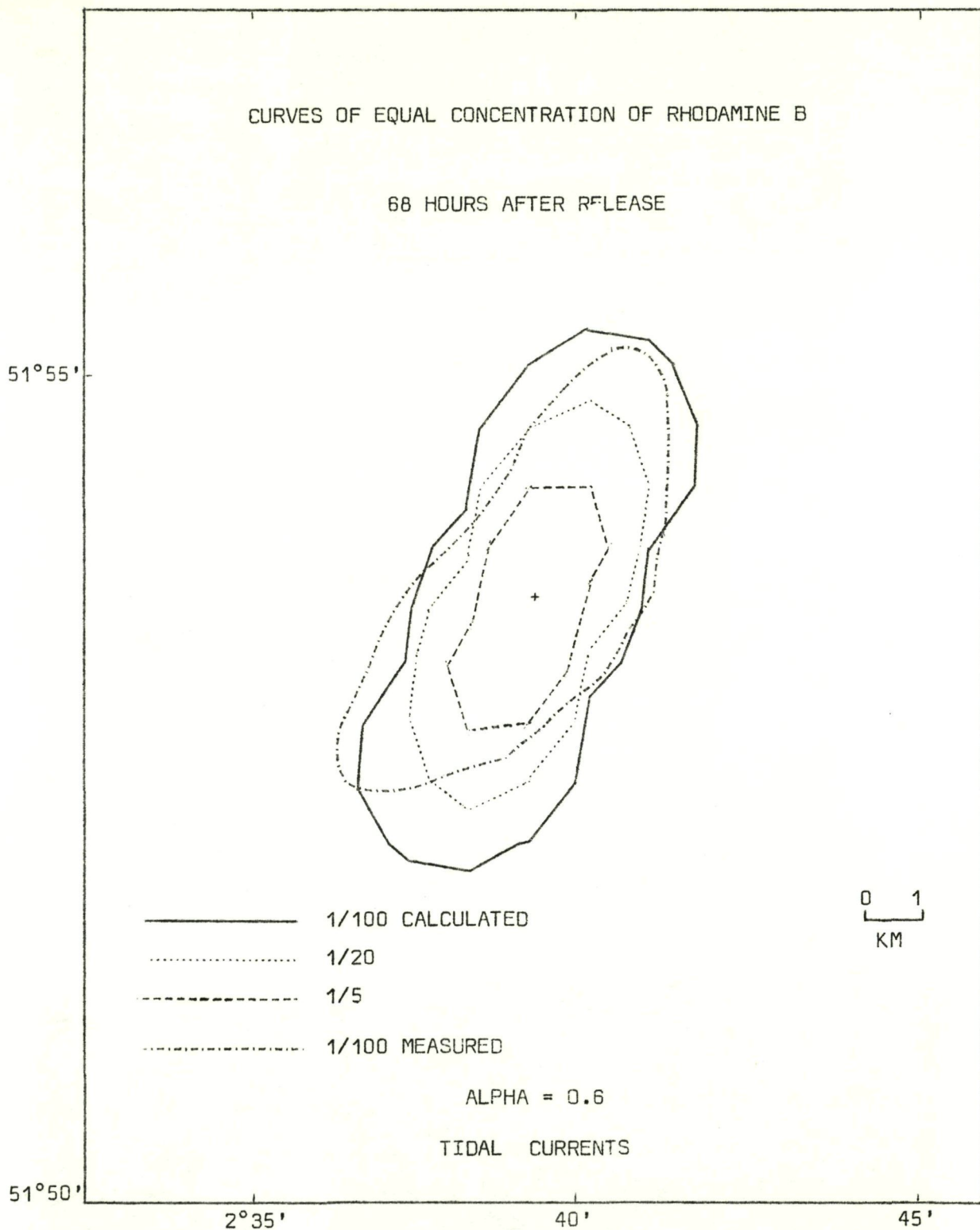


fig. 8.

roughly a steady function of position). However the "eddy diffusivity" μ must than account for "tidal Reynolds stresses" and is presumably not isotropic as assumed for simplicity in (19) and (29).

It is thus better to take T smaller than the tidal periods in which case, u rotates (and H oscillates) with tides.

When the numerical integration is carried over several tidal periods, the net advection is therefore reduced to the effect of residual currents and the net diffusion effect is more important. This effect is however affected by the wind and sea conditions as the increase in vertical turbulence raises the average value of λ_3 and thus decreases α . (This was estimated to be the case in experiment B, for instance).

Figures 6, 7 and 8 show comparisons between concentrations of Rhodamine B calculated numerically with formula (29) and observed values after 68 hours in the case of experiment B.

Although the calculation relies on the estimation of meteorological conditions and tidal currents from insufficient chart data, a satisfactory agreement is found, suggesting that shear effect diffusion may be a cogent element in the dispersion of a pollutant in the Southern North Sea.

References

- BOWDEN (K.F.), (1965), *J. Fluid Mech.* 21, 83-95.
ELDER (J.W.), (1959), *J. Fluid Mech.* 5, 544-560.
ELLISON (T.H.), (1957), *J. Fluid Mech.* 2, 456-466.
FOFONOFF (N.P.), (1962), *The Sea* 1, 323-395.
NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'Environnement physique et biologique, Report N1.
(1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Liège, May 3-8, 1971.
TALBOT (J.W.), (1970), *The Influence of Tides, Waves and other Factors on Diffusion Rates in Marine and Coastal Situations*, Proc. FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome, Dec. 9-18, 1970.
TAYLOR (G.I.), (1953), *Proc. Roy. Soc., A* 219, 186-203.

TAYLOR (G.I.), (1954), *Proc. Roy. Soc.*, A 223, 446-468.

WOLFF (P.M.), HANSEN (W.), JOSEPH (J.), (1970), *Investigation and Prediction of Dispersion of Pollutants in the Sea with Hydrodynamical Numerical Models*, Proc. FAO Technical Conference on Marine Pollution, Rome, Dec. 9-18, 1970.

Air-Sea Interactions

The interactions between the atmosphere and the ocean consist mainly of the exchange of mechanical energy, heat, moisture, dissolved and suspended materials between and within the lower layer of the atmosphere and the upper layer of the ocean. They govern in great part the weather changes as well as the major ocean currents. Such a global aspect of the air-sea interaction problem is not of direct interest in the study of a relatively small region, as in the scope of the Belgian National Program, where attention should be focused on smaller scale phenomena such as the local effect of the wind and the exchange of gases and chemical constituents.

In the context of the present mathematical model [Nihoul (1970, 1971)] the air-sea interaction problem consists of establishing the value of the « boundary interaction terms » and the eddy factors which appear in the various equations to be solved. In the vertically integrated equation for the horizontal velocity \bar{v}_h , there is a boundary interaction term due to the surface stress τ_s and the bottom stress τ_b per unit water mass

$$(1) \quad \tau_s - \tau_b = - \overline{[\hat{v}_3 \hat{v}_h]}_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

where v_3 denotes the vertical velocity, x_3 the vertical coordinate, ζ and h the elevation of the mean free surface and of the bottom. An overline refers to mean value (in the K.B.M. sense) and a circumflex to fluctuating quantities. The vertically integrated equation for the concentration of a pollutant also contains boundary interaction terms

$$(2) \quad \left[\lambda_3 \frac{\partial \rho_\alpha}{\partial x_3} - m_{\alpha,3} \right]_{x_3=-h}^{x_3=\zeta}$$

where ρ_α denotes the mean (in the K.B.M. sense) of any state variable measuring the concentration of a pollutant, $m_{\alpha,3}$ the vertical component of the « migration » flux of α with respect to the water masses and λ_3 a coefficient of vertical eddy diffusion.

The local winds govern in great part the state of the sea by generating wind (or sea) waves in the storm area. Hence, the air-sea interaction plays an important role in the determination of the eddy viscosities ν_1 , ν_2 and the eddy diffusivities λ_1 , λ_2 and λ_3 which account for the mixing of

momentum and pollutants. Swell waves (or waves that have traveled out of the generating area) also affect the determination of the eddy factors : their influence should be considered as external data to be introduced into the model.

In the present report, the dynamical problems will be reviewed, with emphasis on the actual state of knowledge on wind stress determination. Preliminary information on the practical problem of collecting the required meteorological data which are available will also be given.

1.- Description of the air-sea interaction

The wind stress acts on the water masses at the air-sea interface in a very complex way. It transfers momentum by generating surface waves, drift current, water surface setup and storm tides, and has an important influence on the transfer of heat and mass (moisture, gases, pollutants) through the air-sea boundary. Many investigations on the subject have been published but there is considerable disagreement in the numerous wind-stress data accumulated so far from field observations and laboratory studies. From the theoretical point of view, most of the mechanisms which govern wind action and wave generation remains to be found. A review of the recent theories will not be attempted here, but a description of the basic concepts and observational evidence will be given.

Measurements show that the structure of the atmospheric boundary layer - the thick layer close to the surface of the earth resulting from the combined action of turbulent friction (affected by the density stratification of the air) and Coriolis force - and, in particular, the distribution of wind with height, is often very irregular, due to a number of complicating factors (for more details, see e.g. Monin, 1970). The lower part of the atmospheric boundary layer is called the surface layer of air. Under simplifying conditions (statistically steady and horizontally homogeneous wind), it is characterized by the fact that the vertical momentum flux and the vertical heat and humidity fluxes remain practically constant with height; the action of the Coriolis force can be neglected. The thickness of the surface layer is tens of meters.

If x_1, x_2, x_3 are the cartesian coordinates and if the x_1 -axis direction coincides with that of the surface wind, the time-averaged equations of motion have the form

$$(3) \quad \frac{\partial}{\partial x_3} (\tau_{x_1 x_3} + \nu_a \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3}) = 0 ,$$

$$(4) \quad \frac{\partial}{\partial x_3} (\tau_{x_2 x_3} + \nu_a \frac{\partial \bar{v}}{\partial x_3}) = 0 .$$

Here \bar{u} and \bar{v} are the components of the mean wind velocity, ν_a is the coefficient of molecular viscosity of air and $\tau_{x_1 x_3} = - \overline{\hat{u} \hat{w}}$ and $\tau_{x_2 x_3} = - \overline{\hat{v} \hat{w}}$ are the components of vertical turbulent momentum flux (Reynold stresses) divided by the air density ρ_a . w is the fluctuation in vertical velocity.

Due to the choice of the x_1 -axis, as the underlying surface is approached one has

$$(5) \quad \lim_{x_3 \rightarrow 0} (\tau_{x_1 x_3} + \nu \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3}) = u_*^2 = \frac{\tau_s \rho}{\rho_a}$$

$$(6) \quad \lim_{x_3 \rightarrow 0} (\tau_{x_2 x_3} + \nu \frac{\partial \bar{v}}{\partial x_3}) = 0$$

where u_*^2 is some positive limit. The value u_* is called the friction velocity, τ_s is the tangential wind stress at the underlying surface. From the remarks above, it follows that the relations (5) and (6) hold in the whole surface layer.

The effect of density stratification on turbulence decreases as the underlying surface is approached, and there is a layer, the dynamic sublayer, in which the influence of stratification can be neglected. Its thickness changes from several meters in the case of very strong hydrostatic stability or instability to very large value under neutral stratification. In the latter case, the whole surface layer can be « dynamic ». Only a limited number of parameters determine the dynamic properties of the dynamic sublayer : u_* , ν and the roughness parameters of the underlying surface, first of all the mean height of roughness h_s which, above the sea, depends on the wave heights at the sea surface. For $h_s \leq \frac{\nu}{u_*}$, the roughness does not affect the structure of the sublayer and the underlying surface is called dynamically

smooth. In this case which only occurs with very light wind, viscous forces dominate in (5), (6), very close to the surface, in the so-called viscous sublayer. For $h_s \gg \frac{\nu}{u_*}$, the turbulent stresses dominate and the underlying surface is called dynamically rough (the land surface is always such).

For $x_3 \gg \frac{\nu}{u_*}$, h_s , the dynamic parameters of the sublayer are determined by moderately small scale turbulence and depend only upon the friction velocity u_* . Dimensional arguments show that

$$(7) \quad \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_3} = \frac{u_*}{\kappa x_3}$$

where κ is the von Karman constant for which measurements in this layer give a value about 0.4. By integration, one gets the well-known logarithmic profile

$$(8) \quad \bar{u}(x_3) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \frac{x_3}{\eta}$$

where the constant η is the « roughness length » or « dynamics roughness » which defines the virtual origin of the logarithmic velocity profile and does not depend upon x_3 (nor upon the stratification). The law (8) has been verified in most oceanic observations near (but not very close to) the water surface. Above the sea, η depends on a number of factors such as the average wave height, but mainly on the local wind field. In coastal regions, the transition in wind regime (above land and above sea) and the modification of the wave properties by important depth effects can introduce additional complications. The determination of the roughness length η is intimately connected with the estimation of the drag coefficient C_{x_3} (dimensionless), which is defined as the ratio of the turbulent stresses $\rho_a u_*^2$ to $\rho_a \bar{u}^2$. One has

$$(9) \quad C_{x_3} = \frac{\tau_s \rho}{\rho_a \bar{u}(x_3)^2} = \frac{\kappa^2}{\left(\ln \frac{x_3}{\eta}\right)^2}$$

x_3 being a convenient height which is usually taken to be 10 meters above the mean water level. As τ_s occurs in equation (1) of the mathematical model, the determination of C_{10} is of considerable importance.

A related problem is to establish which portion of the surface wave spectrum supports the bulk of the wind stress, under given wind conditions and hence characterizes the roughness of the surface. The importance of the

short gravity waves and the capillary waves (or ripples) on the transfer of momentum from the wind to the waves has been demonstrated clearly. According to Phillips (1966), the momentum flux to the longer waves (whose phase velocity c is larger than $5 u^*$) is always a small fraction ($\approx 10\%$ at most) of the total momentum transfer to the water surface. Shorter waves with steeper faces, rather than longer waves with flatter shapes cause the drag resistance to air flow.

Many authors distinguish three boundary layer flows : aerodynamically smooth flow, transition flow and aerodynamically rough flow. For a wind speed U_{10} less than 3 m/s , the flow is aerodynamically smooth. There is a thin viscous sublayer near the sea surface and the excitation of very short gravity waves is the dominant mechanism at very light wind. As the steepness of the short gravity wave increases, the crests become sharper, which gives rise to capillary waves ahead of the disturbance. The surface roughness is then constituted by ripples, with steeper faces than the gravity waves. For wind velocities $3 \text{ m/s} < U_{10} < 10 \text{ m/s}$, the flow is in the transition region. White caps appear near the upper wind velocity limit of this region. For $U_{10} > 10 \text{ m/s}$, the flow is aerodynamically rough. The viscous sublayer is disrupted by surface roughness (which depends mainly on the short waves) and flow separation from the roughness elements (the short waves) occurs. After the occurrence of wave breaking, the surface roughness is constituted by the basic short gravity waves which receive momentum from the wind stress. Recent studies (Mollo-Christensen, 1970) suggest that wave generation is intermittent and takes place as a hierarchy of strong non-linear interactions between capillary and gravity waves of different wave length. As shown theoretically by Longuet-Higgins (1969), the ripples still play an important role in supporting the wind stress and transmitting it to the larger dominant waves in the form of a tangential stress unevenly distributed at their crest. At very high wind velocity, wave breaking and whitecaps are very frequent. Momentum is transferred from high frequency components to low frequency waves so that capillary and short waves still play an important role. The effect of the shorter waves at all wind velocities explains in particular the modification of the air-sea exchange when a slick covers the water surface (see below).

2.- Wind stress evaluation

On the basis of a compilation of many recent studies, we suggest the following approximation formulae for the drag coefficient

breeze : $U_{10} \leq 1 \text{ m/s}$,

$$(10) \quad C_{10} = 1.25 U_{10}^{-\frac{1}{5}} 10^{-3} ;$$

light wind : $1 \text{ m/s} < U_{10} < 16 \text{ m/s}$,

$$(11) \quad C_{10} = 1.4 10^{-3} ;$$

strong wind : $U_{10} \geq 16 \text{ m/s}$,

$$(12) \quad C_{10} = 2.6 10^{-3} .$$

For U_{10} larger than 30 m/s , there is little available data. In hurricanes, values ten times larger than (11) have been reported, but the observations lack accuracy. The empirical formulae (10), (11), (12) are rather approximate and should be used with much care. In particular, in all experiments value (11) has a very large standard deviation, due mainly to the strong influence of the stability conditions. Indeed, under very stable or unstable thermal stratification, the thickness of the dynamic sublayer is smaller than 10 meters so that the logarithmic velocity profile (8) entering in (9) should be corrected. Also, the wind fetch (length of the wind field) and duration add to the dispersion of the drag coefficient values. Many investigators (e.g. Wu, 1969) have suggested that C_{10} increases with wind velocity (as $U_{10}^{\frac{1}{2}}$) in the range (11). However, this law was established by comparing a great number of experimental investigations without attempting to examine their respective accuracy. More careful experiments using only thrust, sonic or hot-wire anemometers on stable platforms or stabilized buoys (e.g. Smith, 1970) suggest that the simpler law (11) is more relevant. In the range (12), the stability conditions have less influence and, as the standard deviation is smaller, the estimated value (12) is more reliable. In conclusion, the values (10)-(12) of the drag coefficient have relatively good accuracy, but could be slightly modified in the course of the elaboration of the model. They are, anyhow, more realistic than in most mathematical models used so far (e.g. Hansen, 1966; who used $C_{10} = 2.6 10^{-3}$ for all wind speeds).

Very few studies have been made to take into account the effect of rainfall on the drag coefficient. Acting similarly to sea spray, a heavy rainfall appears capable of increasing considerably the wind stress on the sea surface.

Caldwell and Elliott (1971) have shown recently that the additional stress produced by rainfall τ_R obeys approximately the relation $\rho_R = 1.6 R U_{10}^{-1} \rho_s$, if the rainfall rate R is in cm/h and U_{10} in m/s and if $C_{10} = 1.2 \cdot 10^{-3}$. Thus, a rain of several centimeters per hour in winds of several meters per second could produce stresses comparable in magnitude to the wind stress.

Emphasis was given above on the effect of capillary waves on the wind wave generation and thereby on the wind stress τ_s in order to reveal more clearly the effect of the presence of an oil slick on the water surface. Such an artificial slick (e.g. soap, detergent or oil) reinforces the damping effect of viscosity on the waves and modifies the surface tension of the fluid. As a consequence, capillary and very short waves cannot develop so easily, which explains the smooth aspect of oil slicks on the sea surface. A much stronger wind is needed to induce the appearance of wind waves. As the surface remains aerodynamically smooth for larger wind velocity, the validity of the drag coefficient estimation (10) should be extended to a much large range, up to about $U_{10} = 6$ m/s. Under moderate wind, the drag coefficient should be approximated by the formula

$$\text{moderate wind : } 6 \text{ m/s} < U_{10} < 14 \text{ m/s} ,$$

$$(13) \quad C_{10} = 1.1 \cdot 10^{-3} .$$

Again, this is only a rough approximation and many factors, such as the extension of the surface slick, have a considerable influence (e.g. Van Dorn, 1953). No data have been found so far for the case of higher wind velocity.

Wind action on the sea produces, via friction, a so-called drift current in the upper layer of the sea. Wind generated currents have been studied theoretically for a long time, particularly since Ekman's work on the subject. However, it appears that the observational evidence is conflicting so that, again, no definitive theory can be used. The direction of the drift currents differs generally from the direction of the tangential wind stress by an angle of $\sim 0(15^\circ)$ to the right of it, depending on many factors such as the water depth, the presence of coasts, the wind speed, ... The velocity

of this current is generally one order of magnitude less than the friction velocity u^* . From observations made at five lightvessels in the southern North Sea and eastern English Channel, Veley (1960) found in fact that the angle of deflection between wind and current was usually less than 20° , though it changed with the direction of the wind owing to the presence of nearly coasts and submarine topography which is very important in such shallow water. He also found that the speed of the drift currents range from 0.8 to 2.4 % of the wind speed. In the scope of the present mathematical model, however, such observations can only be used to adjust and check the different parameters of the model. Wind drift currents will be calculated numerically, using the wind stress value as input data.

3.- Geostrophic wind

In principle, it is possible to deduce the surface wind from the geostrophic wind which is calculated from the field of atmospheric pressure. Under steady conditions, the wind velocity at the ground or sea surface (say U_{10}) can be deduced from the geostrophic wind U_g , knowing the latitude and the frictional forces due to turbulence in the atmospheric boundary layer, depending upon surface roughness and stability conditions. A few empirical relations has been suggested but the scatter of the observations is very large. Over the oceans at our latitude, the mean angle between U_g and U_{10} is approximately 15 degrees; the value of the ratio of their magnitude is about 0.65 (e.g. Roll, 1965). However, the spread about these mean values is very large (the presence of lands has also some importance). A convenient practical procedure is to fit best a polynomial relation between U_{10} and U_g at a given site, using as much data as possible. As an example, let us mention the work of Smith (1970) who used this method for a coastal site of the East Coast of Canada (latitude 44°). He found that the average deviation of U_{10} was 28° to the left of the geostrophic wind, with standard deviation 8° . Also,

$$(14) \quad U_{10} = 4.8 \text{ m/s} + 0.4 U_g$$

with standard deviation 2.1 m/s. However, the conclusion of his computation is that direct measurements of U_{10} are much more reliable, in particular because the geostrophic wind can hardly be determined with the necessary

accuracy. When the isobars are strongly curved, gradient winds are used instead of geostrophic winds, which brings in additional uncertainties. Some work has also been done to take into account the time variation of the pressure gradients.

The calculation of the surface wind from the geostrophic wind is mainly of interest when there is no direct information on the wind direction and strength over the sea surface, but this is not the case of the region under study in the Belgian National Program (see below). In some cases, however, this procedure could be useful. The best example is when, for some reason (e.g. accidental oil slick on the sea surface), a forecasting is needed. As the recorded wind data provide no informations of the expected meteorological evolution, the use of the weather forecasts (made up to 72 hours in advance) could provide an at least rough indication of the evolution of the pressure field and thereby of the expected geostrophic and surface wind. Though very unusual, such circonstances might be important and the possibility of using the meteorological prediction charts should be kept in mind. Wind and pressure data for the test region will be accumulated in order to establish an empirical relation analogous to (14). Such a procedure will not, however, be used currently (even in a latter stage of the model), but only when forecasting is needed.

4.- Bottom stress evaluation

Though the bottom stress evaluation is not directly related to the air-sea interaction problem, there is a parallelism between wind and bottom effect, both in the physical aspect (turbulent boundary layer) and in the way they enter into the mathematical model [see equation (1)]. Thereby, the subject will be mentionned briefly.

The frictional force on the sea bed is often given in the form, similar to (9),

$$(15) \quad \tau_b = k \, \rho \, v_b \, |v_b|$$

where v_b is the mean current measured at a specified height above the bottom, ρ the water density and k the friction coefficient. Dimensional analysis can be made in a similar way as for the atmospheric boundary layer, and a region of constant Reynolds stress can be defined; expression (15) follows.

Comparison with observations leads to an empirical value for the coefficient k . Again, there is a dependence on the bottom roughness, the bottom material, the degree of turbulence, the presence of suspended sediments, the depth, ... In the present mathematical model, however, only the vertically integrated mean velocity V is considered. Still, one usually assumes that the bottom stress is proportional to the squared integrated velocity. It also depends upon the many factors listed above so that only empirical formula can be used. It is generally assumed that

$$(16) \quad \tau_b^{(1)} = r \frac{V |V|}{(h + \zeta)^2}.$$

According to Hansen (1962), a value $r = 3 \cdot 10^{-3}$ is applicable in estuaries and in open seas as well as in the ocean. Such a value will be used first and eventually adjusted in the elaboration of the model. It has been noted indeed by Leendertse (1967) that, as the exact expression of the friction coefficient must be established in an iterative manner by comparing computed results with actual field measurements, the coefficients used were in fact influenced by the grid size, the time step and the approximations in the numerical model. This problem becomes a problem of numerical analysis and goes beyond the scope of the present report.

It should be mentioned that in case of zero or negligible volume transport of water (e.g. in case of opposite action of wind and tides), there is still a stress exerted by the bottom. It has been suggested (e.g. Groen and Green, 1962) to add to formula (16) a term proportional to the wind stress, of the form

$$(17) \quad \tau_b^{(2)} = -m \tau_s$$

where m is a factor much smaller than unity to be determined experimentally and numerically. This allows to rewrite (1) in the form

$$(18) \quad \tau_s - \tau_b = \tau_s (1 + m) - \tau_b^{(1)}.$$

It is easier not to consider $\tau_b^{(2)}$ or m (which is very small) but to allow for an eventual ajustement of the drag coefficient included in the expression for τ_s .

5.- Available meteorological informations

A preliminary list of the existing meteorological stations in or near the border of the region under study has been established. Most available informations are taken from anchored ships (lightvessels) or coastal stations. The approximate location of the stations which are operational now and whose informations are regularly received by the *Régie des Voies aériennes* is represented in figure 9.

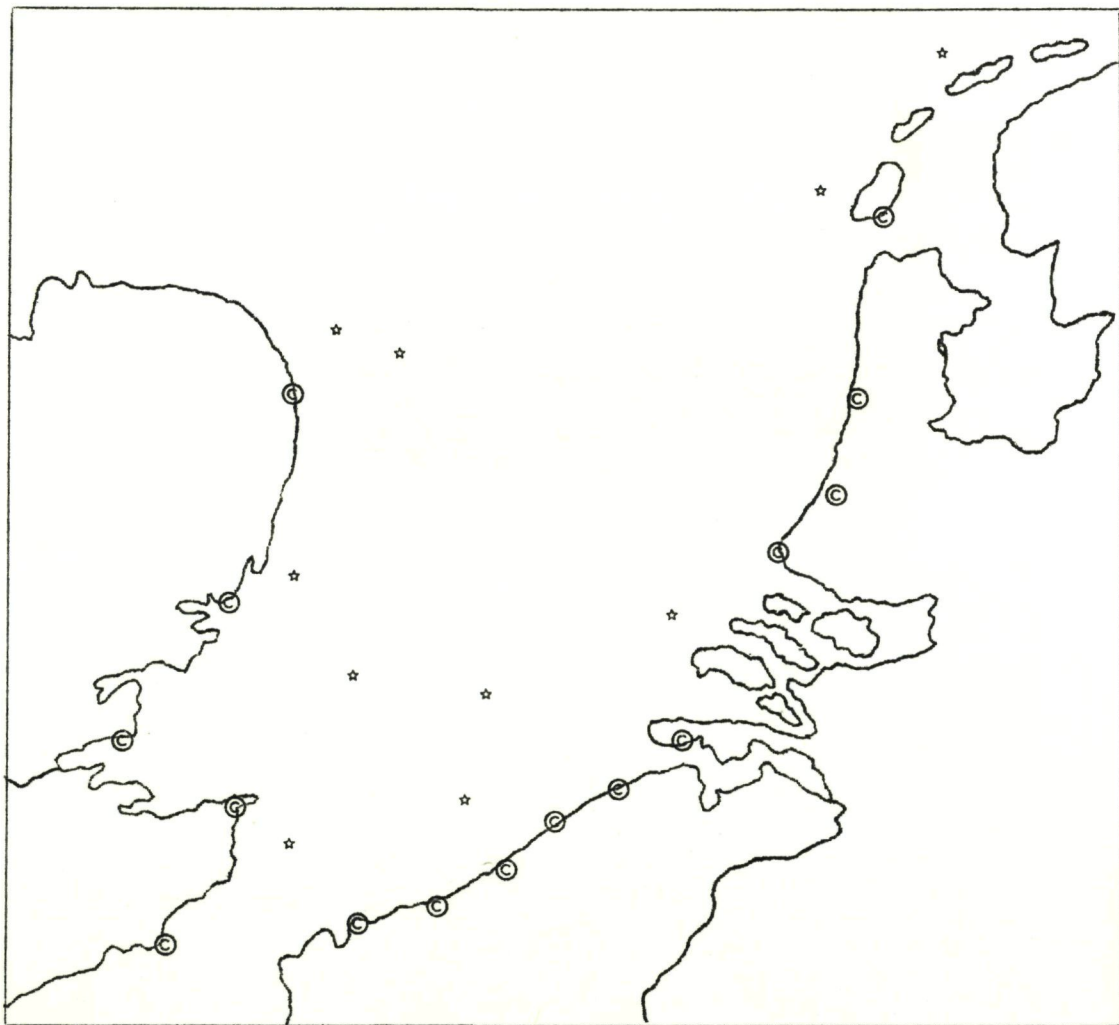


fig. 9.- Location of a few existing meteorological stations (* refers to lightvessels, © to coastal stations).

Most of these meteorological observations at sea are taken from lightvessels. This has many disadvantages as compared with measurement taken from platforms or moored buoys. First of all, the ships are exposed to the action of the waves. The resulting pitching and rolling motion introduces large uncertainties in the measurements. In particular the readings of cup anemometers are increased so that the measured wind is larger than the real wind. Secondly, the body of the ship causes a considerable disturbance of the air and water flow, and forms a source of convective and radiative heat. The errors due to these factors are very difficult to estimate as they depend upon the ship, the location, the wind speed and the sea state. As an example, it has been reported by Roll (1965) that the mean wind speed (average over 10 minutes) at sea under fair conditions is estimated to be about $\pm 5^\circ$ in direction and ± 0.5 m/s in speed. Under bad conditions, the maximum error may reach $\pm 15^\circ$ and ± 2.5 m/s. To get more accurate informations, fixed constructions or stabilized buoys should be used. Measurements made from lightvessels or anchored ships are however much more reliable than those made from ships under way, as the disturbance caused by a moving ship is more important. Another factor to be considered in handling data is the reliability of the instruments and the quality of the people who make the experiments. Clearly, informations emitted by ships which are not especially equipped for meteorological purposes (as merchant ships) are only of little interest. Among the possible sources of data, the ships of the Belgian Navy should also be mentioned. In particular, the research vessel *Mechelem* is equipped for meteorological purpose and, when anchored, can play the role of a supplementary (but itinerant) lightvessel.

As emphasized above, observations made from platforms, tower or moored buoys are more reliable. A few Belgian buoys will be operated on rather soon as three buoys will be used in the pollution program. Another one is being built by meteorologists. The latter one will possibly be set near the West Hinder lightvessel. Other stations are being built by the neighbouring countries.

No report will be made here on the parameters which are being measured in all these stations nor on the frequency of observations, but the situation

seems satisfactory. All informations will be transmitted *via* the *Régie des Voies aériennes* and used as input data of the mathematical model. Preliminary analysis of a few meteorological data indicates a large variability of the wind speed and direction within the test region so that the maximum number of available observations should be used. On the other hand, the atmospheric pressure seems rather uniform (only a few mb of difference). More information is needed before drawing any conclusion on eventual simplification of the model (e.g. by neglecting the atmospheric pressure effects).

6.- Conclusion

In this report, the boundary interaction terms entering into the purely dynamical equations of motion of the mathematical model have been reviewed. Preliminary formulation based on recent work is suggested as a basis for the use in the numerical model. Fitting of the values of the parameters will be made in a later stage, by comparing observations and numerical simulation. The amount of available meteorological data appears already promising for handling the dynamical air-sea interaction problem, and will increase in the following year.

No mention has been made of the chemical aspect of the air-sea interaction problem which is important in the modelling of the pollution problem. A review of the actual state of knowledge will be attempted in a forthcoming paper.

References

- CALDWELL (D.R.) and ELLIOTT (W.P.), (1971), *Surface stress produced by rainfall*, in *J. Phys. Oceanog.*, 1, 145-148.
- GROEN (P.) and GROVES (G.W.), (1962), *Surges*, in *The Sea*, vol. I, (M.N. Hill, ed.), Wiley (Interscience), New York.
- HANSEN (W.), (1962), *Tides*, in *The Sea*, vol. I (M.N. Hill, ed.), Wiley (Interscience), New York.

- LEENDERTSE (J.J.), (1967), *Aspect of a Computational Model for Long-period Water Wave Propagation*, Ph. D. Thesis, Technische Hogeschool, Delft.
- LONGUET-HIGGINS (M.S.), (1969), *Action of a Variable Stress at the Surface of Water Waves*, in *Phys. Fluids*, 12, 737.
- MOLLO-CHRISTENSEN (E.), (1970), *Observations and Speculations on Mechanics of Wave Generation by Wind*, M.I.T., Report n° 70-2, March 1970.
- MONIN (A.S.), (1970), *The Atmospheric Boundary Layer*, in *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 2, pp. 225-250.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'Environnement physique et biologique, Report N1.
- (1971), *Mathematical Model*, Proc. ICES, Meeting on Pollution in the North Sea, Lowestoft, March 25-26, 1971.
- (1971), *Hydrodynamical and Biochemical State Variables and Evolution Equations for the Mathematical Modelling of Sea Pollution*, Proc. Liège Third Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Liège, May 3-8, 1971.
- PHILLIPS (O.M.), (1966), *The Dynamics of the Upper Ocean*, Cambridge University Press.
- ROLL (H.U.), (1965), *Physics of the Marine Atmosphere*, Academic Press, New York.
- SMITH (S.D.), (1970), *Thrust-Anemometer Measurements of Wind Turbulence, Reynolds Stress and Drag Coefficient over the Sea*, in *Geophys. Res.*, 75, 6758-6770.
- VAN DORN (W.G.), (1953), *Wind Stress on an Artificial Pond*, in *J. Marine Res.*, 12, 249-276.
- VELEY (V.F.C.), (1960), *The Relationship between Local Wind and Water Movement in Coastal Waters of the British Isles*, Proc. 1st Int. Conf. on Waste Disposal in the Marine Environment, Ed. E.A. Pearson, Pergamon Press, Oxford, 285-295.
- WU (J.), (1969), *Wind Stress and Surface Roughness at Air-Sea Interface* *J. Geophys. Res.*, 74, 444-455.

V.- Pollutie-problematiek van de sedimenten

In de studie van de sedimenten wordt de aandacht toegespitst op de fijnere frakties, m.a.w. deze deeltjes die in suspentie kunnen worden vervoerd. De redenen daarvoor zijn de volgende :

- ze vormen een eigen bijdrage tot de pollutie aangezien zij groten-deels verantwoordelijk zijn voor de troebelheid van het water;
- bij afzetting vormen zij slijkafzettingen die een aanzienlijke invloed kunnen hebben op de bodemfauna;
- ze vormen een chemisch zeer actieve fraktie door de aanwezigheid van kleimineralen en organische stoffen. Deze hebben grote sorberende capaciteit zowel omwille van hun chemische samenstelling als hun grote specifieke oppervlakte.

De bestudeerde problematiek kan in drie delen worden gesplitst aan welke de groep een oplossing zal pogen te geven.

A.- Bron en verplaatsing van suspentiemateriaal

Theoretisch kan het suspentiemateriaal in de zuidelijke Noord-zee afkomstig zijn van :

- 1) terrestrische aanvoer langs estuaria, rivieren of kusterosie, waarbij kunstmatige lozingen en stortregen in zee dienen gevoegd;
- 2) zeestromingen, waarbij de noordelijk gerichte kanaalstroom zeer belangrijk is;
- 3) atmosferische herkomst, waarbij stof vooral van westelijke herkomst kan aangebracht worden;
- 4) plaatselijke erosie van de zeebodem waarbij vooral materiaal bij stormgang terug in suspentie wordt gebracht, dat tijdens kalmere perioden werd afgezet.

Ten dien einde wordt op de vaste meetpunten het gehalte aan suspentiemateriaal bepaald en zijn granulometrische, mineralogische en chemische samenstelling bepaald. Aangezien echter slechts bij relatief kalme zee normaal wordt gevaren en derhalve geen meetgegevens verkregen worden tijdens de meeste actieve stormperioden zal overgegaan worden tot het nemen van een

dagelijks monster vanaf de West-hinder.

Er wordt gehoopt, althans van sommige bronnen, differentiële kenmerken te vinden om aldus de verplaatsing van het materiaal te ontrafelen.

B.- Sedimentatie en hernieuwde erosie van het suspentiemateriaal

In een model van de beweging van de suspentiedeeltjes kan gesteld worden dat ieder deeltje van zijn brongebied X naar een uiteindelijke definitieve sedimentatieplaats Z wordt gevoerd door de stromingen. Omwille van de variaties in stromingen en golfenergie zullen de deeltjes echter tussentijds bezinken in Y_1 , teruggeërodeerd worden, bezinken in Y_2 , enz.

In de eerste plaats moet derhalve de bezinkingssnelheid van de deeltjes worden benaderd. De deeltjes sedimenteren niet individueel maar vormen grote vlokken waarvan wordt aangenomen dat ze zich gedragen als partikels van 8 tot 16 μ . Hierover moeten nauwkeurigere cijfers bekomen worden eventueel door experimenten.

In de tweede plaats zal het afgezette slib bij bepaalde golfenergie terug worden in suspentie gebracht. Deze kritische energie is niet gekend en hangt mede af van de graad van kompaktie, t.t.z. van de ouderdom van het slik. De variatie in suspentiegehalte bij verschillende zeetoestanden zal eventueel een oplossing kunnen geven voor deze kritische energievraag.

Een basis voor het onderzoek is vanzelfsprekend een grondige kennis van de samenstelling van de zeebodem door een overvloedige monsternamen.

C.- Interactie van het suspentiemateriaal met het nieuwe milieu

Ieder bronareaal brengt suspentiemateriaal met eigen chemische kenmerken bestaande uit

- inerte stoffen
- geabsorbeerde elementen, kationen en anionen, of kleipartikels en organische stoffen
- kationen ingebouwd, maar uitwisselbaar, in deze stoffen.

In het nieuwe milieu waarin deze stoffen terecht komen, zoekt naar zout water, of de biologisch zeer actieve slibbodem kunnen hiermee verschillende dingen gebeuren

- reacties en uitwisselingen in het nieuw elektrolytisch milieu waarbij zowel bepaalde stoffen kunnen vrijkomen als andere aan het zeewater onttrokken;
- afbraak van organische stoffen door minerale oxidatie zowel als door biologische degradatie waarbij eveneens bepaalde stoffen vrijkomen hetzij door afgifte aan het zeewater hetzij door opname in de biologische cyclus.

Deze interacties zullen dus moeten leiden tot de kennis van

- de hoeveelheden en aard van de stoffen, waaronder pollutanten, die door sedimentatie definitief aan de cyclus worden onttrokken en waarvoor dus de zee een rol van zuiveringsmilieu speelt;
- de hoeveelheden en aard van de stoffen die door de interactie in zee vrijkomen en dus eerder een rol van pollutant kunnen spelen.

Synthese van de resultaten 1971

De uitgevoerde analyses op het suspentiemateriaal zijn

- de hoeveelheid per liter
- het percentage organisch materiaal met H_2O_2 -methode
- de scheiding in fracties groter dan 60μ en kleiner dan 32μ .

Wat de totale hoeveelheid suspentiemateriaal per liter betreft, deze kan zeer sterke fluctuaties ondergaan naargelang de ligging van het monsterpunt dichtbij of verder van de kust. Onder normale meteorologische omstandigheden schijnt een concentratie van 10 à 20 mg/l een representatieve waarde te zijn voor de kustwateren. Verder in zee daalt de concentratie gemakkelijk onder de 3 mg/l , en waarden van minder dan 1 mg/l zijn geen uitzondering : de punten 58 , 62 , 19 en 20 bv. leverden tijdens de monstercampagnes van juli en augustus zulke lage waarden op. Daarmee is praktisch de grens van het meetbare bereikt met de gebruikte methode.

Een zeer waarschijnlijke tendens is ook : afname van de concentratie naarmate men zich verder van de Straat van Dover bevindt. Een verklaring hiervoor zou zijn dat de getijdestromingen eveneens afnemen verder NO-waarts in de Z. Noordzee waardoor het suspentiemateriaal meer kans op sedimentatie krijgt en tevens meer verspreid wordt.

Het normaal te verwachten verdelingspatroon : progressieve toename van de concentratie met de diepte in één punt, treedt slechts on regelmatig op, meestal doet zich één of mogelijke meerdere maxima voor. De verstoring van dit patroon zal vele oorzaken hebben en factoren zoals bv. intensiteit van de golfwerking, plaatselijke topografie van de bodem, sterkte van de getijdestromingen zullen zeker een grote invloed hebben, alhoewel deze niet altijd controleerbaar zijn.

In zoverre dit controleerbaar is, is er ook een periodiciteit van het gehalte aan suspentiemateriaal waar te nemen met de getijden. De hoogste waarden schijnen geassocieerd te zijn met de minimumstroming van laagtij. Deze tendens wordt ook vertroebeld door de meteorologische omstandigheden.

De golfwerking is een zeer voorname factor in de controle van de concentratie van het suspentiemateriaal; de invloed hiervan is des te groter naarmate de beschouwde plaats ondieper is. Het punt 02 leverde aldus concentraties op tot bijna 200 mg/l bij een golfhoogte van $\pm 1,5$ m. De invloed van de golfwerking verklaart dus de lagere concentraties die in de zomermaanden aangetroffen werden.

Wat het gehalte aan organisch materiaal betreft, dit werd procentueel weergegeven.

Zeer fluctuerende waarden werden gevonden, gaande van 3 tot 70 %. Bij de interpretatie van deze cijfers moet er zeer sterk rekening gehouden worden met het feit dat ook levend biologisch materiaal hierin verrekend is. De hoogste procenten worden bijgevolg ook in de zomermaanden gevonden op plaatsen waar het gehalte aan suspentiemateriaal laag is : concentraties van minder dan 3 mg/l gaan dikwijls gepaard met gehalten aan organisch materiaal, hoger dan 20 %. Niettemin moet ook rekening gehouden worden met het feit dat bij zo een lage concentraties de analysefouten beduidend hoger kunnen zijn.

Er kan een zeker parallellisme vastgesteld worden tussen de toename van het % organisch materiaal en de toename van de concentratie van het suspentiemateriaal, bij lage concentraties per punt (kleiner dan 5 mg/l)

van deze laatste. Bij hogere concentraties wordt dit parallellisme minder duidelijk (groter dan 10 mg/l) tot deze relatie omgekeerd wordt bij zeer hoge concentraties : de hoge concentraties in 02 tijdens de vaart van januari geven slechts 3 % organisch materiaal bij 150 mg/l suspentie-materiaal.

Deze samenhang, tesamen met het feit dat gedurende de zomermaanden betekenend hogere percentages aan organisch materiaal aangetroffen worden en lagere concentraties aan suspentiemateriaal wijst op de grotere deelname van levend biologisch materiaal aan het suspentiemateriaal in de zomer. De kleine schommelingen in deze concentraties worden hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door schommelingen in de verdeling van de biologische aktiviteit. Hogere concentraties en de schommelingen daarin worden hoofdzakelijk veroorzaakt door verandering in de aanvoer van anorganisch materiaal.

De granulometrie van het suspentiemateriaal moet een beeld geven van de mate van bezinking van dit materiaal.

Een normaal beeld is : progressief grotere fracties in suspentie met toenemende diepte van bemonstering in een bepaald punt. Gaat men de percentages van de fractie groter dan 60 μ na met de diepte in de bestudeerde punten, dan geeft dit een zeer heterogeen beeld. Slechts uitzonderlijk is er een « normale » verdeling waar te nemen. Dit betekent dat deze zandfractie nog zeer actief aan het suspentiemateriaal deelneemt; fluctuaties van 2 tot 50 % en meer werden waargenomen. Globaal genomen is de deelname van de zandfractie aan het suspentiemateriaal hoger in de punten dicht bij de kust en neemt deze deelname af meer naar zee toe.

Gedurende de zomercampagnes werd vastgesteld dat de zandfractie globaal minder vertegenwoordigd was in het suspentiemateriaal.

Literatuur

- BASTIN (A.), (1964), *Onderzoek naar de beweging van Recente Sedimenten langs de kusten en over een stroombed met de hulp van fluorescerende en radioactieve tracers*, in *Ingenieursblad*, Antwerpen, dl. 33.8, p. 416-428.
- DE GROOT (A.J.), (1962), *Origin and transport of mud (fraction < 16 μ) in coastal waters from the Western Scheldt tot the Danish frontier*, in *Deltaic and Shallow Marine Deposits*, vol. 1, Developments in Sedimentology, L.M.J.V. Van Straaten (Edit.), p. 93-100.

HOUBOLT (J.J.H.C.), (1968), *Recent Sediments in the Southern Bight of the North Sea*, in *Geol. Mijnb.*, V. 47, p. 245-273.

Mc CAVE, (1970), *Deposition of fine grained suspended sediment from tidal currents*, in *Journ. Geophys. Res.*, 75, p. 4151-4159.

(1971), *Wave effectiveness at the sea bed and its relation to bed-forms and deposition of mud*, in *Journ. Sed. Petr.*, vol. 41, n° 1, p. 89-96.

(1971), *Sand waves in the North Sea off the Coast of Holland*, in *Marine Geology*, 10, p. 199-225.

NAAMLOOS, (1961), *Etudes océanographiques au large des côtes belges - A bord du bâtiment Eupen de la Force navale, en 1961*, Etat-Major général, Force navale, Bureau d'études de la guerre des mines, 2 GN 34.

STRIDE (A.H.), (1963), *Current-swept sea floors near the Southern half of Great Britain*, in *Geol. Soc. London, Quart. Journ.*, V. 119, p. 175-199.

VAN STRAATEN (L.M.J.V.), (1954), *Composition and Structure of Recent Marine Sediments in the Netherlands*, in *Leidse Geol. Mededel.*, XIX, p. 1-110.

VI.- Dynamique des suspensions

L'objet de ce rapport est l'étude des particules en suspension dans la mer. Celles-ci sont advectées et brassées par les mouvements de la mer mais en sus elles sédimentent, c'est-à-dire qu'elles migrent verticalement à travers la masse d'eau. Elles se déposent sur le fond mais peuvent éventuellement être remises en suspension par le brassage turbulent de l'eau.

Dans le cadre du modèle mathématique [Nihoul (1970, 1971)], notre premier objectif est de formuler le terme de migration verticale \overline{m}_3 qui apparaît dans les équations tridimensionnelles et d'explicitier la « tension » de fond

$$\left[\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho}_\alpha}{\partial x_3} - \overline{m}_{\alpha,3} \right]_{x_3=-h}$$

intervenant dans le modèle bidimensionnel (intégré sur la profondeur).

Si l'on définit v_s comme la vitesse limite de sédimentation (vitesse maximum de sédimentation, atteinte après un temps assez court en eau de mer immobile), le terme de migration verticale pourra se mettre sous la forme

$$(1) \quad \overline{m}_{\alpha,3} = - \overline{\rho}_\alpha v_s .$$

Il convient de remarquer que la vitesse de sédimentation ne peut être définie que pour une « famille » de particules. Elle dépend, en effet, de la géométrie et de la densité de la particule.

En ce qui concerne les suspensions retrouvées en Mer du Nord, leur diamètre effectif étant très faible ($< 60 \mu$), leur chute sera lente (de l'ordre de 10^{-2} cm/s). En conséquence, la loi de Stokes devrait être applicable [Leliavsky (1961)] soit :

$$(2) \quad v_s = \frac{2}{9} \frac{\gamma_\alpha - \rho}{\nu} a^2 .$$

où γ_α représente la masse spécifique de la particule, c'est-à-dire le rapport de la masse de la particule à son volume⁽¹⁾, ρ la masse spécifique de

(1) Si l'on définit c_α comme le rapport de la somme des volumes des particules contenues dans un volume d'eau à ce volume d'eau (c_α sera la concentration volumique des particules dans l'eau), alors

$$\gamma_\alpha = \frac{\rho_\alpha}{c_\alpha} \quad \text{et l'équation de Stokes pourra s'écrire} \quad v_s = \frac{2}{9} \frac{c_\alpha^{-1} \rho_\alpha - \rho}{\nu} a^2 .$$

l'eau de mer et ν la viscosité cinématique de l'eau, a est défini comme étant le rayon effectif de la particule.

Il reste néanmoins que le terme « rayon effectif » est peu clair (les particules sont rarement sphériques). Il serait donc plus prudent de déterminer expérimentalement la vitesse de sédimentation limite de chaque type de particules.

Selon Sayre (1969), la « tension » de fond peut se mettre sous la forme

$$(3) \quad \left[\lambda_3 \frac{\partial \bar{\rho}_\alpha}{\partial x_3} + \bar{\rho}_\alpha v_s \right]_{x_3=-h} = -\beta M + \alpha [\bar{\rho}_\alpha v_s]_{x_3=-h},$$

α et β étant deux coefficients variant entre 0 et 1. α représente le coefficient d'absorption des particules par le lit ; il est égal à la probabilité que possède une particule sédimentant de rester sur le lit. β est un coefficient de vitesse d'entraînement défini de telle façon que $\beta \Delta t$ soit la probabilité que possède un certain type de particule déposée sur le lit d'être entraînée dans l'eau après un court intervalle de temps Δt . $M(x_1, x_2, t)$ est la masse de sédiments stockée par unité de surface sur le lit.

Si on néglige les interactions et les sources internes afin de mettre le phénomène de sédimentation en évidence, on peut écrire l'équation d'évolution de la concentration intégrée R_α sous la forme :

$$(4) \quad \frac{\partial R_\alpha}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_1} \lambda_1 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_1} + \frac{\partial}{\partial x_2} \lambda_2 \frac{\partial R_\alpha}{\partial x_2} + \beta M - \alpha v_s \rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t).$$

Nous disposons en outre de l'équation de conservation de la masse des sédiments déposés sur le lit :

$$(5) \quad \frac{\partial M}{\partial t} = \alpha v_s \rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t) - \beta M(x_1, x_2, t).$$

Enfin la conservation de la masse totale à la fois pour les matières en suspension et pour les sédiments s'écrira :

$$(6) \quad \iint_D R_\alpha dx_1 dx_2 + \iint_D M(x_1, x_2, t) dx_1 dx_2 = \mathcal{M}(t)$$

où $\mathcal{M}(t)$ est la masse totale de particules contenues dans le domaine D étudié, à l'instant t .

En supposant connus les paramètres λ_1 , λ_2 , β , α et la concentration ρ_α au fond, les équations (4) et (5) permettent de résoudre le système.

L'équation (6), issue de la somme de (4) et (5), ne peut servir que de vérification de l'exactitude ou de la précision des calculs.

Sayre a résolu ce problème dans le cas des rivières (écoulement bidimensionnels en x_1 et x_3) ceci pour différentes valeurs de α et β comprises entre 0 et 1.

Les cas limites sont particulièrement développés par Hutlu Sümer (1971) :

$\alpha = 0$ et $\beta = 1$: aucune particule ne se dépose et tous les sédiments sont remis en suspension ;

$\alpha = 1$ et $\beta = 0$: toutes les particules sédimentent et sont absorbées par le lit, il n'y a pas d'entraînement de particules du fond dans l'écoulement ;

$\alpha = 0$ et $\beta = 0$: le lit se comporte comme une barrière réfléchissante.

Sayre et Hutlu Sümer utilisent à cette fin la méthode des moments d'Aris qui ne demeure valable que si :

1) les coefficients tels que λ , v_s , α et β ainsi que v ne varient pas de façon significative avec la concentration de suspension ;

2) les conditions initiales du problème peuvent être raisonnablement approximées comme une source instantanée de suspension qui seront uniformément réparties sur une section ;

3) le domaine d'étude peut être approximé par un écoulement uniforme à deux dimensions.

En réalité, seule la première hypothèse est impérative. Or, étant donné la faible concentration en suspensions rencontrée en Mer du Nord (de 10 à 100 mg/l), cette première condition est toujours vérifiée.

Le problème le plus difficile est donc la connaissance des différents coefficients intervenant dans les équations.

Etude des coefficients et paramètres λ_1 , λ_2 , λ_3 , v_s , $\rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t)$, α et β

1.- Les coefficients de diffusion turbulente des particules

Ils ont été définis par Elder [cf. Graf (1971)] tels que

$$(7) \quad \lambda_i \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_i} = - \overline{\hat{\rho}_\alpha \hat{v}_i} .$$

Bowles et al. [cf. Bowden (1962)] trouvent dans la Manche des valeurs de

$$\lambda_1 \sim 18 \text{ m}^2/\text{s}$$

$$\lambda_2 \sim 1,1 \text{ m}^2/\text{s}$$

pour des courants moyens de 5,15 m/s . Ils attribuent les valeurs élevées de ces coefficients à l'effet de cisaillement associé au gradient vertical de vitesse dans les courants de marée.

2.- Les paramètres λ_3 et $\rho_\alpha(x_1, x_2, -h, t)$

ρ_α au fond est une condition aux limites nécessaire. Il peut être soit mesuré, soit approché par une relation le liant à d'autres paramètres physiques.

Le terme λ_3 n'intervient pas directement dans nos équations. Cependant, sa connaissance permettrait de déplacer le problème de la connaissance de ρ_α au fond par celle du gradient de concentration près du fond. En effet, par définition

$$[\lambda_3 \frac{\partial \overline{\rho_\alpha}}{\partial x_3} + \overline{\rho_\alpha} v_s]_{x_3=-h} = \alpha [\overline{\rho_\alpha} v_s]_{x_3=-h} - \beta M .$$

D'après Bowden, λ_3 serait de l'ordre de $1 \text{ m}^2/\text{s}$ sur le fond. Sa valeur serait sensiblement le double en surface.

3.- Vitesse de sédimentation

Nous citerons quelques ordres de grandeur donnés par Mc Cave (1970).

Diamètre en	8	10	12	14	16	18	20
Vitesse $v_s \times 10^5 \text{ m/s}$	1,8	2,8	4,1	5,5	7,2	9,2	11,3

Postma et Sheldon (cf. Mc Cave) donnent une valeur moyenne pour v_s de $4 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ avec une valeur maximum de 10^{-4} m/s . Ces valeurs sont données pour des particules de densité 1700 kg/m^3 .

4.- Les coefficients α et β

L'absorption par le lit et la remise en suspension des sédiments sont déterminées par l'état de la couche limite sur le fond et devraient pouvoir être reliées aux tensions de cisaillement exercées sur le fond.

Il apparaît [d'après Mc Cave (1970, 1971)] que le processus de dépôt peut cesser totalement pour une valeur critique de la vitesse de cisaillement $u_* = 1,5 \cdot 10^{-2}$ m/s .

Dans la partie sud de la Mer du Nord, l'effet le plus important des vagues a lieu 10 à 20 % du temps et induit des vitesses maximum près du fond de 0,3 à 0,4 m/s . Il semblerait donc que les suspensions déposées soient remises en suspension uniquement par l'effet des vagues pendant 10 à 20 % du temps.

C'est une combinaison de l'effet des vagues et des courants de marée sur le fond qui détermine la valeur des coefficients α et β pour un type donné de suspension.

Le déplacement des particules sur le fond devrait également intervenir dans la mesure où il modifie la nature du sédiment remis en suspension après un certain temps suivant son dépôt. Cependant, pratiquement, ce phénomène est négligeable car les vitesses de transport sur le fond sont très faibles et n'ont d'influence que sur une échelle de temps considérablement plus grande que celle que nous considérons.

Conclusion

Il est nécessaire de connaître au même instant la répartition des concentrations et celle des vitesses.

Les marges d'erreur doivent être indiquées dans toutes les mesures.

Dans toutes les études modernes sur la dynamique des sédiments en suspension apparaît la vitesse de sédimentation v_s . Il est donc important :

- soit de déterminer directement ce paramètre ;
- soit de mesurer à la fois le diamètre effectif de ces particules et leur masse spécifique.

L'établissement d'un relevé des fonds par l'intermédiaire d'un boomer permettrait de connaître la nature des sédiments en place et d'approximer le terme M (masse des sédiments en place par unité de surface).

Enfin, des études du mouvement des sédiments par l'intermédiaire de marqueurs faciliteraient beaucoup la description du phénomène et l'établissement du modèle mathématique.

Références

- BOWDEN (K.F.), (1962), *Turbulence*, in *The Sea*, London, pp. 802-825.
- GRAF (W.H.), (1971), *Hydraulics of Sediment Transport*, Mc Graw-Hill, New York.
- LELIAVSKY (S.), (1961), *Précis d'hydraulique fluviale*, Dunod, Paris.
- MC CAVE, (1970), *Deposition of fine grained suspended sediment from tidal currents*, in *J. of Geophys. Res.*, vol. 75, n° 21.
- (1971), *Wave effectiveness at the sea bed and its relationship to bedforms and deposition of mud*, in *J. of Sedimentary Petrology*, vol. 41, n° 7, pp. 89-96.
- HUTLU SÜMER, (1971), *Quatorzième congrès de l'association internationale de recherches hydrauliques*, Sujet A5, pp. 33-35 ; Sujet A10, pp. 77-85.
- NIHOUL (J.C.J.), (1970), *Mathematical Model for the Study of Sea Pollution*, Programme national belge sur l'environnement physique et biologique, Report N 1.
- (1971), *Mathematical Model*, in *Proc. ICES - Meeting on pollution in the North Sea*, Lowestoft, March 25-26, 1971.
- SAYRE, (1969), *Dispersion of soft particles in open channel flow*, in *J. of Hydraulics Division*, May 1969, pp. 1010-1038.

VII.- Charriage de fond

L'écoulement sur le fond d'une couche de sable ou de boue est généralement représenté par des équations du type Du Boys

$$q_s = \chi \tau_b [\tau_b - (\tau_b)_{cr}]$$

où q_s est le débit solide par unité de largeur, τ_b la contrainte de cisaillement sur le fond, $(\tau_b)_{cr}$ sa valeur critique à partir de laquelle le sédiment se met en mouvement, χ un coefficient caractérisant le sédiment.

Il faut remarquer que cette équation n'a aucune base théorique solide. Elle est cependant reprise sous différentes formes par de nombreux auteurs ; l'expression des coefficients χ et $(\tau_b)_{cr}$ reste mal définie.

Leliavsky (1961) propose une approximation tirée d'un grand nombre de mesures :

$$(\tau_b)_{cr} = 166 d$$

où d est le diamètre effectif des particules exprimé en mm .

Shields [cf. Graf (1971)], quant à lui, donne la relation :

$$\frac{\gamma_s - \rho}{(\tau_b)_{cr}} d = \beta$$

où γ_s est la masse spécifique des sédiments et où, pour des sédiments uniformes $\beta = 0,04$; pour des sables fins non-homogènes, sur lit lisse, $\beta = 0,04$, sur rides $0,10 \leq \beta \leq 0,25$.

Les différentes expressions dérivées de l'équation de Du Boys, comme celles fournies par Einstein ou Meyer Peter [cf. Graf (1971)] ne font que déplacer le problème, en faisant intervenir de nouvelles constantes toujours mal définies.

Charriage de fond en Mer du Nord

Il apparaît que le charriage de fond en Mer du Nord a lieu, en ce qui concerne la moitié Est, sous forme de déplacements de dunes dans la direction Nord-Nord-Est (figure 10) [Stride et Cartwright (1958)].

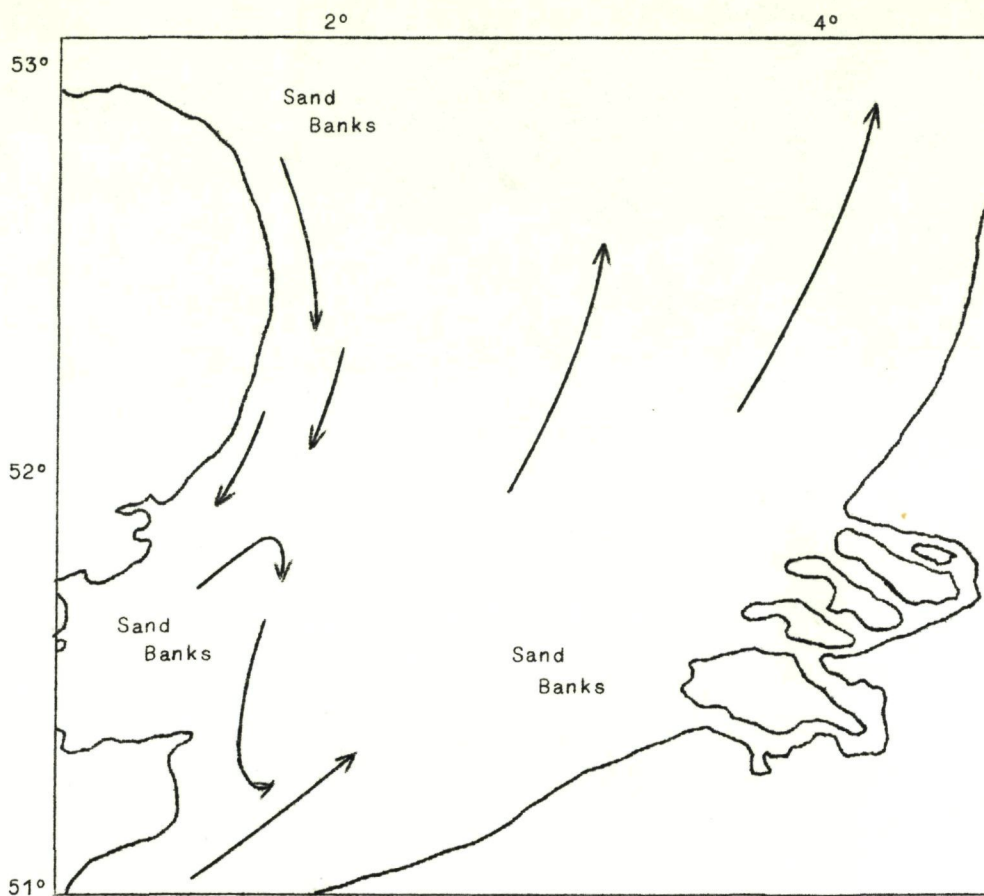


fig. 10.- Schéma des directions de transport de sable sur le fond au Sud de la Mer du Nord (d'après Stride et Cartwright).

1.- Description du mouvement des dunes

On citera ici, à titre d'exemple, une première approche faite par Exner [cf. Graf (1971)] qui ne tient pas compte du frottement.

Une accélération crée un affouillement tandis qu'une décélération crée un dépôt. L'affouillement et le dépôt dépendent donc de $\frac{\partial v}{\partial x}$, où v représente la vitesse de l'eau et x la distance parcourue dans le sens de l'écoulement.

Si z et η représentent respectivement la cote du plan d'eau et la cote de la surface du lit mesurées à partir d'un même plan de référence (cf. figure 11), $\frac{\partial \eta}{\partial t}$ représentera alors la vitesse d'affouillement.

La première équation d'Exner, dite « équation d'érosion » s'écrit :

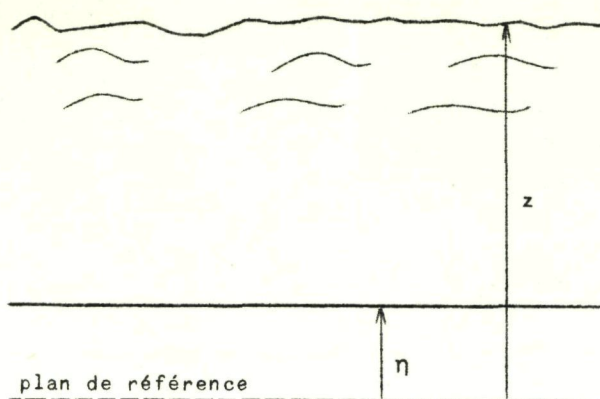


fig. 11.

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} = - \epsilon \frac{\partial v}{\partial x}$$

où ϵ est le coefficient d'érosion.

La seconde équation est une équation de continuité :

$$(z - \eta)v = q = C^{te}$$

où q est le débit d'eau par unité de largeur.

En supposant

$$\frac{\partial z}{\partial x} \ll \frac{\partial \eta}{\partial x}$$

et en prenant, pour $t = 0$,

$$\eta = A_0 + A_1 \cos \frac{2\pi x}{\delta} = A_0 + A_1 \cos \omega x$$

où δ est la longueur d'onde, Exner obtient :

$$\eta = A_0 + A_1 \cos \omega \left[x - \frac{Nt}{(z - \eta)^2} \right]$$

où $N = \epsilon q$.

La vitesse de propagation des ondes est donc $\frac{\epsilon q}{(z - \eta)^2}$.

L'accord entre la forme théorique et les relevés effectués est très bon. La vitesse d'avancée de la crête c_B est donc :

$$c_B = \frac{\epsilon q}{(z - \eta_{max})^2}$$

si η_{max} reste constant.

2.- Débit solide dû à l'avancée des dunes

Il est possible de calculer le débit solide connaissant la vitesse d'avancée des dunes.

En effet, si $\eta = f(x)$ représente la forme de la dune et si m est la porosité du sable, l'équation de continuité pour le sable s'écrit :

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{1}{1-m} \frac{\partial q_s}{\partial x} = 0$$

où q_s est le débit solide par unité de largeur.

En posant

$$X = x - c_B t$$

où c_B est la vitesse de propagation de la crête des dunes, on peut écrire :

$$- c_B \frac{dy}{dX} + \frac{1}{1-m} \frac{dq_s}{dX} = 0$$

ou encore, si la dune est considérée — en première approximation — comme triangulaire et de hauteur η_{max} :

$$q_s = \frac{1-m}{2} c_B \eta_{max} .$$

Des expériences ont vérifié cette relation pour le diamètre d des particules compris entre 0,190 et 0,930 mm .

Le paramètre c_B peut être remplacé par sa valeur calculée précédemment :

$$q_s = \frac{1-m}{2} \frac{\epsilon q}{(z - \eta_{max})^2} \eta_{max} .$$

Par ailleurs, Stride et Cartwright (1958), en effectuant une similitude avec le déplacement des dunes dans la Loire, arrivent à la conclusion que, le long des côtes allemandes, les dunes se déplacent à la vitesse de 0,1 m/jour .

Comme la hauteur moyenne des dunes est de 3 m , les auteurs en déduisent que 4 millions de m^3 de sable traversent par an une largeur d'environ 40 miles le long des côtes allemandes.

Références

- GRAF (W.H.), (1971), *Hydraulics of Sediment Transport*, Mc Graw-Hill, New York.
- LANGERAAR (W.), (1966), *Hydrographic Newsletter*, 1, V, pp. 243-247.
- LELIAVSKY (S.), (1961), *Précis d'hydraulique fluviale*, Dunod, Paris.
- STRIDE (A.H.) and CARTWRIGHT (D.E.), (1958), *The Dock and Harbour Authority*, 447, XXXVIII, pp. 323-324.

VIII.- Numerical methods

The equation which governs the evolution of a passive pollutant (e.g. a dye tracer) in a shallow sea has been established by Nihoul (1971).

In axes moving with the center of the patch, this equation may be written, neglecting eddy diffusivity as compared to shear effect diffusivity

$$(1) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = \frac{\alpha}{H} \nabla \left[\frac{H^2}{U} \mathbf{u}(\mathbf{u} \cdot \nabla r) \right] .$$

Three groups of methods (double discretization, simple discretization, pseudo-analytical) have been tested on this equations in the case of Talbot's experiment of dye release at point B .

As boundary condition, it is assumed that $r = 0$ for all time outside some large domain Ω (Ω must be large enough to contain the patch of pollutant for all time of interest). As initial condition, it is assumed that the tracer is spread initially over some small domain Ω' ($\Omega' \ll \Omega$).

In view of the rather crude approximation made by using currents and depth data given by current atlas and bathymographic maps, it is satisfactory to consider the velocity vector \mathbf{u} as a function of time only and H a constant over the region of interest. This approximation saves core memory storage in the computer and this is an advantage in the preliminary work of perfecting the method.

Eq. (1) can now be written in cartesian coordinates

$$(2) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = \frac{\alpha H}{U} \left(u_1^2 \frac{\partial^2 r}{\partial x_1^2} + 2 u_1 u_2 \frac{\partial^2 r}{\partial x_1 \partial x_2} + u_2^2 \frac{\partial^2 r}{\partial x_2^2} \right)$$

where u_1 and u_2 are the components of the velocity vector \mathbf{u} .

1.- Double discretization method

1.1.- Time discretization

The operator $\frac{\partial}{\partial t}$ is approximated by a time-forward finite difference expression

$$(3) \quad \frac{\partial r}{\partial t} \sim \frac{1}{\Delta t} [r(\mathbf{x}, t+\Delta t) - r(\mathbf{x}, t)] + O(\Delta t) .$$

With symmetric differences, the truncation error would have been $O(\Delta t^2)$. However the numerical stability analysis shows that in this case the difference scheme is *always* unstable. This is the consequence of the fact that time appears in a non-symmetric way in equation (2). Δt must be chosen in order to minimize the truncation error without increasing unreasonably the computation time. In most of our applications

$$\Delta t \sim 600 \text{ s} .$$

1.2.- Space discretization

We superpose a net-grid R_ℓ upon the (x_1, x_2) plane. This net-grid is square-shaped and the mesh-size is $\ell = \Delta x_1 = \Delta x_2$; Ω_ℓ is the subset of R_ℓ representing the inner points of Ω .

The space derivatives are then approximated by the finite differences

$$(4) \quad \begin{aligned} \frac{\partial^2}{\partial x_1^2} r_{i,j} &= \frac{1}{\ell^2} (r_{i+1,j} - 2 r_{i,j} + r_{i-1,j}) + O(\ell^2) \\ \frac{\partial^2}{\partial x_2^2} r_{i,j} &= \frac{1}{\ell^2} (r_{i,j+1} - 2 r_{i,j} + r_{i,j-1}) + O(\ell^2) \\ \frac{\partial^2}{\partial x_1 \partial x_2} r_{i,j} &= \frac{1}{4\ell^2} (r_{i+1,j+1} + r_{i-1,j-1} - r_{i+1,j-1} - r_{i-1,j+1}) + O(\ell^2) \end{aligned}$$

First, an explicit scheme was tried. In this case, all values $r_{m,n}$ in (4) are taken at time t . This scheme however did not conserve mass and negative concentrations were found. Gorenflo (1970) has shown that, under certain conditions, which are sometimes fulfilled in our problems, there exist no explicit method giving non negative results everywhere and preserving conservation of mass.

For this reason, an attempt was made to use an implicit scheme. In this case, values of $r_{m,n}$ at $t + \Delta t$ also occur in (4). Hence simultaneous *coupled* linear equations (~ 400) must be solved to compute the concentrations at time $t + \Delta t$.

The scheme had however to be abandoned because of non conservation⁽¹⁾

(1) Note that eq. (2) is actually parabolic in space (due to the neglecting of eddy diffusivity). Gauss-Seidel method is suitable for elliptic spatial operators describing phenomena such that each point influences all its neighbours. Now, in parabolic case,

and prohibitive computation time.

As the solution of the diffusion equation in the one-dimensional case is the sum of error functions, it would seem that a grid with meshes enlarging from the origin to the boundary is particularly adapted to diffusion problems.

If we choose l_i -steps following

$$l_1 = l$$

$$l_i = l_{i-1} \left(1 + \frac{\beta l_{i-1}}{L} \right) \quad L = \sum l_i$$

we get a net shown in figure 12.

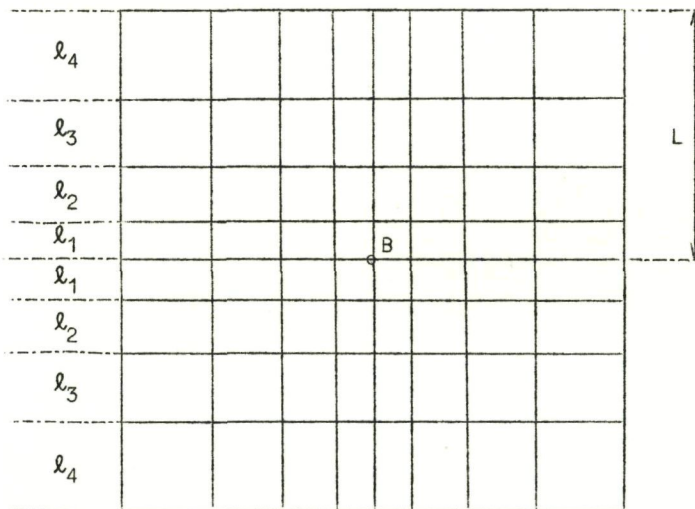


fig. 12.

Finite difference expressions established by Sundquist and Veroinis (1969) for one-dimensional problems make it possible to approximate the spatial operator with a truncation error of $O(l^2)$, and to reduce in a significant way the number of net-points for the same precision as constant-step net-grids. But in the two-dimensional case, this reduction of memory storage is counterbalanced

by an increasing computation time due to sophisticated formulas.

On the other hand, this scheme is not conservative, because there is no symmetry, neither in x_1 , nor in x_2 , in the expressions of the coefficients.

2.- Simple discretization method (Galerkin method)

The method consists in a conventional time discretization and a decomposition of $r(x_1, x_2, t)$ into series of orthonormed functions $\zeta_j(x_k)$, i.e.

each point influences its neighbours only in a definite direction (**u** direction), therefore the Gauss-Seidel method is ill-adapted (no conservation, lateral diffusion).

functions such that :

$$(6) \quad \int_{\Omega_k} \zeta_i(x_k) \zeta_j(x_k) dx_k = \delta_{ij} .$$

We write $r(x_1, x_2, t)$ in the following discrete form :

$$(7) \quad r(x_1, x_2, t) = \sum_{i,j=1}^N a_{ij}(t) \zeta_i(x_1) \zeta_j(x_2) ,$$

N being the maximum number of approximation functions for each independent variable.

$$(8) \quad \dot{r} = \frac{\partial r}{\partial t} = \sum_{i,j=1}^N \dot{a}_{ij}(t) \zeta_i(x_1) \zeta_j(x_2)$$

$$(9) \quad Lr = \sum_{i,j=1}^N a_{ij}(t) L[\zeta_i(x_1) \zeta_j(x_2)]$$

where L is the spatial operator.

Using the orthogonality property (6), we get a linear system of $N \times N$ differential equations of first order which can be solved by a classical Runge-Kutta or predictor-corrector method, of which well-adapted versions exists.

We have tested this method with two very different sets of basis functions.

1st set

$$(10) \quad \zeta_n(x_k) = \cos(n\kappa x_k) \quad n = 1, 2, 3 ; k = 1, 2$$

κ is choosen such that $\cos(\kappa \times 10 \text{ km}) = 0$ to satisfy boundary conditions on Γ . Orthogonality of trigonometric functions is well-known.

2nd set

$$(11) \quad \zeta_n(x_k) = c_n \exp\left(-\frac{x_k^2}{2}\right) H_n(x_k) \quad n = 1, \dots, 6 ; k = 1, 2$$

where $H_n(x_k)$ is the Hermite polynomial of order n , with the orthogonality relation

$$(12) \quad \int_{-\infty}^{+\infty} c_i c_j \exp(-x_k^2) H_i(x_k) H_j(x_k) dx_k = \delta_{ij} .$$

The length scale for x_1 and x_2 is chosen so that $\exp(-x_k^2)$ practically vanishes outside a circle with a diameter of 2 km .

In both cases, properties of approximation functions are such that, while integrating, terms corresponding to

$$\frac{\partial^2 r}{\partial x_1 \partial x_2}$$

vanish and then do not influence evolution. Thus, this representation is not perfectly consistent.

The Galerkin method diverges in both cases after computations corresponding to a couple hours in actual time.

In the first case, it can be admitted that the total number of basis functions is insufficient to represent the initial concentration distribution, which is very sharp. Moreover, on the boundary Γ , the concentration may actually vanish, but not its spatial derivatives, and this fact is physically not true.

In the second case, the initial distribution is well-represented by the $\zeta_n(x_k)$, the spatial derivatives of which vanish at boundary.

But because the ζ_k 's do not vary with time, it is impossible to approximate, with any accuracy, the smoothing of the function $r(x_1, x_2, t)$ in time.

We have had in mind to change the length-scale at each time step, to take smoothing into account, but this technique leads to very sophisticated problems of connexion between consecutive solutions and is of no practical interest.

3.- Analytical methods

3.1.- Pseudo-analytical method

If we choose the time-step Δt small enough, we may admit that $u(t)$ is constant. We choose the x -axis in the u -direction. So eq. (2) becomes one-dimensional, with constant coefficients.

$$(13) \quad \frac{\partial r}{\partial t} = D \frac{\partial^2 r}{\partial x^2} \quad D = \alpha H u .$$

If we assume that the initial concentration is r_0 within a range $(-d, +d)$, the analytical solution is (Crank) :

$$(14) \quad r(x,t) = \frac{1}{2} r_0 \left[\operatorname{erf} \left(\frac{d-x}{2\sqrt{Dt}} \right) + \operatorname{erf} \left(\frac{d+x}{2\sqrt{Dt}} \right) \right]$$

drawn in figure 13.

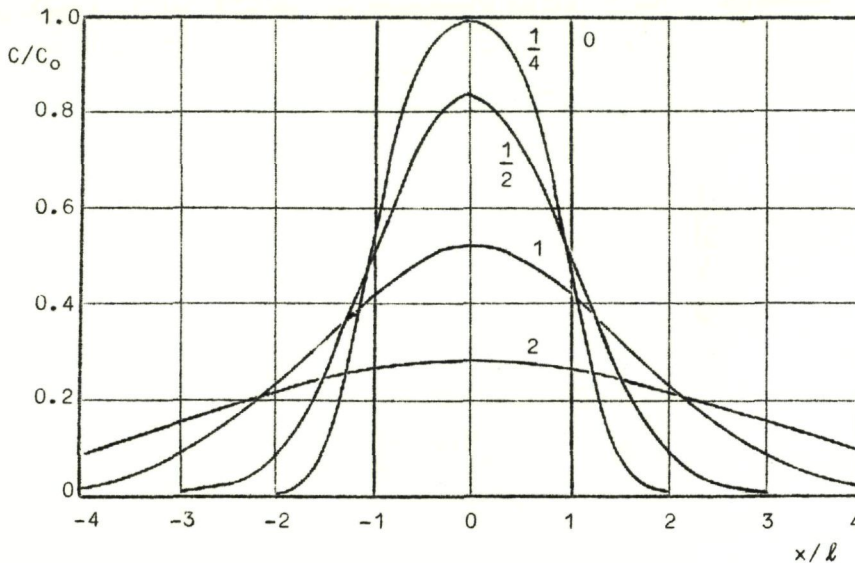


fig. 13.- Concentration-distance curves for an extended source of limited extent. Numbers on curves are values of $(Dt/l^2)^{1/2}$.

With the former assumptions we can use this solution locally, at each point of a net-grid (x_1, x_2) if we consider at each instant, the concentration $r(x_1, x_2, t)$ as an initial concentration to compute $r(x_{1i}, x_{2i}, t + \Delta t)$. The problem is now to determine for each point (x_1, x_2) , the points (x_{1i}, x_{2i}) of the net, which are sufficiently near to (x_1, x_2) in the \mathbf{u} -direction, to be influenced by $r(x_1, x_2, t)$.

The number of these points is determined by $\left(\frac{D \Delta t}{l^2} \right)^{1/2}$ [see figure 13].

Figure 14 shows the choice of these points depending upon the direction of vector \mathbf{u} in the case where $u_1 u_2 > 0$ and $\frac{u_2}{u_1} > 1$

a) $1 \leq \frac{u_2}{u_1} < \frac{4}{3},$

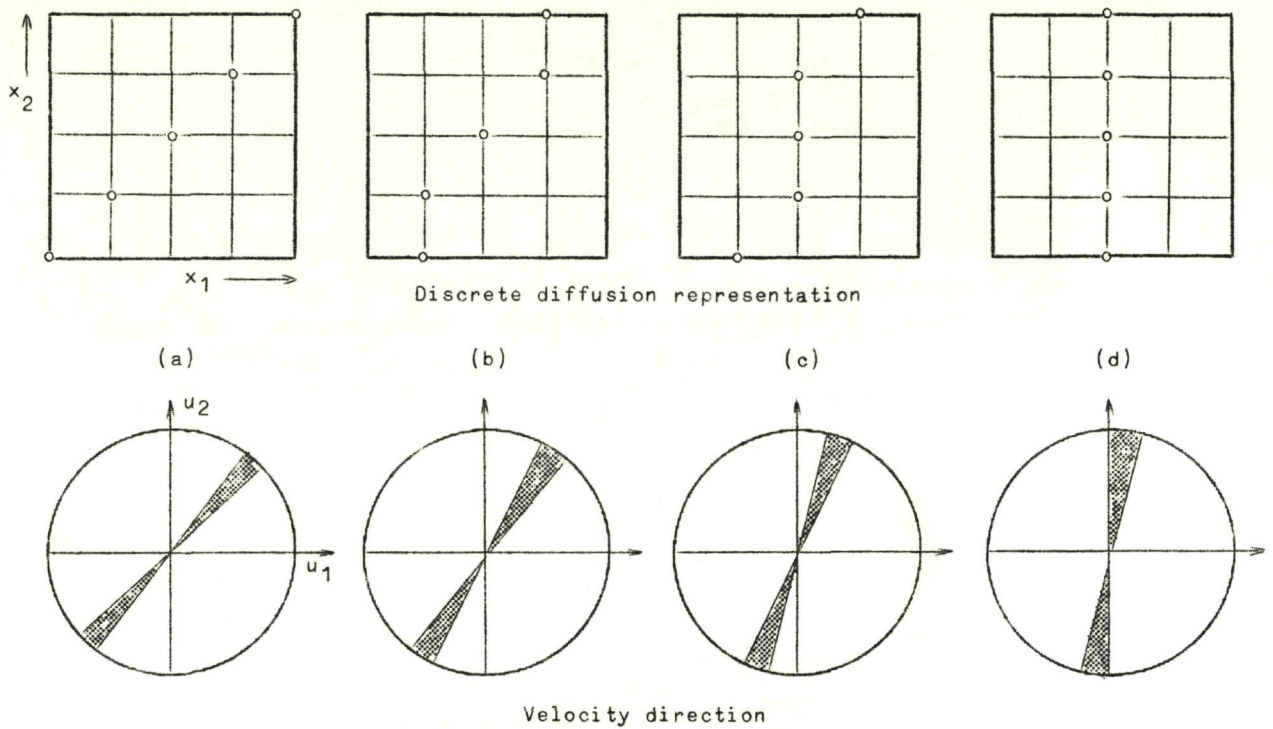


fig. 14.

- b) $\frac{4}{3} \leq \frac{u_2}{u_1} < 2$,
- c) $2 \leq \frac{u_2}{u_1} < 4$,
- d) $\frac{u_2}{u_1} \geq 4$.

It is easy to see that all situations are analogous to one of the formers.

3.2.- Local analytical solution

If

$$(15) \quad \frac{\partial u}{\partial t} = 0 \quad , \quad \frac{\partial v}{\partial t} = 0 \quad ,$$

it can easily be shown that equation (2) has a solution

$$(16) \quad r = r_0 \, t^{-\frac{1}{2}} \exp \left[- \frac{U}{16 \, \alpha H t} \left(\frac{x_1}{u_1} + \frac{x_2}{u_2} \right)^2 \right]$$

u_1 and u_2 being neither constant nor uniform, we could try to write the solution $r(x_1, x_2, t)$ in the form

$$(17) \quad r = \tilde{r} K(x_1, x_2, t)$$

or

$$(18) \quad r = \tilde{r} + K(x_1, x_2, t)$$

where K is a continuous and continuously differentiable function of t , x_1 , x_2 , which satisfies a partial differential equation with given boundary conditions

$$(19) \quad \frac{\partial K}{\partial t} = N(K, x_1, x_2, t) .$$

In this way, we get rid of the part of the solution that is the most difficult to treat by numerical methods (because of its exponential form), and we may admit that (19) has a smoother solution than (2), more accessible numerically.

This method is now being investigated.

3.3.- Isoconcentration curves drawing

We have worked out a routine to draw isoconcentration curves. This routine needs, as input data, the values of the concentration at all the points of a net-grid with constant step.

By means of these data (and interpolation) the routine :

- 1) computes all the points belonging to the segments of the net, where the concentration is equal to a given value (for instance, one tenth of the maximum concentration) ;
- 2) stores the coordinates of these points (initial point is the origin) ;
- 3) classifies and brings together all the points, mesh after mesh, taking into account that the concentration inside a curve is always greater than the given value on the curve (the curves are assumed to have a general convex shape) ;
- 4) draws a smooth curve joining all the points.

The program allows to draw several curves for one net, with different graphical representation (see fig. 6-8, pp. 42-44).

4.- Results of the tests

A.1.- Explicit scheme

- conservative method
- existence of negative concentration ($7 \cdot 10^{-2}$ of the total mass)
- the Gorenflo corrections are little effective
- very rapid computation
- resulting curves can be compared to Talbot's experiments for $\alpha \sim 0.5$

A.2.- Implicit scheme

- non conservative scheme
- lateral diffusion (physically inexistent)
- existence of small negative values
- little effective corrections
- computation time rather large

A.3.- Variable steps

- non conservative scheme
- rather large negative concentrations
- rather rapid computation

B.- Galerkin method

- rapid divergence in both tests

C.- Pseudo-analytical method

- no negative concentrations
- lateral diffusion
- very rapid computation
- seems to be difficult to use for non-uniform u and H

5.- Conclusion

At the present time, the best methods are the simplest ones. Most of the well-known discrete methods for spatial elliptic operator failed to solve our problems. It seems that the pseudo-analytical methods are, at present

and for very simplified problems, the most effective. Let us note finally that a research engineer of EAI Inc. is now working to solve our problem by means of hybrid (analog-digital) computers, but unfortunately, he has no results yet. We emphasize more the lack of accurate experimental data.

References

- CRANK (J.), *The Mathematics of Diffusion*, Oxford University Press.
- GOENFLO (R.), (1970), *Nicht negativitäts und substanzerhaltende Differenzeschemata für lineare Diffusionsgleichungen*, in *Numerische Math.*, 14, 448-467.
- NIHOUL (J.C.J.), (1971), *Shear effect and eddy diffusion in the Southern North Sea*, Contribution to the North Sea Science Conference, Aviemore (Scotland), Nov. 14-20 1971, pp. 6-8.
- SUNDQVIST (H.) and VERONIS (G.), (1969), *A simple finite difference grid with non-constant intervals*, in *Tellus*, 22, 26-31.
- TALBOT (J.W.), (1970), *The influence of tides, waves and other factors on diffusion rates in marine and coastal situations*, in *FAO Technical Conference on Marine Pollution*, Roma, December 9-18 1970.

Chapitre II

Rapport d'activité concernant les estuaires par R. WOLLAST 88

Rapport d'activité concernant les estuaires

1.- Introduction

Les recherches concernant les estuaires ont débuté, conformément aux engagements, au cours du second semestre de cette année. Par suite des travaux antérieurs entrepris dans le laboratoire de Chimie Industrielle de l'Université de Bruxelles, nous disposions déjà d'une soixantaine d'échantillons de sédiments prélevés dans l'estuaire de l'Escaut, et dont l'analyse des éléments majeurs était connue.

Notre objectif est d'estimer la quantité de divers polluants, soit sous forme solide, soit en solution, qui sont introduits dans la Mer du Nord par la voie des estuaires.

Nous avons décidé de porter nos efforts sur l'estuaire de l'Escaut étant donné nos activités antérieures et l'intérêt qu'il présente pour la Belgique.

2.- Décharge de polluants solides par l'estuaire de l'Escaut

Nous avons tout d'abord complété les analyses des éléments majeurs des sédiments par celles d'un certain nombre de substances polluantes telles que les métaux lourds, le phosphore et le soufre. Les conclusions de cette étude sont reprises dans la note intitulée *Discharge of particulate pollutants in the North-Sea by the Scheldt*.

On peut y constater que l'Escaut constitue pour la Mer du Nord, une source appréciable de métaux lourds tels que Cr , Cu , Zn , Pb , Fe et de substances susceptibles de modifier sévèrement les conditions écologiques en mer comme le phosphore, le soufre sous forme de sulfures et la matière organique.

Nous compléterons cette note par le tableau ci-dessous qui indique une première estimation de la décharge annuelle de ces polluants sous forme solide, en ne tenant compte que du transport naturel par l'Escaut, en dehors des périodes de crue.

Elément	Décharge annuelle tonnes/an
Cr	295
Cu	110
Zn	465
Pb	92
P ₂ O ₅	6.500
S	5.000
Matières organiques solides	27.000

Rappelons qu'à ces quantités il faut ajouter les rejets des vases draguées et celles emportées lors des crues pour lesquelles nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de données.

3.- Turbidité, matières organiques et oxygène dissous dans l'estuaire

Nous avons d'autre part entrepris de manière systématique des mesures simultanées de profil longitudinal de salinité, d'oxygène dissous, d'oxydabilité au permanganate (matière organique rapidement et lentement oxydable) et de turbidité. Ces mesures sont effectuées à l'étale de marée basse au point considéré depuis l'embouchure jusqu'à Gentbrugge. Les résultats obtenus lors d'une campagne du 18 au 21 octobre 1971 sont résumés dans les figures 15 à 17 .

Elles montrent d'abord combien est sévère la pollution de cet estuaire : l'oxygène dissous est inférieur à 10 % de sa valeur normale depuis le km 65 jusqu'à Gentbrugge (km 159), la turbidité atteint des valeurs supérieures à 500 mg/l (plus de 10 fois la valeur normale), la matière organique facilement oxydable (KMnO₄, 3 min.) équivaut à 15 mg O₂/l et lentement oxydable (KMnO₄, 4 heures) 30 mg O₂/l . Notons que l'on admet comme limite pour cette dernière valeur 4 mg/l au-delà de laquelle il se manifeste généralement des nuisances.

L'allure des courbes suggère que la turbidité et la matière oxydable sont soumises à une élimination partielle dans l'estuaire même.

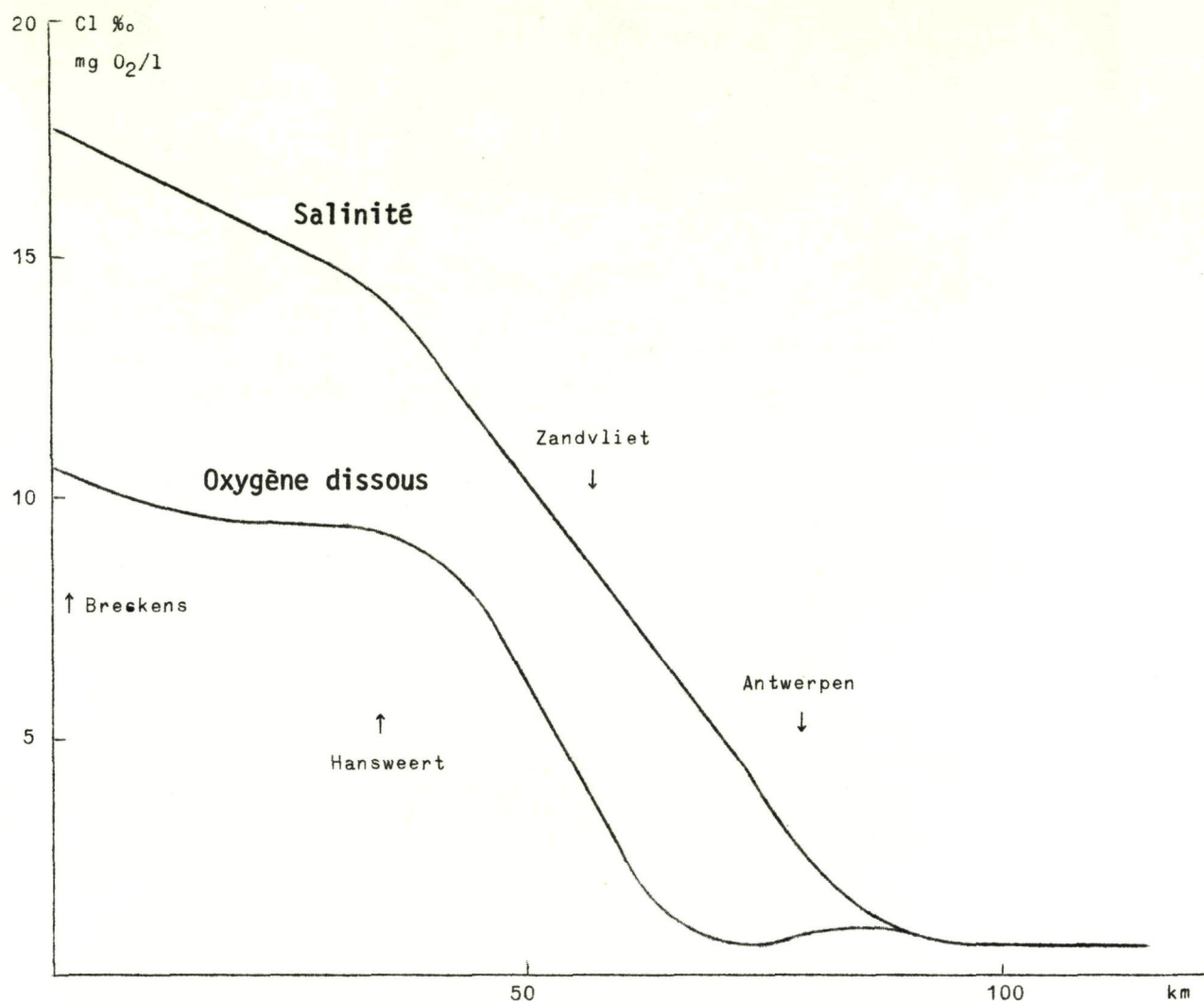


fig. 15.- Evolution de la salinité et de l'oxygène dissous dans l'estuaire de l'Escaut.

En ce qui concerne la turbidité, nous avons étudié ce problème antérieurement et nous avons pu montrer qu'une partie appréciable du solide en suspension sous forme colloïdale dans les eaux d'amont flocculaient rapidement dans la zone comprise entre Anvers et Zandvliet par suite de l'augmentation de la salinité. Les flocons ainsi formés sédimentent assez rapidement. L'une des conséquences de la décharge de déchets dans l'Escaut et ses affluents est un accroissement de l'envasement de la zone portuaire d'Anvers.

En ce qui concerne les matières organiques, la diminution de concentration que l'on observe lorsqu'on se dirige vers l'embouchure est plus importante que celle que l'on peut calculer par simple dilution de l'eau

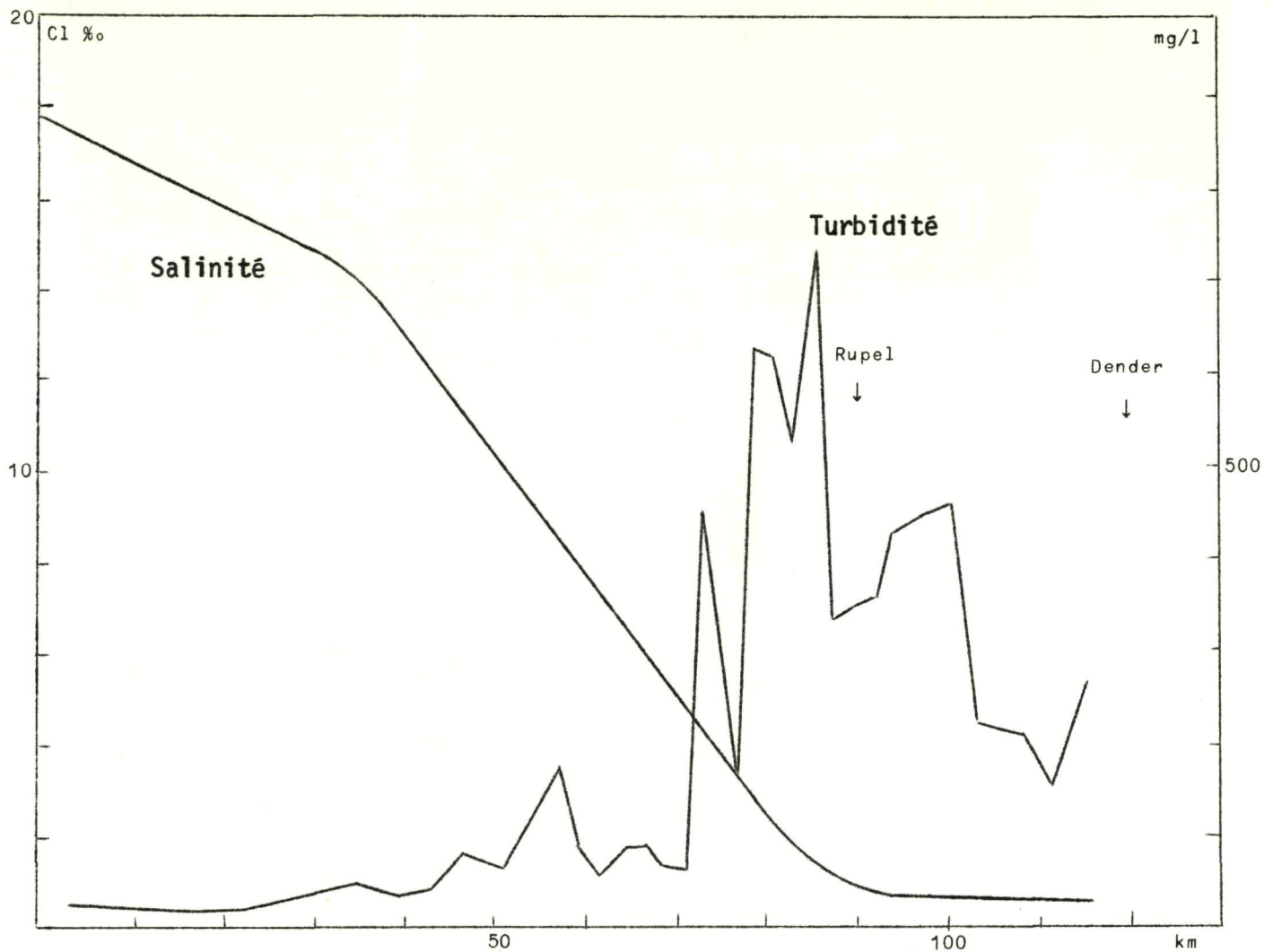


fig. 16.- Evolution de la turbidité dans l'Escaut.

d'amont par l'eau de mer et indique qu'une partie importante est dégradée par l'activité biologique dans l'estuaire même. La cinétique de ce processus ne peut être précisée à l'heure actuelle à cause notamment du comportement hydrodynamique complexe de l'estuaire et de la multiplicité des sources de pollution. Une telle étude nécessite l'élaboration d'un modèle mathématique de l'estuaire. Nous tentons de résoudre actuellement ce problème de manière très approchée par des méthodes de calcul numérique et analogique.

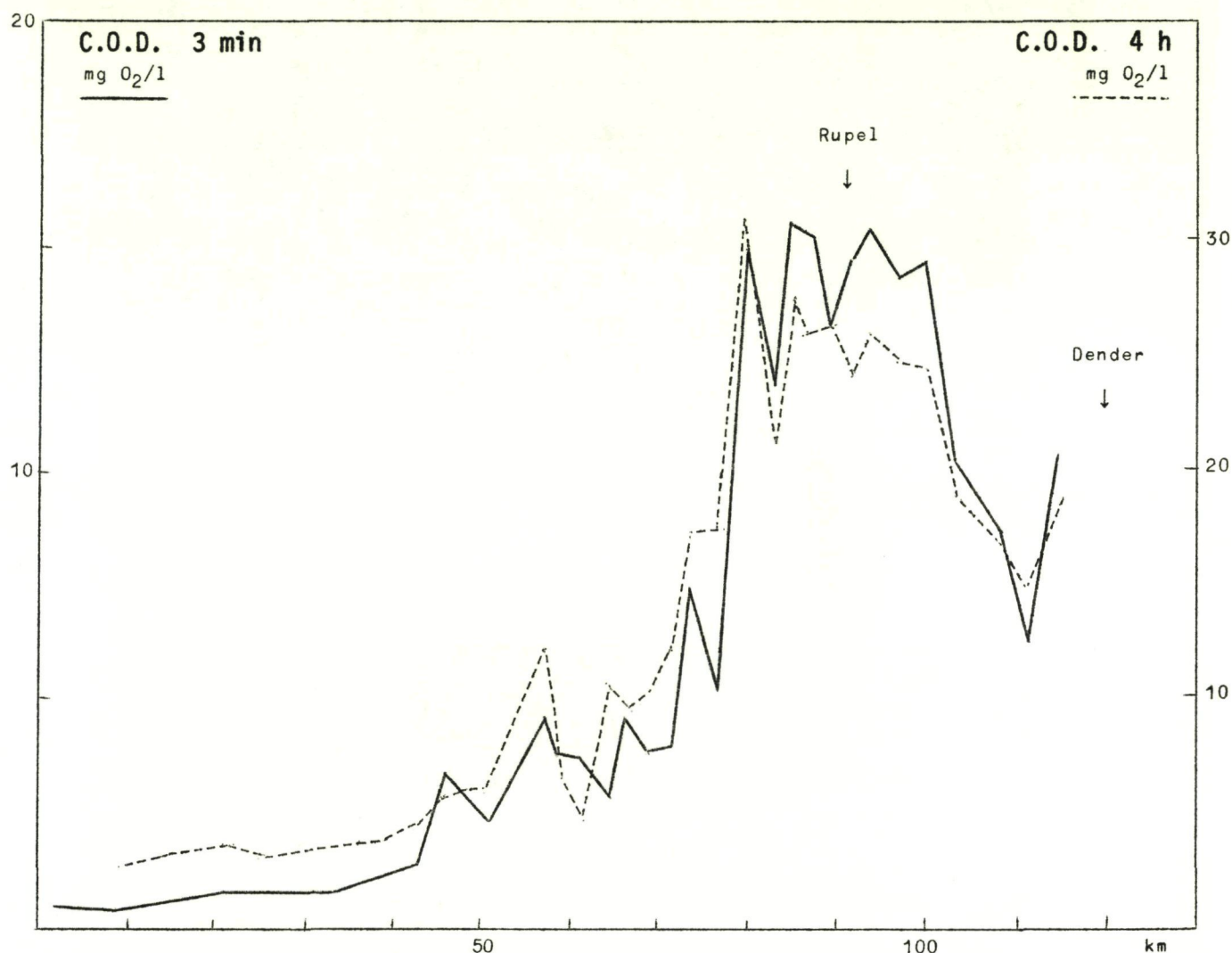


fig. 17.- Demande chimique d'oxygène exprimée par la consommation de permanganate de potassium à la température ordinaire pendant 3 minutes et 4 heures.

4.- Comportement particulier de la silice dissoute

Nous avons mis récemment en évidence ⁽¹⁾ que la silice dissoute dans les eaux d'amont était rapidement consommée dans la zone estuarienne et que cette consommation était due à une activité biologique des diatomées.

Les mesures récentes que nous avons effectuées semblent indiquer qu'il s'agit d'un phénomène d'entrophication et que la zone d'activité des

(1) R. WOLLAST et F. DE BROEU, Study of the behaviour of dissolved Silica in the Scheldt, in Geochemica et Cosmochemica Acta, **35**, pp. 613-620 (1971).

diatomées correspond à celle où l'oxygène dissous réapparaît et où la turbidité est raisonnablement basse.

Des observations similaires ont été faites sur le Rhin, par un groupe de chercheurs hollandais (Postma et van Bennekom, communication personnelle), qui ont montré d'autre part que la silice constituait probablement le facteur nutritif limitant et notamment en zone côtière.

Il est important de noter que la consommation de silice dans l'estuaire même, a des répercussions fâcheuses sur l'écologie du milieu marin. En effet, la silice est une substance nutritive importante dans la première étape de la chaîne trophique et la source principale de cet élément est constituée par les eaux de ruissellement continentales. Si par entrophication cette silice est consommée principalement dans les estuaires et que la source principale d'apport est fortement diminuée, on peut s'attendre à observer des dégradations importantes du milieu marin dans les zones voisines des estuaires et des côtes. Il serait intéressant de simuler ce phénomène à l'aide du modèle mathématique.

5.- Aspect bactériologique

Des comptages de germes totaux et de bactéries dans l'Escaut ont été effectuées par Monsieur Barbette et les résultats en sont décrits dans le rapport dans le tableau III⁽¹⁾.

Les points MSC se rapportent tous à Zandvliet à l'exception de MSC 04117110 qui ont été prélevés à Anvers.

Les échantillons VSC ont été prélevés à l'embouchure du Rupel et les échantillons TSC, ASC et HSC à l'embouchure. Les résultats soulignent encore une fois le niveau élevé de pollution dans la zone portuaire, mais indiquent aussi, comme le souligne l'auteur, une très rapide décroissance lorsqu'on se dirige vers la mer et puis en mer vers le large.

Les résultats sont encore trop fragmentaires à l'heure actuelle pour pouvoir tirer des conclusions définitives, mais il semble toutefois d'après ce rapport qu'un nombre appréciable de germes et de streptocoques fécaux

(1) Voir le rapport J. BARBETTE, Aspect microbiologique de la pollution, Contribution de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Ministère de la Santé publique.

que l'on retrouve en particulier aux points 05 et 06 du réseau (Tableau I du rapport de J. Barbette⁽¹⁾) peuvent être attribués à une influence de l'Escaut.

Conclusions

L'estuaire de l'Escaut est l'une des sources importantes de pollution de la Mer du Nord, au même titre que ceux du Rhin et de la Tamise. La récente conférence d'Aviemore a d'ailleurs confirmé la contribution primordiale des estuaires à la pollution des mers.

Les rapports des groupes chimiques (Prof. Elskens) et biologiques (Prof. De Coninck) soulignent d'ailleurs des anomalies aux points 05 et 06 du réseau situé face à l'embouchure de l'Escaut.

L'estimation de la contribution d'un estuaire à la pollution de la mer est cependant très complexe à cause de l'hydrodynamique compliquée d'un tel système. De plus, les études récentes, et celle-ci en particulier, montrent que l'estuaire est le siège de réactions encore mal connues qui peuvent modifier profondément la composition chimique de l'eau, des sédiments et se répercuter sur l'écologie du milieu estuarien et marin. La consommation de silice dissoute et la désorption de métaux lourds apparaissent comme deux exemples particulièrement importants de ces phénomènes.

Il serait donc hautement souhaitable d'intensifier l'étude de l'estuaire et des zones adjacentes en mer. Il faudrait en particulier inclure comme variable intéressante la silice dissoute dans l'eau de mer, qui semble être l'une des substances nutritives limitantes dans certaines régions et de considérer les implications écologiques du déficit de silice.

(1) Ibid.

Chapitre III

Nutrients et paramètres biologiques associés par I. ELSKENS	96
Les métaux et les métabolites de pesticides par I. ELSKENS	123
Annexe : Groupes de travail associés à la coordination chimie - Prospectives d'avenir par I. ELSKENS	138
La productivité primaire en Mer du Nord par J.P. MOMMAERTS	141
First trophic level - Analysis of photosynthetic pigments and phytoplankton by G. HOUVENHAGHEL, J. STEYAERT and Ch. VAN BEVEREN	151
Verslag van de werkzaamheden in verband met het bepalen van gechloreerde organische verbindingen in biologische monsters levend in mariene milieu door A. VERCRUYSE .	162
Premier aperçu sur la distribution et la composition des sédiments dans le réseau du modèle mathématique par R. WOLLAST	164
Sur la détermination du mercure dans les poissons par P. HERMAN et R. VANDERSTAPPEN	176

I.- Nutrients et paramètres biologiques associés

1.- Nutrients

Une première partie est consacrée à la validation des méthodes chimiques d'analyse utilisées et à la justification des processus d'échantillonnage.

Au stade actuel du développement du programme, les échantillons pour l'analyse des nutriments sont prélevés de façon synchrone avec les prélèvements hydrologiques (spatialement et temporellement parlant) et autant que faire se peut, de façon synchrone également avec les prélèvements pour la détermination de paramètres biologiques associés : la teneur en chlorophylle, en phéophytine et la productivité primaire. Après une légère évolution depuis la croisière 0 (janvier 1971), les échantillons pour la détermination du phosphore et de l'azote (sous toutes leurs formes particulières) sont prélevés à chaque maille du réseau expérimental (*cf.* fig. 18), à différentes profondeurs, à l'étale marée basse d'une part, à l'étale marée haute d'autre part.

Alors que les échantillons pour le dosage du phosphore (non ultra-filtrés à bord) sont conservés en bouteilles de pyrex et placés en frigo (à 4°C) après traitement au chloroforme dès le prélèvement, les échantillons pour le dosage de l'azote (non ultra-filtrés à bord) sont conservés en bouteilles de PE et placés immédiatement en *deep-freezer* (- 25°C).

Il a été tenu compte dans ce choix et cette procédure des impératifs de travail à la chaîne et de l'infrastructure existante à bord, de la nécessité de sauvegarder à la fois, une fiabilité suffisante aux échantillons et une cadence de prélèvement qui ne compromet pas les travaux des autres disciplines associées. La discussion des essais ayant conduit à ce choix (reproductibilité et analyse statistique de séries ultra-filtrées à bord, au laboratoire, dialysées au moment de l'analyse, etc.) fera l'objet d'un *Technical Report* 1972⁽¹⁾.

En principe, sauf indication dans le texte, les analyses de nutriments qui sont discutées dans ce paragraphe se rapportent au compartiment (ou

(1) Technical Report Chimie (à paraître début 1972).



fig. 18.

phase dans la définition adoptée pour le modèle mathématique) — en solution — ; il va de soi qu'ultérieurement, et dans le but de préciser les coefficients d'interaction entre phases, il faudra effectuer les mêmes

bilans dans les autres compartiments du modèle⁽¹⁾.

1.1.- Phosphore

Tous les résultats discutés ci-dessous globalement ont fait l'objet des *Technical reports*⁽²⁾ et se rapportent au phosphore *total* (après hydrolyse acide, donc sous forme de phosphates provenant des polyphosphates inorganiques, des orthophosphates inorganiques, des composés où le phosphore est lié sous forme P-O-P, à l'exclusion des composés où le phosphore est lié sous forme P-O-C et P-C)⁽³⁾. Les résultats sont exprimés en µg de phosphore (P) par litre d'eau de mer (décantée mais non filtrée).

1.1.1.- Hétérogénéité du milieu en fonction des marées

Pour toutes les mailles du réseau expérimental (de 01 à 72) - sauf pour les mailles 01, 06, 07, 11, 54 et 59 - l'écart maximum à la moyenne de concentration en phosphore entre deux marées est de l'ordre de grandeur de la précision (ou mieux) et de la reproductibilité *actuelle* de la technique des mesures (1 *loc. cit.*), exemple :

- croisière 1 (juin 1971) maille 03 $24,9 \pm 1,3 \mu\text{g P/l}$ (10 m)
 maille 04 $25,9 \pm 0,6 \mu\text{g P/l}$ (10 m) etc.

TABLEAU 1

Phosphore en $\mu\text{g P/l}$ (P total). Hétérogénéité du milieu en fonction des marées. Les valeurs données sont les moyennes arithmétiques de prélèvements surface, moyenne, fond.

Maille	Date	Marées			
		Heure	(P) µg P/1	Heure	(P) µg P/1
M 01	28-06-71	13 h 00	30	10 h 30	40
M 06	23-06-71	12 h 45	25,7	17 h 40	48,4
M 07	25-06-71	06 h 45	30,6	13 h 30	36,4
M 11	07-07-71	16 h 00	36,4	23 h 30	39
M 54	20-09-71	15 h 33	55,5	20 h 33	69,5
M 59	21-09-71	08 h 00	36,6	13 h 30	40,4
M 05	02-07-71	02 h 30	41,4	07 h 30	39,7

(1) Pour le compartiment "Sédiments", nous renvoyons à l'exposé d'ensemble du Prof. R. WOLLAST qui est repris en référence en page 138.

(2) Technical Report 1971/01 à 03, Chim. 01 et 02, Dosages Phosphates, ELSKENS & JANSSEN.

(3) HENRIKSEN, Analyst, 90, 29 (1965).

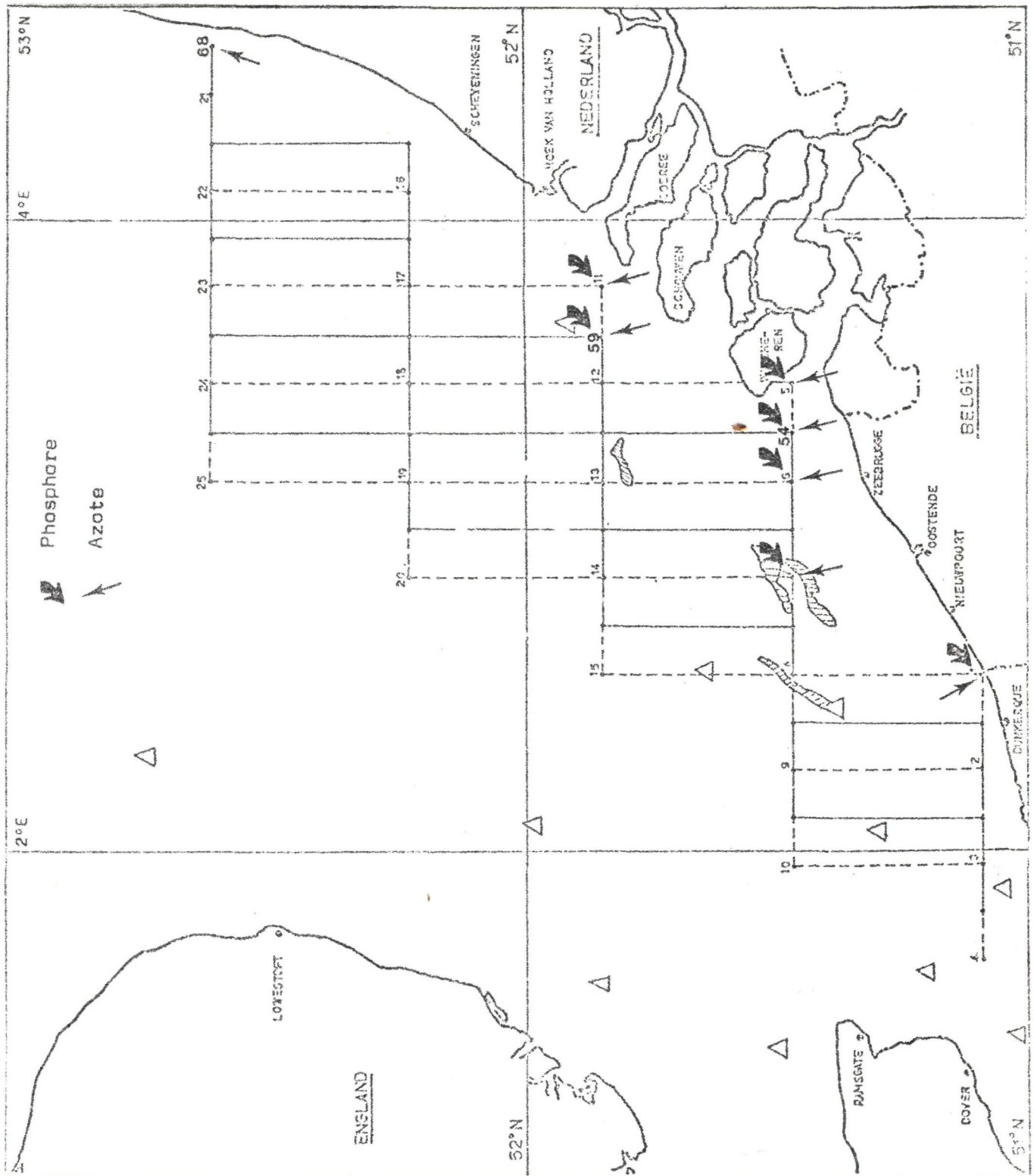


fig. 19.- Phosphore et azote, hétérogénéité du milieu en fonction des marées.

Pour les mailles anormales citées ci-dessus, voir figure 19 et tableau 1, il est à remarquer qu'il s'agit là de mailles à faible profondeur où l'effet de marée disparaît lorsqu'on calcule les moyennes intégrées réelles, compte tenu de Δh c'est-à-dire la différence de profondeur entre deux marées. Ceci revient à dire que la loi de conservation de la masse se vérifie dans la mesure où une turbulence excessive locale et où une consommation excessive locale (mais P n'est pas dans les conditions examinées un élément limitant) ne viennent pas perturber le système. Il y a lieu de mettre ces conclusions en rapport avec les travaux de J. Nihoul sur la composante hydrodynamique verticale ⁽¹⁾.

La moyenne intégrée étant

$$\int_0^h C \times dh ,$$

la coordonnée temporelle à laquelle le prélèvement se fait n'a plus que peu d'importance pour peu que la profondeur réelle soit déterminée avec précision (voir *Technical reports navigation*). Il en résulte pour les croisières futures (à partir de la croisière 1971 n°4) une simplification considérable dans le prélèvement, celui-ci — en ce qui concerne les nutriments — n'étant plus limité à la période stricte des étales. Ces considérations seront à revoir lorsque, disposant de techniques plus raffinées, nous aurons à examiner de façon plus précise les processus de turbulence, les processus de mobilisation à partir des matières remises en suspension et d'une façon plus générale tout ce qui touche les coefficients d'interaction entre phases (cf. discussion des résultats colloque des 24-25 nov. 1971, remarque de R. Wollast). Au stade actuel et pour les besoins globaux, l'approximation faite est satisfaisante.

1.1.2.- Hétérogénéité du milieu en fonction de la profondeur (pour une même marée)

Toutes les mailles du réseau expérimental sont, dans les limites de la précision actuellement atteinte, relativement homogènes dans leurs profils surface-fond, sauf les mailles 05 , 06 , 07 , 11 et 63 où l'on distingue

(1) Technical Report, à paraître 1972.

cette fois une influence compétitive entre la proximité de la côte (déchets ménagers et industriels) et du fond (mobilisation par turbulence). La combinaison des deux donne :

- un profil décroissant (surface chargée des effluents à courant rapide)
- un profil croissant (organismes reminéralisés au niveau du benthos proche)
- une combinaison des deux effets : maille 07, fond et courant (voir figure 20).

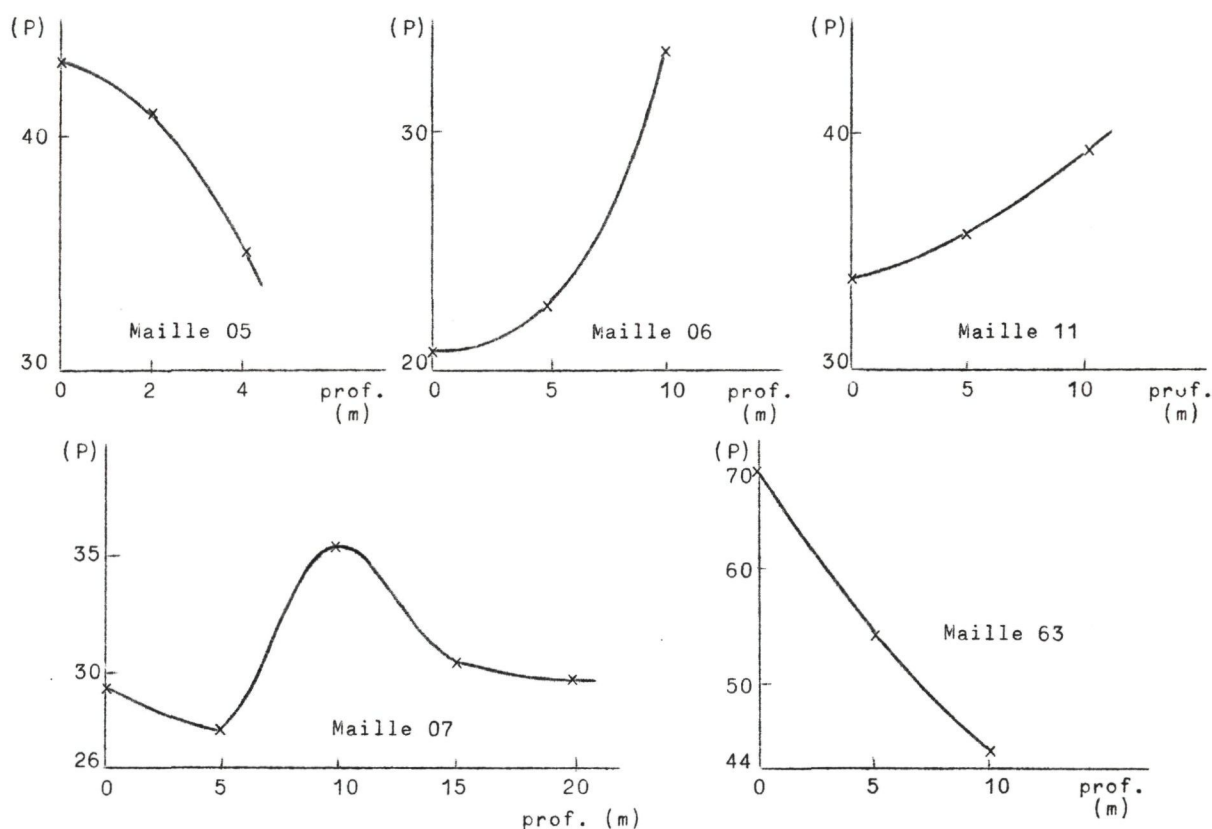


fig. 20.- Profils de concentration surface-fond pour le phosphore (phosphore total exprimé en $\mu\text{g P/l}$).

1.1.3.- Conclusions

a) Tous les éléments qui précèdent nous permettent, à quelques exceptions près, de dresser une carte complète pour la région étudiée, de la répartition du phosphore total, en ne tenant compte que des moyennes intégrées

sur la profondeur totale (eau libre) par maille. Cette première approche est d'autant plus justifiée que la région considérée — partie du *Southern Bight* — est du type *homohaline* et *homotherme* ^(1,2).

Pour dresser une telle carte de répartition, nous avons adopté un code permettant, à la même échelle, de respecter tous les ordres de grandeur des données quantitatives détaillées dans les *Technical Reports*. Le code est

- soit un *code couleur* :

disques de mêmes dimensions divisés en secteurs de quart dont la couleur donne l'échelle de concentration *par rapport à une norme* prise comme référence, et caractéristique d'un *état normal non pollué*.

Exemple : disque bleu = norme ; disque vert = $4 \times$ la norme ; disque jaune = $16 \times$ la norme ; disque orange = $64 \times$ la norme etc. pour aboutir au disque noir, plus de $256 \times$ la norme.

- soit un *code géométrique* :

qui correspond aux mêmes caractéristiques d'appréciation mais ici c'est la forme qui détermine l'échelle des concentrations. Exemple : cercle = norme ; losange = $4 \times$ la norme ; ellipse = $16 \times$ la norme ; carré = $64 \times$ la norme. Cette deuxième définition moins réaliste au premier abord, est cependant plus simple pour des travaux devant être reproduits par procédés ordinaires.



Le choix de la norme, caractéristique de l'état non pollué — en tenant compte, le cas échéant des fluctuations saisonnières — est fixé par un examen critique des données de la littérature. Dans toutes les figures présentées, la valeur absolue prise comme référence est signalée et la source

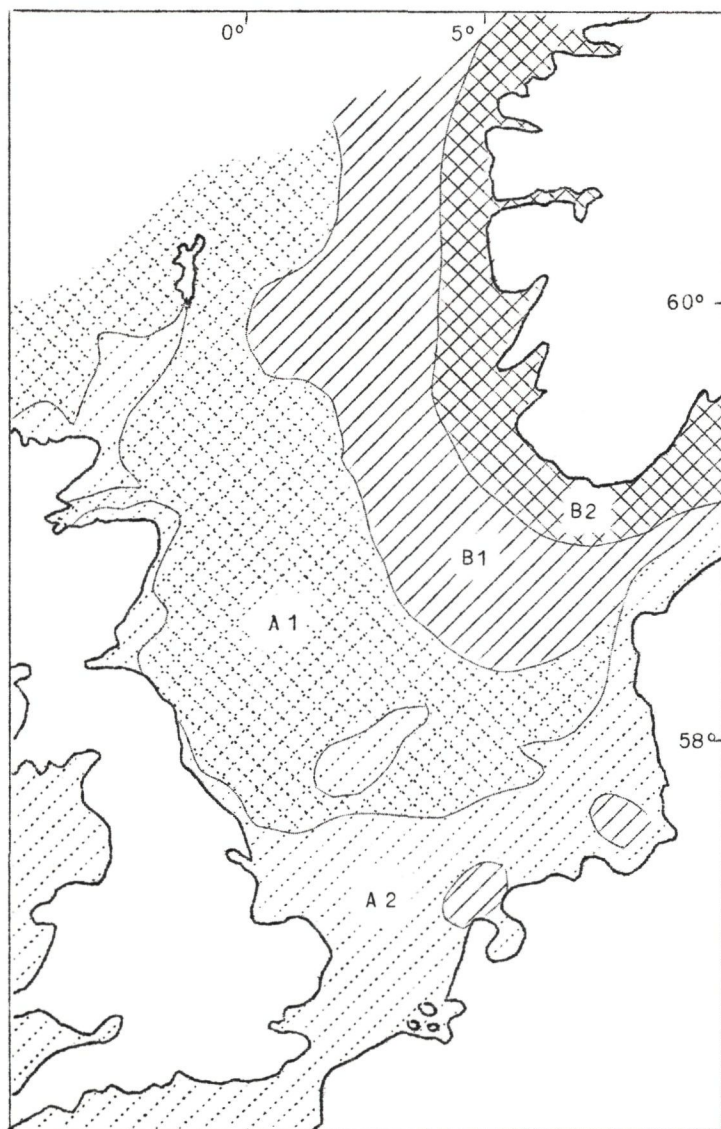
- (1) CUSHING, *Productivity of the North Sea*, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working Papers; Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971), volume 1, fig. 1 (preprint) — Region A1(homohaline all year round), region A2 (homothermal, all year round), voir figure 21, p. 103.
- (2) HÜHN, *On the climatology of the North Sea*, Nato Science Committee Conference, cf. note (1), volume 1, maps 9-12 (preprint) — Répartition des températures de surface janvier, avril, juillet, octobre.

également. En ce qui concerne le phosphore total en solution, nous avons choisi, pour des régions où le P n'est pas un élément limitant, la valeur annuelle moyenne de $15 \mu\text{g P/l}^{(1)}$.

b) Examen de la répartition du phosphore dans le modèle

L'examen des figures 22 (phosphore total, croisières 1-2) et 23 (phosphore total, croisière 3), montrent que de juin à novembre, le phosphore n'est certainement pas un élément limitant de la productivité. La concentration moyenne étant comprise entre 2 et 4 fois la norme, on

(1) JOHNSTON and JONES, Serial Atlas of the Marine Environment, folio 11, Am. Geogr. Soc., New York, 1969.



Suite de la note (1), page 102 :

fig. 21.- Division de la mer en "régions"

A1 : homohaline

A2 : homotherme

(Extrait de CUSHING, Productivity of the North Sea).

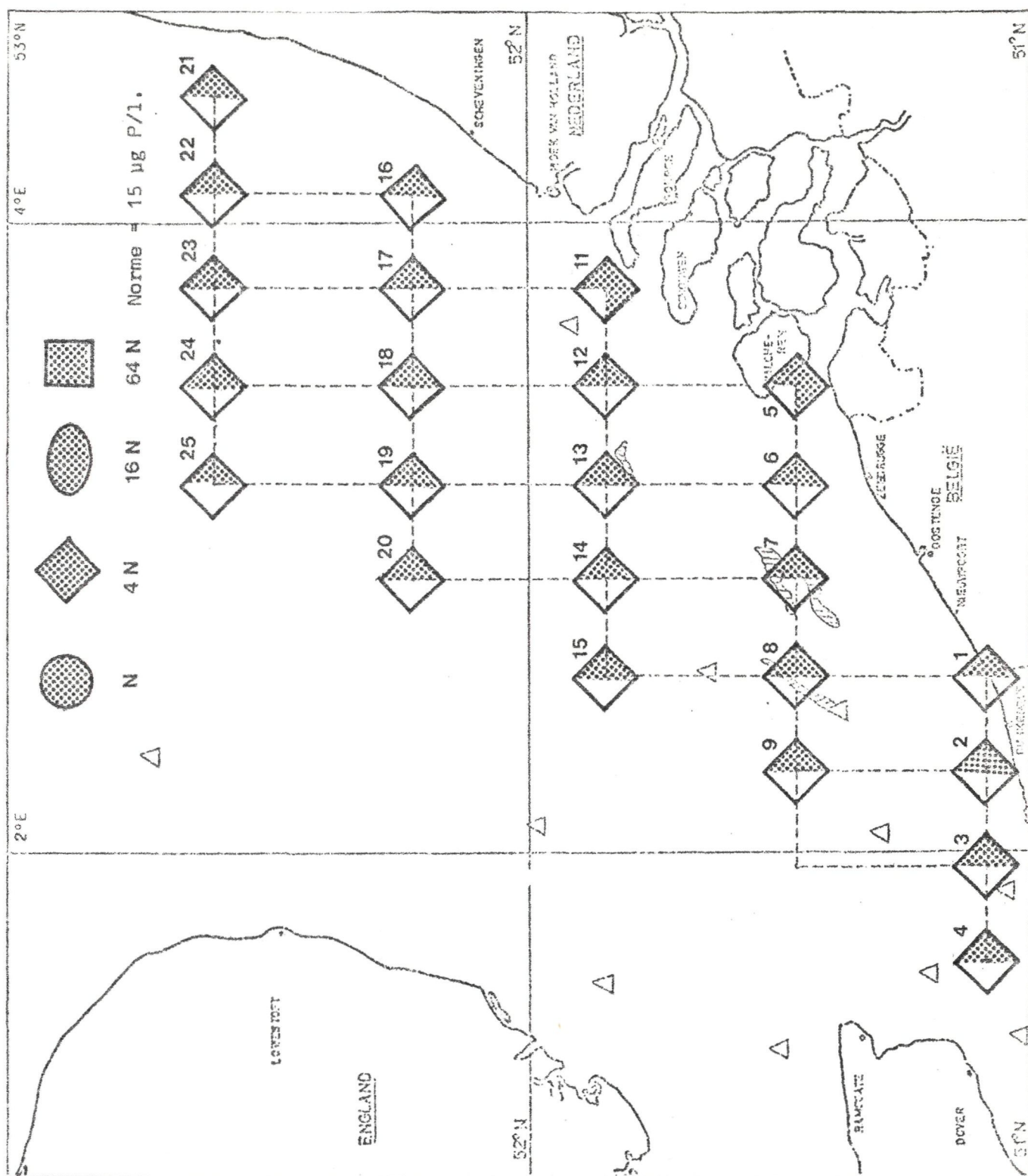


fig. 22.- Répartition du phosphore dans le modèle (croisières 1 et 2). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale.

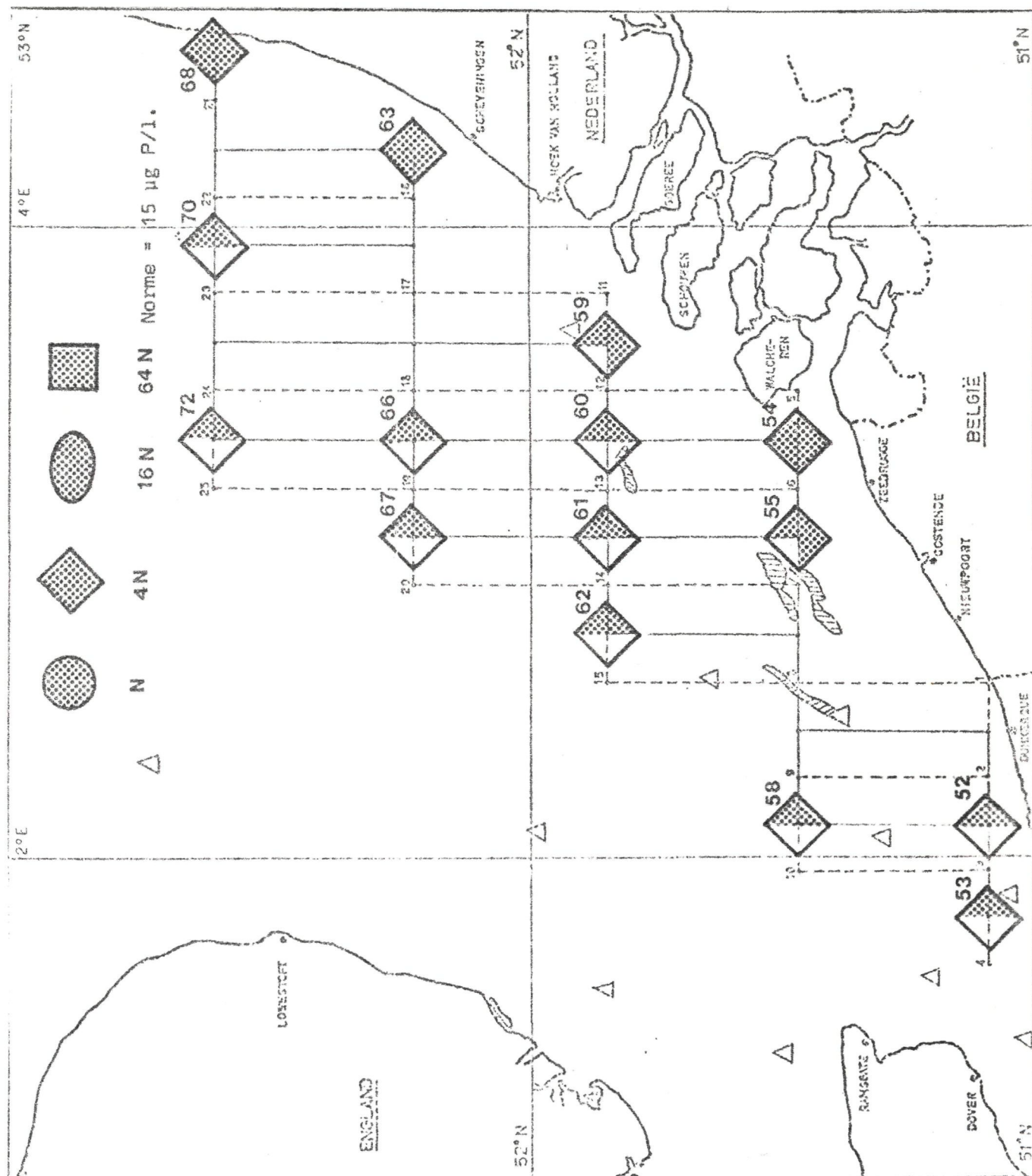


fig. 23.- Répartition du phosphore dans le modèle (croisière 3). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale.

peut même dire que le phosphore des effluents (déchets ménagers et industriels) joue un rôle de *promoteur de la productivité* par rapport à la situation existante dans un milieu équilibré. Nous reviendrons ultérieurement sur la signification précise et la portée du terme productivité en ce qui concerne la pollution.

Les profils de concentration en phosphore en fonction de la distance à la côte (source des effluents, estuaires, etc.) est décroissant (voir figure 24) ce qui indique bien une *consommation* du phosphore par la biomasse qui s'ajoute à l'effet de dilution bien moins important si l'on prend en considération une condition de stationnarité. Le cas exceptionnel des mailles 07 et 08 à proximité desquelles se font les déversements volontaires sera évoqué plus tard; les fortes concentrations aux mailles 63 et 68 sont dues aux effluents importants du Rhin et de l'Ems et à l'existence de courants de surface importants qui balayent la zone estuarienne vers le nord⁽¹⁾.

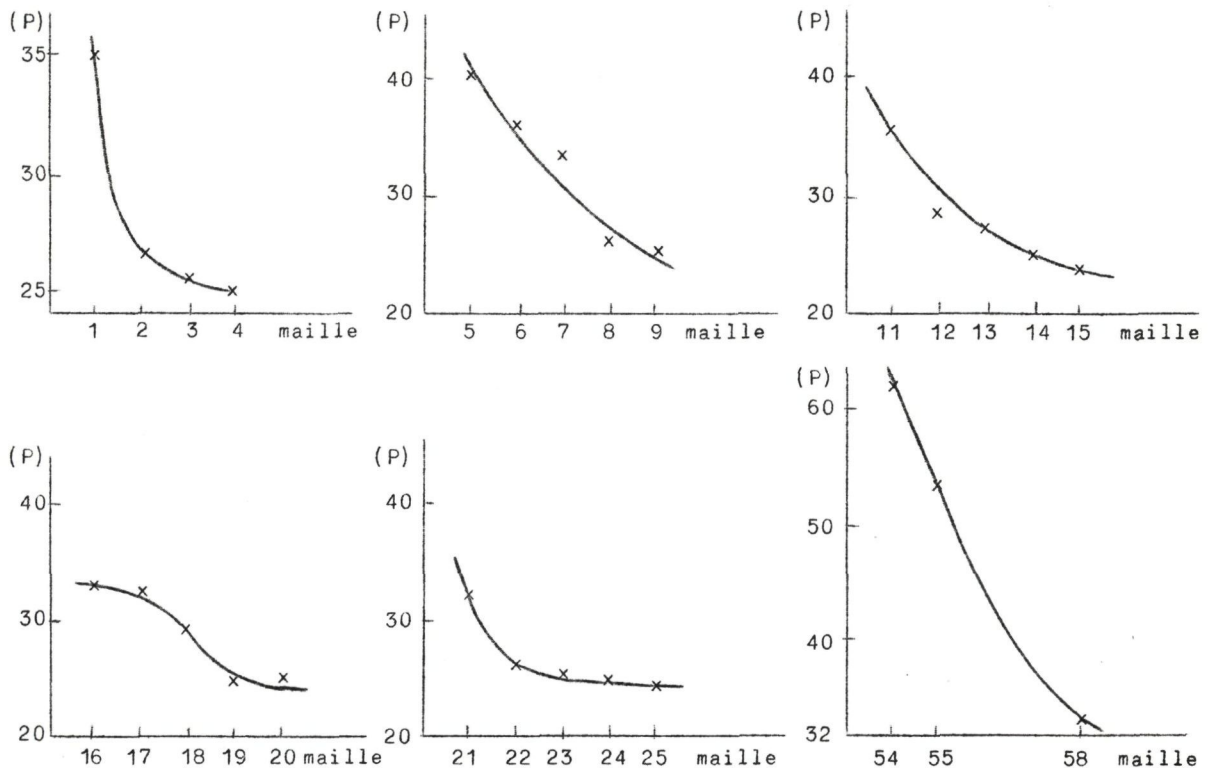


fig. 24.- Phosphore (total en $\mu\text{g P/l}$). Profils de concentration côte-large. Les valeurs sont les moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale.

(1) Voir carte des courants résiduels en Mer du Nord.

Nos résultats s'accordent quantitativement très bien avec ceux de la littérature dans la région considérée (compte tenu du fait que les courbes isoconcentrations présentées sont exprimées en microgrammes atomes de P dans le travail de Johnston⁽¹⁾ et que le réseau de points de prélèvements dans un document couvrant une région importante est forcément moins dense que dans les travaux entrepris dans le cadre du modèle mathématique belge).

(1) JOHNSTON, Nutrients and metals in the North Sea, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working Papers, Aviemore Scotland (15-20 novembre 1971), vol. II (preprint), p. 12, cf. fig. 25.

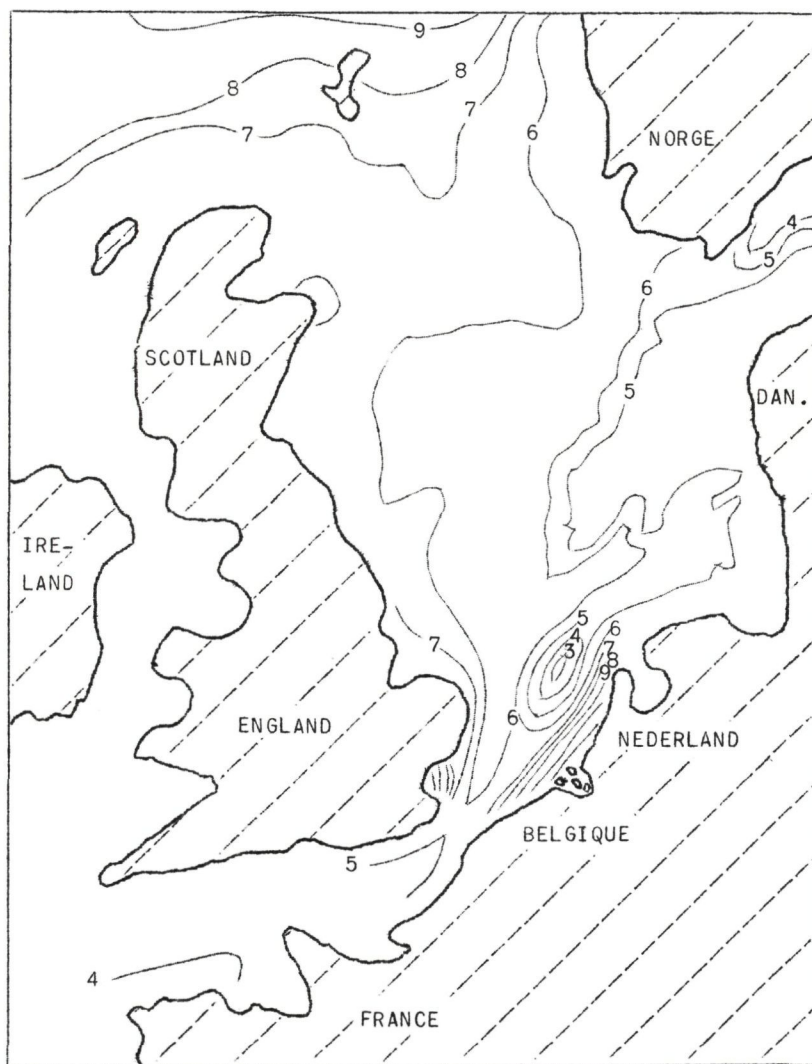


fig. 25.- Winter Inorganic Phosphate in 10^{-6} g at. P/l (extrait de JOHNSTON).

Enfin, il est important de dire⁽¹⁾ que l'analyse simultanée du phosphore libre avant ou après hydrolyse acide ne donne que très rarement des différences mesurables dans le réseau expérimental de mailles étudiées. Cela revient à dire qu'à la sortie des estuaires, le phosphore se présente déjà quasi quantitativement hydrolysé (ou métabolisé un certain nombre de fois dans la chaîne alimentaire). Il n'en sera probablement plus de même dans les croisières déjà programmées et destinées à l'examen plus approfondi des eaux estuariennes (type Escaut) où rien que le phosphore avant hydrolyse représente déjà 500 à 600 µg P/l (soit 40 × la norme).

1.2.- Azote

Ce qui a été dit précédemment pour le phosphore à propos de l'hétérogénéité du milieu en fonction des marées et de la profondeur est — *stricto sensu* — valable pour la répartition des nitrates et des nitrites. Les mêmes anomalies se situent aux mêmes endroits (voir figure 19); une maille anormale supplémentaire 68 est soumise pour des raisons déjà exposées aux effluents directs de l'Ems et du Rhin. Le gradient de concentration surface-fond est quasi inexistant, mais il est à remarquer que les concentrations sont quantitativement très faibles — le nitrate est probablement l'élément limitant dans la région étudiée, peut-être associé à d'autres éléments; nous y reviendrons plus en détail⁽²⁾.

Conclusion : Examen de la répartition de l'azote dans le modèle

En ce qui concerne les nitrates⁽³⁾ il existe une différence quantitative assez sensible entre les cartes de répartition des croisières 1 et 2 (juin-juillet-août 1971) et de la croisière 3 (septembre 1971), voir figures 26 et 27. Cette différence existe aussi pour certains métaux lourds rapidement

(1) Technical report CIPS, Chimie, Formes particulières du phosphore, produits d'hydrolyse, phosphate libre et polyphosphates, à paraître 1972.

(2) Technical report 1971/00 - Chim. 01, Détermination des concentrations en nitrate et nitrite, by Prof. I. ELSKENS & D. JANSSEN, V.U.B.

Technical report 1971/01 - Chim. 01, Détermination des concentrations en nitrate et nitrite, by Prof. I. ELSKENS & D. JANSSEN, V.U.B.

Technical report 1971/03 - Chim. 03, Détermination des concentrations en nitrate et nitrite, by Prof. I. ELSKENS & D. JANSSEN, V.U.B.

(3) Norme prise en considération 70 µg N/l, référence RILEY et SKIRROW, Chemical Oceanography I (1965).

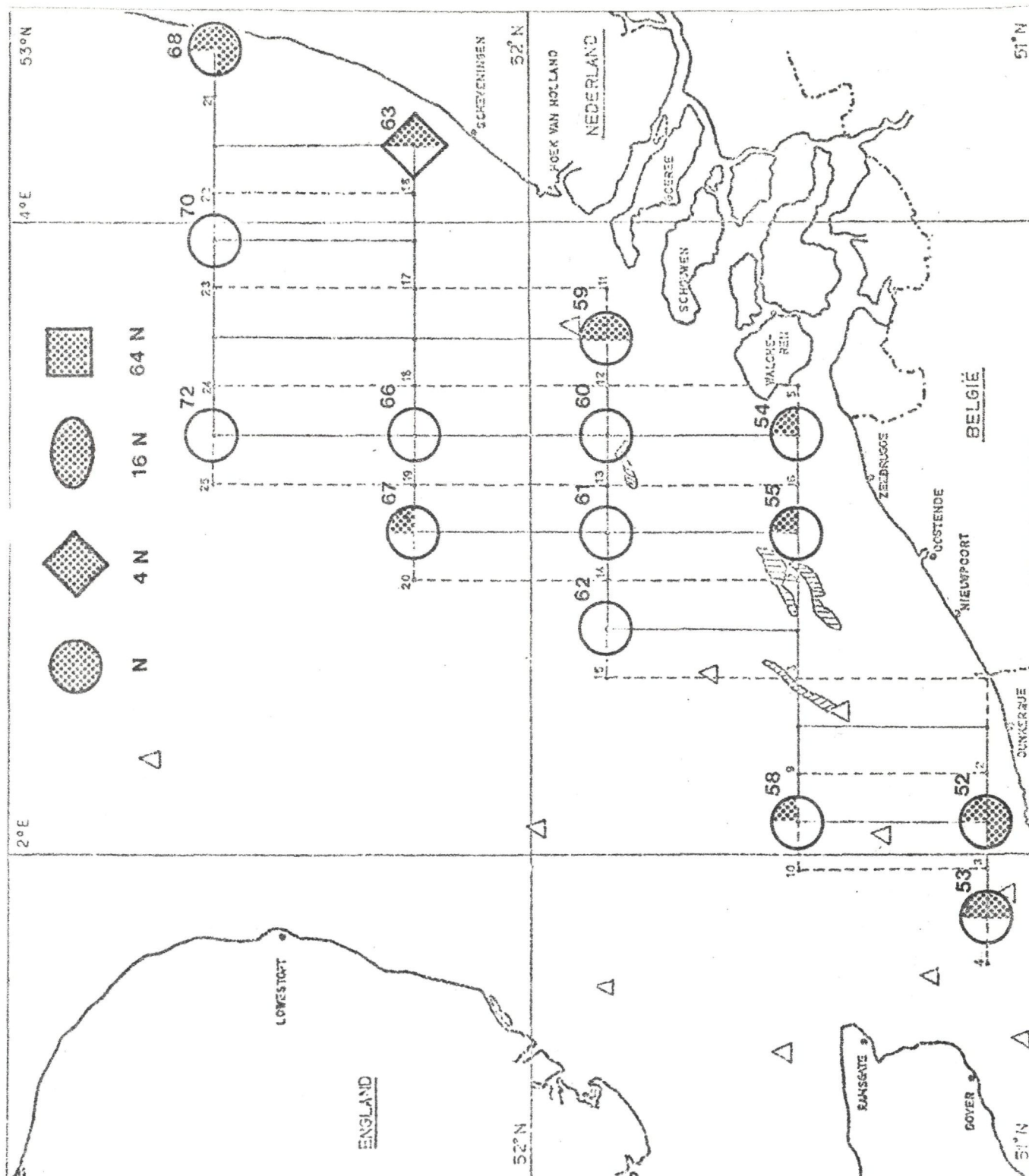


fig. 27.- Répartition du nitrate dans le modèle (croisière 3). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale. Norme = 70 $\mu\text{g N/l}$.

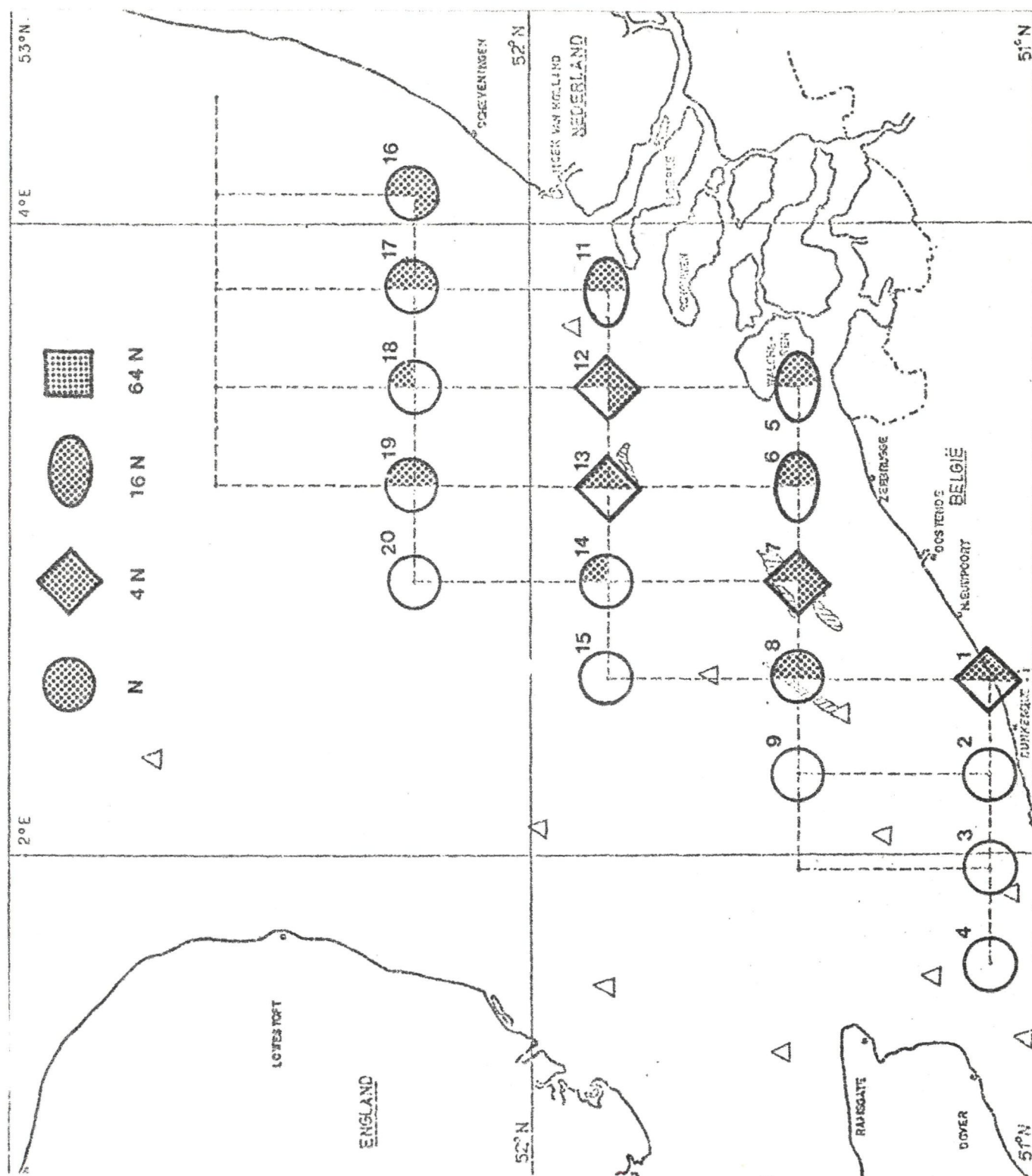


fig. 28.- Répartition du nitrite dans le modèle (croisières 1 et 2). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale. Norme = 3 $\mu\text{g N/l}$.

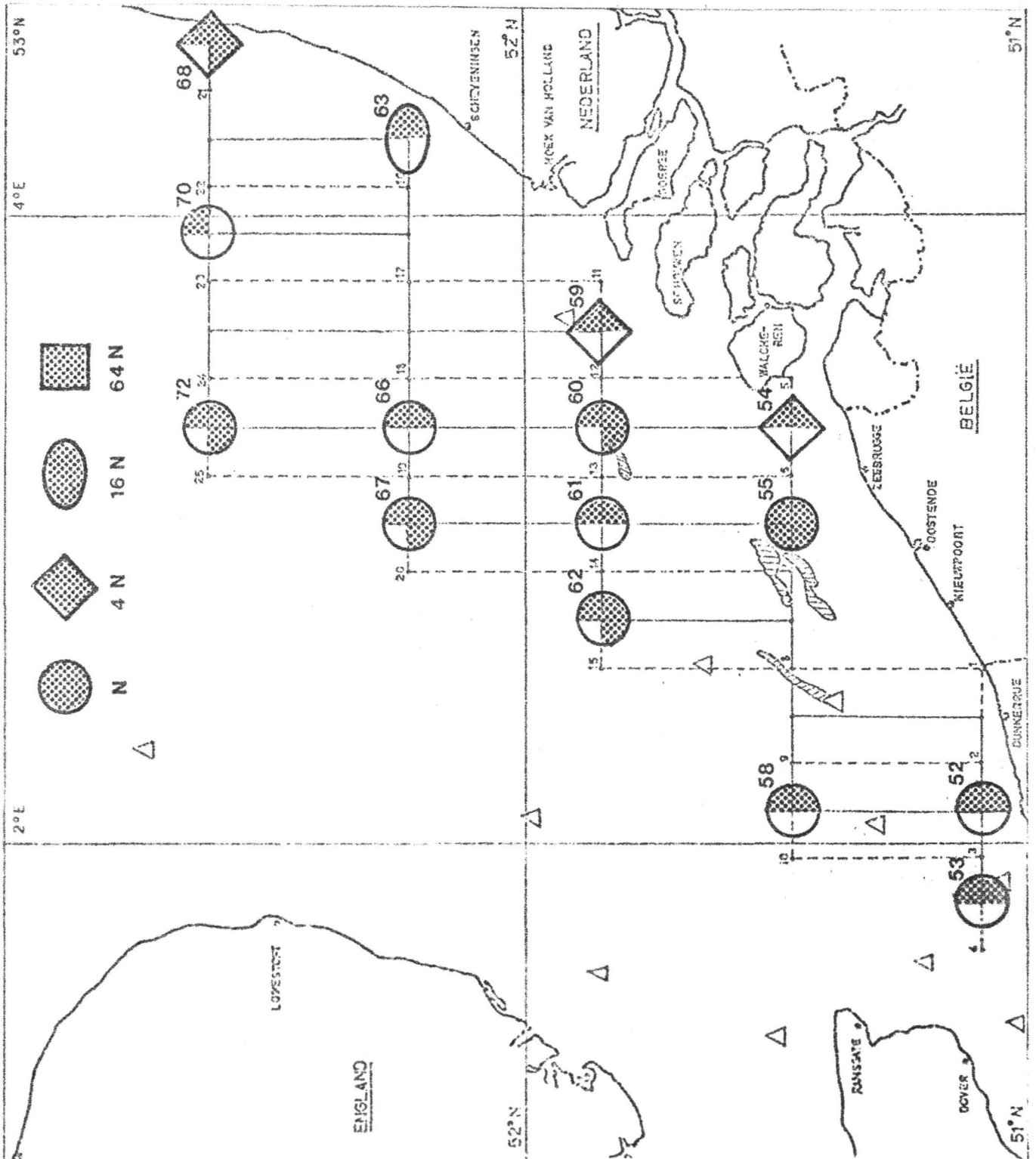


fig. 29.- Répartition du nitrite dans le modèle (croisière 3). Concentrations moyennes intégrées sur deux marées et la profondeur totale. Norme = 3 μ g N/l.

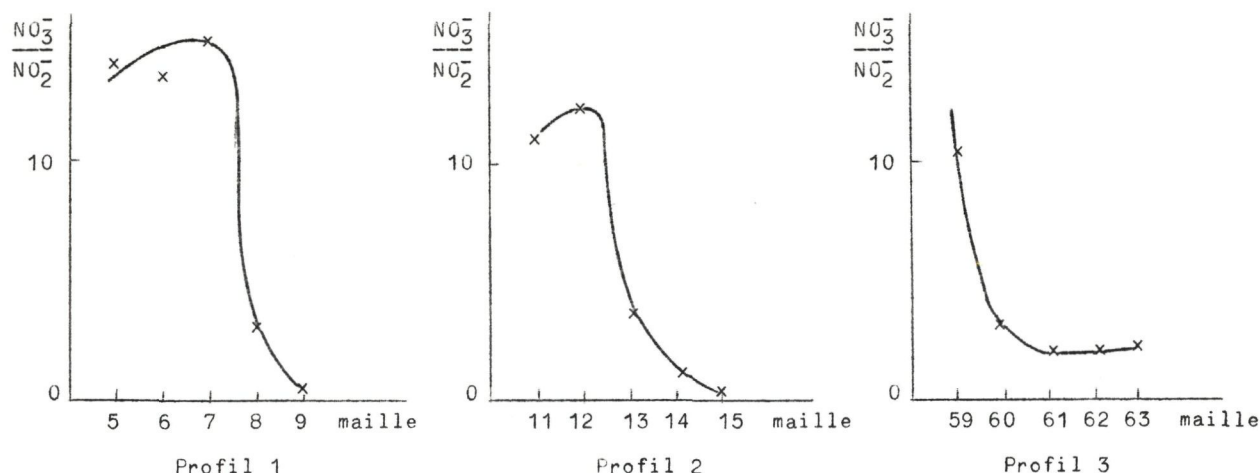


fig. 30.- Rapports NO_3^-/NO_2^- , profils côte - large. Les valeurs données sont les moyennes par maille.

métabolisés - comme le zinc - et indique probablement une variation saisonnière (printemps-été à fin été) dont les équations du modèle dynamique tiendront compte.

Les nitrites⁽¹⁾ sont des indicateurs de pollution au voisinage des côtes et des estuaires (voir figures 28 et 29). A quelques exceptions près⁽²⁾, les nitrites se diluent vers le large suivant une loi hydrodynamique normale.

Les nitrates sont consommés suivant un profil côte-large (cf. figures 26 et 27). Il ne s'agit pas là simplement d'un profil de dilution parce que le rapport nitrate/nitrite diminue simultanément (voir figure 30). Le fait que ces rapports passent à des valeurs nettement *en dessous des normes* aux mailles extrêmes et extérieures du réseau de mesure expérimental (voir figures 31 et 32), indique qu'il faut mettre cette consommation, peut-être exagérée, d'azote sur le compte de la *promotion à la productivité* due aux

(1) Norme prise en considération 3 μg N/l, référence RILEY et SKIRROW, Chemical Oceanography I (1965).

(2) Certains résultats des Technical Reports 1971/00-03 - Chim. 01 et 03 sont sujets à caution. Dans l'état actuel de la technique des prélèvements, des échantillons assez chargés en matières en suspension (après tempête, etc.) sont délicats à analyser. Une étude est en cours à ce sujet et fera l'objet d'un Technical Report dans le courant de 1972 puisque, si l'on peut dire, le modèle mathématique de la mer agitée nous intéresse presque plus que celui de la mer calme !

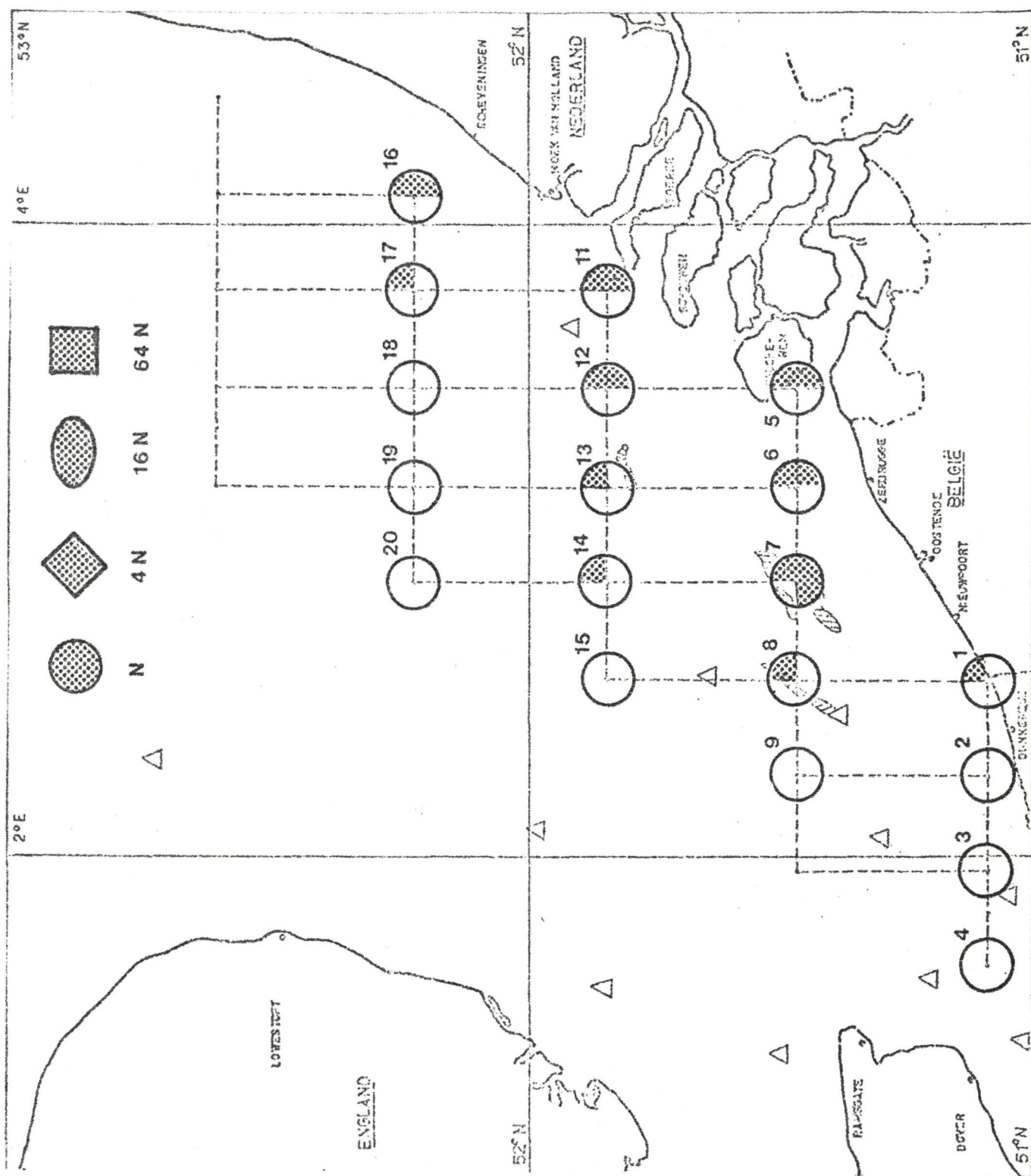


fig. 31.- Rapports nitrate/nitrite (croisières 1 et 2), moyennes intégrées. Norme = 23,3 .
Les cercles non pointillés sont des valeurs en dessous de 25 % de la norme.

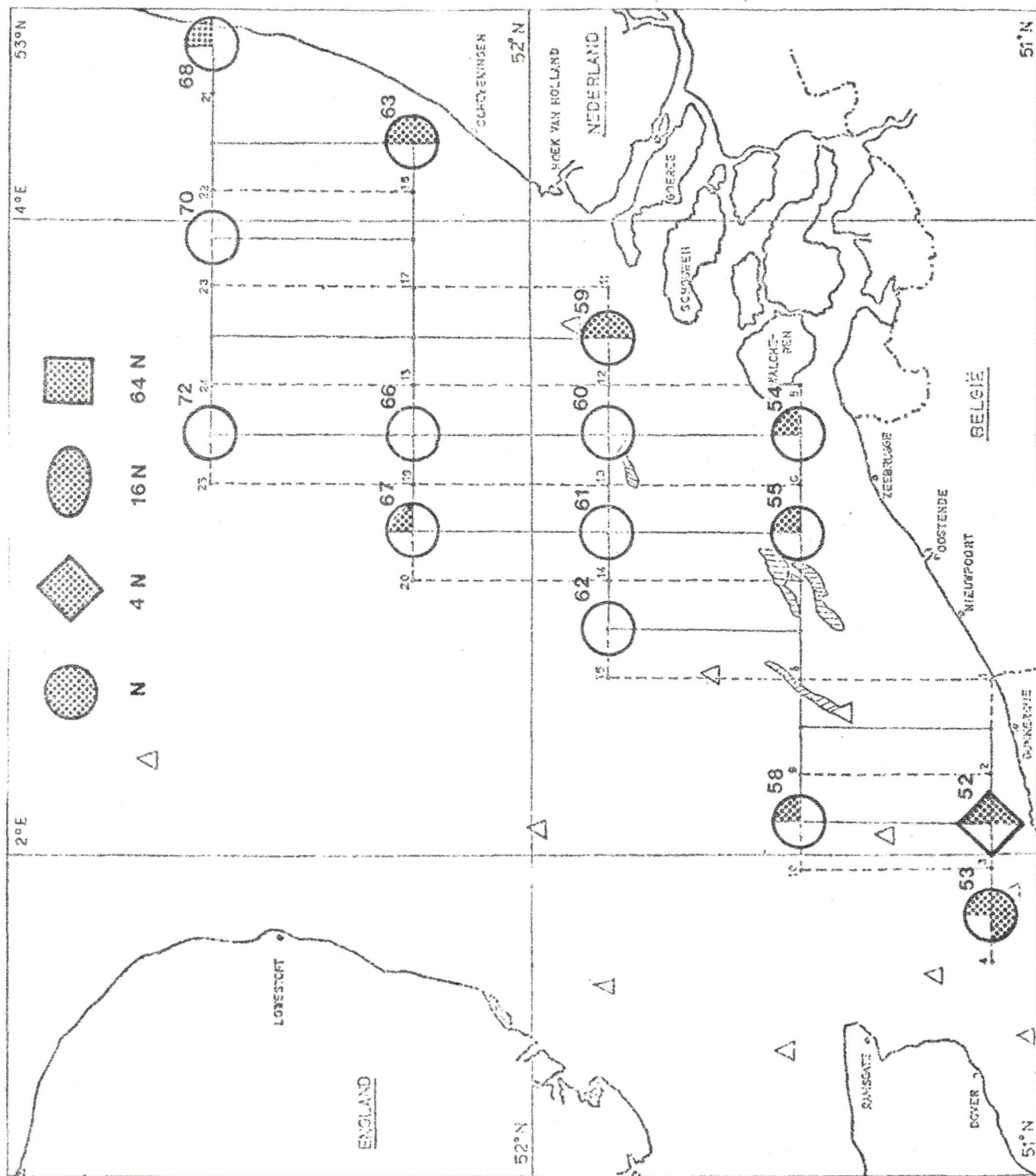


fig. 32.- Rapports nitrate/nitrite (croisière 3), moyennes intégrées. Norme = 23,3 .
Les cercles non pointillés sont des valeurs en dessous de 25 % de la norme.

phosphates⁽¹⁾. Il en découle comme conséquence que le nitrate semble jouer ici le rôle de l'élément limitant au développement de la biomasse, sans toutefois que l'on puisse affirmer qu'il est le seul élément limitant. A ce point de la discussion, il est utile de faire remarquer qu'il est dommage que des déterminations du même type ne soient pas faites en ce qui concerne la silice dissoute. Ce paramètre qui ne figure dans aucune fiche de l'actuel programme sera introduit dans le courant de l'exercice 1972⁽²⁾.

Il est évident qu'un bilan global de l'azote dans le modèle ne peut être fait actuellement puisque deux au moins des formes particulières importantes de l'azote (ammonium et urée) ne figurent pas dans les listes des paramètres routinisés, alors qu'on ne peut nier le rôle important que l'ammonium joue principalement dans les zones à faible profondeur à mobilisation importante au niveau benthique⁽³⁾. Cette situation résulte du compromis à trouver entre une méthode d'échantillonnage fiable mais routinisée et des techniques analytiques parfois très subtiles. Nous ne sommes pas les seuls à avoir rencontré des difficultés dans ce domaine puisque d'une part dans les recommandations finales de la *North Sea Science Conference*⁽⁴⁾, section chimie, le texte suivant a été adopté : « ... (iv) *Regarding the distribution of nutrients, we recognize the incompleteness of the range of substances studied. We draw attention to the availability of methods capable of giving extensive information on dissolved ammonia*

(1) Cette conception est par ailleurs corrélée très positivement avec les mesures de productivité primaire (voir Technical Reports, série Biol. 00). Tout se passe du point de vue azote, dans le cadre du réseau expérimental envisagé comme dans un système fermé : l'alternance des espèces étant la conséquence immédiate de l'épuisement du compartiment - non vivant ou vivant - qui leur sert de support (cf. communication au colloque CIPS des 24-25 novembre 1971 : C. JOIRIS, Nutrients et biomasse - preprint).

(2) Cette lacune a fait l'objet de discussions après présentation du rapport d'ensemble au colloque CIPS des 24 et 25 novembre 1971. R. Wollast a souligné qu'outre le nitrate, il se peut bien que la silice dissoute soit aussi un élément limitant et spécialement dans le cas de zones estuariennes (perte en silice par mobilisation chimique ou biologique). Ce paramètre est par ailleurs indispensable pour la discussion des corrélations entre nutriments et diatomées, cf. Technical Report 1971/Biol. 05, J. STEYAERT, Premier niveau trophique, détermination de la quantité totale des diatomées au cours de la croisière 0, Laboratoire d'océanologie, U.L.B.

(3) Nous donnons en figure 33 (page 117) un aperçu de répartition de l'azote ammoniacal extrait de la publication de JOHNSTON, Nutrients and metals in the North Sea, note 1, p. 107.

(4) Aviemore, Scotland (15-20 novembre 1971), Nato Science Committee (preprint).

and urea ...» et que d'autre part un texte à peu près semblable a été adopté au *Working Group Analytical Chemistry* au cours de la dernière réunion statutaire du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Helsinki, septembre 1971. Nous espérons au cours de l'exercice 1972 entrer dans la chaîne des routines une détermination fiable de l'azote ammoniacal en utilisant une technique incrémentielle par type d'eau, associée à un programme de calcul qui tient compte des effets d'interférence ainsi mesurés⁽¹⁾.

2.- Paramètres biologiques associés

La productivité primaire, la teneur en chlorophylles et en phéophytines sont discutées en détail dans plusieurs rapports techniques⁽²⁾

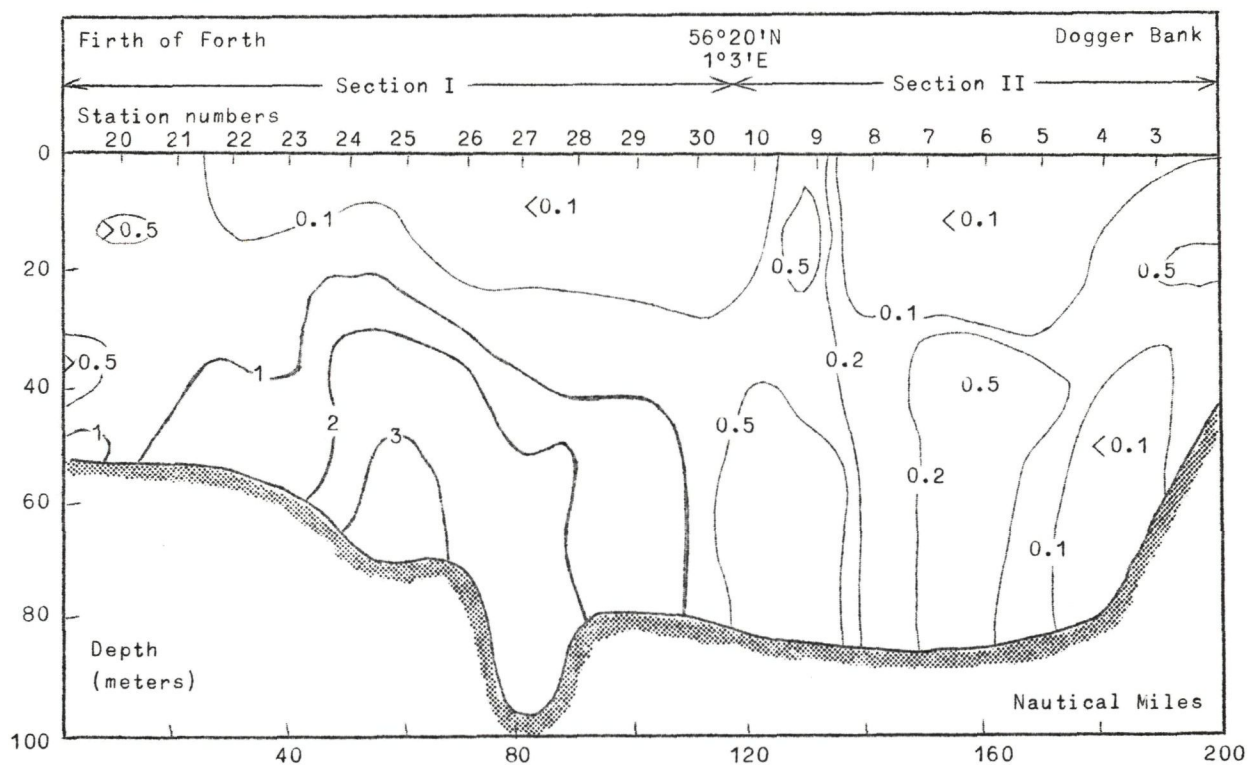


fig. 33.- Répartition de l'azote ammoniacal, profil vertical (extrait de JOHNSTON, *op. cit.*)

(1) Cette méthode fera l'objet d'un développement et d'un Technical Report, à paraître 1972.

(2) Ch. VAN BEVEREN, *Distribution de la chlorophylle et des phéopigments au cours des campagnes de juillet-août et septembre 1971*, Laboratoire d'océanologie U.L.B. (publication non encore présentée en Technical Report CIPS).

et dans le rapport du groupe biologie. Ils sont présentés dans le cadre de ce travail de façon sommaire afin qu'au stade actuel on puisse se rendre compte des corrélations possibles productivité-nutriments.

3.- Conclusion générale : Nutriments et productivité

Alors que l'analyse des nutriments avait été introduite originalement dans le programme du modèle mathématique comme paramètres informatifs à l'usage des spécialistes de la biomasse et dans le but de préciser certaines données relatives aux coefficients d'interaction, les résultats qui précèdent indiquent clairement qu'il faut les considérer désormais également comme des *indicateurs de pollution* au même titre que les autres éléments qui avaient été sélectionnés tels les métaux lourds, les métabolites de pesticides, les résidus d'hydrocarbures, etc.

La productivité en général (la productivité primaire en est un indicateur) est certainement augmentée considérablement par la présence en Mer du Nord des produits de l'activité humaine (déchets ménagers et industriels); la question se pose : jusqu'où pourra-t-on aller dans cette voie sans arriver à des développements erratiques, signes avant-coureurs de la catastrophe finale ?

Cette optique pessimiste mais réaliste a déjà été signalée par nos collègues anglais⁽¹⁾. Dans un paragraphe traitant des implications biologiques des décharges il est dit notamment : « ... *From the evidence presented in the paper it would appear that discharge of nutrients from estuaries into the North Sea can cause both local and general increases in concentration. As the productivity of shallow marine environments is*

Technical Report 1971/00, Biol. 01, J.P. MOMMAERTS, Primary Productivity, Ekologie en Systematiek, V.U.B.

Technical Report 1971/01, Biol. 01, J.P. MOMMAERTS en C. JOIRIS, Primary Productivity, Ekologie en Systematiek, V.U.B.

Technical Report 1971/03, Biol. 01, J.P. MOMMAERTS en C. JOIRIS, Primary Productivity, Ekologie en Systematiek, V.U.B.

(1) A. JAMES (University of Newcastle upon Tyne), Marine Pollution from estuaries, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working papers (preprint), Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971), vol. II.

commonly limited by low concentrations of nutrients it would appear that these discharges could have important biological implications. It is intended that the next phase of this investigation will examine the effect on primary productivity ... »

Nous avons franchi ce pas, il reste maintenant à examiner les implications *quantitatives* de la promotion à la productivité. Il est assez aisé de calculer les quantités globales de nutriments déversés (déchets ménagers et industriels cumulés) et consécutifs à l'activité humaine, au moyen des techniques modernes du calcul numérique. Ce calcul a été fait par Johnston ⁽¹⁾ pour des populations équivalentes à 65.000 , 200.000 , 650.000 et 2.000.000 d'habitants. Il apparaît ainsi que les activités cumulées de 2.000.000 d'habitants provoquent une décharge d'environ 100 tonnes d'azote soluble et de 10 tonnes de phosphore soluble, par jour. Si cette quantité de nutriments est répartie dans une zone de 3 km² par exemple, elle donne évidemment un accroissement de concentration en nutriments, avec bien entendu toute une série d'implications biologiques. Le tableau 2, extrait du travail de Johnston, nous classe les effets biologiques en 4 groupes distincts : (1) promotion générale, (2) écologie modifiée, (3) *Weeds and Worms*, (4) mort totale, qui se succèdent en ordre inverse en fonction du degré de dilution. Il apparaît ainsi clairement que les produits cumulés de l'activité humaine de 2.000.000 d'habitants tuent tout dans une zone de 3 km² , que dans ces conditions, il faut 10 km² pour voir réapparaître le stade *Weeds and Worms* ⁽²⁾ , 30 km² pour voir réapparaître le stade écologie modifiée et enfin 100 km² pour voir réapparaître une promotion générale équilibrée. On notera incidemment qu'au stade promotion, la concentration en P est de l'ordre de 51 µg P/l , soit environ 3 × la norme prise en considération dans nos travaux et environ la concentration moyenne en P répertoriée sur les cartes du modèle. On notera, en outre, que la croissance des plantes est multipliée dans ces conditions par un facteur 3 et celles des animaux par un facteur 2,1 .

(1) JOHNSTON, Nutrients and metals in the North Sea, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working Papers, Aviemore Scotland (15-20 novembre 1971), vol. II (preprint).

(2) Terme délicat à traduire parce que sa portée dépend des conditions locales et qui, par ailleurs, est utilisé entre guillemets dans le travail de JOHNSTON.

TABLEAU 2

Effect of nutrient enrichment in a pollution situation

(Extrait de JOHNSTON)

	General enhancement	Altered ecolo- gical balance	"Needs and Worms"	Stagnation and kill off
Daily discharge				
Sol. N	3×10^3 kg	10^4 kg	3×10^4 kg	10^5 kg
Sol. P	3×10^2 kg	10^3 kg	3×10^3 kg	10^4 kg
Approximation equivalent population	65.000	200.000	650.000	2.000.000
Winter max. N conc. in μg N/l	336	672	1.848	5.208
Winter max. P conc. in μg P/l	51	102	282	800
Plant growth	x 3 (original spp)	x 8 (selected spp)	x 5 (narrow range spp-intermittent)	no persistent growth-possible isolated blooms
Animal growth	x 2,1 (original spp)	x 1,3 (selected spp)	no estimate available	no stable animal communities
Area affected in each category	3 km ² 10 km ² 30 km ² 100 km ²	← 3 km ² ← 10 km ² ← 30 km ²	← 3 km ² ← 10 km ²	← 3 km ²

La parole est aux spécialistes de l'étude de la productivité pour le calcul de la production en g de C/m² lorsqu'ils disposeront des éléments suffisants, ce qui ne pourrait tarder. Les valeurs estimées en Mer du Nord entre les années 1954 et 1956 d'après un document du *Marine Research U.K.* s'échelonnent suivant les conditions locales entre 45 et 110 g C/m².

Il est indispensable de noter ici que les travaux de Johnston n'ont volontairement pas tenu compte du fait que les décharges de l'activité humaine contiennent dans la réalité d'autres substances que des nutriments. La situation telle que décrite ci-dessus, n'est donc qu'un aspect du problème et pour en assurer une approche globale, il faudra encore tenir compte des effets inhibiteurs — parfois très spécifiques — dus à la présence de métaux lourds, de résidus d'hydrocarbures, de métabolites de pesticides, même en

concentrations très faibles, sur l'évolution de la répartition des espèces. De là l'existence de toute une série de travaux en cours du groupe physiologie qui ont fait l'objet de plusieurs rapports techniques discutés plus en détail dans le rapport général biologie. De toutes façons, il est clair que le groupe chimie doit dès à présent attacher plus d'importance à la détermination de paramètres liés à la masse de carbone (cellules vivantes *et* détritiques ou produits de métabolisation) en équilibre avec les eaux étudiées⁽¹⁾. Nous espérons introduire dès l'exercice 1972 une mesure combinant la demande chimique en oxygène à la *vitesse instantanée initiale* de métabolisation de cette matière organique. Cette combinaison⁽²⁾ permet de tenir compte à la fois des quantités absolues à métaboliser et de la vitesse réelle de métabolisation naturelle compte tenu de la nature éventuellement polluée du milieu. Les paramètres auxquels il est fait allusion ici sont plus fondamentalement liés au mécanisme de *dépollution naturelle* que les mesures classiques parfois difficiles à interpréter TOD, COD, BOD.

Enfin disons que, pour l'interprétation de quelques anomalies locales, telles la maille 07 du réseau expérimental il serait souhaitable que nous soyons tenus au courant de la fréquence, de la nature et de l'importance des déversements autorisés, de façon tout à fait régulière. Ce facteur joue incontestablement un rôle capital dans la zone considérée, nous devons en tenir compte tout en ne négligeant pas l'autre aspect des anomalies locales auquel a fait allusion L. De Coninck dans son rapport général biologie et qui trouve confirmation dans la littérature⁽³⁾ à propos de la Mer du Nord : « ... *Patches of the larger size range are often caused by topography which influences water movements and therefore the plankton, but also influences the habitat of the benthos ...* »

En conclusion, on a l'habitude de considérer que tout ce qui se passe au large dans la Mer du Nord est normal; ce n'est strictement pas vrai

(1) Là également d'énormes difficultés surgissent. Elles ont été évoquées au cours du Symposium Int. Technicon, Maison de la Chimie à Paris, 8-10 nov. 1971, section I.4 Pollution : G. CATROUX, J.N. MORFAUX, J. SARRIS (INRA Dijon), Une nouvelle technique de la détermination de la BOD des eaux résiduaires.

(2) Technical Report, à paraître juin 1972.

(3) J.H. FRASER, Zooplankton of the North Sea, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working papers, Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971), volume I (preprint).

quand on affine les représentations. S'il est vrai qu'il existe un problème côtier et local au niveau des décharges et des estuaires, il n'en est pas moins vrai que le problème du large est également préoccupant : l'ordre de grandeur des concentrations en nutriments est supérieur à la normale; il ne faut pas perdre de vue que cette *promotion à la productivité* permet - à court terme et de façon permanente - *l'entrée dans la pyramide alimentaire des éléments toxiques* et polluants (type métaux lourds pour se limiter à ceux-là) qui sont également présents dans les effluents et qui eux se présentent au large en concentrations beaucoup plus grandes que la norme. Cela nous ramène donc à une meilleure prise de conscience de la *philosophie à longue échéance* qui a été si justement rappelée par A. Distèche dans plusieurs interventions consacrées à l'établissement du programme.

II.- Les métaux et les métabolites de pesticides

1.- Les métaux

1.1.- Résultats du réseau expérimental

Les mesures effectuées se rapportent au cuivre, au plomb, au mercure, au zinc et au cadmium. Elles se rapportent à l'inventaire spécifique de certains compartiments et plus spécialement ici aux sels métalliques en solution. Il y a lieu de faire une distinction entre les résultats des croisières 1 et 2 qui se rapportent à des échantillons non ultra-filtrés (donc contenant la matière en suspension) et les résultats de la croisière 3 qui se rapportent à des échantillons ultra-filtrés à bord lors du prélèvement⁽¹⁾. Tous les échantillons, dans une première étape, sont prélevés aux noeuds des mailles du réseau expérimental à une profondeur de - 5 mètres et immédiatement stockés en *deep-freezer* dès leur prélèvement, transportés et répartis entre les divers laboratoires dans les mêmes conditions (chaîne de froid) de façon à éviter au maximum les pertes par adsorption, la diffusion étant réduite à son strict minimum.

Les graphiques présentés portent pour le plomb, le cuivre, le zinc et le cadmium sur les analyses électrochimiques effectuées à Liège (U.Lg.)⁽²⁾ et pour le mercure sur les analyses par absorption atomique sans flamme effectuées à Bruxelles (V.U.B.)⁽³⁾; les résultats pour le zinc, déterminés par absorption atomique - méthode à la nacelle - (I.R.S.N.B.) nous sont parvenus trop tard pour leur report sur carte⁽⁴⁾.

Pour le cuivre (voir figures 34 et 35), la norme - état non pollué - prise en considération est de 3 µg/l ; pour le plomb (voir figures 36 et 37),

(1) Il s'agit d'une technique de prélèvement procédant, pour éviter les contaminations, par pompage direct et passage sur fibre millipore de porosité 8 nm (corps de pompe en teflon) et de très grande surface (102 cm²). Cette technique de prélèvement a fait l'objet d'échanges de vues et résulte d'une décision commune prise en accord avec nos collègues anglais et néerlandais avec lesquels nous avons établi un service d'intercalibration dont il sera question en 1.2.

(2) CIPS Technical Report 1971 - Chim., G. GILLAIN, Trace Analysis by anodic stripping voltammetry, trace metals in North Sea, zinc, cadmium, lead, copper, Laboratory of Analytical Chemistry, U. Lg.

(3) Technical Report, à paraître 1972.

(4) Technical Report, à paraître 1972.

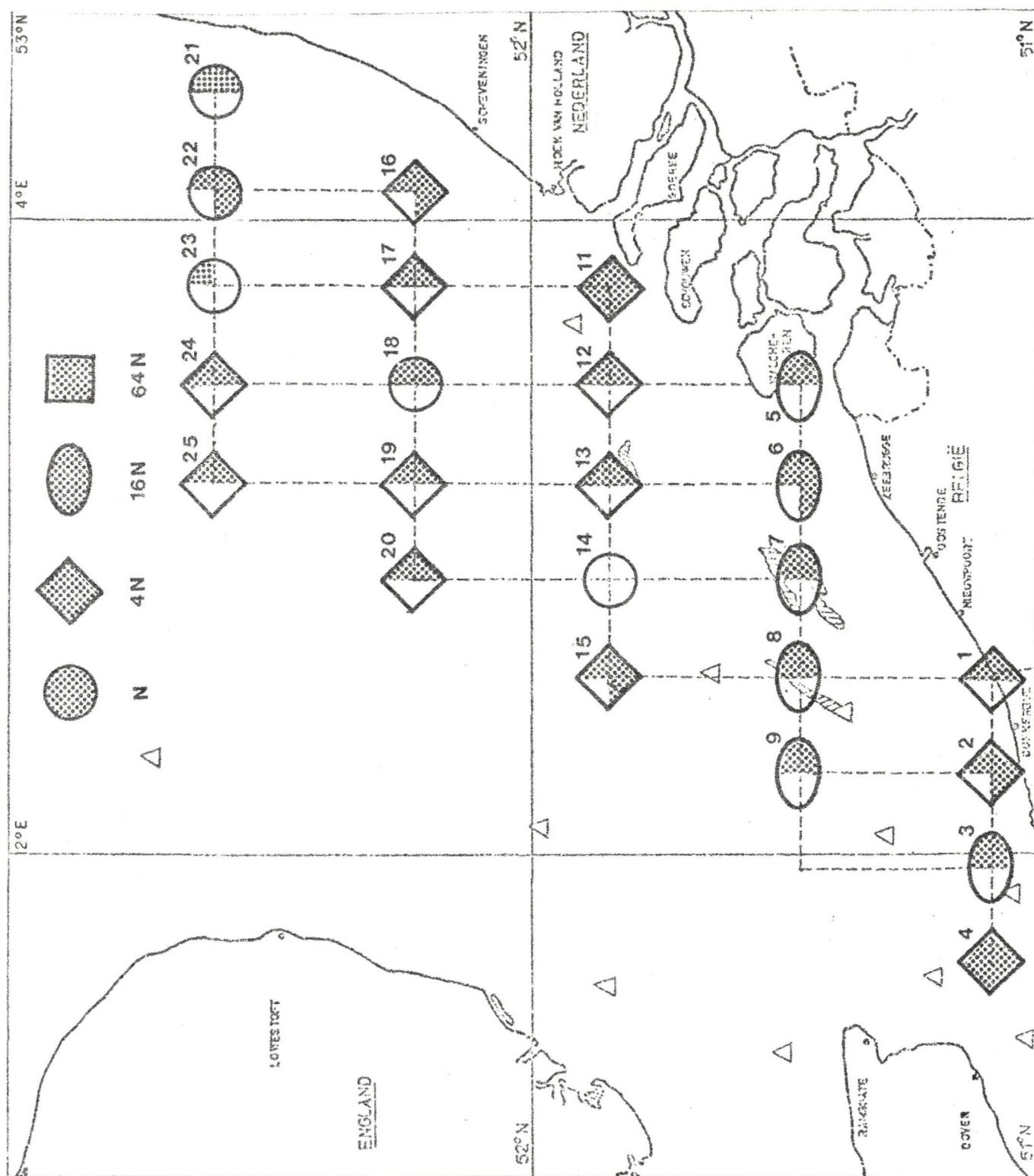


fig. 34.- Répartition du cuivre (croisières 1 et 2). Norme = 3 µg/l .

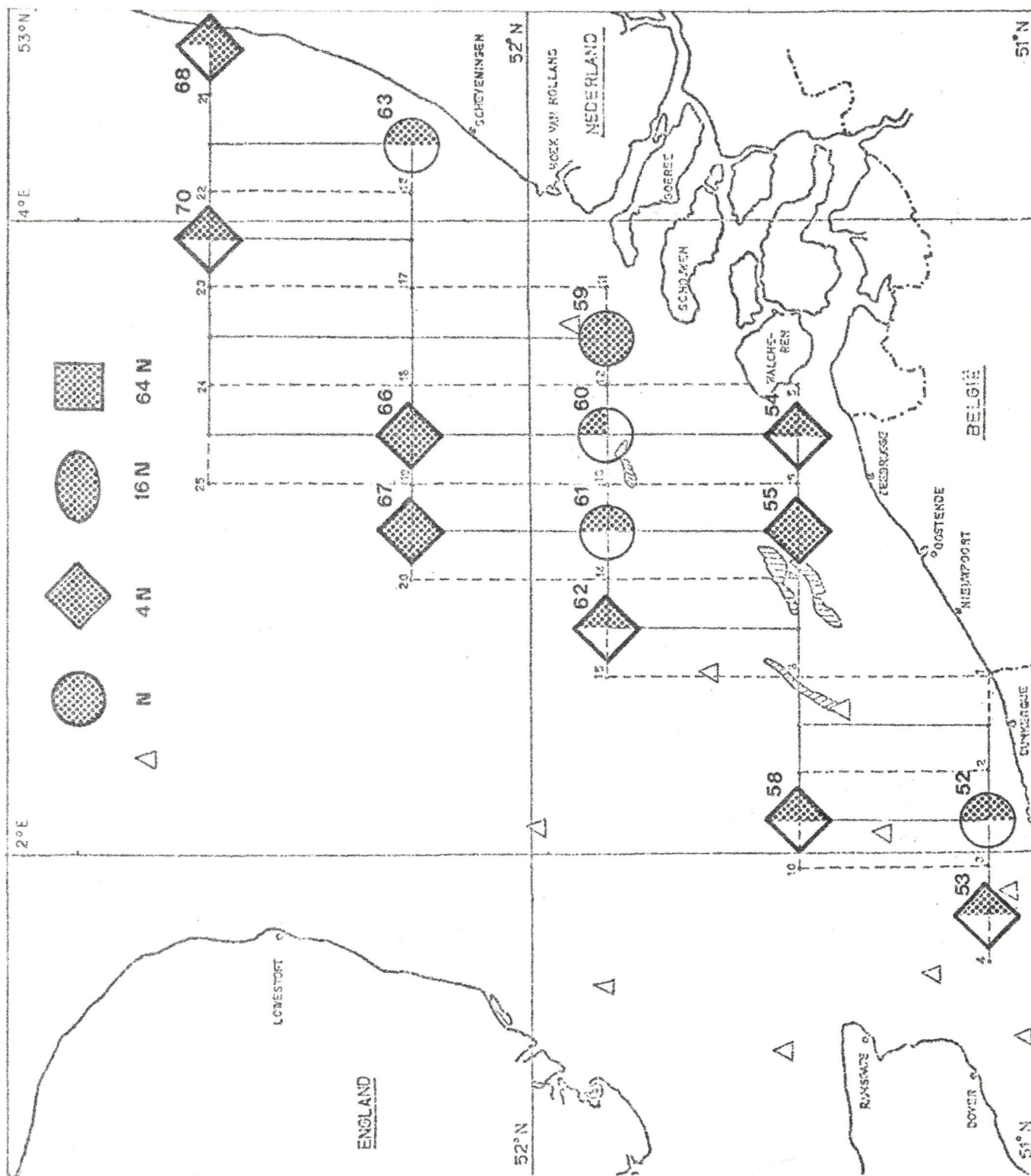


fig. 35.- Répartition du cuivre (croisière 3). Norme = 3 $\mu\text{g/l}$.

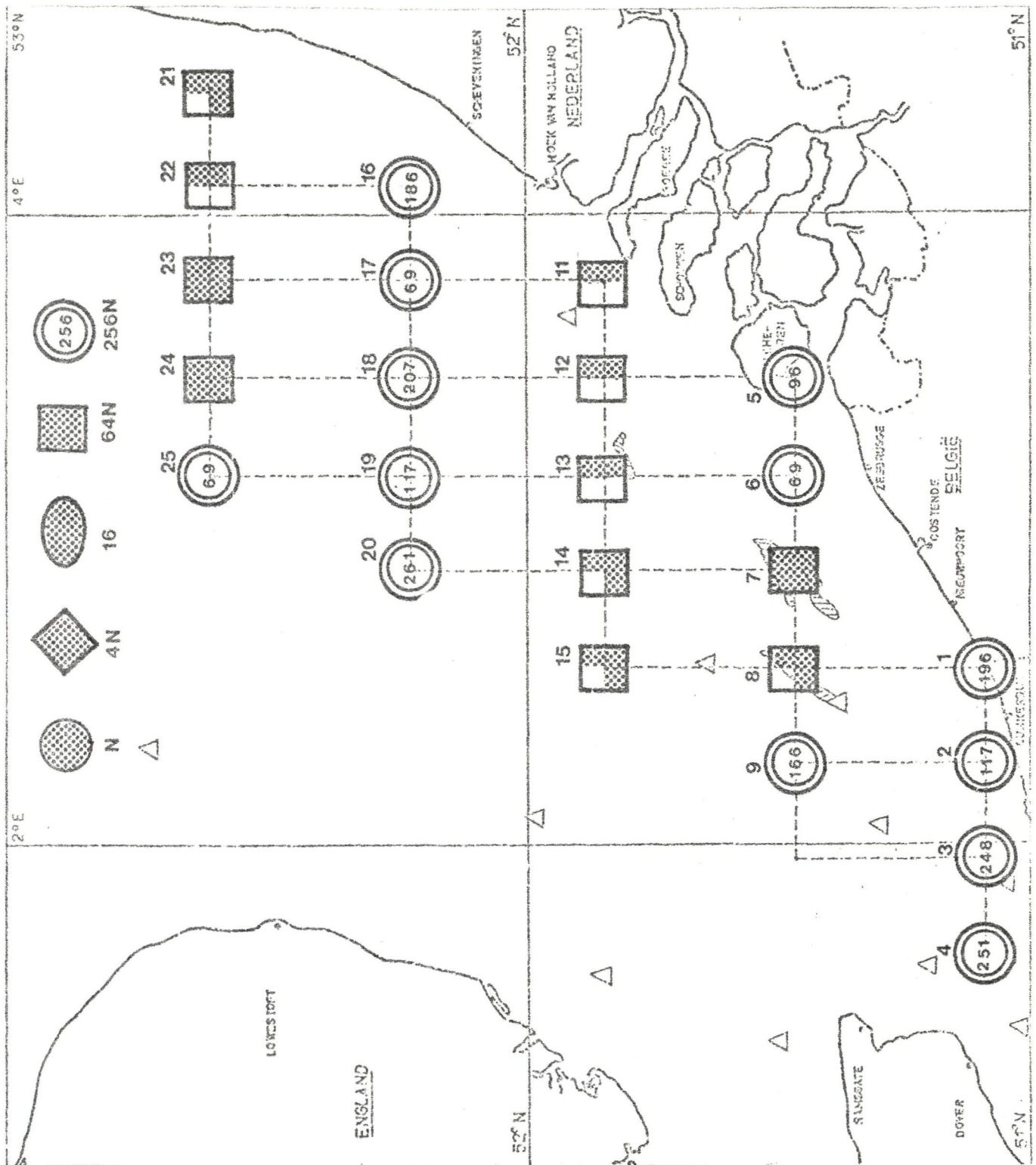


fig. 36.- Répartition du plomb (croisières 1 et 2). Norme = $0,03 \mu\text{g/l}$.

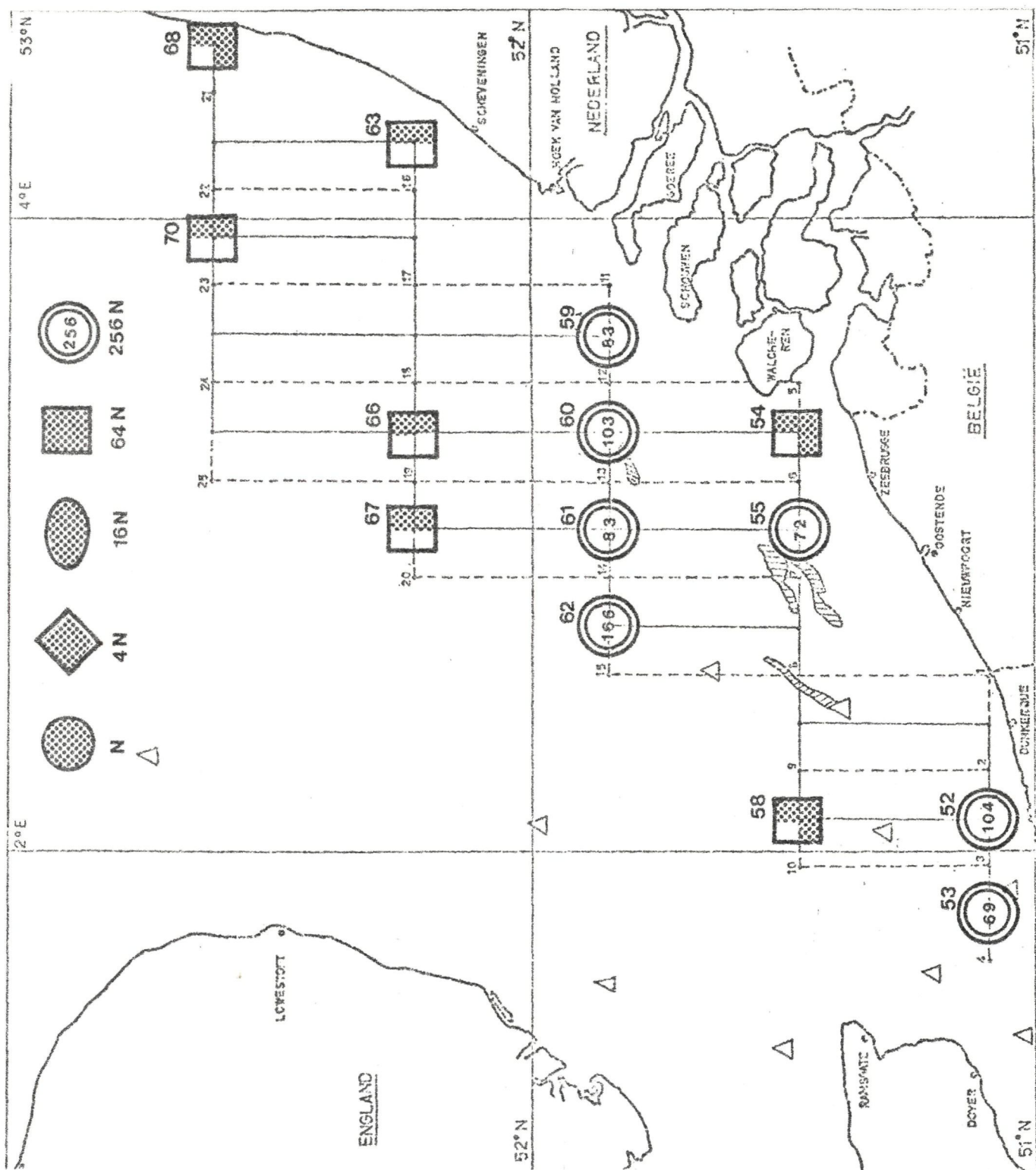


fig. 37.- Répartition du plomb (croisière 3). Norme = 0,03 µg/l .

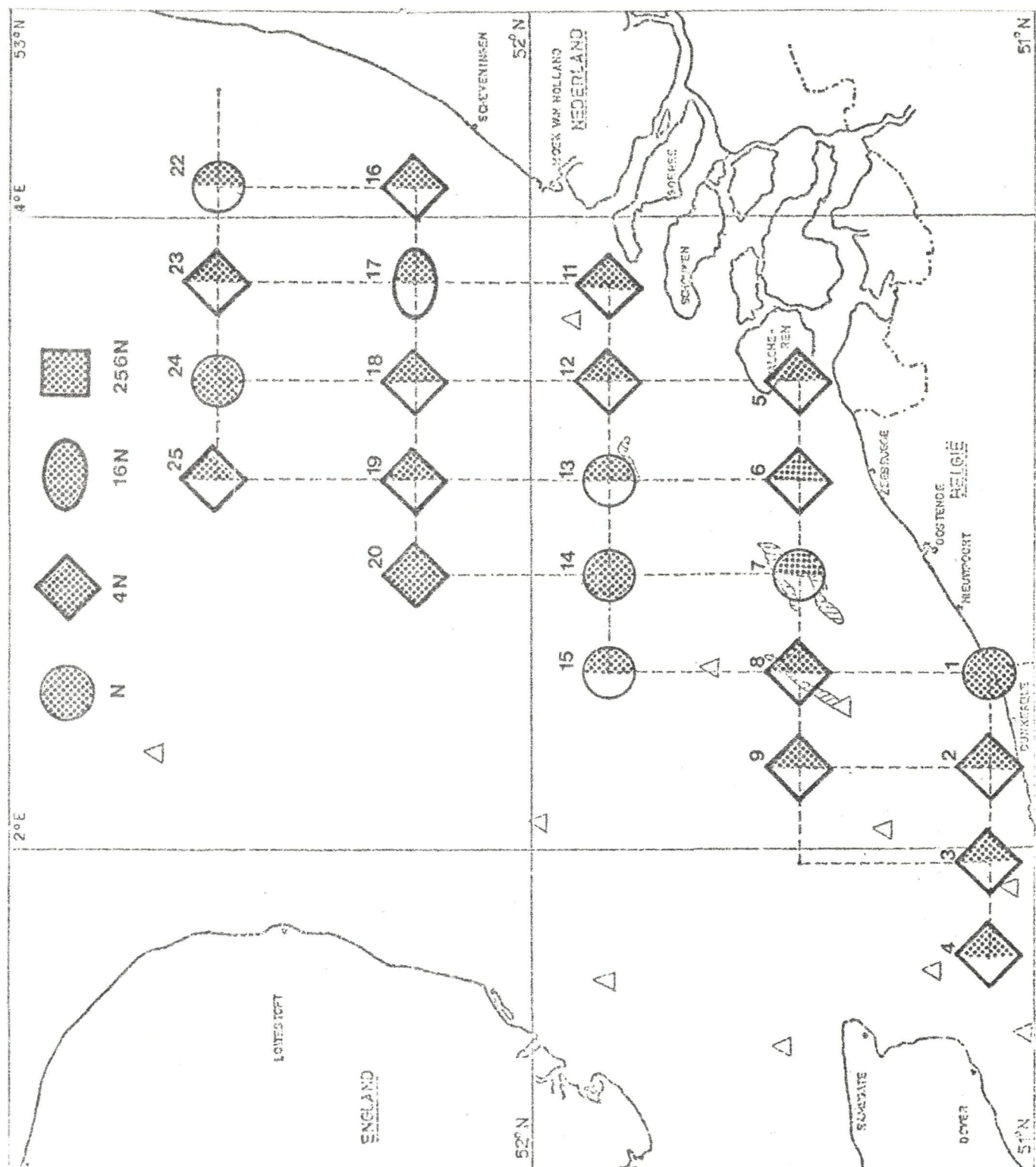


fig. 38.- Répartition du cadmium (croisières 1 et 2). Norme = 0,11 µg/l .

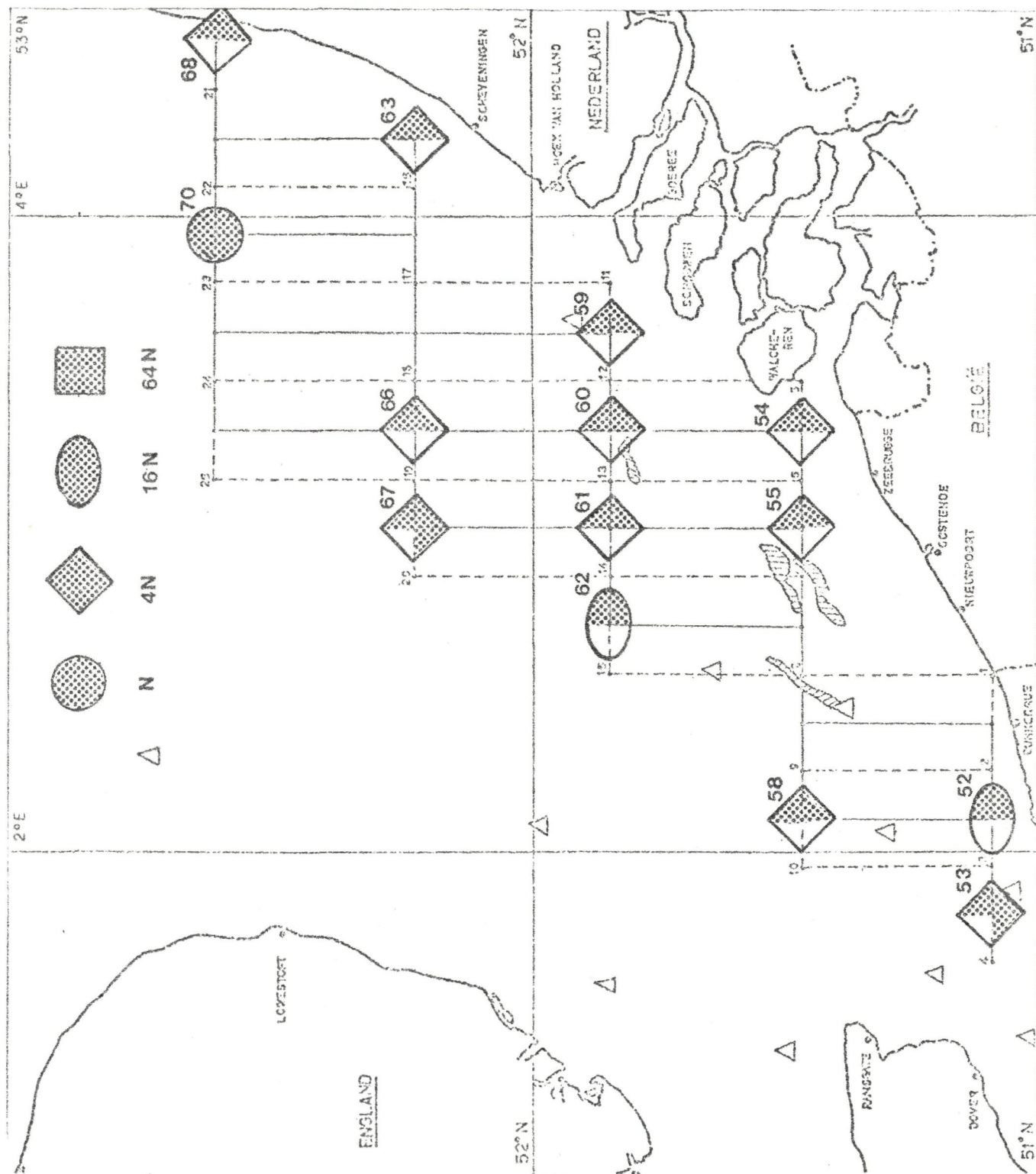


fig. 39.- Répartition du cadmium (croisière 3). Norme = 0,11 $\mu\text{g/l}$.

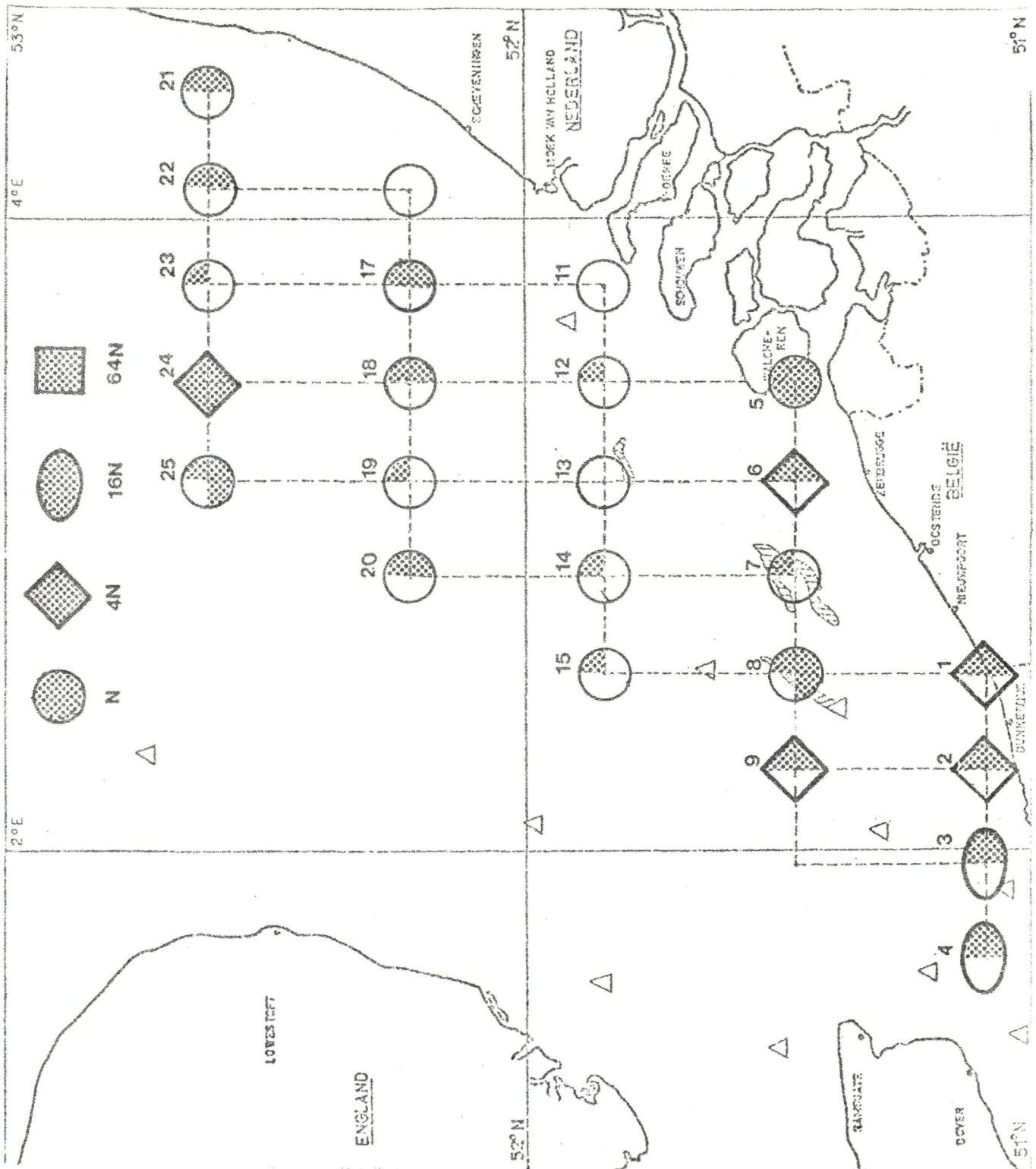


fig. 40.- Répartition du zinc (croisières 1 et 2). Norme = 10 $\mu\text{g/l}$.

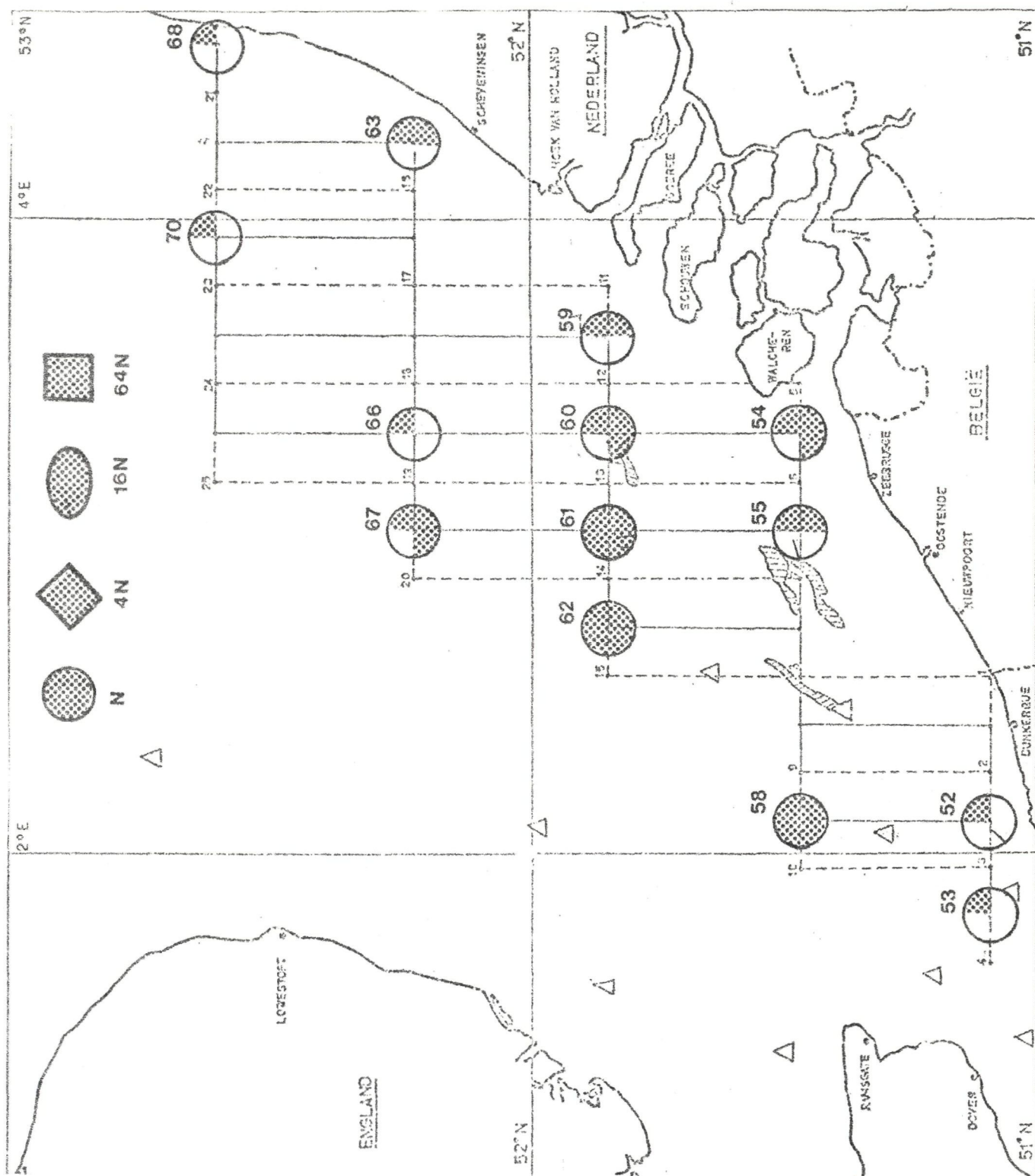


fig. 41.- Répartition du zinc (croisière 3). Norme : 10 µg/l .

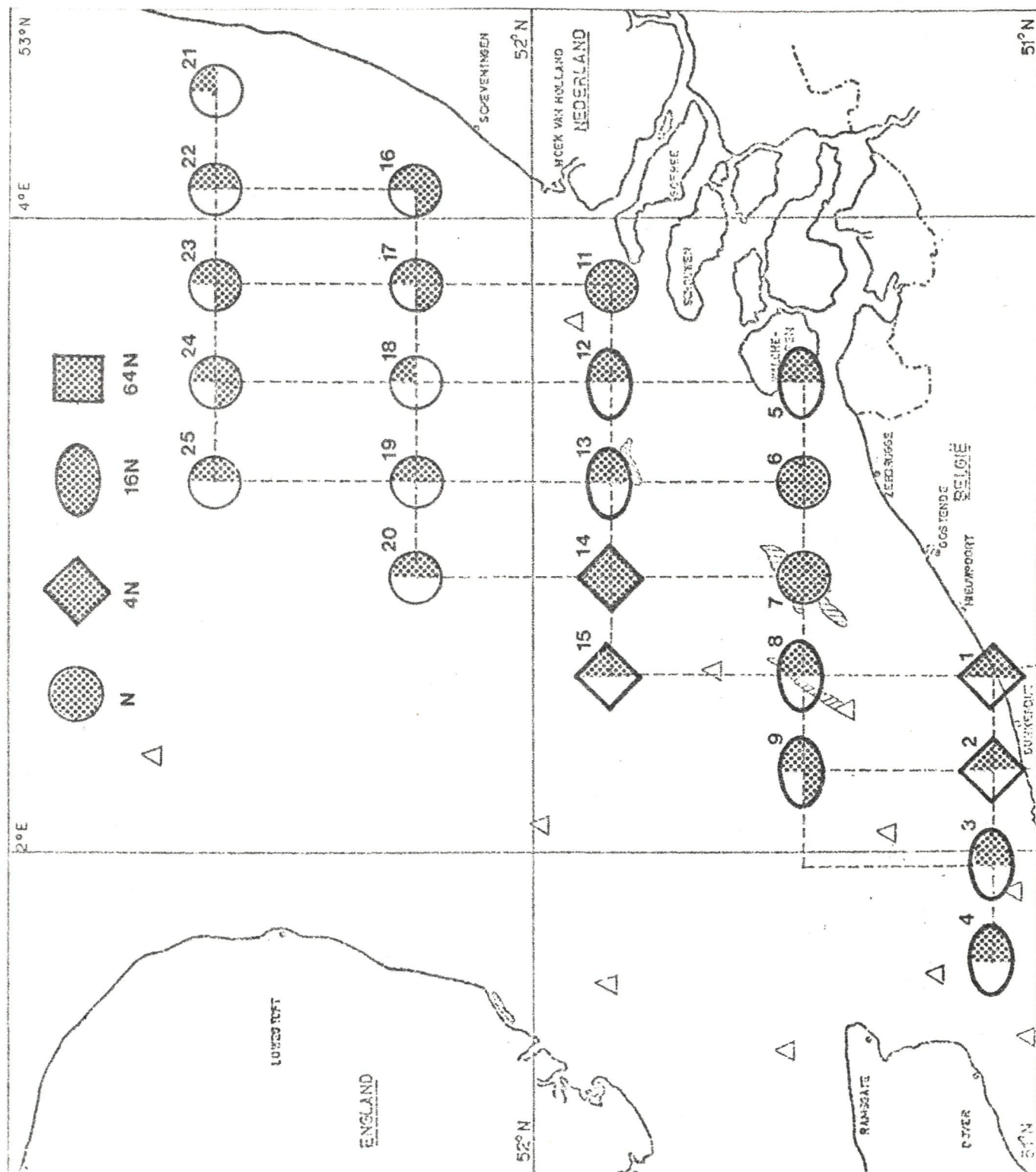


fig. 42.- Répartition du mercure (croisières 1 et 2). Norme : 0,03 µg/l .

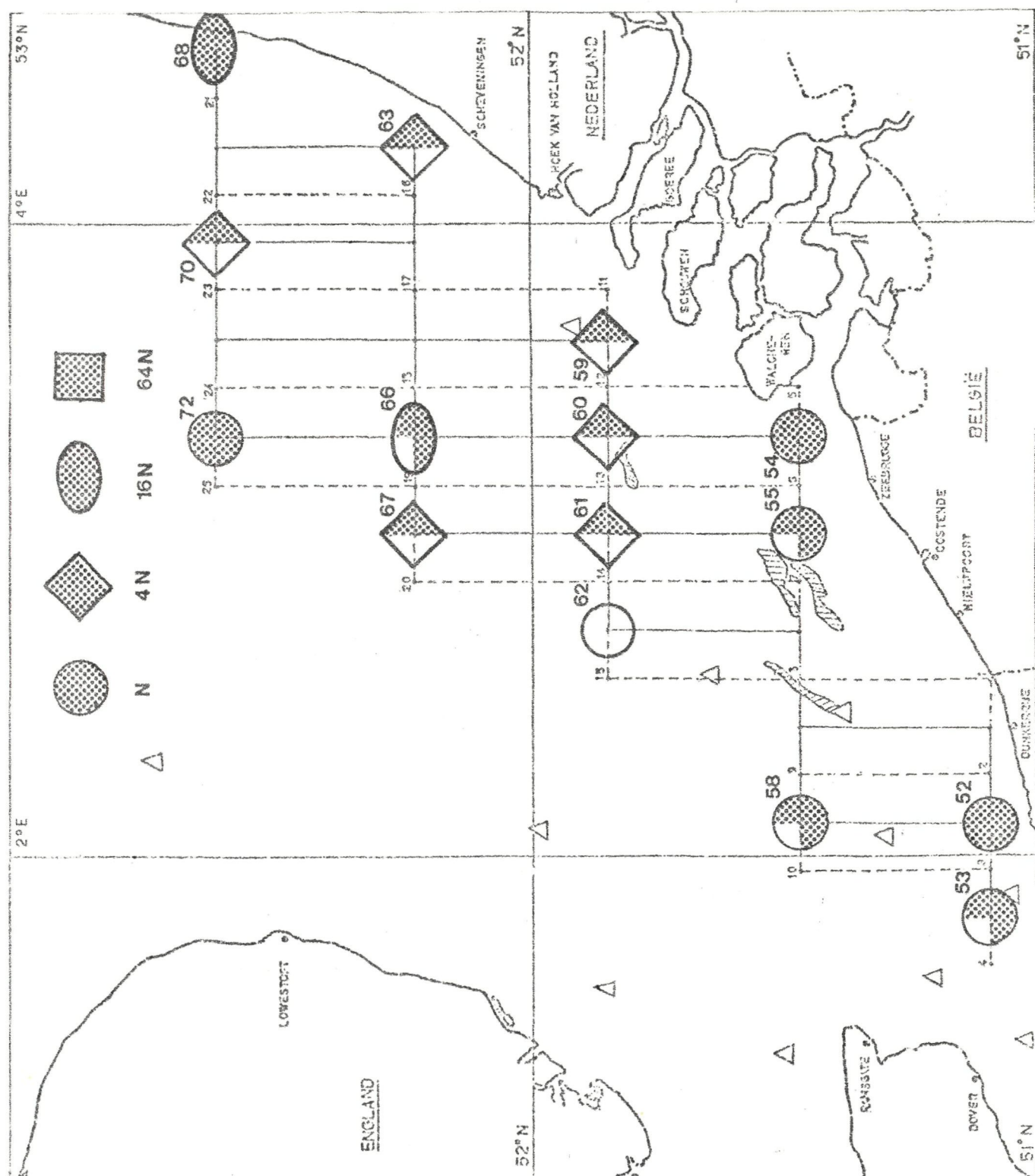


fig. 43.- Répartition du mercure (croisière 3). Norme : 0,03 $\mu\text{g/l}$.

la norme est de $0,03 \mu\text{g/l}$; pour le cadmium (voir figures 38 et 39), la norme est de $0,11 \mu\text{g/l}$; pour le zinc (voir figures 40 et 41), la norme est de $10 \mu\text{g/l}$; enfin pour le mercure (voir figures 42 et 43), la norme est de $0,03 \mu\text{g/l}$.

La concentration standard caractérisant un état de non pollution théorique correspond aux concentrations géochimiques dans les océans en eau libre⁽¹⁾ . Par rapport à cette valeur et d'après A. Preston (Lowestoft, U.K.)⁽²⁾ et compte tenu de l'état stationnaire établi - le volume de la Mer du Nord met environ 2,5 ans pour se renouveler complètement par dilution vers les océans - la concentration géochimique *normale* pour la Mer du Nord *pourrait* être 16 fois plus grande.

Même si l'on prend en considération la restriction faite ci-dessus, on constate que pour le plomb au moins, on dépasse largement ces valeurs pour le même élément si l'on distingue une certaine influence des estuaires combinée parfois avec la direction des courants résiduels, on distingue aussi des anomalies locales correspondant sans doute aux points de déversement et enfin une certaine *homogénéité* dans la répartition par rapport aux figures représentatives des autres métaux, qui indique clairement une interaction air-mer (le transport par aérosols des sels inorganiques de Pb a déjà été évoqué).

Pour le cuivre, on distingue plus nettement l'influence des estuaires (surtout pour la figure 34, compte tenu des matières en suspension). Enfin, pour le cadmium et surtout pour le zinc, la situation - en dehors de quelques anomalies locales - semble meilleure, mais ceci n'est qu'une illusion si l'on tient compte des tonnages réellement déversés par les estuaires.

Le tableau 3 donne un aperçu de quelques effluents du Rhin⁽³⁾. Tout se passe, en ce qui concerne le cadmium et surtout le zinc (et probablement également pour les autres métaux) comme si la *promotion à la productivité* dont il a été question en conclusion du chapitre I avait pour conséquence également une consommation de sels métalliques. Ceci est principalement clair

(1) Les normes sont extraites de RILEY and SKIRROW, *op. cit.*

(2) Communication privée de A. PRESTON, North Sea Science Conference.

(3) A.J. DE GROOT, *Geochemical investigations in deltaic and adjacent aquatic areas*, Nato Science Committee Conference, North Sea Science Working papers, Aviemore Scotland (15-20 nov. 1971), volume II (preprint).

TABEAU 3

Afvoer Rhijn, debiet 2500 m³/s (in Ton/jaar)

	Water	Slib	Water : slib
Hg	23	94	1 : 4,0
As	435	1250	1 : 2,9
Cu	1090	1900	1 : 1,7

en ce qui concerne les figures 40 et 41; on sait par ailleurs que le zinc est très rapidement métabolisé — et la consommation due à la promotion de productivité est telle que l'on tombe même souvent à des teneurs résiduelles en zinc inférieures à celles observées dans les océans. On ne pourrait choisir de meilleur exemple d'entrée d'éléments toxiques dans la pyramide alimentaire, mais ceci implique d'autre part que notre attention soit attirée davantage dans l'avenir sur le bilan des mêmes éléments métalliques dans les compartiments phyto et zooplancton⁽¹⁾.

Le cas du mercure (figures 42 et 43) ne sera pas discuté longuement ici. Si les répartitions présentées sont conformes à la réalité, elles ne représentent cependant qu'une partie de cette réalité. La complexité des processus de mobilisation à partir des sédiments sera évoquée au chapitre III; ajoutons-y que les cartes annexées ne représentent qu'une partie du mercure total véhiculé, les processus de fixation par chelation ou de masquage par les détritiques des composés organo-métalliques du mercure ne nous semblent pas encore suffisamment clairs pour pouvoir trancher au stade actuel.

Nous ne voudrions pas clôturer ce paragraphe consacré aux polluants métalliques sans attirer l'attention sur le tableau 4 qui donne l'évolution de la décharge du Rhin entre les années 1960 et 1970. Si les conclusions ci-dessus sont un peu pessimistes, il ne faudrait pas croire — comme d'aucuns le prétendent, sans une base quantitative réelle — que la situation évolue exceptionnellement vite !

(1) La routinisation de ces déterminations implique (de même pour les résidus de pesticides) la mise en fonction d'une chaîne prélèvement-lyophilisation qui est prévue pour 1972.

TABLEAU 4
Evolutie 1960 - 1970 afvoer
Rijnslib

	1960	1970
Zn	100	77
Cr	100	125
Cu	100	118
Hg	100	128

1.2.- Intercalibration

Comme nous l'avons signalé plus haut⁽¹⁾ la réalisation de cette partie du programme « sels métalliques » n'aurait pas été possible, tant du point de vue prélèvement d'échantillons, que du point de vue choix, sélection et standardisation des techniques d'analyse, si nous n'avions pas été engagés dans un programme d'intercalibration avec nos collègues anglais et néerlandais qui a été initié sous les auspices de l'ICES. De part et d'autre, des échantillons prélevés en Mer du Nord sont transférés dans des conditions bien définies et analysés par tous les laboratoires impliqués. Cela nous donne une base de discussion commune et nous n'avons que le souhait de voir s'intensifier cette façon de travailler.

2.- Métabolites de pesticides

Ce compartiment qui s'occupe plus spécialement des résidus organochlorés a initié son programme analytique en juin 1971. Il est trop tôt pour présenter ici des résultats routinisés de mesure. Un gros effort a été accompli dans ce domaine extrêmement complexe, tant du point de vue analytique qu'extractif. Il ne va pas tarder à être incorporé systématiquement aux mesures liées aux divers réseaux expérimentaux du modèle mathématique et nous renvoyons le lecteur pour un examen de l'état d'avancement, à trois communications spéciales qui ont été présentées au colloque CIPS-ICWB

(1) Cf. note (1), page 123.

des 24-25 novembre 1971⁽¹⁾ dont deux sont reprises *in extenso* ci-après;
le texte de la troisième communication ne nous a pas été transmis.

-
- (1) A. VERCRUYSE, Verslag van de werkzaamheden in verband met het bepalen van gechloreerde organische verbindingen in biologische monsters afkomstig uit zeewater, CIPS-ICWB, Colloquium 24-25 nov. 1971, Laboratorium voor Farmacognosie en Fytochemie, V.U.B.
- J. HENRIET, Premiers résultats de dosages de composés organo-chlorés dans le cadre du programme du modèle mathématique de la Mer du Nord, CIPS-ICWB, Colloque 24-25 nov. 1971, Ministère de l'Agriculture, Station de Phytopharmacie, Gembloux.
- M.F. SENY, Les insecticides et les moules (Mytilus Edulis) de la côte belge, CIPS-ICWB, Colloque 24-25 nov. 1971, Institut royal des Sciences naturelles, Bruxelles.

III.- Annexe : Groupes de travail associés

Pour des raisons de similitude de techniques analytiques ou pour des raisons d'ordre corrélatif entre paramètres mesurés, plusieurs groupes de travail sont associés à la coordination chimie : le groupe ayant en charge la chimie des sédiments, le groupe hydrologie et le groupe inventaire chimique-programme IRC-IHE-CIPS .

1.- Chimie des sédiments

Plusieurs publications et rapports techniques ont été transmis dans le cadre de ce programme. Nous donnons en référence, ci-dessous, ceux dont la portée est la plus directe en ce qui concerne la teneur de ce rapport⁽¹⁾.

Une communication spéciale résumant l'ensemble de ces travaux et les premières tentatives de corrélation avec les résultats des autres groupes de travail a été présentée au colloque CIPS-ICWB des 24-25 novembre 1971 à Bruxelles⁽²⁾.

2.- Hydrologie

Les mesures d'oxygène dissous sont effectuées régulièrement à chaque maille du réseau expérimental et à chaque croisière⁽³⁾. Du point de vue

(1) CIPS Technical Report 1971/Sed. Scheldt, R. WOLLAST, Discharge of particulate pollutants in the North Sea by the Scheldt, U.L.B. Brussels.

CIPS Technical Report 1971/O/Sed. 01, R. WOLLAST, Rapport sur la campagne de mesure en Mer du Nord de janvier et février 1971, U.L.B., Bruxelles.

R. WOLLAST, Distribution of mercury in the sediments of the North Sea, North Sea Science Conference, Aviemore, Scotland (15-20 nov. 1971), preprint.

R. WOLLAST, Analyse des sédiments, répartition et accumulation de quelques éléments, Colloque CIPS-ICWB (24-25 nov. 1971), U.L.B., Bruxelles.

R. WOLLAST, Le mercure dans l'environnement marin, Colloque CIPS-ICWB (24-25 nov. 1971), U.L.B., Bruxelles.

(2) R. WOLLAST, Premier aperçu sur la distribution et la composition des sédiments dans le réseau du modèle mathématique, Colloque CIPS-ICWB (24-25 nov. 1971).

(3) Technical Report 1971/O, Hydrol. 03, I. ELSKENS et D. JANSSEN, Mesures de l'oxygène dissous, Laboratorium voor Analytische Scheikunde, V.U.B.

Technical Report 1971/1, Hydrol. 02, I. ELSKENS et D. JANSSEN, Mesures de l'oxygène dissous, Laboratorium voor Analytische Scheikunde, V.U.B.

Technical Reports 1971/2 et 1971/3, Résultats transmis mais non encore sortis de presse.

interprétatif, elles ne suggèrent aucun commentaire; au large on atteint de façon quasi constante 100 % de saturation et ce n'est que prochainement au niveau des estuaires que des conclusions pourront en être tirées. Les températures⁽¹⁾ sont également mesurées régulièrement et un essai de sonde S.D.T.⁽²⁾ a été effectué. En ce qui concerne les salinités⁽³⁾ la précision de l'appareillage actuellement disponible ne permet pas de tirer de conclusions valables sur le mélange des masses d'eau. Il est donc urgent, ce problème étant capital, que pour l'exercice 1972, le service FN/DSR de la Force Navale qui a la mesure de ce paramètre en charge, soit équipé d'un salinomètre fiable du type laboratoire et à induction.

3.- Inventaires chimiques, Programmes IRC-IHE-CIPS

Plusieurs publications et rapports techniques ont été transmis par ce groupe de travail dans le cadre du programme⁽⁴⁾. Il est important de remarquer comment au niveau de la chaîne alimentaire, les organismes abouissant finalement aux poissons, sont capables de « concentrer » les éléments polluants et en particulier le mercure au départ de solutions aussi diluées que celles qui ont fait l'objet du présent travail. Nous ne pouvons mieux faire que de renvoyer le lecteur à un exposé donnant le résumé des travaux entrepris et les résultats acquis⁽⁵⁾. Cet exposé fait au Colloque CIPS-ICWB des 24-25 novembre 1971 est repris ci-après.

(1) Technical Report 1971/0, Hydrol. 02, M. MEISCH (I.R.S.N.B.), D. BAY (U. Lg.), Mesures de la température de l'eau.

(2) Technical Report 1971/0, Instrum. 1, D. BAY (U.Lg.), Sonde S.D.T.

(3) Technical Report 1971/0, Hydrol. 01, Salinité titrée d'après Strickland (I.R.S.N.B.) et résultats croisières 1, 2 et 3, Force navale, FN/DSR, à paraître.

(4) Technical Report 1971/lab0, Chim. 01, R. VANDERSTAPPEN et P. HERMAN, Rapport sur une première étude de poissons pêchés en Mer du Nord, teneurs en mercure, Institut de Recherches chimiques (I.R.C.), Tervueren.

Technical Report 1971/lab0, Chim. 02, R. VANDERSTAPPEN et E. PAUWELS, Rapport sur une première étude de poissons pêchés en Mer du Nord, teneurs en mercure, Institut de Recherches chimiques (I.R.C.), Tervueren.

P. HERMAN et R. VANDERSTAPPEN, Détermination du mercure dans les poissons, rapport interne communiqué à la coordination Chimie, Institut de Recherches chimiques, Ministère de l'Agriculture.

P. HERMAN et J. BOUQUIAUX, Détermination du mercure dans les eaux et sédiments et travaux d'inventaire, rapport interne communiqué à la coordination chimie, Groupe I.H.E.-I.R.C. pour l'inventaire de la pollution des eaux.

(5) P. HERMAN et R. VANDERSTAPPEN, Sur la détermination du mercure dans les poissons, Colloque CIPS-ICWB, 24-25 nov. 1971, preprint.

Prospectives d'avenir

La dernière partie du Colloque CIPS-ICWB des 24-25 novembre 1971 a été consacrée à un échange de vues entre chercheurs des différentes disciplines dans l'optique des perspectives du programme futur. Certains d'entre eux, ont dès à présent mis en chantier et parfois mené à bien, l'élaboration de techniques nouvelles dont le besoin s'est fait sentir au fur et à mesure du développement de programme actuel; en particulier dans le domaine de la mesure de paramètres nouveaux liés à la pollution ou liés à l'examen quantitatif de la biomasse ou encore d'une partie très représentative de cette biomasse. Certaines contributions sont déjà sous presse dans l'un ou l'autre périodique spécialisé, d'autres contributions nous ont été transmises sous forme de note.

Les travaux chimiques qui nous ont ainsi été soumis sont :

MOMMAERTS (J.P.), *Autoradiography as a tool in primary production research*, (sous presse).

MOMMAERTS (J.P.) et HÖNIG (M.), *La transparence de l'eau en Mer du Nord et sa relation avec la matière en suspension (a) transparence de l'eau, (b) corrélation entre coefficient d'absorption et turbidité.*

BAEYENS (W.), *Determination of copper by chemical kinetics and automatisa-tion of the developed method*, (à paraître sous forme de *Technical Report CIPS*).

CONINGS (W.E.S.), *Pyrography : a new approach to biomassparameters*, (à paraître sous forme de *Technical Report CIPS*).

JANSSEN (D.), *Parameters indicators of biomass : analysis of the hydrolysis products of total lipids. Note on the introduction of an automatised quantitative determination of A.T.P.* (à paraître sous forme de *Technical Report CIPS*).

IV.- La productivité primaire en Mer du Nord

1.- Définition (Strickland, 1966)

La productivité primaire (dimensions : $[ML^{-3}T^{-1}]$ ou $[ML^{-2}T^{-1}]$ du phytoplancton est le taux d'autosynthèse des constituants organiques du matériel végétal dans l'eau. Elle est mesurée sur la base de carbone organique par unité de volume ou par unité de surface d'océan, l'unité de temps choisie dépendant du contexte (heure, jour, année).

2.- Implication

Le concept de productivité diffère de celui de la biomasse (*standing crop*). Il est essentiellement dynamique. La production est proportionnelle à l'*activité* du phytoplancton et si on connaît cette activité, on peut évaluer l'importance de l'interaction de type « biochimique » existant entre phytoplancton et nutriments ou polluants.

3.- Méthode

3.1.- Principe

On mesure l'intensité photosynthétique manifestée par un échantillon de phytoplancton. Pour cela on mesure la vitesse et l'importance d'assimilation de $C^{14}O_2$, ajouté pour la circonstance, cette quantité restant proportionnelle au C^{12} normalement assimilé dans le processus de photosynthèse.

3.2.- Manière

- 1) Des échantillons sont prélevés à 3 niveaux dans la couche euphotique.
- 2) On procède à une incubation *in vitro* sur le bateau en conditions de lumière invariables et on assure le *cooling* par une circulation d'eau de mer continue.
- 3) Après un temps donné d'incubation, le plancton maintenant radioactif dans une mesure proportionnelle à son activité, est extrait de la phase

liquide par filtration et cette radioactivité est mesurée par des méthodes classiques.

- 4) Les données brutes sont traitées par ordinateur (soustraction des noirs, établissement de moyennes, intégrations dans la colonne d'eau, calcul de données nécessaires à l'établissement des graphiques, etc.)

Nous présentons deux types de valeurs se rapportant à deux types de programme :

a) Potential productivity (pot. prod.)

Est une mesure de l'activité en condition standard. C'est une bonne mesure de l'activité du phytoplancton à comparer avec des circonstances locales ou avec d'autres valeurs de productivité en d'autres points. Elle s'exprime en $\text{mgC/m}^3/\text{h}$. Dans la réalité le potentiel décelé se réalisera plus ou moins selon les circonstances climatiques prévalant à l'endroit du prélèvement.

b) Integrated productivity (int. prod.)

Est le calcul de la productivité se manifestant réellement en un point à un moment donné. Elle tient obligatoirement compte des circonstances climatiques parmi lesquelles la durée du jour et la transparence de l'eau sont des paramètres importants. Elle s'exprime en $\text{mgC/m}^2/\text{jour}$. Il est à signaler que ce calcul reste un exercice périlleux tant que des mesures *in situ* ne seront pas faites.

On observe souvent que, dans le domaine côtier, des potentiels élevés correspondent à des productivités intégrées faibles à cause de la plus faible transparence de l'eau, et le contraire au large.

Un mot au sujet des terminologies spécifiques. Sans entrer dans les définitions strictes impliquant d'ailleurs plus de subdivisions encore, nous distinguons dans le plancton :

- zooplancton
- phytoplancton :
 - microplancton ou netplancton
 - type : diatomées ($\pm 100\mu$)
 - nannoplancton
 - type : flagellates ($\pm 10\mu$)

4.- Commentaire des résultats obtenus lors des croisières 0 , 1 , 2 et 3

Voir *Technical Reports* : 1971/0 , Biol. I ; 1971/01 , Biol. I ;
1971/03 , Biol. I .

V.- L'indice de productivité en Mer du Nord

Une population phytoplanctonique peut n'avoir une productivité globale importante que grâce au grand nombre de ses individus. Dans d'autres cas, la même productivité globale peut être mesurée pour une population moins nombreuse mais plus active. Il importe donc de connaître le rapport productivité/biomasse (*productivity index* ou encore *productance*) pour apprécier l'état physiologique d'une population. Cet état physiologique peut lui-même refléter l'état de l'environnement (favorable ou défavorable, non pollué ou pollué).

La mesure de la biomasse peut s'obtenir de plusieurs manières. Le comptage direct des cellules après fixation est une méthode. Cependant beaucoup de cellules (nannoplancton surtout) échappent au comptage pour des raisons diverses. L'autoradiographie résout en principe ces problèmes (voir discussion dans *Autoradiography as a tool in primary production research*).

L'analyse de la chlorophylle dans l'eau peut donner, moyennant certaines précautions, une indication acceptable sur la biomasse du phytoplancton, de telle sorte qu'on peut étudier le rapport productivité/chlorophylle aux différents points du réseau. On pourrait ici parler de « rendement de la chlorophylle », puisque c'est la chlorophylle qui permet la photosynthèse d'où découle la productivité.

Le calcul de ce rapport a été fait en se basant sur les résultats d'analyse de chlorophylle du Laboratoire d'Anatomie Comparée (U.L.B.) et sur nos valeurs de productivité (*Pot. prod.*) aux mêmes points.

Du fait de la non-simultanéité des prises, la plupart de nos mesures de productivité se rapportent à une valeur de chlorophylle comprise entre deux valeurs extrêmes de contenu en chlorophylle correspondant à deux étales de marée. Ceci explique l'aspect de notre graphique ou une ligne verticale exprime chaque fois l'étendue possible des valeurs de chlorophylle pour une valeur de productivité primaire donnée. Incidemment, on voit que la variation tidale de biomasse, mesurée comme chlorophylle, ne dépasse que rarement 100 %.

Un autre fait se dégage de l'analyse des résultats. Le nannoplancton manifeste une activité spécifique plus importante que le microplancton (quand

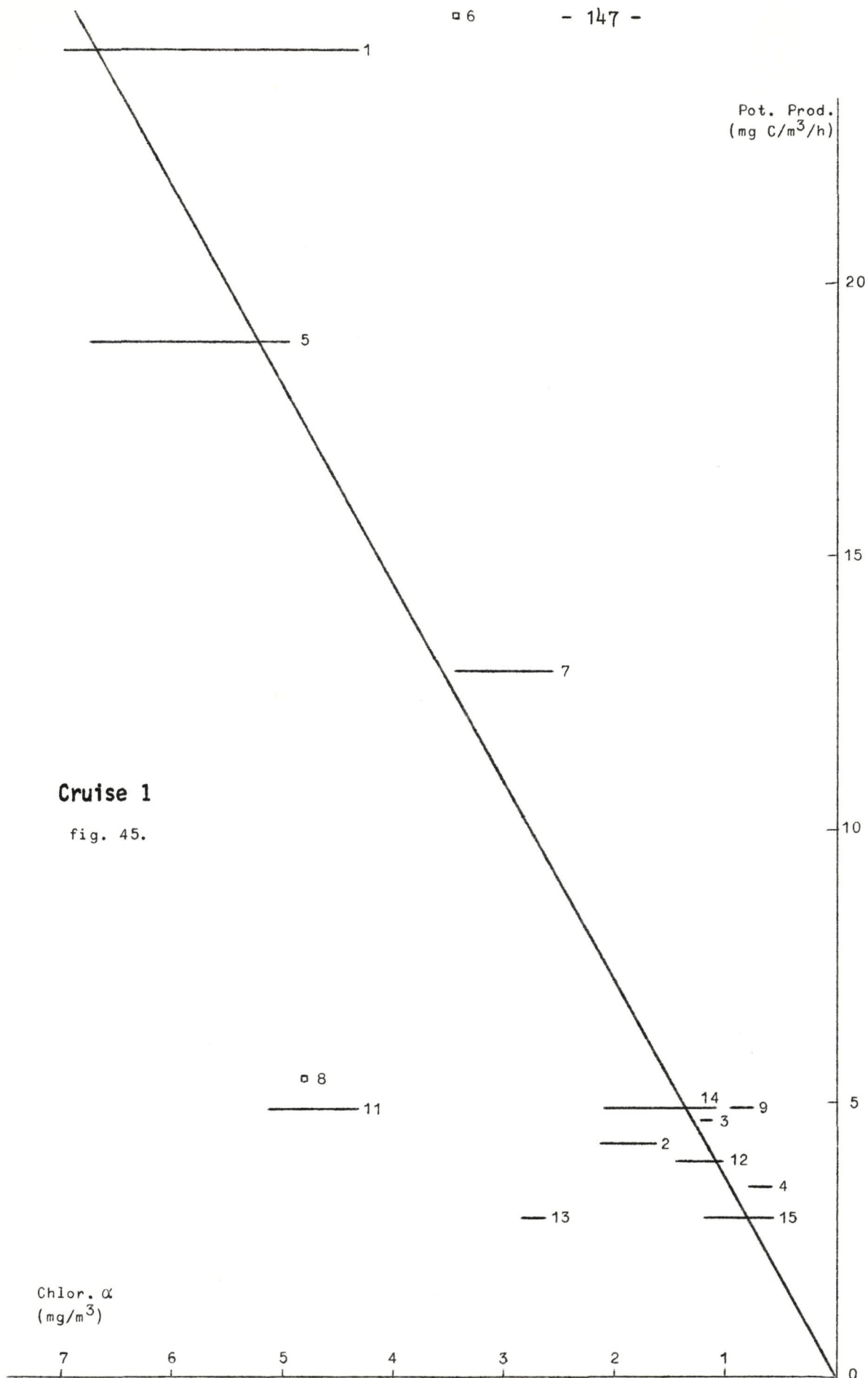
on compare des échantillons où on ne trouve que du nanoplancton ou du microplancton seul).

Ce fait avait déjà été noté par plusieurs auteurs (et récemment⁽¹⁾ encore par Malone, 1971). Nous avons trouvé les indices de productivité moyens de 5,2 pour le nanoplancton et de 2 pour le microplancton tels que nous avons pu recalculer les contenus théoriques totaux en chlorophylle a, pour chaque station en utilisant chaque fois les données partielles de productivité pour nanoplancton et microplancton, que nous avons obtenues grâce à la filtration fractionnée. Ces valeurs de chlorophylle théoriques ainsi dérivées de mesures de productivité sont en meilleure corrélation avec les valeurs de chlorophylle effectivement trouvées en mer que les valeurs de productivité elles-mêmes.

Nous avons ainsi probablement circonvenu une des raisons pour lesquelles il est souvent malaisé de trouver une relation satisfaisante entre productivité primaire et chlorophylle a, en dehors des périodes d'intense développement phytoplanctonique (*blooms*).

Nos graphiques permettent en outre de distinguer deux groupes de points traduisant des situations « anormales » : les points 6 et 7 sont hautement productifs pour leur teneur en chlorophylle (pollution à effet promoteur ?). Les points 8, 11 et 13 sont très peu productifs (pollution à effet toxique ?). La figure 48 illustre de façon particulièrement imagée ces déviations à une situation générale de référence typique d'une croisière donnée.

(1) T.C. MALONE, (1971), Diurnal rhythms in netplankton and nanoplankton assimilation ratios, in Marine Biology, vol. 10, 4, pp. 285-289.



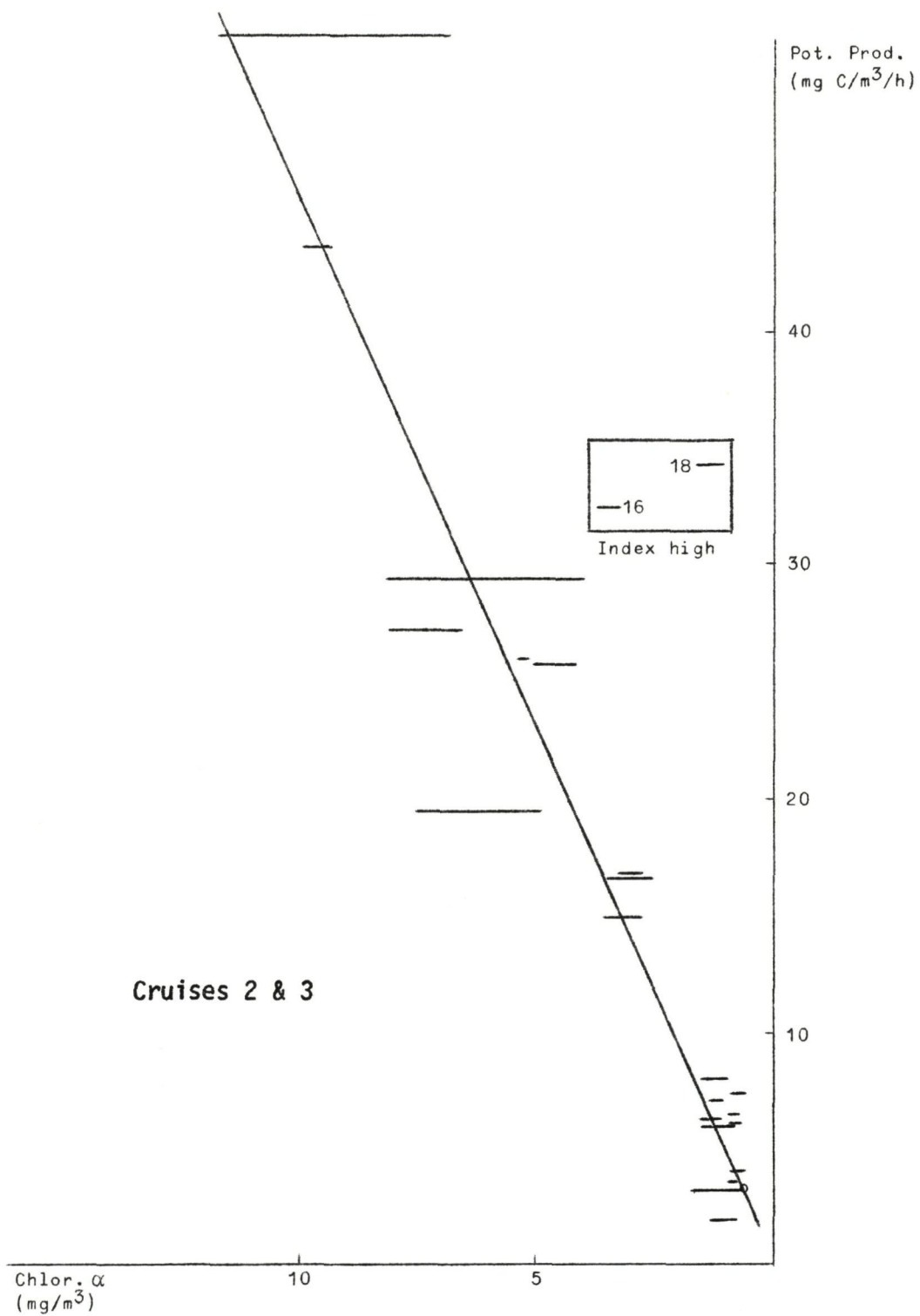


fig. 46.

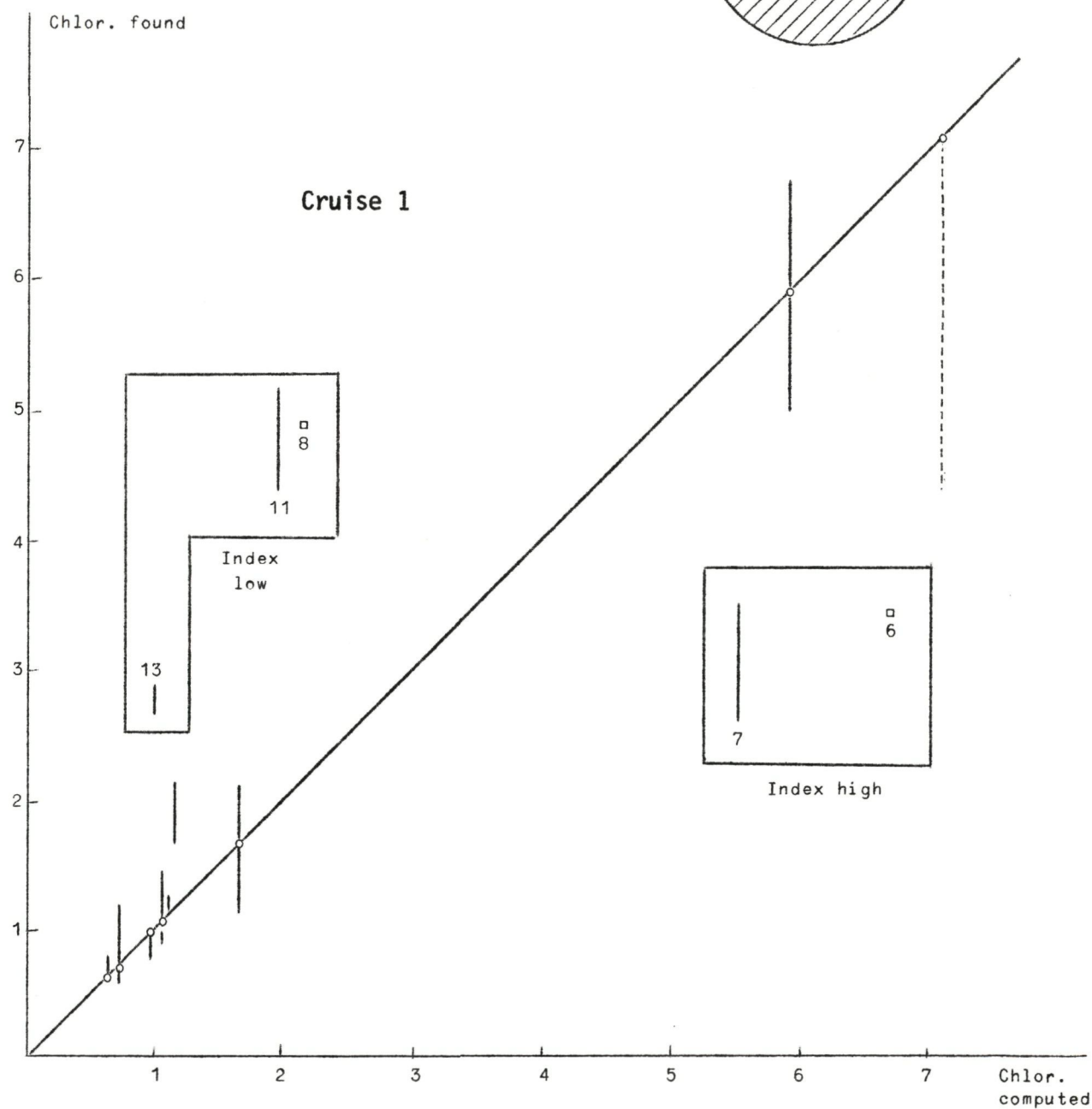
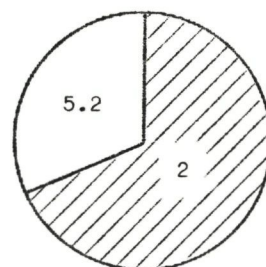


fig. 47.

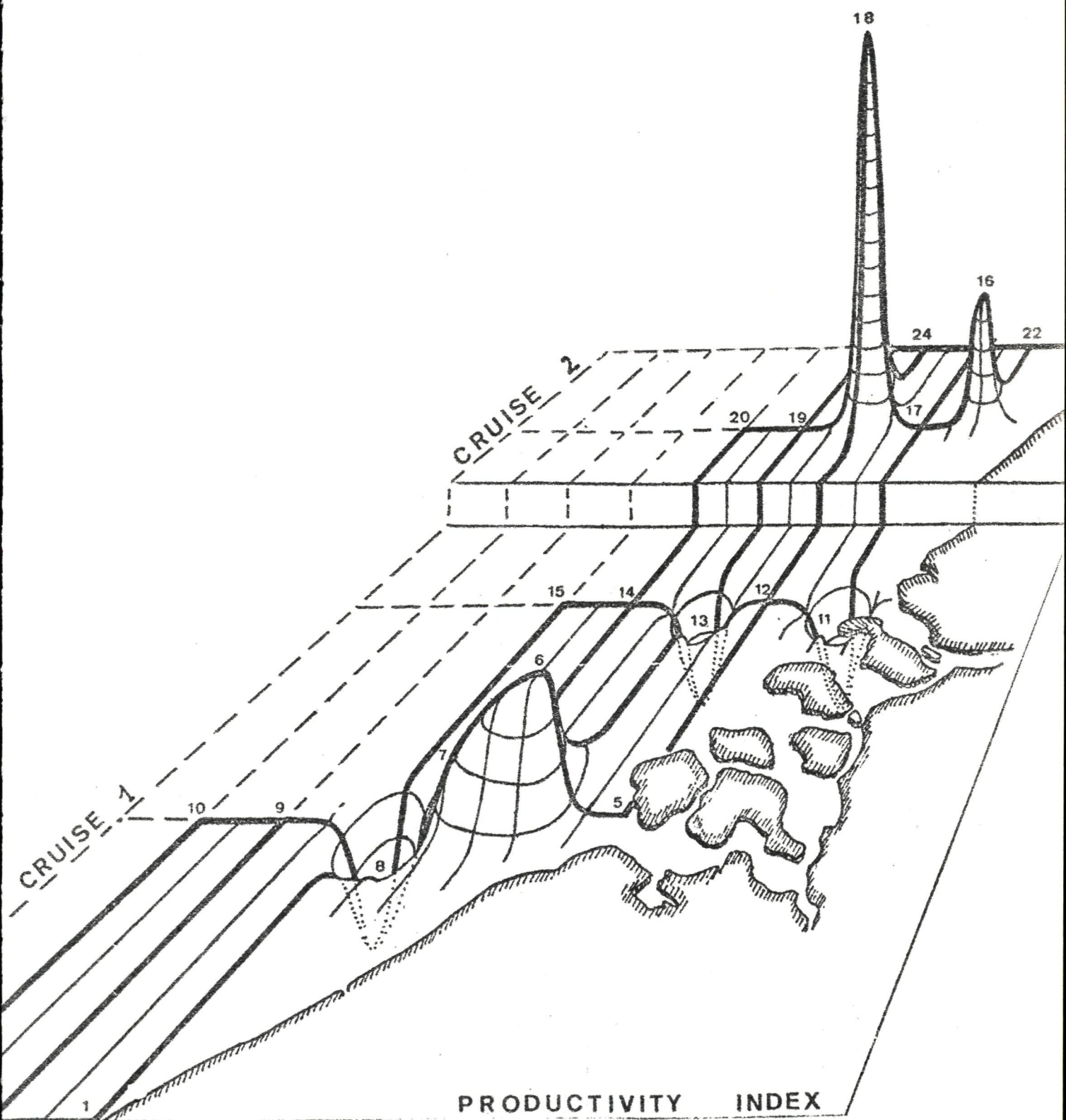


fig. 48.

VI.- First trophic level

Analyses of photosynthetic pigments and phytoplankton

1.- Introduction

According to the program, decided jointly by all participant, the first phase of the study on pollution in the North Sea consists in an assessment of the existing living and non-living material within the area delimited by the mathematical model.

Obviously, the study of living organisms is fundamental when marine pollution is concerned, as the main purpose is to prevent marine life from the effects of pollutants. Moreover, the marine organisms may also be considered as a mean of accumulation, transformation and dispersion of pollutants. It is therefore essential to evaluate the biomass in the area under study and to observe its variation in function of time and space.

In addition, the conditions in which the organisms are found (cells damaged or not) and the general trend of succession of the populations during the seasons (normal succession, altered or not) might give some indications of pollution effect, keeping in mind that not « pollutant » factors may influence the results (turbulence, settling, velocity, ...)

The contribution of our laboratory to the first phase of the program consists in :

- the study of photosynthetic pigments, including measurements of chlorophyll a and phaeophytin a in each sample
- the study of phytoplankton.

2.- Results

The results already obtained by the study of the samples of the first cruise (January, February) and the second cruise (June, July, August) lead to the following observations.



fig. 49.- Chlorophyll a (SCOR) concentration (mg/m³).

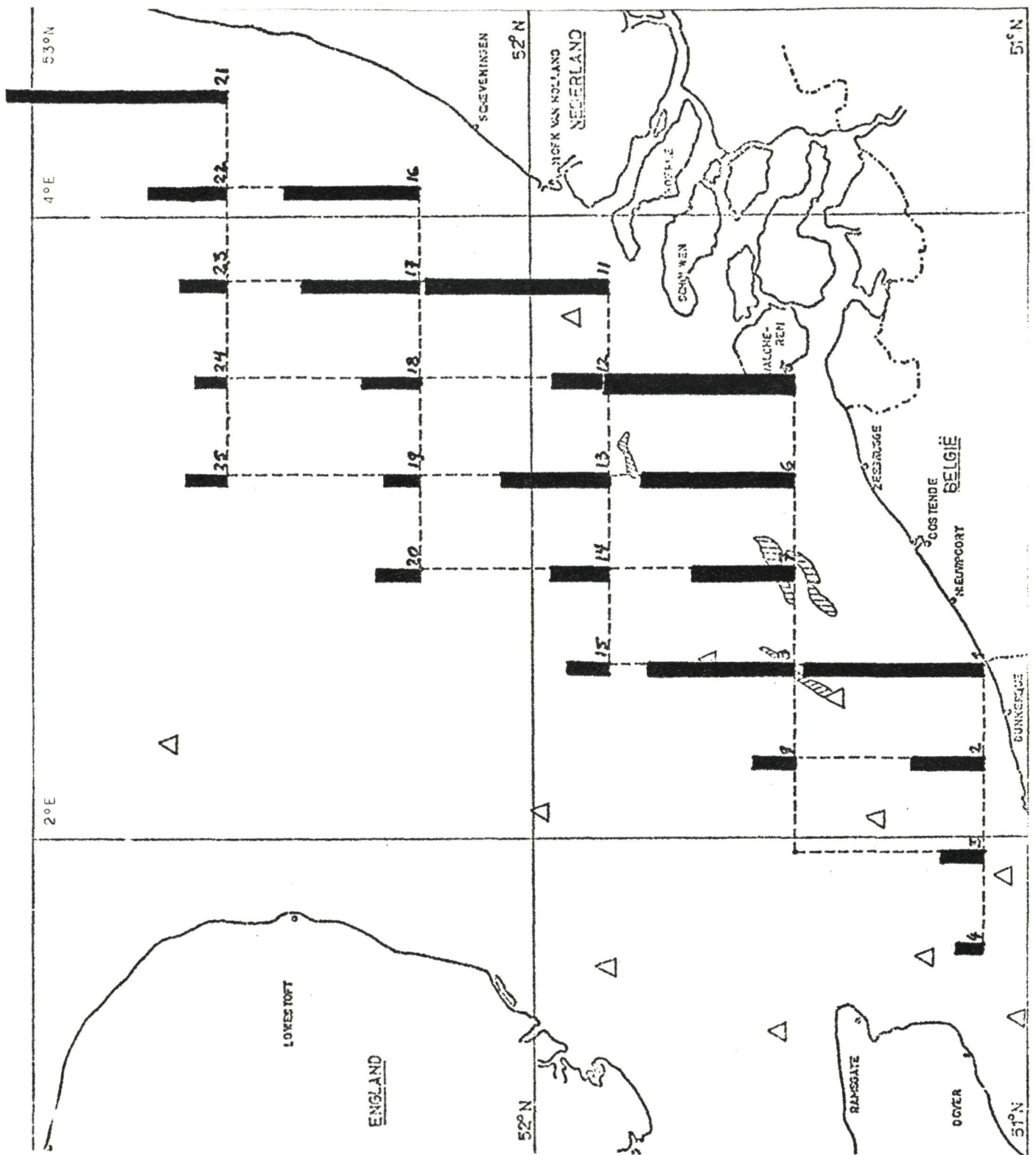


fig. 50.- Chlorophyll a concentration (SCOR) (mg/m³).

: 1 cm = 0.5 mg/m³ .

2.1.- Distribution of chlorophyll a within the area delimited by the mathematical model

The complete data concerning the chlorophyll a (SCOR) concentration at each station and at each depth sampled, were detailed in *Report I* and *III*. Taking into consideration only the results expressed as chlorophyll a concentration per m^3 , the results plotted on Figures 49 and 50 represent schematically the integrated chlorophyll a concentration at each sampled station. They show clearly that the chlorophyll a concentration is higher for the stations situated along the coast and in the estuarine zone (Stations M02 and M07 - first cruise; stations M01, M05, M06, M08, M011, M021 - second cruise). Moreover, a marked decrease is noticeable when the distance offshore increases. The regular decrease allows to divide the studied area in two parts : a coastal part with a chlorophyll a content higher than $3 \text{ mg}/m^3$ and an offshore part with less than $3 \text{ mg}/m^3$. The limit between the two area's follow approximately a parallel to the coast at about 20 miles.

2.2.- Distribution of phaeophytin a concentration within the area delimited by the model (Fig. 51 and Fig. 52)

The analysis of the phaeophytin a concentration, compared to the chlorophyll a (both calculated by mean of the Lorenzen method) has revealed some similitude with the total chlorophyll a (calculated by the Scor method), but also some interesting differences.

TABLE 1
Chlorophyll a and Phaeophytin a concentrations
(first cruise - January-February 1971)

Stations	Chl. a (mg/m^3) (Lorenzer)	Phaeoph. a (mg/m^3) (Lorenzer)
M 01	1.81	1.36
M 02	3	8.65
M 03	1.95	0.81
M 04	0.99	0.09
M 05	2.24	1.30
M 06	2.05	1.32
M 07	2	2.09

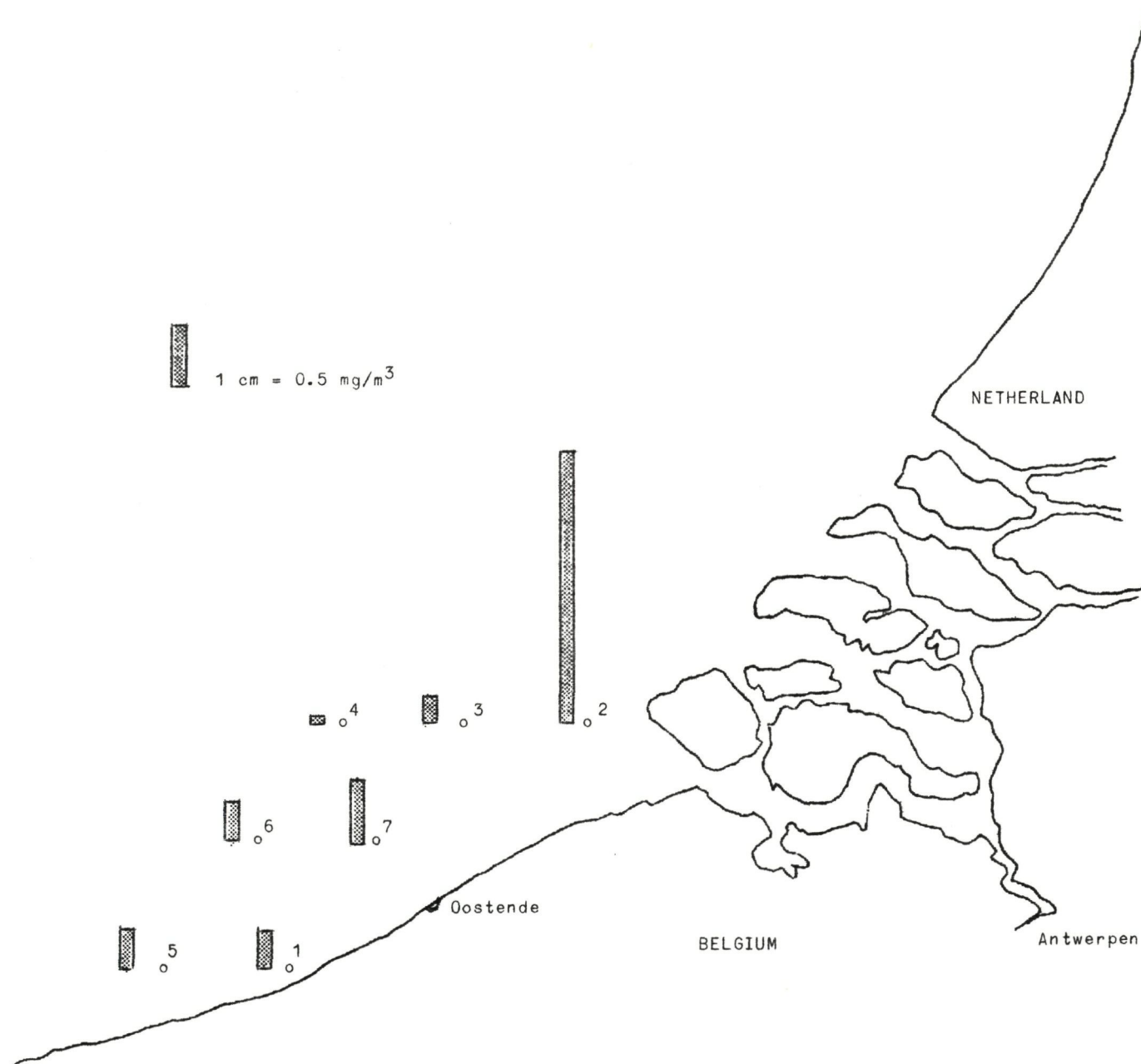


fig. 51.- Phaeophytin a concentration (mg/m³).

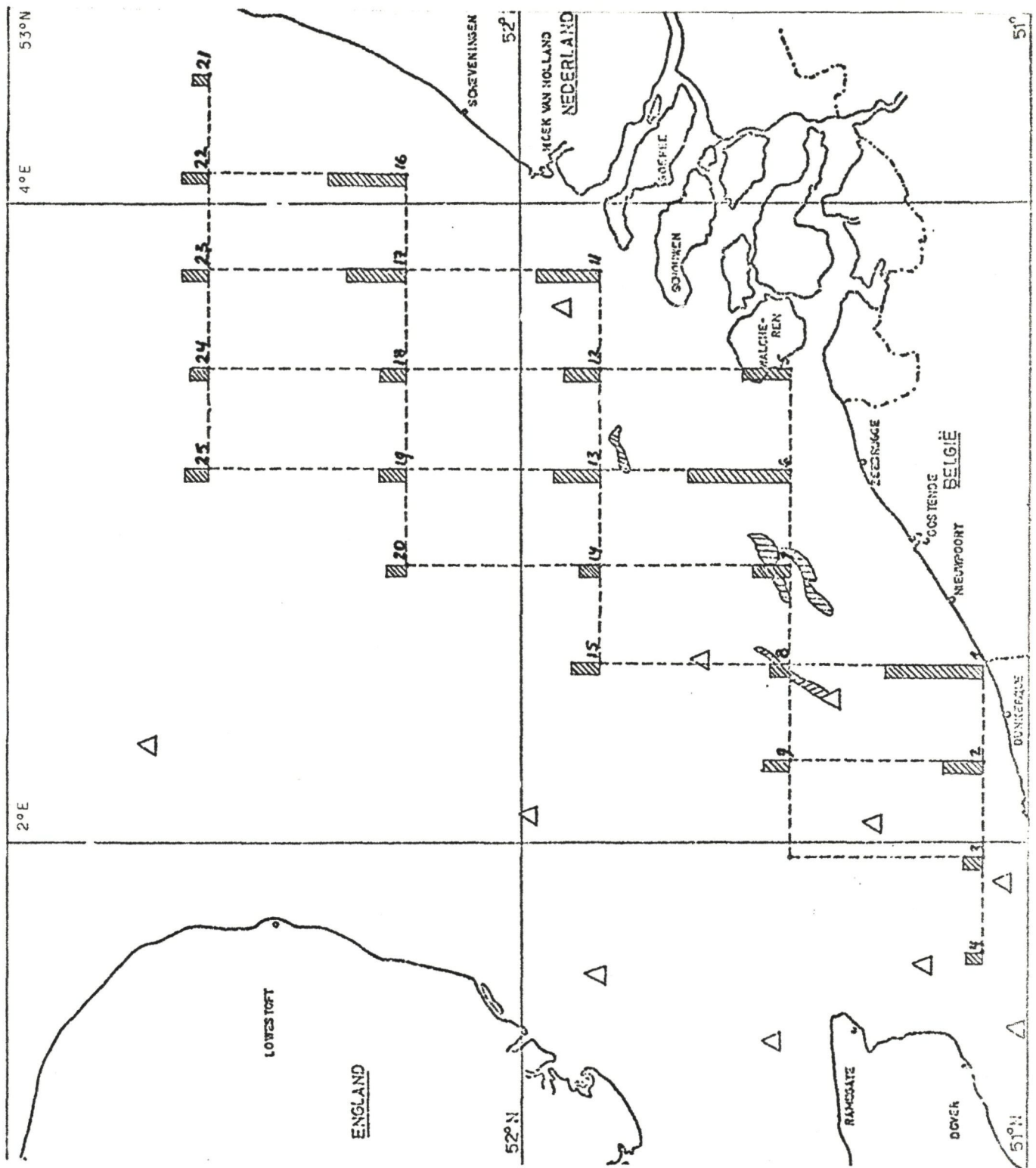


fig. 52.- Phaeophytin a concentration (mg/m³).

1 cm = 0.5 mg/m³.

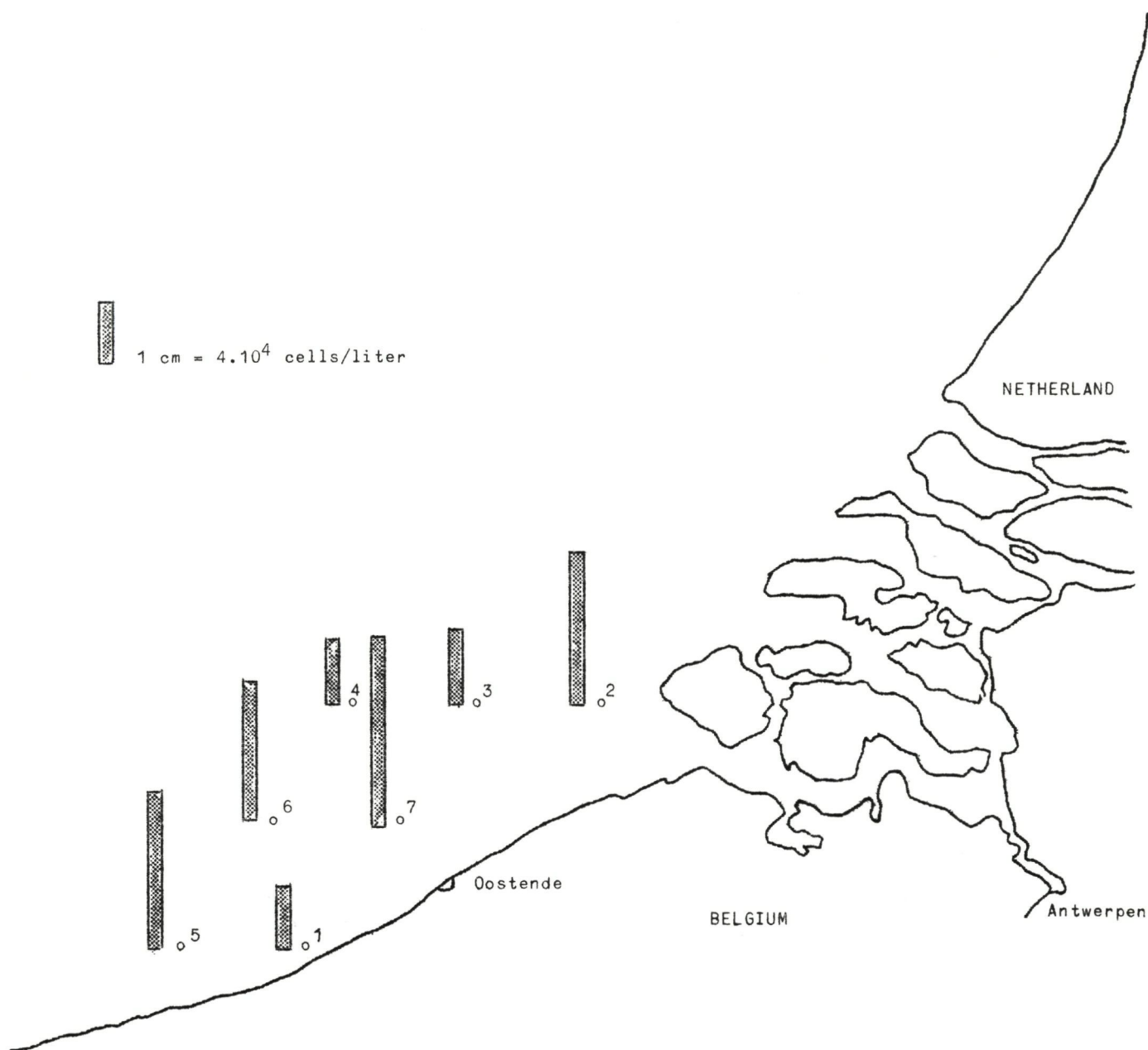


fig. 53.- Diatom abundance (cells/liter).

The detailed study of the phaeophytin a and chlorophyll a distribution of the first cruise will be the object of an annex to *Report I* and is summarized in Table I ; those of the second cruise are reported in *Report III* .

Generally speaking, the distribution of phaeophytin a concentration, schematically plotted on Fig. 52 and 53 shows that the highest values are obtained nearby the coast and are more closely linked to the estuarine zone (MO1 , MO2 , MO5 , MO6 , MO7).

2.3.- Distribution of diatoms - Total abundance (Fig. 53)

From the analysis of the samples of the first cruise, a maximum abundance of diatoms was recorded along the line delimited by Stat. MO2 , MO7 , MO6 , MO5 ; a minimum abundance was found at Stat. MO4 and MO3 , both at greater distance from the coast.

Moreover, from a preliminary population study it appears that the stations MO1 and MO2 (first cruise) were characterized by a large proportion of benthic forms, while Stat. MO5 showed a mixed population, all other stations being composed largely by pure planktonic forms.

This observation confirms to a certain extent the limit found with the chlorophyll a and phaeophytin a concentration, between the « coastal-neretic » area and more offshore waters.

2.4.- Distribution of the ratio living cells/death cells (Fig. 54)

The computation of the ratio living to death cells has lead, for the samples of the first cruise, to some interesting observations. Indeed, this ratio shows a progressive higher value with the increasing distance from the coast and from the estuary of the Scheldt, the minimum values being restricted to the coastal and more particularly the estuarine zones.

At the first serie of stations MO2 , MO7 , MO1 , the values are 0.24 , 0.77 and 0.55 , respectively. At the second serie of stations MO3 and MO5 , these values reach 2.75 and 2.83 , respectively. To the third serie of stations MO4 and MO6 correspond values of 4.96 and 5.01 . In other words, the highest quantity of living cells is found at the greatest distance from the coast (MO4 and MO6), while the maximum quantity of death

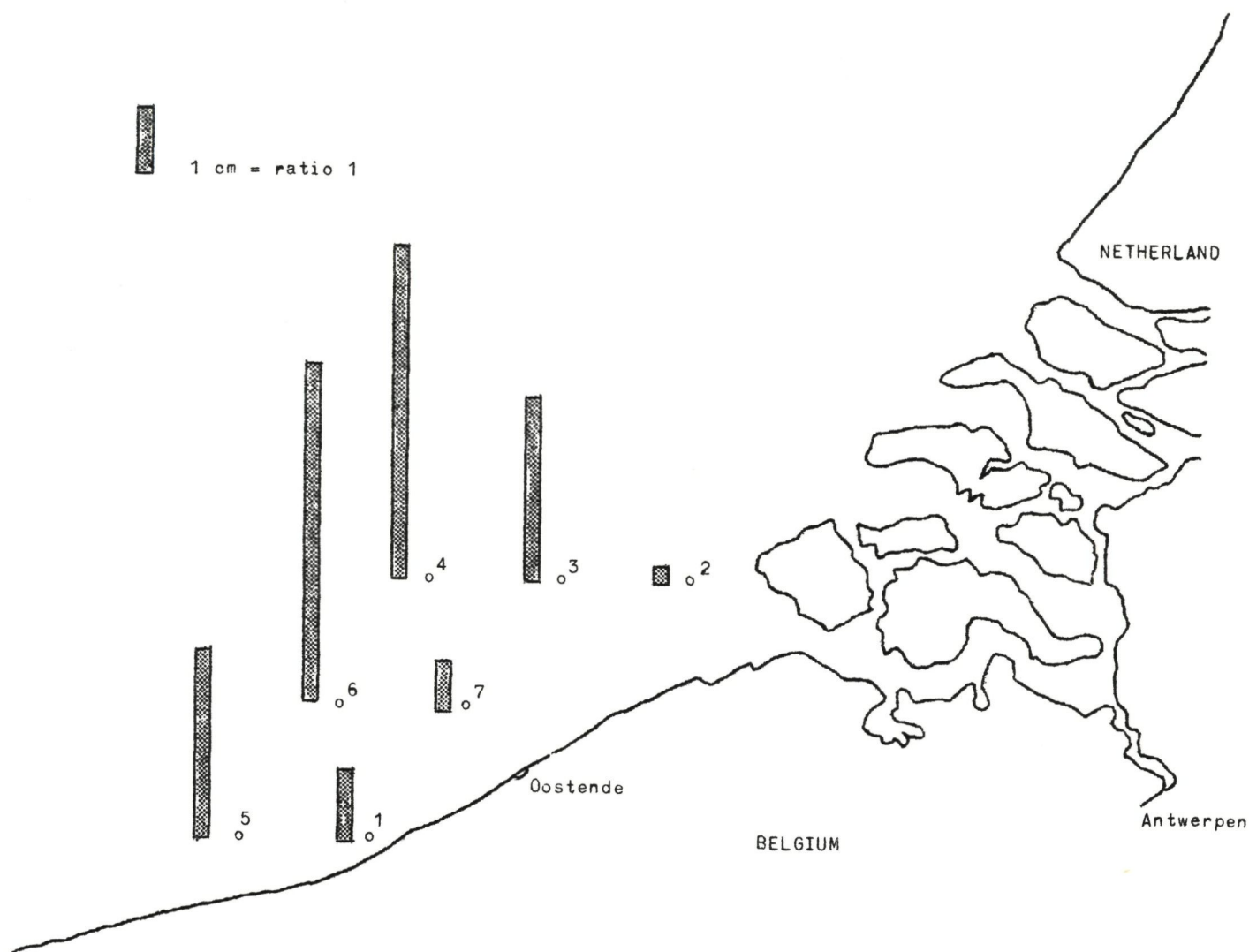


fig. 54.- Ratio : living diatoms/death diatoms.

cells is encountered, if not at the nearest to the coast, at the nearest to the estuary (MO2).

2.5.- Relation between ratio chlorophyll a/phaeophytin a and living cells/
death cells (Fig. 55)

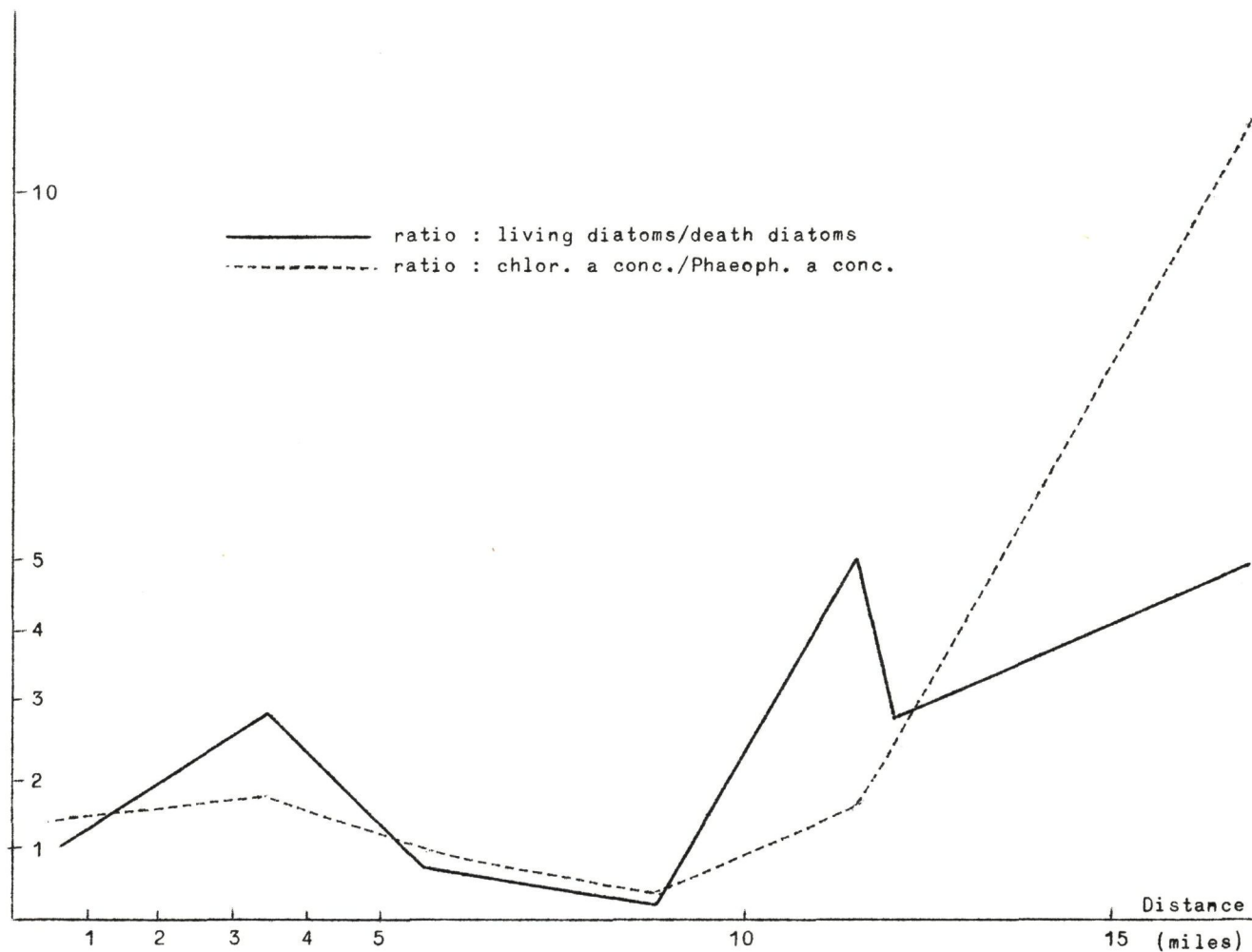


fig. 55.

However it is too early, on basis of the results of the first cruise and a preliminary study of the second cruise, to establish a definit conclusion on the relation between the ratio chlorophyll a/phaeophytin a and living cells/death cells, it is nevertheless apparent that a good relation

does exist between the two : both ratios increase similarly as the distance from the coast became larger and are minimum especially in the estuarine zone.

3.- Conclusion

From the results obtained by pigment analyses as well as by phytoplankton countings, a certain number of statements can be put forward :

- The chlorophyll a (Scor) concentration is maximum near the coast, the estuarine zone included, and decreases offshore. Repeated and correlated to other factors it would probably be a valuable measurement of the extent of the area influenced by the coast.
- A similar conclusion can be given for the phaeophytin a (Lorenzen) concentration with special mention for the relation with the estuarine zones.
- As far as the phytoplankton study concerns, the ratio living to death cells appears to be a value that increases as the distance offshore the coast, and more particularly the estuarine zone, increases. This observation may be an indication of unfavourable conditions but has first to be submitted to correlations with other environmental factors as turbulence, suspension of sediments ... Moreover, a positive relation exists between the ratios living cells/death cells and chlorophyll a/phaeophytin a .
- As phytoplankton populations considered as an entity (actually at study), are in fact directly linked to environmental factors and to time, the variations observed in their composition at the different points analyzed may also be a measure of some particular influences.

If, up to now, a certain number of conclusions can be suggested, it seems nevertheless that some relations between biological data and environmental data are likely to be studied, especially in view to achieve a certain selection of values appropriate for the mathematical model (Example : the relation between chlorophyll a and nutrients, between phaeophytin a and salinity between the ratio living cells/death cells and turbulence).

VII.- Verslag van de werkzaamheden
in verband met het bepalen van gechloreerde organische verbindingen
in biologische monsters levend in mariene milieu

Voor het opsporen van residuele organisch gechloreerde insecticiden in biologische monsters, in marien milieu levend, komt gezien de vereiste gevoeligheid maar één techniek ter sprake. Namelijk een gaschromatografische scheiding en een detectie bij middel van de electronenvangdetector (*electron capture*).

Voorafgaand aan deze detectie moeten we de gechloreerde koolwaterstof insecticiden (DDT, DDE, dieldrine, endrine, ...) uit het biologisch substraat extraheren. In dit verband hebben we extractietechnieken uitgewerkt die rekening houden met het vetgehalte maar bovendien en vooral met het watergehalte van het monster. Als proefmonsters hebben we een aantal stalen zoöplankton en mosselen gebruikt.

Aansluitend op deze primaire extratie volgt een kolomchromatografische zuivering. Deze stap zal detektorbevuilding tegengaan en een aantal met de elektron-capture detektor interfererende stoffen uitsluiten. Ook hier moet de techniek worden aangepast aan de aard en de hoeveelheden van de begeleidende stoffen, vooral pigmenten. Dezelfde proefmonsters werden hierbij ingeschakeld. Bij deze bepalingen in spore hoeveelheden zijn allerlei contaminatie mogelijkheden. Extra aandacht is nodig voor wat betreft de verpakking, de verhandeling, de gebruikte solventen, glaswerk, het indampen der extracten, enz. Een voortdurende, nauwlettende en effectieve controle is nodig.

Het experimenteel gedeelte wordt uitgevoerd met een Hewlett-Packard gaschromatograaf uitgerust met Ni^{63} detector. De eerste injectie gebeurt op een 6 ft 3,8 % SE-30 op Diatoport (80-100), voor identificatiedoeleinden moet een tweede kolom worden ingeschakeld.

Met deze techniek kan een reële gevoeligheid van 1 ng/ μl worden bekomen voor het merendeel der gechloreerde verbindingen (uitgaande van standaarden).

Resultaten

De resultaten bekomen bij deze proefmonsters zijn enkel van kwalitatieve aard.

Bij de zes monsters mosselen, op verschillende plaatsen van de kust genomen, werden analoge chromatografische spektra bekomen. Het aantal gescheiden componenten aanwezig in deze extrakten belooft van 18 to 24 .

Bij drie monsters zoöplankton, verzameld tijdens de uitvaarten van de maand december zijn voor de drie monsters analoge chromatografische spektra opgetekend. Ze onderscheiden zich kwalitatief en kwantitatief van die van de mosselen.

Uit deze waarnemingen zijn we in staat een aantal conclusies te trekken.

- 1) In de extrakten van deze mariene monsters zijn interfererende organisch ge-chloreerde verbindingen aanwezig (o.a. de polygechloreerde bifenyls, PCB's). Alhoewel geen insecticiden zijn het residuele verbindingen en het is noodzakelijk hun bepaling uit te voeren naast die van de insecticiden.
- 2) Voor wat betreft de identificatie zal de gaschromatografische techniek alleen niet volstaan. Wegens het te groot aantal componenten, in een extract, brengt een injectie op een tweede kolom geen oplossing. We zullen verplicht zijn massaspektrometrie bij de detectie in de schakelen.
- 3) Een automatisatie zowel voor wat betreft de identificatie als de kwantitatieve bepaling zal noodzakelijk zijn.

VIII.- Premier aperçu sur la distribution et la composition des sédiments dans le réseau du modèle mathématique

1.- Introduction

Le réseau de mesure expérimental en Mer du Nord utilisé au cours de l'année 1971 se prête mal à l'interprétation des données sur le plan géochimique. Une telle étude nécessite en effet au préalable une bonne connaissance de la répartition de l'origine et du transport des sédiments dans la zone investiguée. Ceci n'est pas le cas à l'heure actuelle et l'une des tâches primordiales des géologues du projet en cours sera de définir ces paramètres en utilisant un maillage extrêmement serré.

Ces premières campagnes de prélèvements nous ont toutefois permis de tester nos techniques expérimentales et les résultats obtenus indiquent déjà quelques tendances intéressantes sur le plan de la pollution de la Mer du Nord.

Il nous paraît fastidieux, dans ce bref résumé, d'énoncer les difficultés d'analyse avec lesquelles nous sommes confrontés en Mer du Nord. Nous nous contenterons de les résumer brièvement. Le rythme intensif des prélèvements nous oblige à trouver un compromis entre la vitesse d'exécution des analyses et leur précision. Ce problème devient particulièrement compliqué lorsqu'on a affaire à des échantillons très sableux, comme en Mer du Nord, où les polluants sont généralement très dilués. Ceci nous a obligé à revoir nos techniques d'analyse et ce problème n'est pas encore résolu de manière satisfaisante à l'heure actuelle. Certains des résultats qui suivent sont à titre de précaution, fournis en valeurs relatives, ce qui est d'ailleurs souvent suffisant pour le traitement mathématique des données.

Il est aussi utile de signaler qu'il est extrêmement difficile de fixer une valeur normale pour les teneurs en métaux lourds d'un sédiment, car on observe dans les milieux naturels des variations considérables qui reflètent toute l'histoire géologique du sédiment.

2.- Répartition de la turbidité

La turbidité peut présenter une pollution physique lorsque son niveau entrave la pénétration lumineuse et réduit la productivité primaire du milieu. Elle est souvent associée dans les milieux pollués, au transport de substances toxiques à l'état solide.

Les turbidités ont été mesurées par filtration du solide en suspension dans l'eau de mer sur ultra-filtre (ouverture des pores $0,8 \mu$). En chaque point du réseau, on détermine la turbidité en surface, à mi-profondeur et à un mètre au-dessus du fond lors des étales et des maxima de courant des marées.

Les résultats reportés dans la figure 56 représentent les valeurs moyennes de turbidité d'environ 600 mesures. Ces valeurs moyennes font ressortir une turbidité élevée au voisinage des côtes avec un maximum très prononcé en face de l'estuaire de l'Escaut.

L'allure de ces répartitions confirme l'origine continentale des solides en suspension et leur distribution le long des côtes obéit très bien aux influences des courants en Mer du Nord. On notera en particulier la zone étendue de turbidité élevée en face des deltas constitués par le Rhin, la Meuse et l'Escaut.

En haute mer, la turbidité devient rapidement très faible et doit être essentiellement attribuée au phytoplancton (voir à ce sujet les déterminations des matières organiques sur les suspensions, du laboratoire du Prof. Gullentops).

On peut expliquer de diverses manières la zone de turbidité plus élevée que l'on observe à la frontière ouest du modèle, mais les données sont actuellement insuffisantes pour fournir l'hypothèse probable.

3.- Caractérisation des sédiments

L'accumulation possible de polluants dans un sédiment, leur mobilisation ultérieure dépendent considérablement de la nature physique et chimique des minéraux.

Des études antérieures effectuées dans notre laboratoire, il est apparu intéressant de caractériser le sédiment par quelques grandeurs qui peuvent être déterminées rapidement avec une précision très satisfaisante.

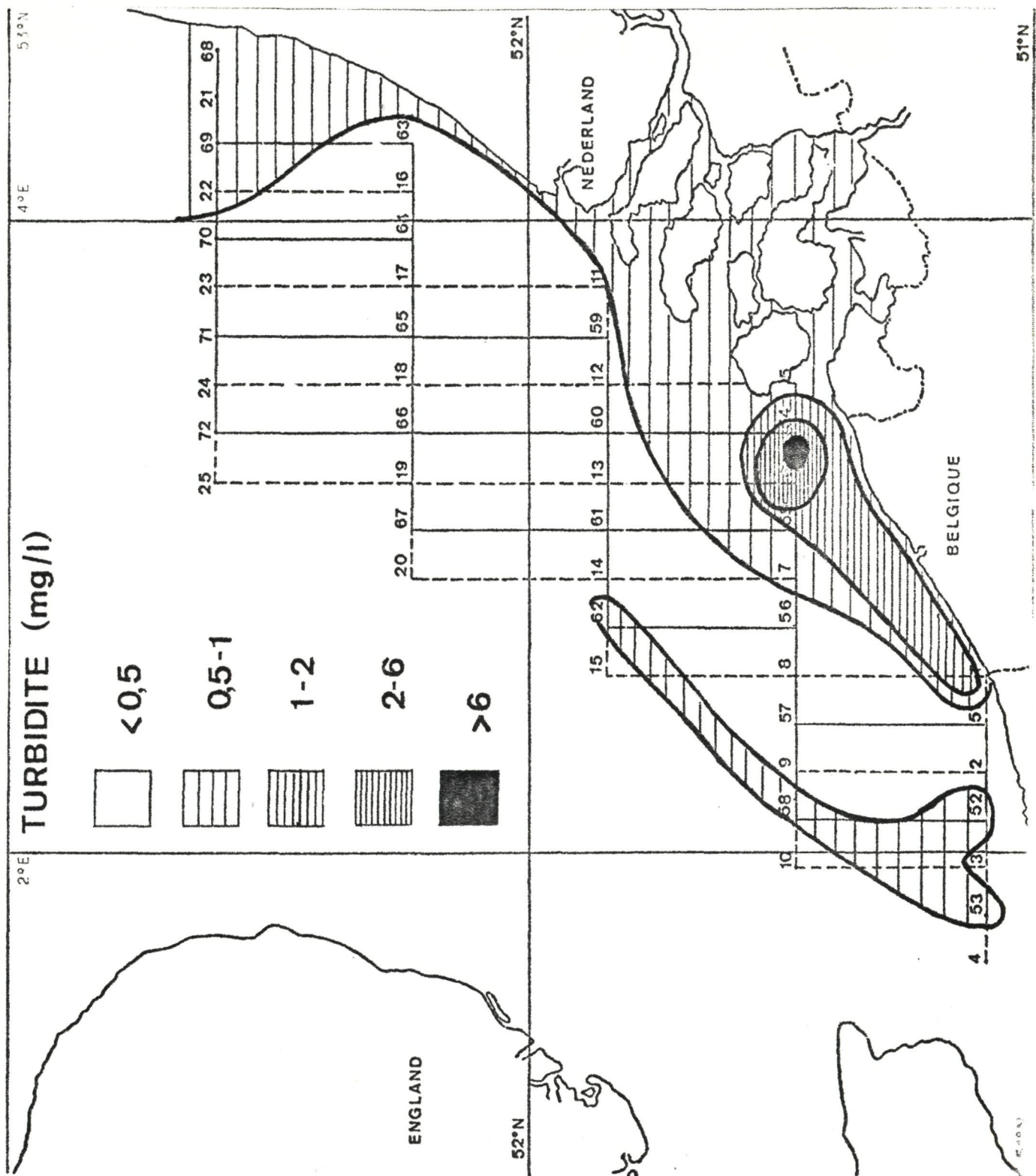


fig. 56.

Les polluants sont généralement liés à la phase organique ou à la fraction argileuse du sédiment.

La teneur en matière organique du sédiment a été déterminée par oxydation à chaud par le bichromate de potassium; la teneur globale en matières organiques et en matériaux argileux par perte au feu à 550°C . Enfin, la différence de perte au feu entre 550 et 1000°C est représentative de la quantité de carbonates présents. Cette grandeur peut être liée à la production de squelettes carbonatés par les organismes (indicateur d'activité biologique), à la présence de grains de carbonates « détritiques » provenant de l'érosion ou à l'existence d'une précipitation chimique (rare mais possible à la sortie de certains estuaires, par exemple).

Les figures 57, 58 et 59 représentent les variations de ces paramètres dans la zone du réseau mathématique.

En ce qui concerne les carbonates (fig. 57), on observera dans le sud du modèle, une zone systématiquement riche en carbonates et que l'on peut attribuer principalement à l'érosion des côtes françaises et anglaises du Pas-de-Calais. Par contre, la partie nord se signale par des valeurs relativement faibles en carbonates (< 5 %).

Les figures 58 et 59 sont beaucoup plus intéressantes sur le plan de la pollution. Il existe généralement une corrélation assez élevée entre la matière organique et la fraction argileuse, qui ont toutes deux tendance à accumuler les polluants, et cette tendance se retrouve en Mer du Nord.

Les analyses montrent l'influence marquée des estuaires qui se prolonge par le jeu des courants le long des côtes. Il semble aussi que le Nord de la France, très industrialisé et peuplé (point 2 du modèle, par exemple) contribue notablement à l'apport de ces substances.

Toutefois, c'est la situation à l'ouest de la zone du modèle qui nous paraît la plus singulière. Bien qu'il existe au voisinage du point 7 du modèle, des zones de déversement bien connues de résidus industriels, il semble se dégager une tendance géographiquement plus étendue et que l'on pourrait attribuer à l'influence de l'estuaire de la Tamise. Il faut signaler à l'appui de cette hypothèse, l'existence dans cette région d'un système de courants résiduels giratoires qui pourraient bien être responsables de cette accumulation singulière.

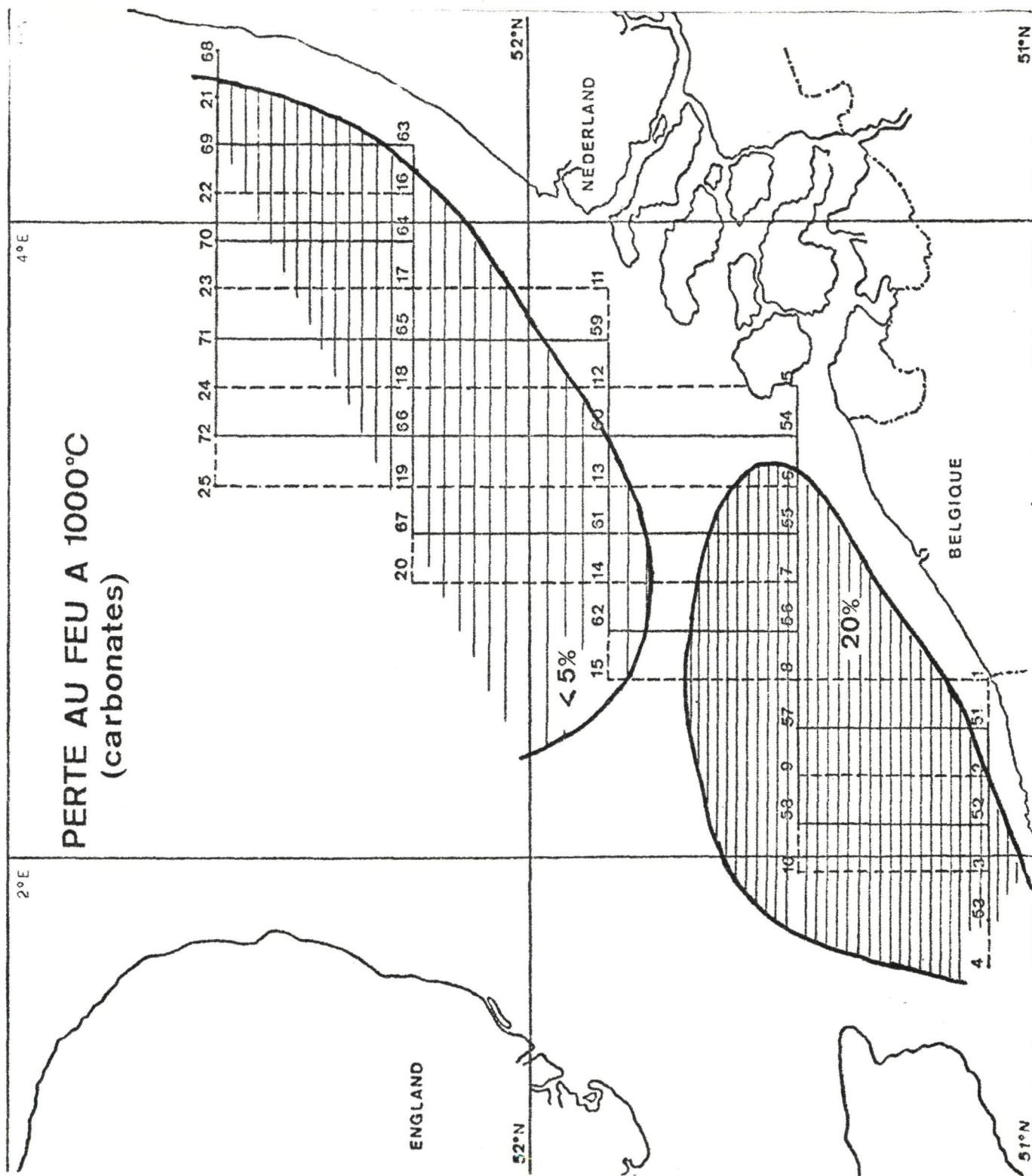


fig. 57.

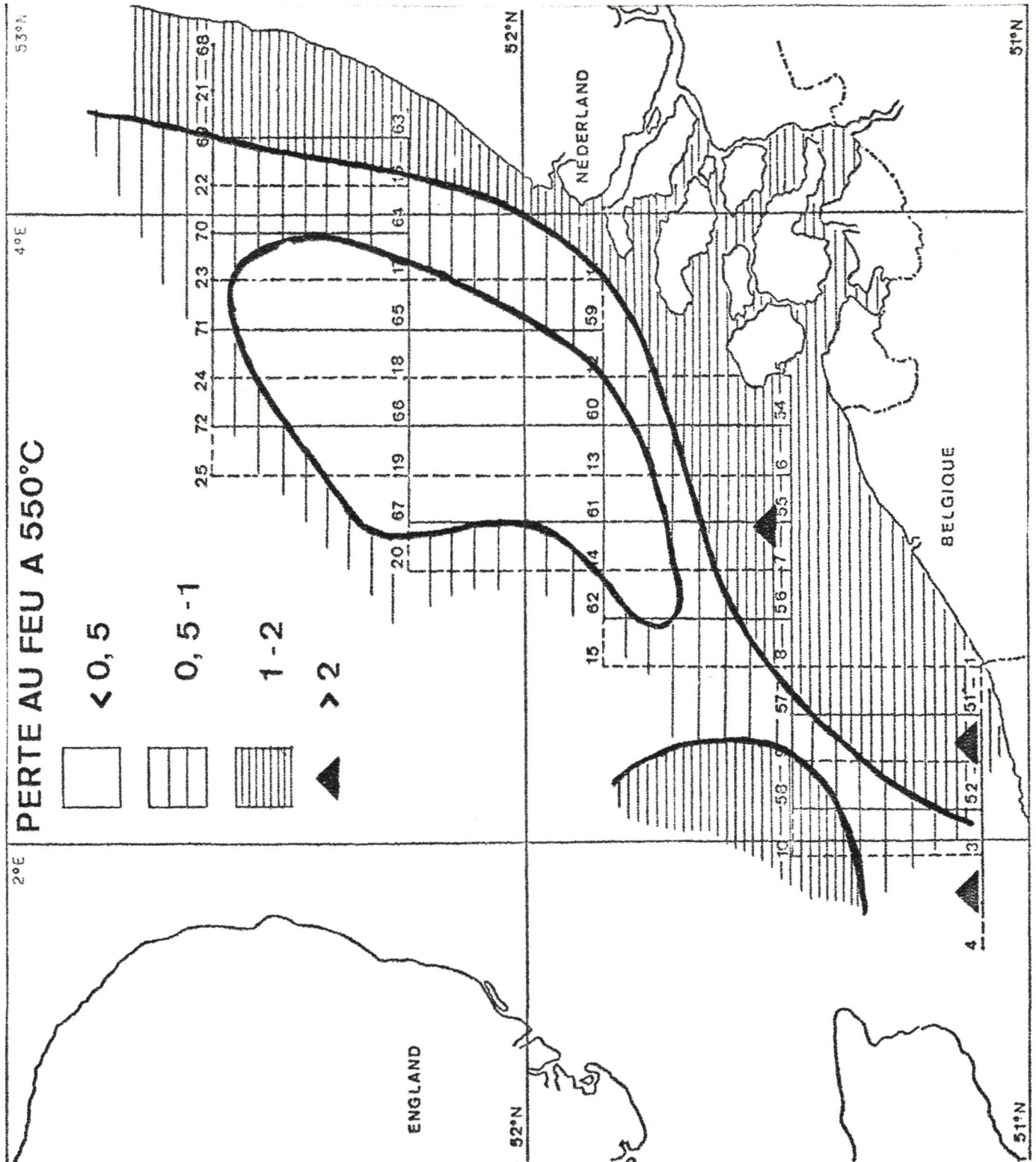


fig. 58.

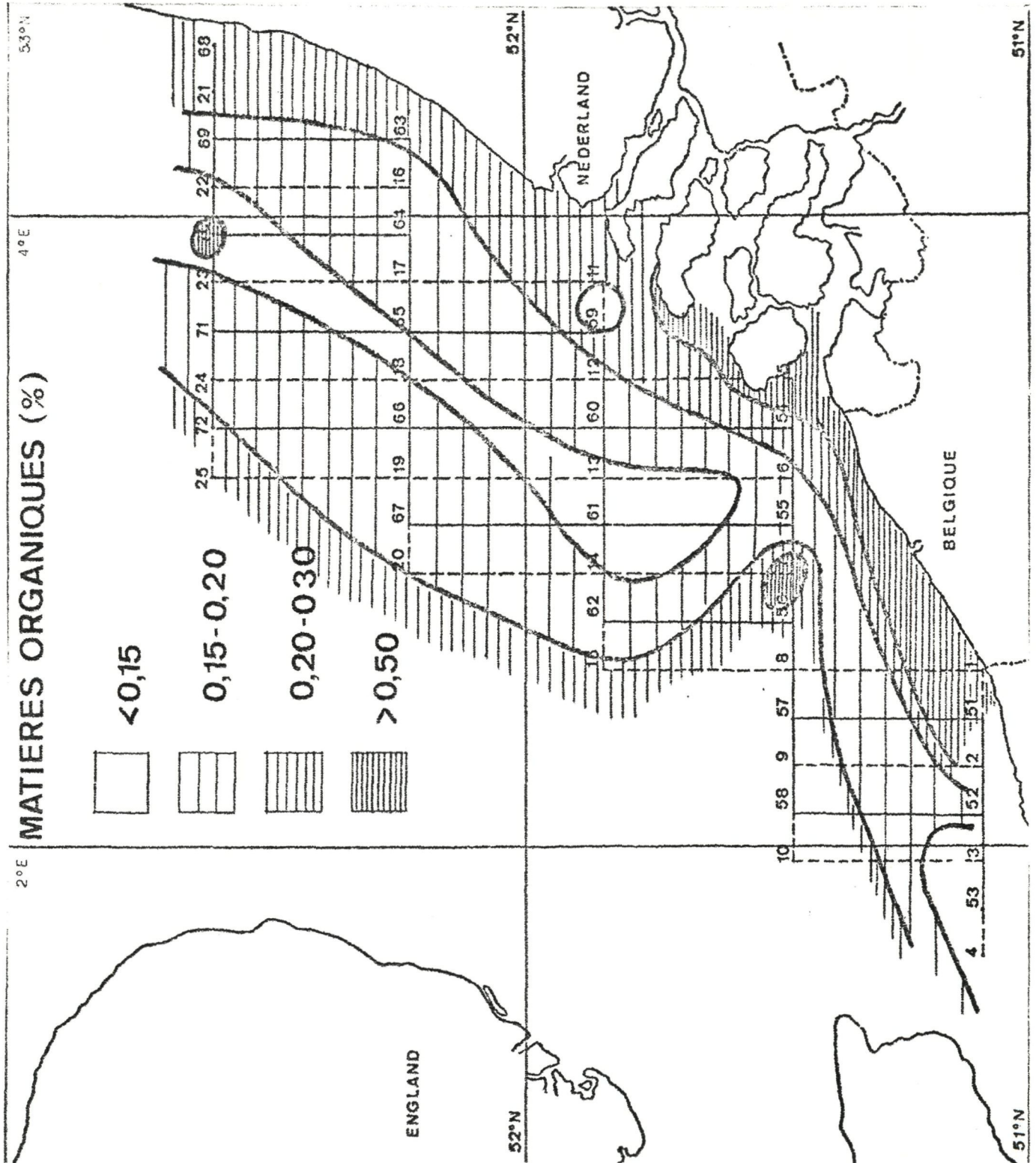


fig. 59.

4.- Exemples d'accumulation de quelques polluants

Nous avons principalement porté notre attention sur le mercure, qui a fait l'objet d'une note séparée.

Nous décrirons sommairement ici les résultats obtenus pour le zinc (fig. 60), le manganèse (fig. 61) et le phosphore (fig. 62). Rappelons que ces résultats sont nécessairement fragmentaires, étant donné la stratégie de prélèvements.

En ce qui concerne le zinc, pour lequel nous avons des résultats complets, on n'observe pas de valeurs exceptionnellement élevées. En haute mer, les teneurs se situent vers 10 à 15 ppm, qui semble être la valeur normale. La tendance qui se dégage du diagramme de la figure 60 est toutefois conforme aux prévisions théoriques : le zinc semble être principalement lié à la présence de matières organiques ou argileuses : les teneurs maxima (60 ppm) de cet élément coïncident avec les points de rejet connus, les zones estuariennes ou celles de grande activité industrielle (points 1 et 2).

On observe une tendance similaire pour le manganèse (figure 61), encore que les résultats limités doivent nous inciter à la prudence.

Il en va de même pour le phosphore, mais il faut relever que les variations observées sont largement significatives, d'autant plus qu'elles peuvent être étroitement corrélées avec celles effectuées par le Prof. Elskens sur les ions du phosphore dissous dans l'eau. Comme cet élément est d'une part un indicateur intéressant de la pollution domestique (détergents) et qu'il peut jouer un rôle important dans la modification écologique du milieu marin, cette variable retiendra dans l'avenir toute notre attention.

Conclusions

Nous nous proposons dans l'avenir d'ajouter au réseau expérimental utilisé par les chimistes et les biologistes, un réseau plus dense comportant environ 1000 mailles aux noeuds desquels nous effectuerons les prélèvements de sédiments.

Nous choisirons quelques méthodes analytiques simples qui nous permettront de caractériser la nature du sédiment, en vue de dresser une carte du réseau du modèle.

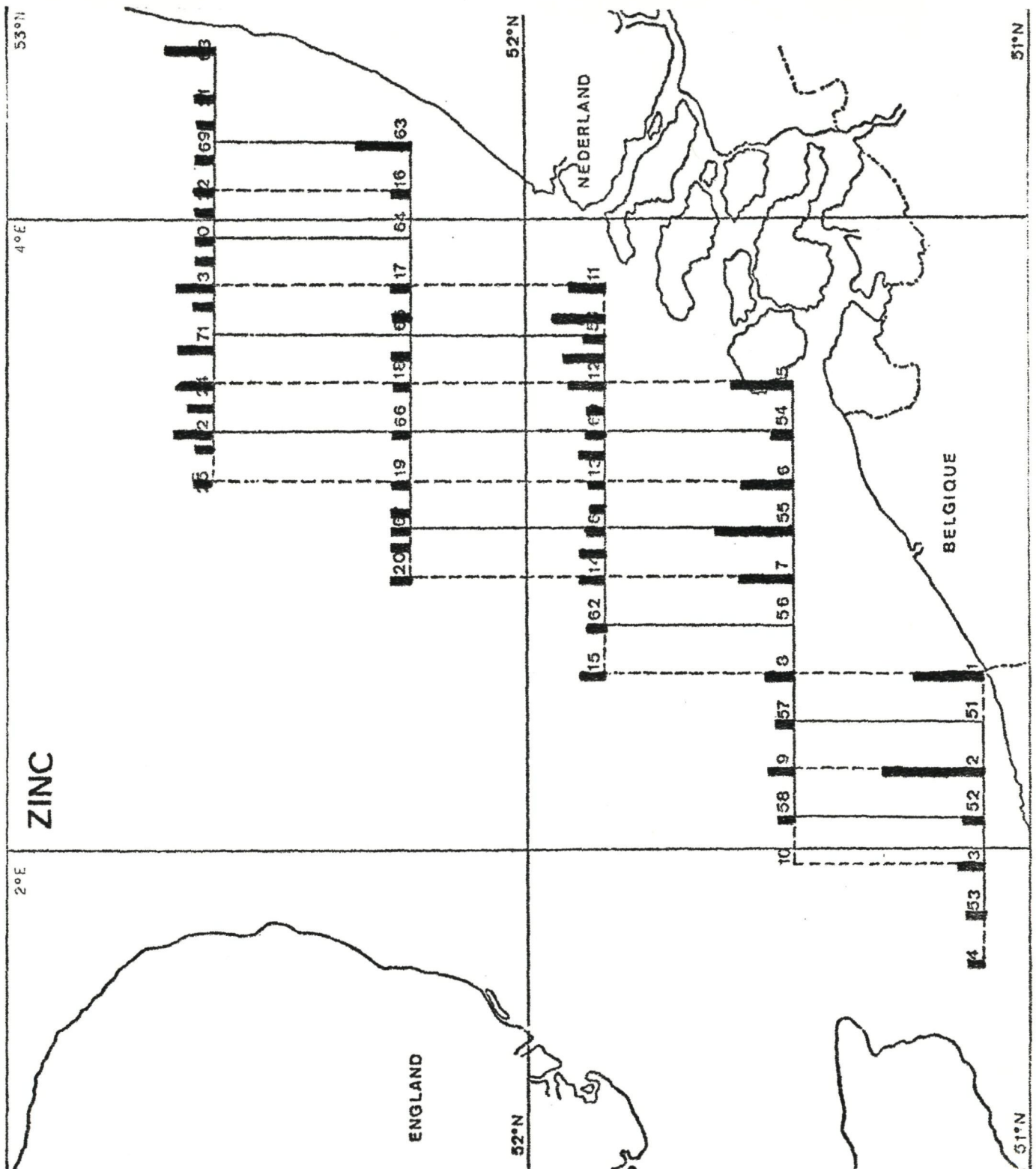


fig. 60.

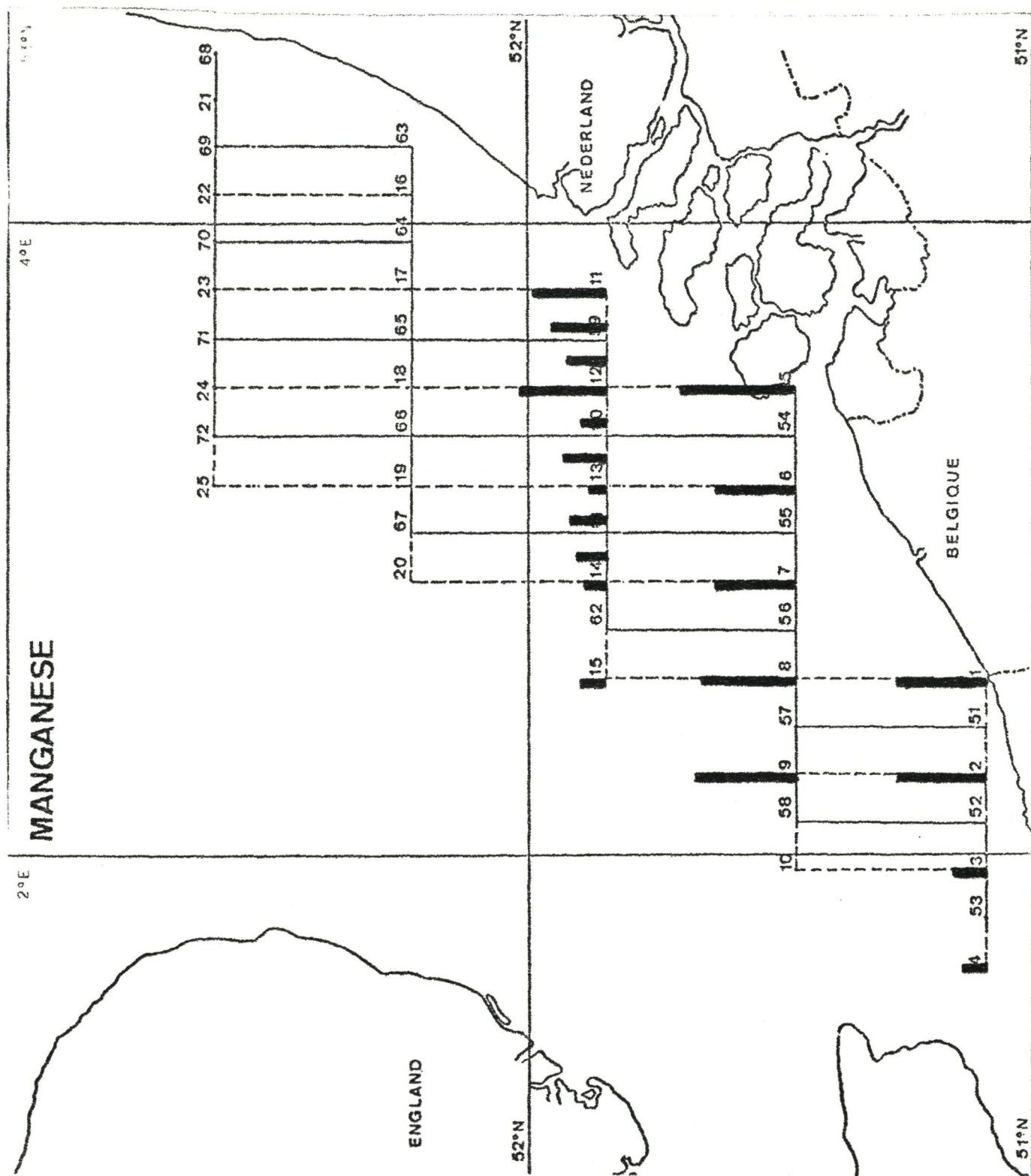


Fig. 61.

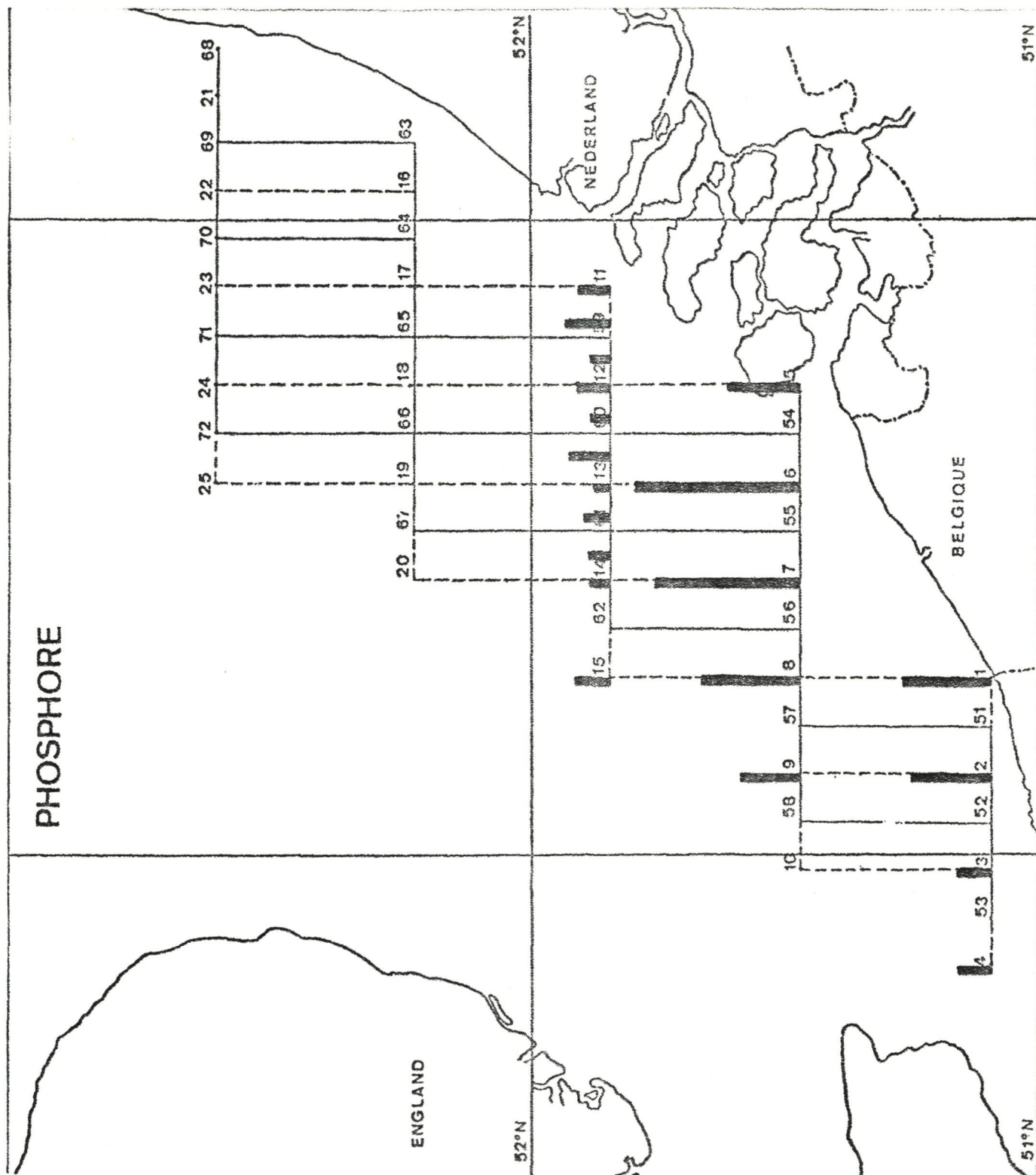


fig. 62.

Nous analyserons ensuite les éléments polluants dans les différentes régions caractéristiques.

Une attention particulière sera portée sur la dispersion des polluants à partir des estuaires.

IX.- Détermination du mercure dans les poissons

Les travaux sur la présence de mercure dans les poissons de mer feront partie de l'étude de la pollution des poissons menée en collaboration avec la Station de Pêche Maritime d'Ostende dirigée par M. P. Hovart et l'I.R.C. (Ter-vuren), tous deux du Ministère de l'Agriculture, dans le cadre général des recherches que mènent ces deux institutions sur l'influence des polluants sur la chaîne alimentaire. L'institut de Recherches Chimiques (IRC) s'occupe uniquement de la partie purement chimique de ces recherches. L'étude d'un maximum de polluants est prévue; seul le cas du mercure est envisagé ici.

Les travaux analytiques ont été exécutés essentiellement par M. E. Pauwels.

Méthodes

Trois méthodes ont été appliquées jusqu'à présent :

- 1) a.- H_2SO_4 - KMnO_4
b.- puis $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ - SnCl_2
- 2) a.- H_2O_2 - H_2SO_4 - KMnO_4 (sous réfrigérant)
b.- comme 1 b
- 3) a.- comme 2 a
b.- NaBH_4

Dans tous les cas la mesure est faite par absorption atomique, au MAS 50 . La méthode (3) est retenue pour les raisons suivantes : possibilité de traiter facilement 10 g d'échantillon et plus (1 g max. suivant 1), peu de réactifs et faible blanc (méth. 1 en donne le plus), dosage Hg de CH_3 - Hg - Cl (ce n'est pas le cas de la méthode 1), aucune difficulté (formation de mousse lors de la mesure : méthode 1).

Le blanc : vaut $0,05 \mu\text{g Hg} \pm 0,01$ ($\pm 17 \%$) ce qui correspond à 50 ± 9 ppb pour un échantillon de 1 g ou 17 ± 3 ppb pour un échantillon de 3 g (moyenne de nos prises).

La limite de sensibilité est de l'ordre de 6 ppb en opérant sur 10 g d'échantillon, mais on peut travailler avec un poids supérieur.

La répétabilité : écart type relatif de 10 % entre prises différentes des filets d'un même poisson; la dispersion de Hg dans les filets est donc incluse.

Interférences

- un absorbeur garni de $\text{Mg}(\text{ClO}_4)_2$ est intercalé avant la cellule de mesure, pour retenir la vapeur d'eau. Il a été vérifié qu'il ne s'y produit pas de retenue de Hg.
- en ce qui concerne l'interférence de $\frac{I_2}{I^-}$ elle conduit à une diminution de la valeur de l'absorption. D'après nos essais, cette interférence dépend des teneurs absolues en Hg et en I^- et aussi de $\frac{[I^-]}{[\text{Hg}]}$

Il est impossible ici de rendre compte de tous les résultats obtenus; en résumé : de 0 à 0,5 μg Hg (0 à 0,5 ppm Hg pour 1 g échantillon) il n'y a aucune interférence pour $I^- < 80 \mu\text{g}$, soit un rapport de 160 pour une teneur de 0,5 ppm Hg dans l'échantillon.

A cet égard, une telle interférence n'est pas non plus à craindre dans le cas des eaux et des sédiments.

Forme de liaison de Hg

Nous résumerons comme suit les considérations très importantes qu'il y aurait lieu de développer à ce sujet. Il n'a pas été trouvé de différence entre teneurs de mêmes poissons déterminées suivant les méthodes 1 ou 2 (et 3). Or, suivant la méthode (1), Hg de $\text{CH}_3 - \text{Hg} - \text{Cl}$ (solution synthétique du produit chimique pur) n'est pas dosé, tandis qu'il l'est suivant les méthodes 2 et 3.

C'est-à-dire que la forme précise de combinaison de Hg dans les poissons est à déterminer, ce que prévoit notre programme de travaux.

Résultats

L'étude systématique de poissons de la mer du Nord est en cours. La pêche est effectuée par la Station de Pêche Maritime d'Ostende qui s'occupe aussi de

toute la biométrie.

On trouvera ci-après des informations concernant cette première campagne.

- Lieux de pêche (figure 63)

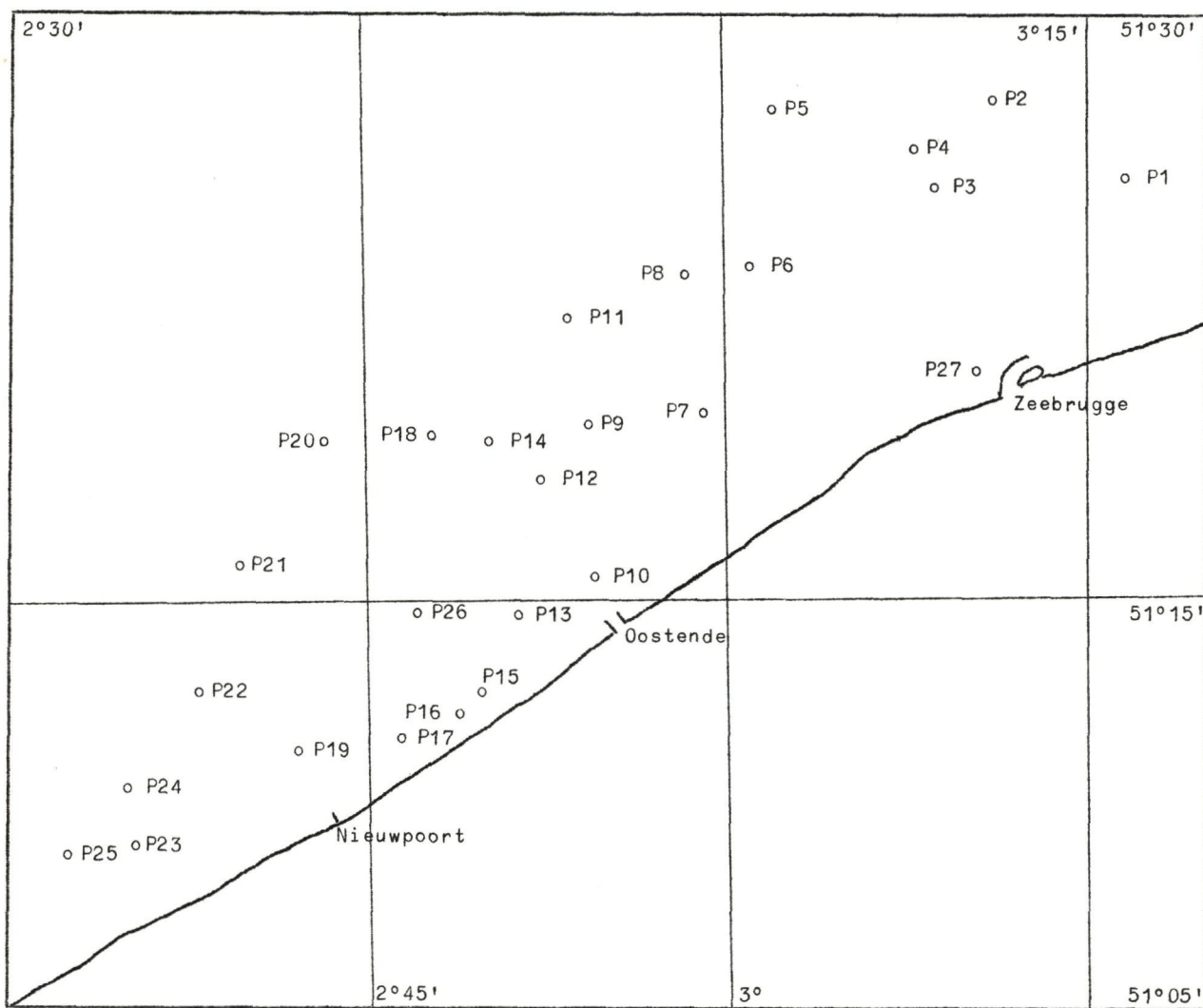


fig. 63.- Lieux de pêche.

- Teneurs en Hg des filets, par échantillons (page 179)
- Discussion des résultats Hg/filets de poissons (pages 180-182)
- Teneurs en Hg : filets, têtes et arêtes (page 183)

TENEURS EN MERCURE

(Valeurs exprimées en ppm Hg sur filets de poisson égouttés)

Stations	A1	A2	A3	A4	B1	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9
1					0,06				0,33			
2	0,08	0,04			0,09			0,09				
3								0,07	0,26			
4	0,07	0,05			0,08				0,17			
5 *			0,4		0,2				0,18			
6	0,04		0,12		0,12		0,09					
7					0,06		0,10					
8	0,07		0,26				0,11			0,02		
9 *			0,29		0,45						0,07	
11	0,095		0,24		0,1		0,09					
12			0,15	0,11	0,12		0,1					
13			0,07	0,11	0,14			0,11				
14	0,09				0,07							
20	0,11	0,02			0,1	0,08						
21	0,12	0,04			0,1				0,07			
22 *		0,07	0,28				0,1					
23 *	0,19	0,22			0,27							
26 *	0,15			0,12	0,13			0,13				
27 *								0,19				0,06

* : sur filets sans peau. Les autres : sur filets plus peau.

Dénominations

A1 : plie (pladijs)	B4 : gadus luscus (steenbolck)
A2 : limande (schar)	B5 : perlon (roodbaard)
A3 : plie (bot)	B6 : maquereau (horsmakreel)
A4 : sole (tong)	B7 : orphie (geep)
B1 : merlan (wijting)	B8 : hareng (haring)
B3 : trigle (knorhaan)	B9 : sprat (sprot)

Méthode : A.A(MAS 50) sur 1 g , attaque $H_2SO_4-KMnO_4$.

- Déterminations comparatives de Hg dans des poissons d'eau douce provenant de la Vière (Orgeo), fournis par la Station de recherches des Eaux et Forêts de Groenendaal du Ministère de l'Agriculture (pages 184-185)

Programme (collaboration Station Pêche Maritime - I.R.C.)

- Des échantillons de nouvelles campagnes sont en cours d'étude.
- Le programme prévoit l'étude de poissons pêchés tout au long de la côte belge, tous les trimestres; idem provenant de zones de déversement proches de la côte belge, tous les mois; idem provenant de la minque, toutes les semaines.
- Les déterminations porteront sur un maximum de polluants.
- La distribution du Hg et ses formes de combinaison dans les poissons seront recherchées.
- Des corrélations seront établies entre résultats obtenus par la Station de Pêche Maritime et ceux de l'I.R.C.

Discussion

Les résultats ont été groupés par stations et par espèces de poissons. Ci-après, on trouvera les teneurs moyennes des poissons pour chaque station.

Stations	Nombre d'échantillons	Teneurs moyennes	σ	ν %
1	2	0,195	0,191	98
2	4	0,075	0,024	31,7
3	2	0,165	0,134	81,4
4	4	0,09	0,053	57,5
5	3	0,26	0,12	46,8
6	4	0,09	0,038	40,8
7	2	0,08	0,028	35,4
8	4	0,115	0,103	89,9
9	3	0,27	0,191	70,7
11	4	0,13	0,073	55,3
12	4	0,12	0,022	18
13	4	0,11	0,028	26,7
14	2	0,08	0,014	17,7
20	4	0,08	0,04	52
21	4	0,08	0,035	42,4
22	3	0,15	0,114	75,7
23	3	0,22	0,038	17,1
26	4	0,13	0,013	9,5
27	2	0,125	0,092	73,5

Pour cette première campagne, une telle table n'est pas significative étant donné le petit nombre d'échantillons par station et le fait qu'il ne s'agit pas toujours des mêmes espèces d'une station à l'autre.

Au départ du tableau des résultats analytiques, les teneurs en Hg des différents poissons ont été reportées graphiquement d'après les stations d'origines, dans le sens général N - S .

A première vue, il semble apparaître que :

Stations

- 1) L'allure générale des variations de teneurs pour chacune des espèces de poisson, vis-à-vis des stations peut être considérées comme semblables.
- 2) Il existe des stations où tous les poissons accusent une nette augmentation de la teneur en Hg . C'est notamment le cas pour les stations 23, 9, 8 et 5 .
- 3) Les stations à maxima et minima pourraient être relativement voisines, telles par exemple 9 maximum entre 7, 12 et 14 minimum; ou d'autre part, 6 minimum entre 5 et 8 maximum (peut-être doit-on tenir compte d'influences locales : courants, bancs de sable, etc.)

Poissons

Teneur moyenne générale des 62 poissons : 0,13 ppm Hg ,
 $\sigma = 0,086$; $v = 66,07$.

Teneurs moyennes par espèces

Espèces	Nombre de spécimens	Teneur moyenne ppm Hg	σ	v %
A1	10	0,102	0,043	42,8
A2	6	0,07	0,072	97,2
A3	8	0,23	0,107	47,3
A4	3	0,113	-	-
B1	15	0,139	0,102	73,3
B3	1	0,08	-	-
B4	6	0,10	0,0075	7,66
B5	5	0,118	0,046	39
B6	5	0,202	0,098	48,7
B7	1	0,02	-	-
B8	1	0,07	-	-
B9	1	0,06	-	-

Ici également les moyennes n'ont pas grande signification à cause du trop petit nombre de spécimens analysés par espèce. Ce qui apparaît en tous cas c'est une grande variété de teneurs pour une même espèce, par exemple B 1 (15 spécimens, $v = 73,3 \%$).

En ce qui concerne des teneurs isolées anormalement élevées : A 3 (plies) et B 1 (merlans) atteignent jusqu'à 0,4 et 0,45 ppm Hg.

Méthode d'analyse

- 1 g de poisson est mis dans 40 ml H_2SO_4 concentré à 50-60°C.
- par après, ajouter $KMnO_4$ 5 % jusqu'à coloration pourpre persistante.
- réduire l'excès par $NH_2OH.HCl$ 5 % et quelques gouttes de $SnCl_2$.
- doser Hg suivant la méthode « MAS 50 Mercury Analyser System ».

N.B. : D'une part, une variante de cette méthode est à l'étude, d'autre part, les échantillons seront échangés entre laboratoires, pour contrôle.

Reproductibilité

La reproductibilité a été estimée d'après une série de poissons analysés en double et l'équation

$$S = \sqrt{\frac{\sum \omega^2}{2R}}$$

où ω est l'écart entre 2 déterminations sur même poisson et R le nombre d'analyses en double.

Stations	Espèces	1	2	Moyenne	ω
1	B6	0,36	0,30	0,33	0,06
5	A3	0,45	0,35	0,40	0,10
9	B1	0,50	0,40	0,45	0,10
13	A3	0,07	0,06	0,06	0,01
21	B6	0,05	0,09	0,07	0,04
22	A3	0,30	0,26	0,28	0,04
23	A2	0,23	0,20	0,22	0,03
23	B1	0,25	0,28	0,27	0,03

d'où l'écart standard $S = 0,042$ pour $\bar{M} = 0,26$.

A noter que l'écart standard cumule l'écart dû à l'échantillon et celui provenant de la méthode. En ce qui concerne le premier, il peut être important puisque les prises analysées en double ont été prélevées successivement sur le filet sans qu'il soit effectué d'échantillonnage moyen préalable.

Hg/têtes/filets/arêtes

Stations	A1 (plies)				B1 (merlans)			
	Têtes ppm	$\frac{\text{Hg têtes}}{\text{Hg filets}}$ %	Arêtes ppm	$\frac{\text{Hg arêtes}}{\text{Hg filets}}$ %	Têtes ppm	$\frac{\text{Hg têtes}}{\text{Hg filets}}$ %	Arêtes ppm	$\frac{\text{Hg arêtes}}{\text{Hg filets}}$ %
1					0,02	33	0,02	33
2	0,05	63	0,05	63	0,06	67	0,05	56
4	0,04	57	0,04	57	0,05	63	0,05	63
5					0,09	45	0,08	40
6	0,02	50			0,08	67	0,07	58
7					0,04	67	0,02	50
8	0,04	57	0,04	57				
9					0,14	31	0,14	31
11	0,05	53	0,05	53	0,07	70	0,06	60
12					0,06	50	0,05	42
13					0,07	50	0,07	50
14	0,04	44	0,04	44	0,04	57	0,04	57
20	0,05	45	0,05	45	0,06	60	0,05	50
21	0,05	46	0,05	46	0,05	50	0,04	40
23	0,1	53	0,09	47	0,12	44	0,12	44
26	0,09	60	0,09	60	0,05	38	0,05	38

	A1 (plies)		B1 (merlans)	
	Têtes	Arêtes	Têtes	Arêtes
\bar{X} (moyenne) (ppm)	0,053	0,056	0,067	0,061
σ	0,024	0,02	0,032	0,032
ν (%)	45,4	35,7	46,3	52,5
$\frac{\bar{X}}{\bar{X} \text{ filets}}$ (%)	51,96	54,9	48,2	43,88

Corrélation : ppm Hg filets (Y) - ppm Hg têtes (X) : $Y = mX + h$

A1 : coefficient de corrélation $r = 0,951$, $h = 0,01$, $m = 1,719$;

B1 : $r = 0,921$, $h = 0,062$, $m = 3,027$.

Corrélation : ppm Hg filets - ppm Hg arêtes

A1 : $r = 0,916$, $h = 0,007$, $m = 1,719$;

B1 : $r = 0,94$, $h = 0,04$, $m = 2,962$.

Poissons d'eaux douces

Il a été effectué des déterminations de teneurs en Hg sur les espèces suivantes : chabot, vairon, loche et truite.

Les résultats obtenus sont reproduits dans les tableaux ci-après.

Chabot

(déterminations faites sur poissons entiers)

Longueur (cm)	Poids (g)	ppm Hg
8,5	7,2506	0,030
7	5,0505	0,016
6	3,2446	0,014
7	5,3638	0,026
7	4,4706	0,045

$n = 5$, $\bar{X} = 0,019$, $\sigma = 0,008$, $v = 42,1 \%$.

Vairon

(déterminations faites sur poissons entiers)

Longueur (cm)	Poids (g)	ppm Hg
8	5,3753	0,035
7	3,8870	0,032
9,5	9,9549	0,076
8,5	8,1683	0,068
7,5	4,6266	0,037
6,5	3,5392	0,035

$n = 6$, $\bar{X} = 0,047$, $\sigma = 0,019$, $v = 40,43 \%$.

Loche

(déterminations faites sur poissons sans queue ni tête)

Longueur (cm)	Poids (g)	ppm Hg
11,5	9,5626	0,10
11,5	10,8228	0,07
10,5	8,0103	0,04
9,5	5,8812	0,04
9,5	6,2283	0,04
9,5	4,2938	0,03

$n = 6$, $\bar{X} = 0,05$, $\sigma = 0,03$, $v = 60 \%$.

Truite fario

D'une truite de 20 cm , il a été pris un filet dont trois échantillons ont été découpés pour analyse.

Echantillon 1 : 4,8332 g , 0,034 ppm Hg

Echantillon 2 : 5,0681 g , 0,042 ppm Hg

Echantillon 3 : 5,1731 g , 0,041 ppm Hg

$\bar{X} = 0,039$, $\sigma = 0,004$, $v = 10 \%$.

Les coefficients de corrélation entre les longueurs et la teneur ont été déterminés pour le chabot, le vairon et la loche.

Chabot : $r = 0,40$

Vairon : $r = 0,88$

Loche : $r = 0,77$

Dans les cas vairon et loche, il y a une certaine corrélation entre la longueur et la teneur en Hg .

Chapitre IV

Etude qualitative et quantitative du benthos par L. DE CONINCK	187
Macrobenthos by J. GOVAERE	191
Zooplankton door Ph. POLK	196
Eléments nutritifs et biomasse par C. JOIRIS	203
Pollution bactérienne par J. BARBETTE	210
La transparence de l'eau en Mer du Nord et sa relation avec la matière en suspension par J.P. MOMMAERTS et M. HÖNIG	214

I.- Etude qualitative et quantitative du benthos

(Macrobenthos et microbenthos, à l'exclusion des protozoaires)

L'étude du benthos marin, dans le cadre de l'écologie marine, a été assez négligée jusqu'ici malgré l'importance de ce benthos dans l'économie du biotope marin. Son intérêt pour l'étude des problèmes de pollution est de toute évidence encore plus grand.

Les fonds marins, en effet, reçoivent par sédimentation toute la matière organique résultant de la productivité primaire et des productivités secondaires et tertiaires, pour autant que ces diverses productivités échappent à la chaîne des prédateurs successifs, dont l'homme forme le chaînon terminal. Tout le reste, en mourant, se dépose sur le fond où il est, soit recyclé en matières premières pour un nouveau cycle de synthèse de matière vivante, par la flore bactérienne et par les divers organismes benthoniques qui se nourrissent de cette manne qui descend sans discontinuité, soit partiellement stocké dans les nouvelles couches de sédiments géologiques qui se forment.

Presque toute la faune marine macroscopique, en particulier cette partie de la faune qui intéresse la pêche, passe les premiers stades de sa vie sur les fonds, se nourrissant directement de la matière organique qui s'y accumule et (ou) de la faune benthonique microscopique qui s'y développe.

L'évolution de la pêche en Mer du Nord a montré au cours des dernières décades une diminution sensible du pourcentage de la pêche en poissons pélagiques par rapport à celle en poissons benthoniques. Cette tendance n'a pas l'air de s'arrêter. Il s'ensuit que les fonds marins qui nourrissent les tout jeunes stades des diverses espèces de poissons, nourrissent en plus, pendant toute leur vie, toutes les espèces de poissons plats et autres, liés au fond, qui deviennent économiquement de plus en plus importants.

Lorsqu'on tient compte du fait que les frayères des poissons plats se situent dans les régions très peu profondes, près des côtes (95 % des poissons plats de la Mer du Nord se reproduisent dans le Waddenzee - Pays-Bas), que les frayères qui existaient dans les estuaires de l'Escaut-Meuse-Rhin sont déjà détruites par la pollution, il s'ensuit que les régions qui

servent de frayère sont d'une importance capitale pour la pêche.

Comme les fonds marins fixent d'une manière ou de l'autre, par sédimentation, par adsorption ou par fixation chimique, assez rapidement la plus grande partie des polluants, les effets de cette pollution des sédiments doit retenir toute notre attention.

Dans cette optique, le nombre d'individus et le nombre d'espèces d'un groupe donné dans le benthos peut donner des indications très intéressantes.

Ainsi, à titre d'exemple, dans le groupe des nématodes, qui représente la très grande majorité de la faune microscopique des sédiments marins, un nombre d'individus de 500.000 à 1.000.000 par mètre carré, appartenant à 20 ou 30 espèces différentes (sur les 100 premiers nématodes isolés au hasard) semble tout à fait normal en Mer du Nord. Lorsque le nombre d'individus descend en dessous de 100.000 par mètre carré, avec un nombre d'espèces réduit, il s'ensuit que le milieu ne présente plus toutes les conditions nécessaires à un bon développement de cette faune microscopique. Lorsque le nombre d'individus dépasse les 2.000.000 par mètre carré, en même temps que le nombre d'espèces diminue quelque peu, on peut en conclure qu'une pollution organique ou autre stimule la multiplication de certaines espèces microphages en même temps qu'elle élimine un certain nombre d'espèces macrophages.

Il faut, avant de pouvoir tirer des conclusions plus précises, d'abord pouvoir faire la part de l'influence des saisons (lumière et température) et des différentes sortes de fonds (vase-argile-sables divers - débris de coquilles) sur le développement de la faune.

Mais le pullulement de certaines espèces, d'un côté, l'absence de certaines autres espèces, pourtant très répandues, de l'autre côté, nous donnent déjà de très sérieux avertissements. La faune très pauvre de certains sédiments de la région côtière doit avoir la signification d'un signal d'alerte.

La carte du réseau montre déjà, en ce qui concerne la répartition des nématodes, quelques faits qui valent la peine d'être notés.

- 1) La grande pauvreté de la faune, en nombre d'individus, non en nombre d'espèces, de la région du détroit de Calais;
- 2) la très grande pauvreté en nombre d'individus et d'espèces des biotopes côtiers le long de la côte belge;

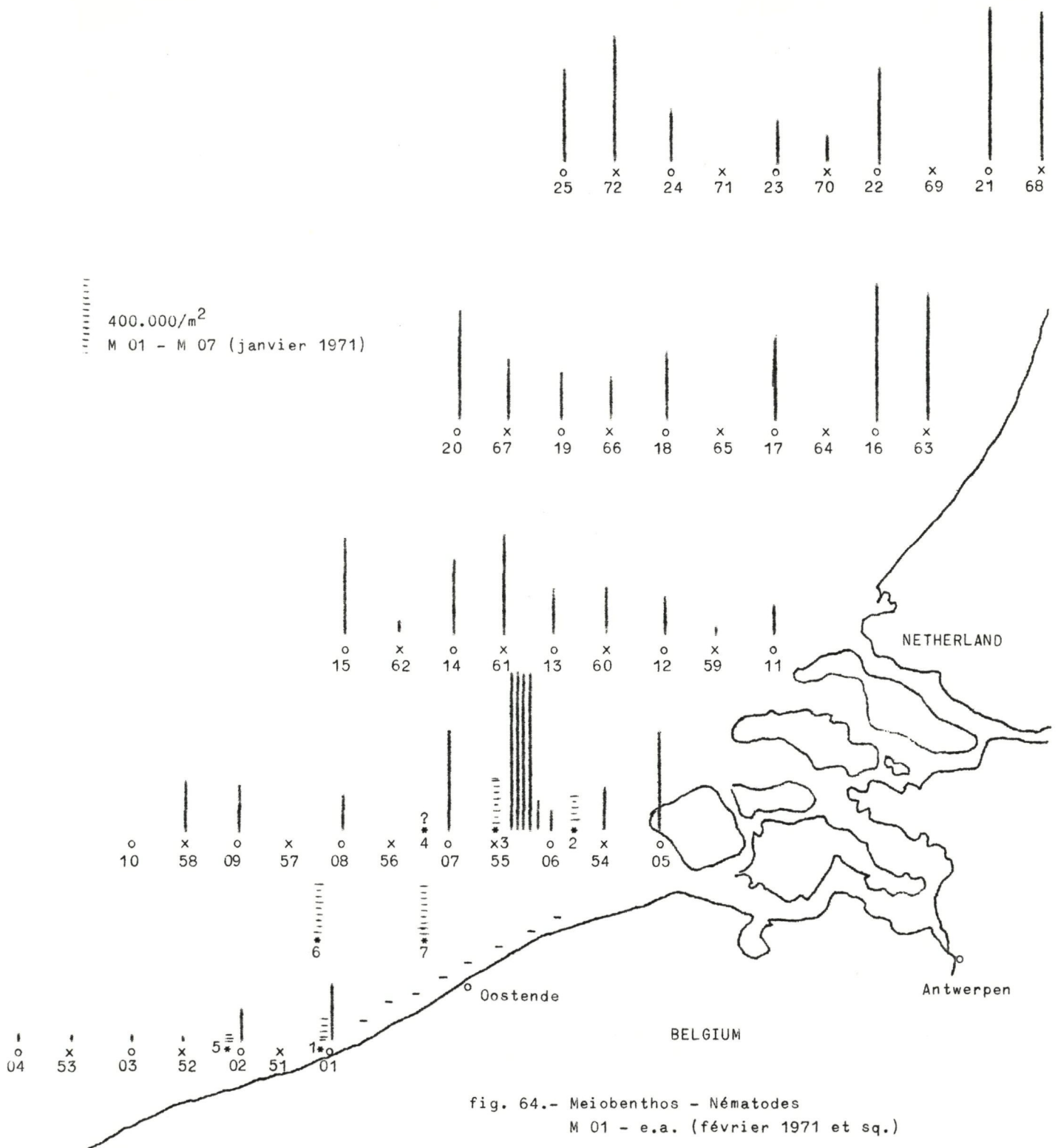


fig. 64.- Meiobenthos - Nématodes
M 01 - e.a. (février 1971 et sq.)

- 3) la richesse grandissante de la faune à mesure que l'on s'éloigne de la côte belge et de l'estuaire de l'Escaut - Meuse - Rhin vers la haute mer;
- 4) la richesse grandissante de la faune à mesure qu'à partir du delta, on se dirige vers le nord, le long des côtes néerlandaises, montrant l'influence d'une forte pollution organique, recyclée et devenant fertilisante;
- 5) l'énorme richesse en nombre d'individus du point 55, tout près du point 06 relativement pauvre. Ce grand nombre d'individus est dû à deux espèces de nématodes microphages, alors que quelques espèces macrophages ont disparu. Cela s'explique si le point 55 se trouve en périphérie d'un point de forte pollution, devenant fertilisante à quelque distance du point de *dumping*, à moins qu'il ne s'agisse de l'action de l'estuaire de l'Escaut, ce que montreront les échantillons des radiales et de l'estuaire, à récolter prochainement.

Réserves

Malgré les indications très nettes, il faut tenir compte du fait que l'hétérogénéité des techniques d'échantillonnage, due au manque de matériel adéquat en quantité suffisante, oblige à une certaine prudence dans l'évaluation des données. Dans des échantillons pris au Van Veen, dans un même point, différentes carottes de sédiments montrent une différence en nombre d'individus qui peut varier du simple au triple dans les faunes normales ou légèrement en dessous de cette normale. Dans ce cas, nous avons pris les moyennes pour construire la carte, qui ne changerait pas de façon notable si on devait y ajouter la variabilité.

L'étude du *Species-Index* des différents points, ainsi que la présence ou l'absence d'espèces caractéristiques pour un milieu donné, se continue; les résultats en apparaîtront dans le prochain rapport.

II.- Macrobenthos

1.- Material and methods

The material was collected with a $0,1 \text{ m}^2$ van Veen grab, weighing $\pm 90 \text{ kg}$ and with a $0,25 \text{ m}^2$ Shipeck bottom sampler, weighing 61 Kg . At all stations five to seven replicate samples were collected. The contents of the grab samples were sieved through a 1 mm steel screen and the fauna was preserved in 5% formaldehyde.

In the laboratory the samples were sorted into *Polychaeta*, *Arthropoda*, *Mollusca* and *Echinodermata*, and the wet weights for the various groups were determined after blotting on filter paper for $5 - 10$ minutes. The wet weights were converted into ash-free dry weights following conversion factors determined by Jensen, von Brand, Durchon *et al*. The mean conversion factor for *Polychaeta* was $0,19$, for *Arthropoda* $0,19$, for *Pelecypoda* $0,066$, for *Ophiuroidea* $0,0375$ and for *Echinoidea* $0,015$. The standing crop referred to below, represents the sum of ash-free dry weights of these four in-faunal groups, epifauna not included.

2.- Preliminary results and discussion

The results were obtained from one sample at each station, therefore they give only a rough idea of the fauna and standing crop. From the localities Z 1, Z 2, Z 6 and Z 8 we have sampled 3 to 9 replicates, during the period November 24 (1970) - March 9 (Pollution program T.W.O.Z. - Ministry of Agriculture).

In the whole area the number of individuals per m^2 varies between $5,500$ (MO1) to $\pm 1,000$ (M21-M23). In the winter samples taken nearshore (Lombardzijde) the individual numbers are very low in comparison with the other samples of deeper water.

Comparison of the standing crops from the different localities investigated, must be viewed with caution because of the different seasons in which the samples were taken (MO1-MO25 : June-September 1971; MO2-MO5 : January 1971; Z01-Z08 : November 1970-March 1971). Nevertheless we can state

that there is a difference in standing crop between the nearshore stations MO1 and MO5 and the others.

In the first group of stations, the ash-free dry weight per m^2 of the macrobenthic infauna is relatively high. The standing crop at the other group of stations (series M) was dominated by benthic animals with a life span of about 1 year, whereas at the stations MO5 and MO1 the standing crop was dominated by species with a life span of 2 years or more, such as the lamellibranchs *Abra alba* and *Macoma balthica* (Thorson 1957)⁽¹⁾. The production of organic matter by the macrobenthos at the group of stations (series 11) may therefore be as high as or higher than at the first group, in spite of the lower standing crop.

Communities

Locality

MO1	<i>Abra alba</i> community mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community
MO5	<i>Macoma balthica</i> community mixed with <i>Abra alba</i> community
MO9	<i>Venus gallina</i> community - « <i>Branchiostoma</i> -bottom »
M12	<i>Amphiura filiiformis</i> community
M13	<i>Amphiura filiiformis</i> - <i>Echinocyamus</i> community mixed with <i>Venus gallina</i> community
M22	<i>Venus gallina</i> community - « <i>Branchiostoma</i> -bottom »
Z1	<i>Abra alba</i> community, mixed with the <i>Macoma balthica</i> community
Z2	<i>Abra alba</i> community, mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community
Z6	<i>Macoma balthica</i> community (mixed with <i>Abra alba</i> community)
Z8	<i>Abra alba</i> community, mixed with <i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community
O2	<i>Abra alba</i> community (mixed with other communities)
O4	<i>Amphiura filiiformis</i> - <i>Echinocyamus</i> community
O5	<i>Tellina tenuis</i> - <i>Tellina fabula</i> community

(1) THORSON (1957), Bottom communities (sublittoral and shallow shelf), in Treatise in marine ecology and paleoecology (J.W. Hedgpeth, ed.), vol. 1, pp. 461-534, Mem. Geol. Soc. Am., 67.

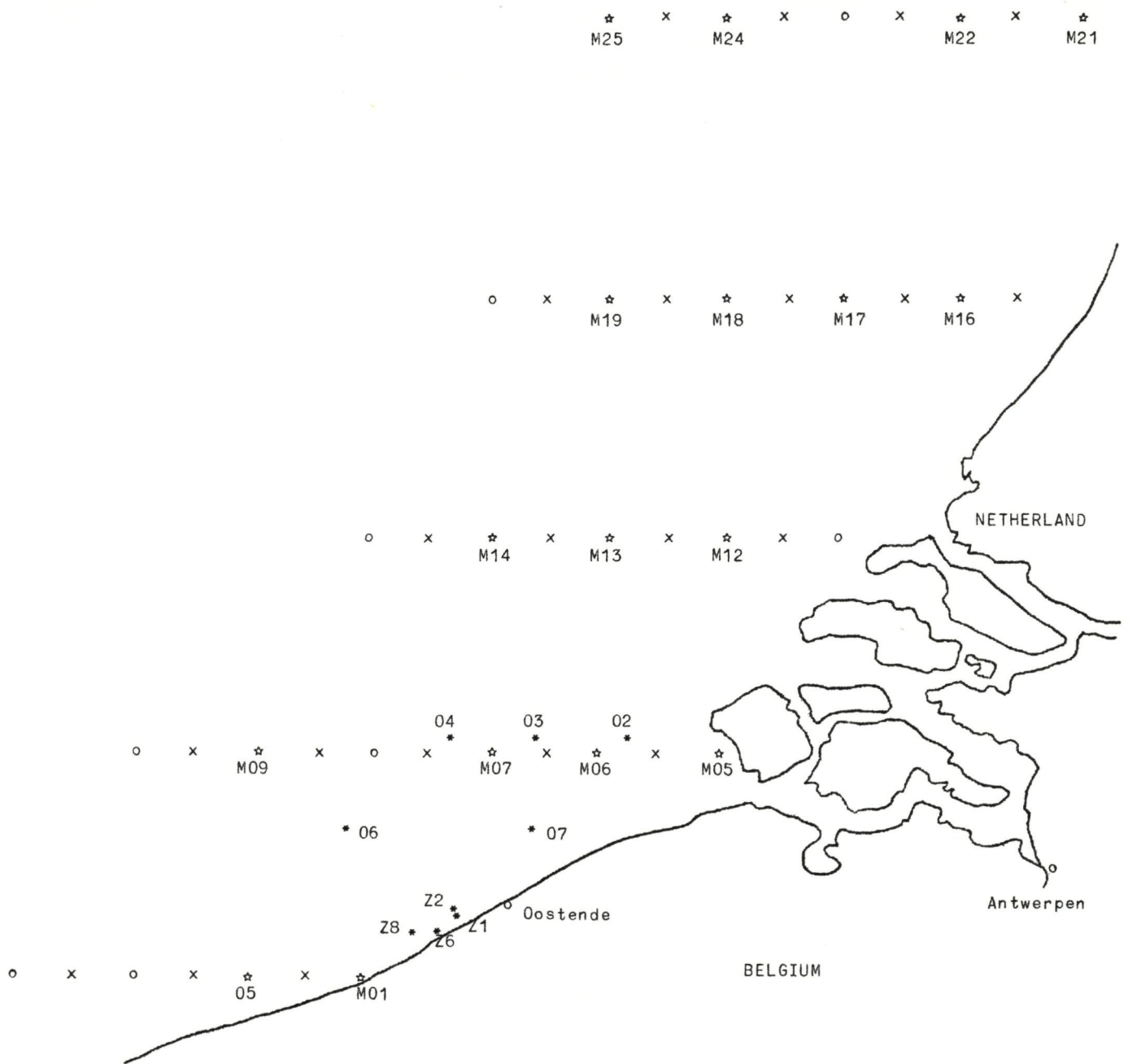


fig. 65.

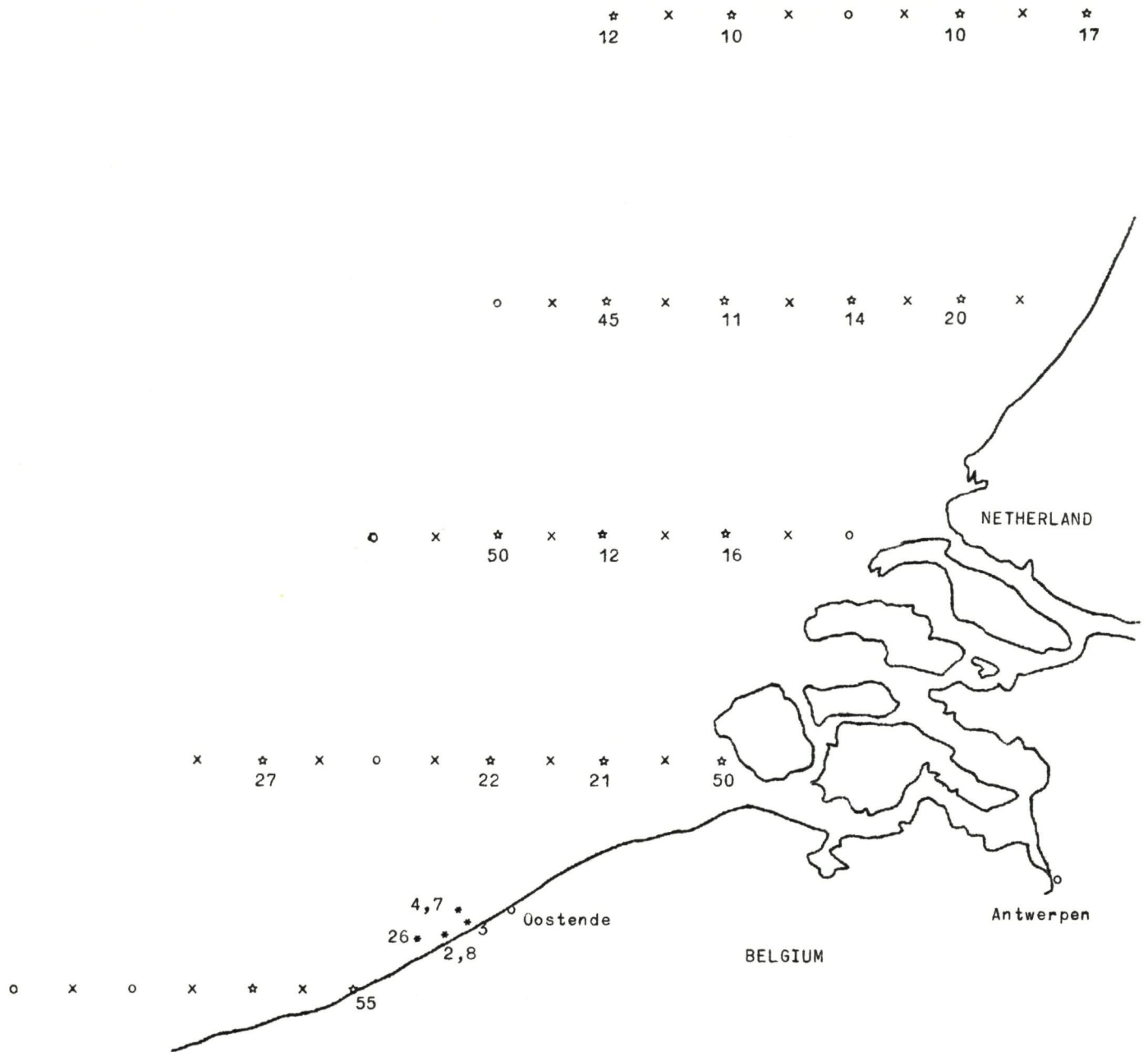


fig. 66.- Individual numbers per m² (x 100).

III.- Zooplankton

1.- Monstername

De moeilijkheden in verband met de monstername worden onderlijnd. Een herhaalbare methode om een juiste kwantitatieve en kwalitatieve weergave te verkrijgen van het zooplankton is onbestaande wegens :

- a) de selektieve werking der planktonnetten
- b) de aktieve migraties, gebonden aan dag- en nachtritmes.

Terwijl deze problematiek onderzocht wordt, wordt gewerkt met een planktonnet (maatopening 40 μ), waardoor 50 liter water, genomen met een emmer van 50 liter, gefiltreerd wordt en het zooplankton, gefixeerd met formol 4 %, gebruikt voor een kwantitatieve en kwalitatieve analyse. Op dezelfde wijze wordt 100 liter gefiltreerd en in diepvries bewaard voor de bepaling van het droog- en asgewicht.

Voor de percentuele samenstelling van het zooplankton wordt een groot net (200 μ maaswijdte) gedurende 10 minuten gesleept. Het zooplankton (\pm 2 liter) wordt gefixeerd in formol 4 %.

2.- Frequentie der staalnamen

Bij iedere expeditie in de Noordzee door de "Mechelen" werden door ons laboratorium de nodige stalen genomen. (Ontbreken voor de percentuële samenstelling : M58 - 09.09.1971 - 15.00 - 00 en M09 - 24.06.1971 - 10.45 - 00).

Getracht moet worden de monstername gelijktijdig te laten verlopen met de staalname der primaire produktiviteit, (13 u \pm 1 u) dit in verband met :

- a) vertikale migraties
- b) mogelijke korrelaties te bepalen tussen phyto- en zooplankton.

3.- Resultaten

De resultaten zijn uitgedrukt in de *Technical Reports*, uitgegeven door de C.I.P.S.

- Croisière 00 : *Technical Report 1971/00 - Biol. 04*, pp. 1-9, fig. 1-2 .
Croisière 01 : *Technical Report 1971/01 - Biol. 2*, pp. 1-7, fig. 3-4 .
Croisière 02 : *Technical Report 1971/02 - Biol. 2*, pp. 1-7, fig. 5-6 .
Croisière 03 : *Technical Report 1971/03 - Biol. 2*, pp. 1-9, fig. 7-10 .

3.1.- Totaal-tellingen van het zooplankton

Terwijl in het algemeen beschouwd kan worden dat de biomassa van het zooplankton langs de kust kleiner is dan normaal en groter dan normaal verder uit de kust valt het daarna op de te verwachten grootheid terug.

Mogelijk is hier respektievelijk het negatief en positief effect van de pollutie langs de kust in te zien.

3.2.- Droog- en asgewicht

Normaal is er een afname van het droog- en asgewicht gaande van de kust naar de open zee. Dit is niet rechtstreeks in overeenstemming met de resultaten vermeld onder (1), en moet verklaard worden in samenwerking met het onderzoek der sedimenten. Op dit ogenblik is dit nog niet kunnen gebeuren.

3.3.- Qualitatieve samenstelling van het zooplankton

Een volledige uitwerking is, wegens de grote hoeveelheid gegevens, op dit ogenblik onmogelijk.

Als voorbeeld van mogelijke pollutie-indicatoren werd de verspreiding nagegaan van de mero-planktonten *Polydora* en *Lanice* en de planktonten *Rotifera*.

Methode

De densiteiten-spreiding werd aangeduid door pijlen, die gericht zijn van punten met de kleinste densiteit naar de punten met de grootste densiteit. Hierdoor hoopten wij bepaalde watermassa's terug te vinden die meer bevuild zijn dan anderen.

Deze eenvoudige grafische voorstelling zal toegepast worden voor de verschillende teruggevonden soorten.

a) Polydora (fig. 68, croisière 1 en 2)

Hier worden drie watermassa's herkend, volgens de belangrijkheid in de volgende volgorde :

- 1) de Schelde-delta
- 2) de watermassa van de delta van Maas en Rijn, die zich naar het Noorden naar de open zee verder verplaatst
- 3) juist voor Duinkerke.

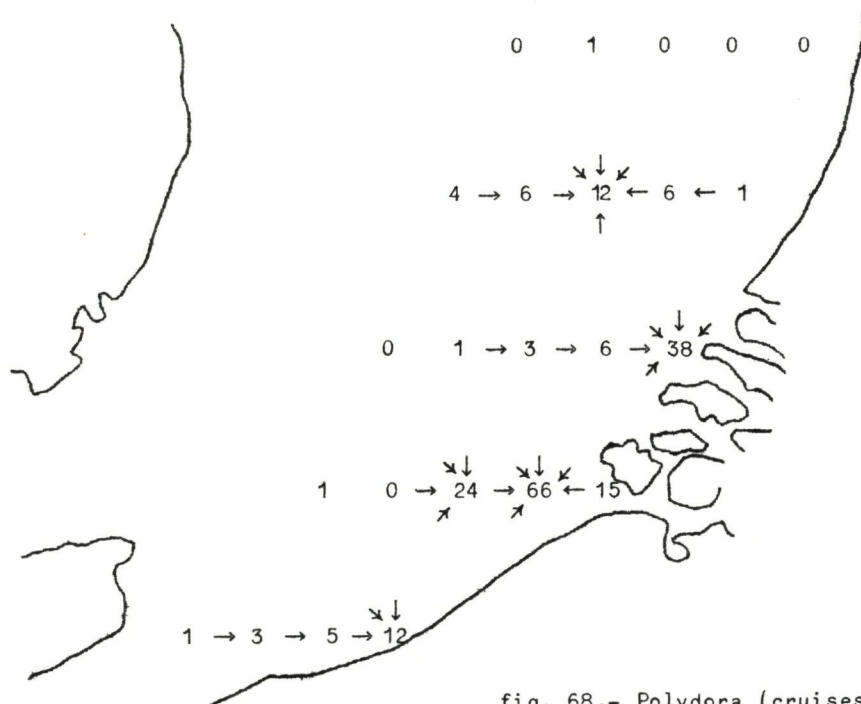


fig. 68.- Polydora (cruises 1 and 2).

b) Polydora (fig. 69, croisière 3)

De belangrijkste watermassa met *Polydora*-larven bevindt zich voor de Schelde-monding. Ogenschijnlijk minder belangrijk⁽¹⁾ is de watermassa voor Duinkerke en punt M21 .

(1) Bij het vergelijken der hoeveelheden *Polydora*-larven moet rekening gehouden worden met de jaarcyclus van dit organisme : gedurende de voorplantingsperiode worden relatief zeer hoge aantallen verwacht, na de settling relatief lage aantallen. Deze grote verschillen in aantal op verschillende ogenblikken hebben dan toch dezelfde ecologische betekenis.

Uit croisière 1, 2 en 3 komen duidelijk twee watermassa's met grote aantallen *Polydora* larven te voorschijn : vóór de Schelde-monding en vóór Duinkerke.

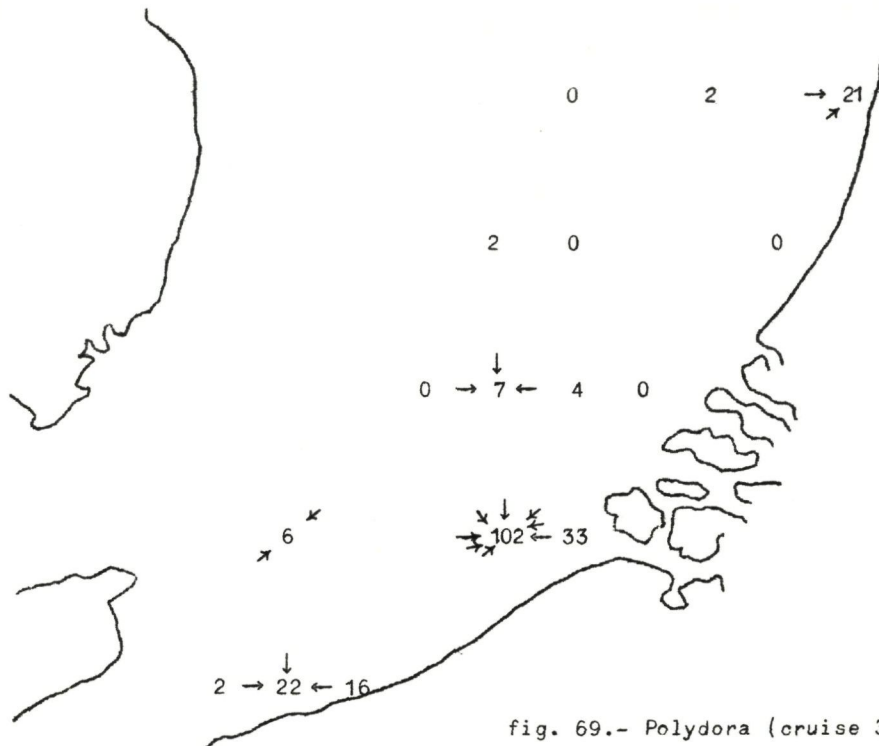


fig. 69.- *Polydora* (cruise 3).

c) *Lanice larvae* (fig. 70, 71, croisière 1, 2 en 3)

Een grote concentratie wordt waargenomen aan de Schelde-delta (1, 2 en 3), veel minder vóór Duinkerke. Op te merken valt dat de gegevens van de verspreiding der *Lanice*- en *Polydora larvae*, beiden bekend als zijnde pollutie-indicatoren, praktisch volledig samenvallen.

d) *Rotatoria* (fig. 72, croisière 1 en 2)

De grootste concentratie wordt gevonden op de punten 21, een kleinere concentratie aan de Schelde-delta.

Croisière 3, fig. 73 : Een herhaling van de gedurende croisière 1 waargenomen punten herhaalt zich.

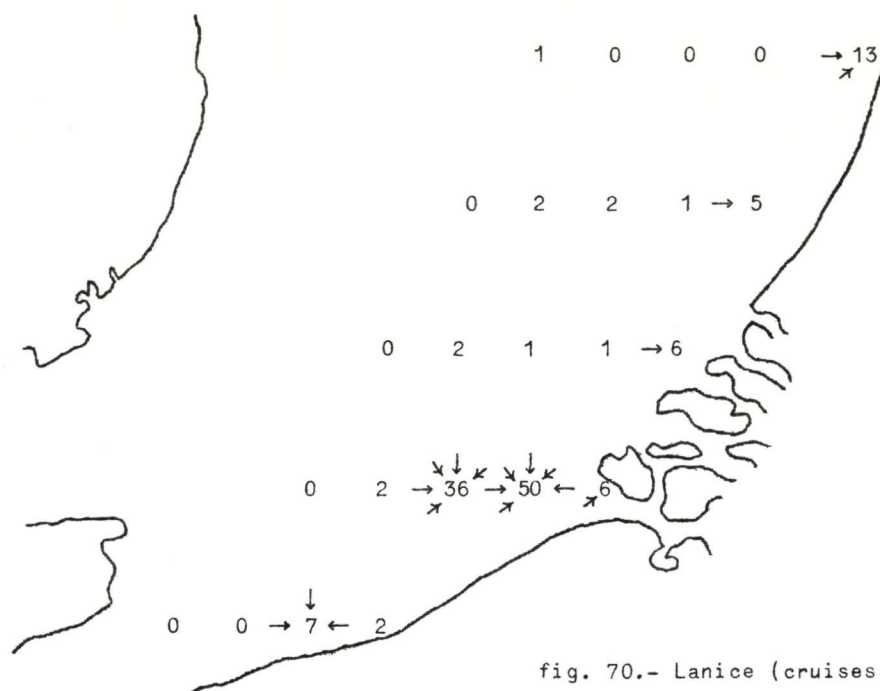


fig. 70.- Lanice (cruises 1 and 2).



fig. 71.- Lanice (cruise 3).

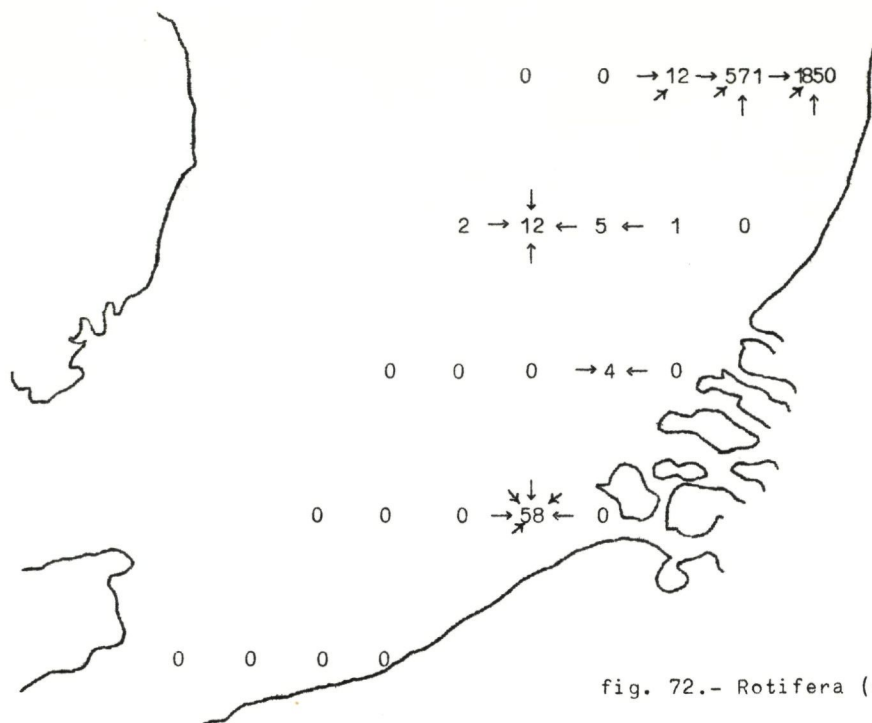


fig. 72.- Rotifera (cruises 1 and 2).

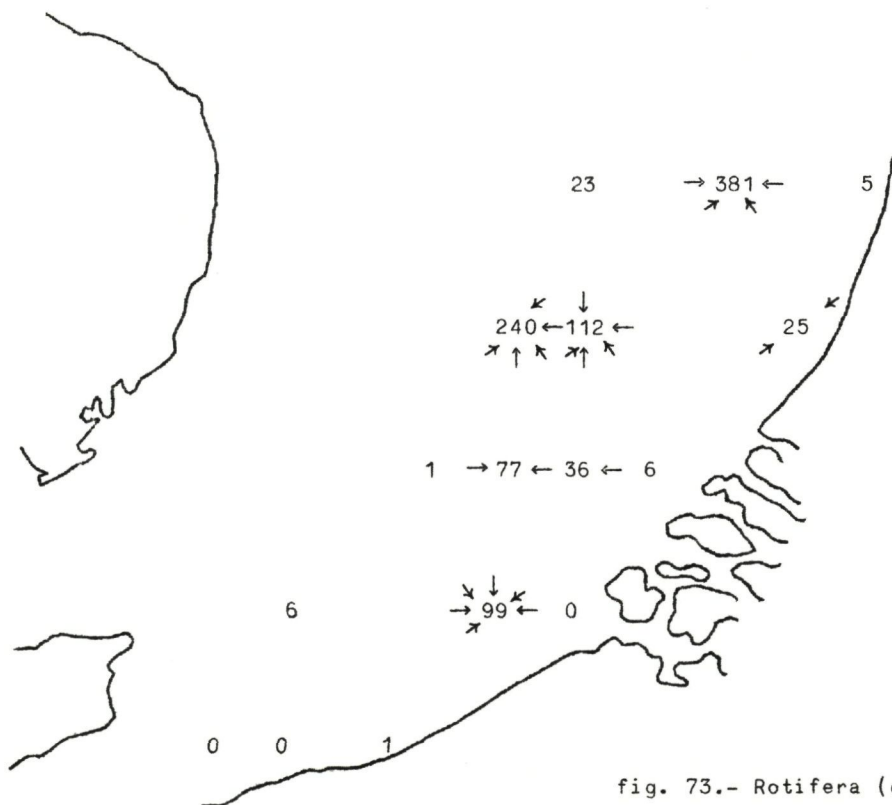


fig. 73.- Rotifera (cruise 3).

4.- Besluit

Onze waarnemingen schijnen in 1971 te wijzen op bepaalde concentraties in welbepaalde watermassa's. Voornamelijk de grote concentraties *Lanice* en *Polydora* larven aan de Schelde-monding zijn typisch. Het is noodzakelijk de resultaten van deze gegevens te vergelijken met de bekomen resultaten van andere laboratoria. Deze zouden ons een juiste interpretatie moeten toelaten van de betekenis van dit plaatselijk voorkomen.

5.- Algemeen besluit

De verwerking van het materiaal « zooplankton » heeft de staalname kunnen volgen voor de quantitatieve en kwalitatieve bepaling der grote groepen, voor het droog- en asgewicht.

De uitwerking der gegevens per soort (o.a. *Copepoda*) volgt met vertraging. Enkel van de groepen der *Rotatoria* en der *Polychaeta*, *Polydora* en *Lanice*, zijn getracht een eerste interpretatie te geven.

Enkele lelangrijke hypothesen in verband met de bevulling der Noord-zee zullen, na konfrontatie met gegevens uit andere laboratoria, opgesteld kunnen worden.

IV.- Eléments nutritifs et biomasse

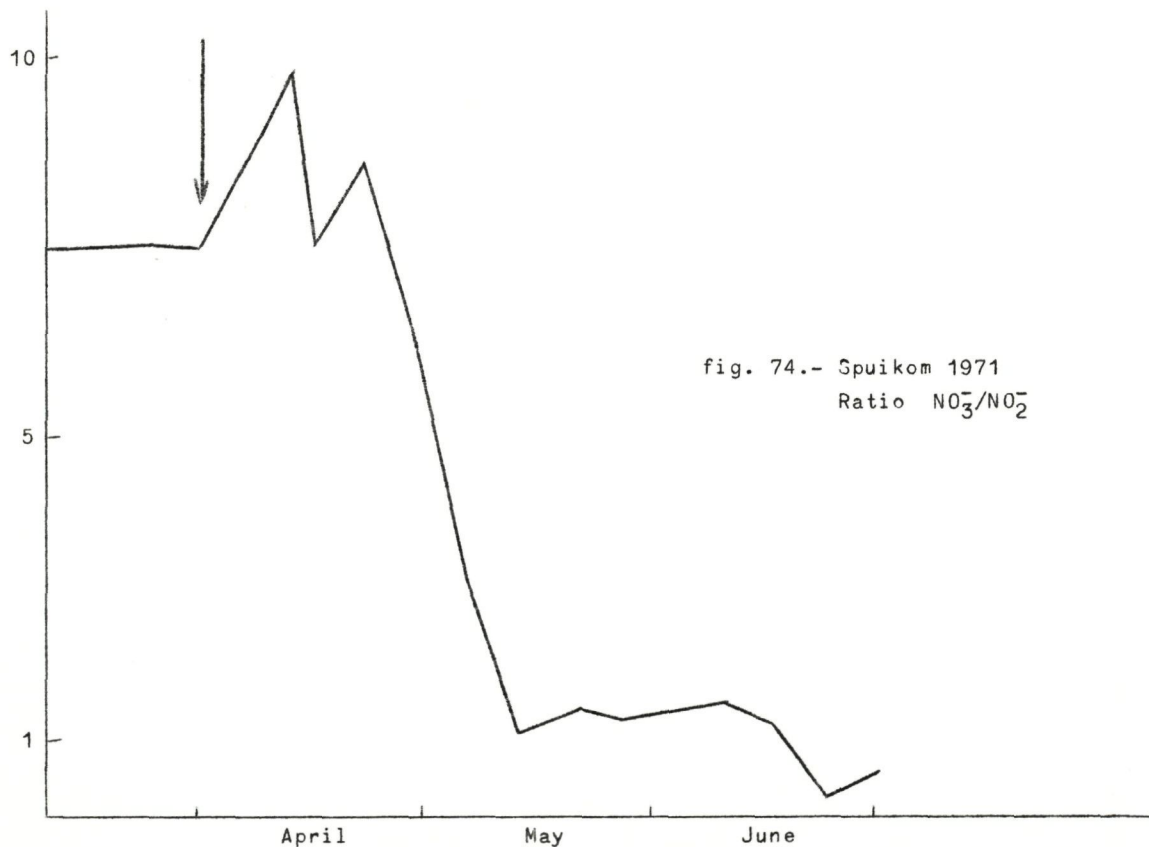
Le principe utilisé a été de comparer l'évolution des « nutriments » en rapport avec la biomasse dans deux milieux marins.

1.- Le Bassin de Chasse d'Ostende

(milieu fermé pendant plusieurs mois, sans contact avec l'extérieur)

Dans le Bassin de Chasse, notre laboratoire possède des déterminations hebdomadaires pour : bactéries, phytoplancton (chlorophylle, productivité), zooplancton, nitrites, nitrates, phosphates, salinité, température (voir graphiques ci-joints), nous tirons principalement deux conclusions de la comparaison de tous ces résultats.

- a) rapidement, des éléments nutritifs (nitrites, nitrates) sont consommés par les organismes vivants. Ces éléments restent ensuite dans la biomasse, sans réapparaître en solution dans l'eau.



b) il existe une corrélation entre une population de bactéries (surface du pic sur le graphique) et la population phytoplanctonique qui précède.

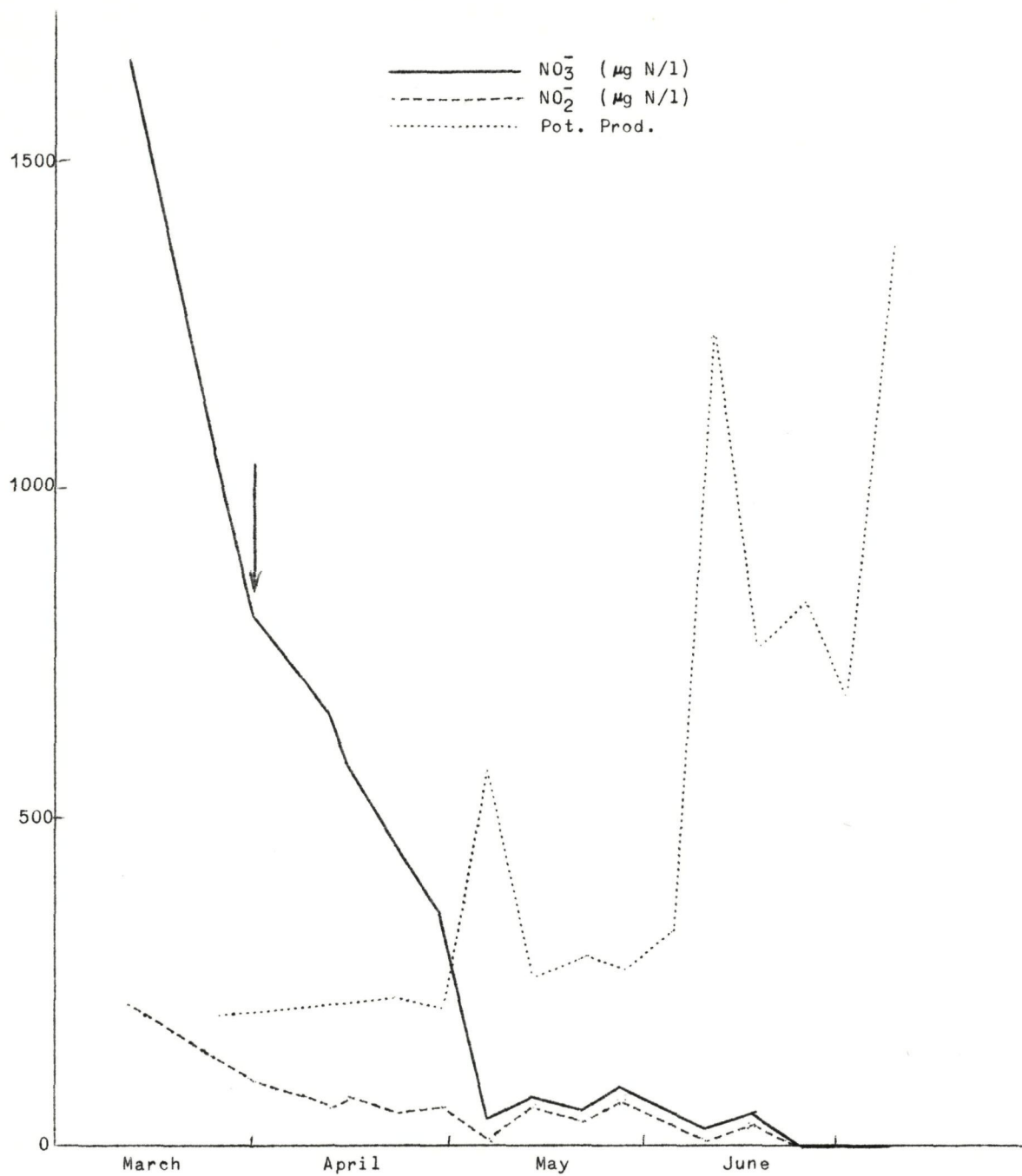


fig. 75.- Spuikom 1971.

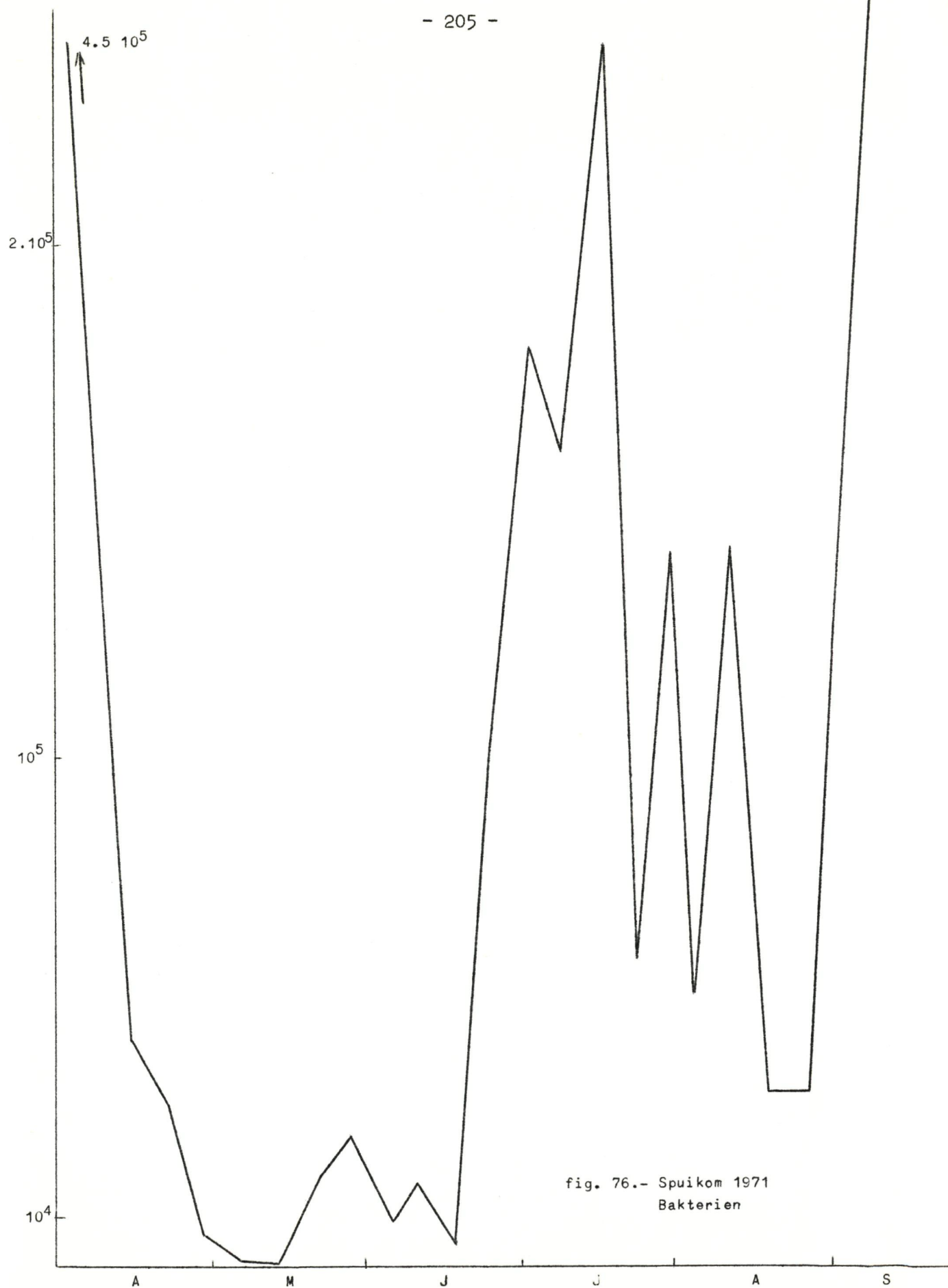


fig. 76.- Spuikom 1971
Bakterien

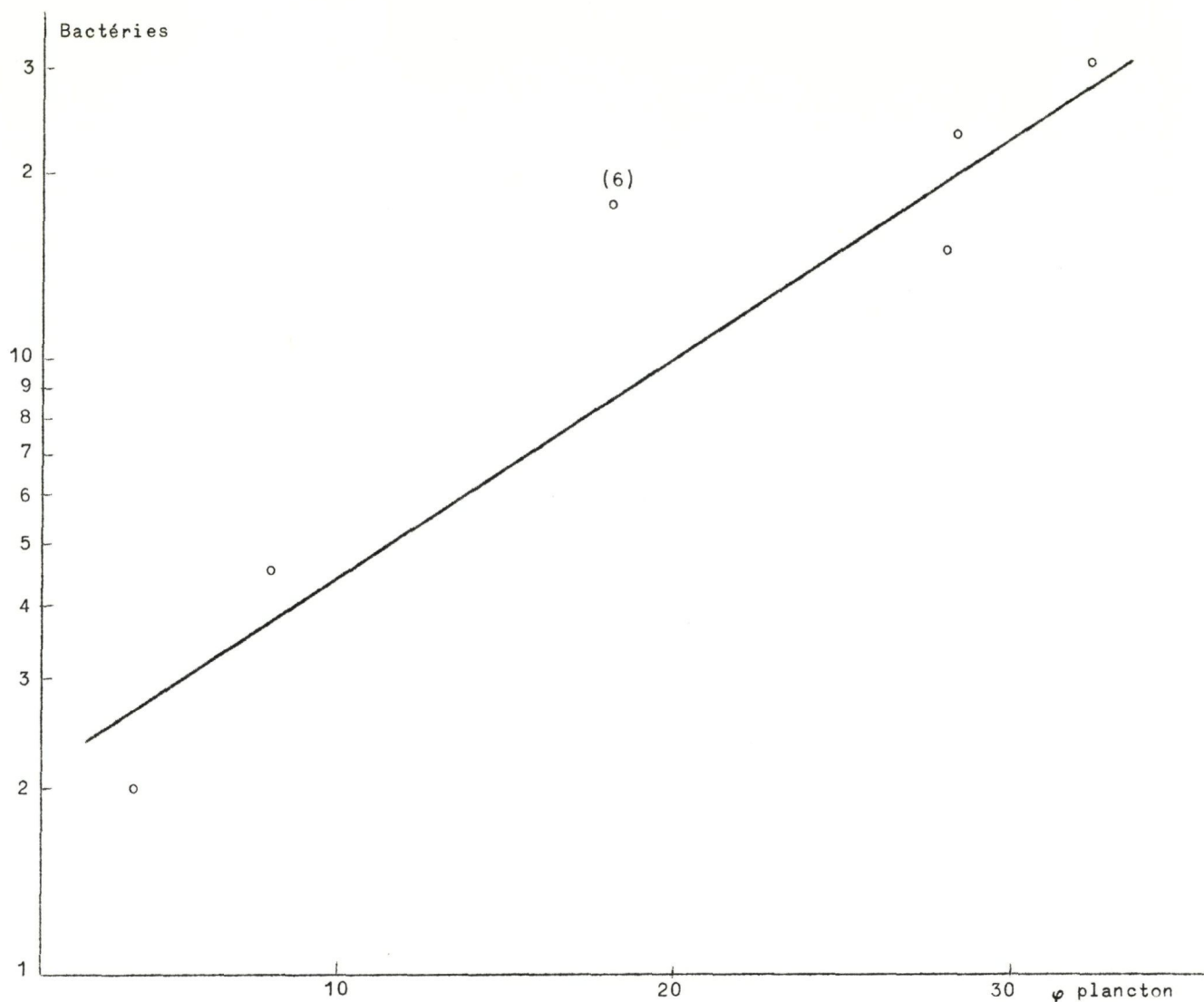


fig. 77.

2.- Le réseau C.I.P.S. en mer du Nord

(milieu ouvert continuellement influencé par des apports de l'extérieur)

Pour le réseau C.I.P.S. utilisant les résultats de divers laboratoires, nous avons comparé l'évolution d'une série de paramètres suivant des profils côte-large (nitrites et nitrates, phytoplancton : chlorophylle et productivité, zooplancton) [voir dernier graphique].

Il existe un parallélisme frappant entre l'évolution de ces paramètres (diminution brutale lorsqu'on s'éloigne de la côte), d'une part, et, d'autre part, avec l'évolution temporelle des éléments nutritifs dans le Bassin de Chasse.

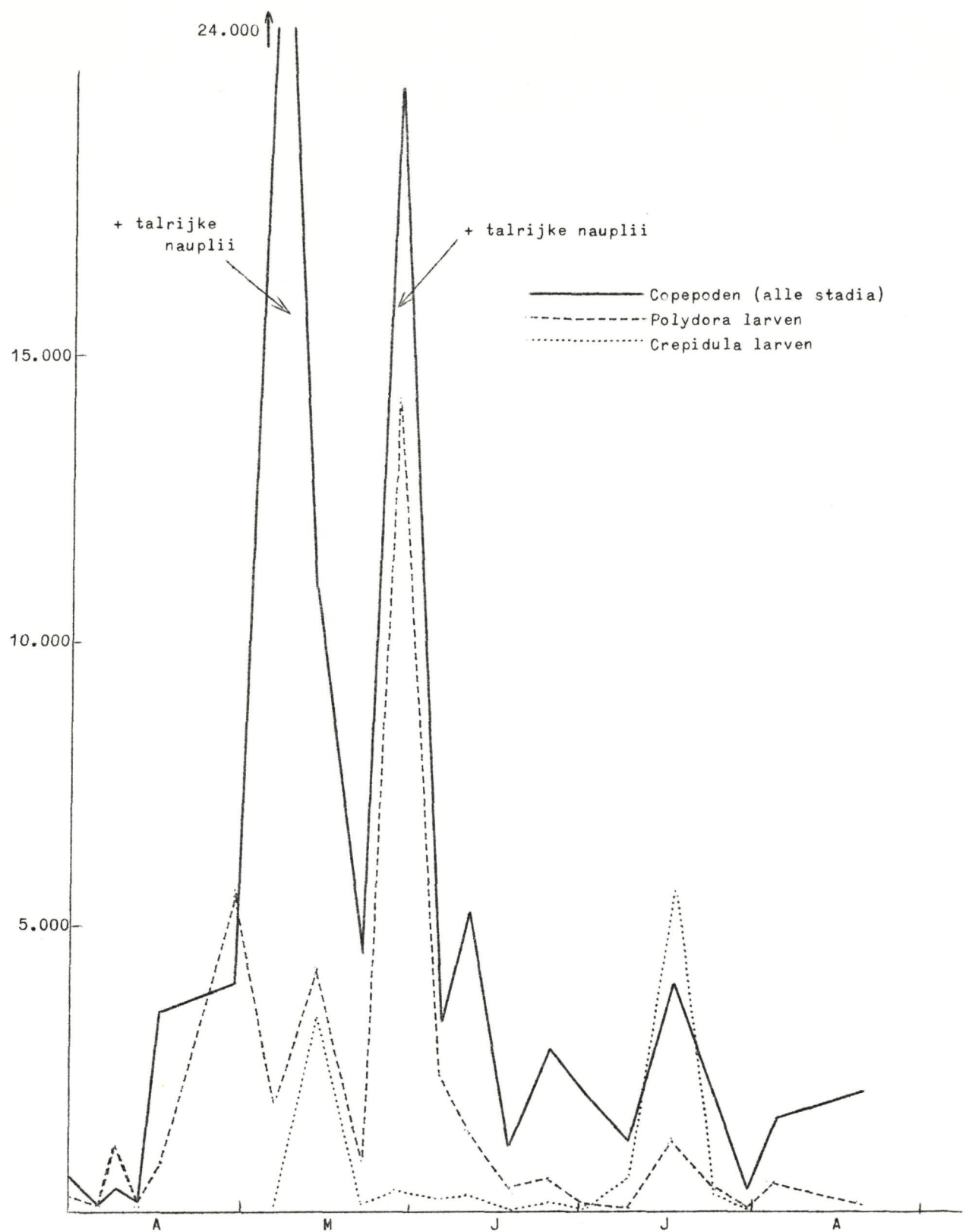


fig. 78.- Spuikom 1971 - Zooplankton (quantité/50 l).

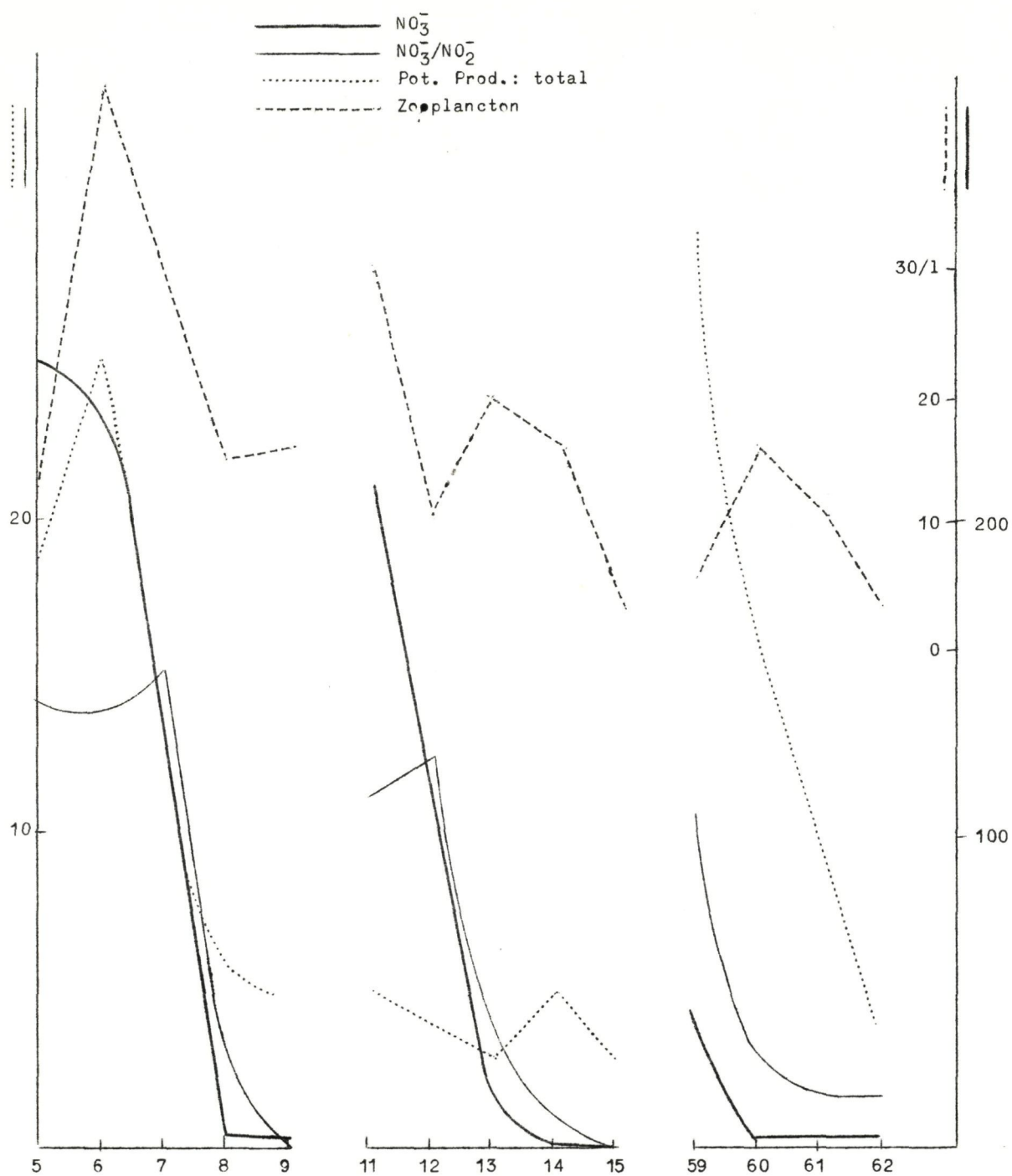


fig. 79.

Nous suggérons donc que le même type de phénomène se déroule dans le temps au Bassin de Chasse et dans l'espace en mer du Nord.

Nous attirons l'attention sur l'intérêt qu'il y a à étudier le Bassin de Chasse, système fermé plus simple et donc plus facile à comprendre que la mer du Nord.

Enfin, nous soulignons la difficulté qu'il y aurait à mettre en évidence, en mer, une relation décalée dans le temps, comme la relation phyto-plancton-bactéries trouvée au Bassin de Chasse.

V.- Pollution bactérienne

Le programme 28, du cadre microbiologique, visait à l'étude des facteurs de pollution microbienne dans l'eau de mer et des estuaires : il avait été envisagé de rechercher et de dénombrer la flore aérobie totale, les coliformes, les *Escherichia coli*, les streptocoques fécaux et les staphylocoques pathogènes. Nous exposerons, ci-après, les techniques que nous avons retenues pour ces diverses déterminations ainsi que les résultats que nous avons obtenus à partir des échantillons prélevés en haute mer (programme initial), dans le petit réseau côtier et dans l'estuaire de l'Escaut.

1.- Le prélèvement des échantillons

La technique qui a été retenue pour le prélèvement aseptique des échantillons aux différentes profondeurs à considérer est la technique décrite par Cobett. L'eau est aspirée à l'intérieur de « pouches » en caoutchouc, préalablement stérilisées par autoclavage, dont l'ouverture est commandée, à la profondeur voulue, par l'envoi d'un messenger qui brise l'extrémité du tube d'obturation. Le contenu des « pouches » est exprimé à l'intérieur d'un flacon stérile et est directement soumis à l'analyse, dans le laboratoire aménagé à bord.

2.- Le dénombrement de la flore aérobie totale

Le dénombrement des germes aérobies revivifiables a été effectué par la technique du *pour plate count*, en utilisant le milieu *marine agar* décrit par Zobell et commercialisé par Difco.

La technique est simple : 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 dix 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.

3.- Le dénombrement des coliformes, des *Escherichia coli*, des streptocoques fécaux et des staphylocoques pathogènes

Le dénombrement de ces divers germes peut s'effectuer de deux manières différentes : en employant la technique du *most probable number* et en inoculant un grand nombre de tubes à l'aide de volumes différents ou en employant la technique de filtration sur membrane. Chaque technique possède ses ardents défenseurs mais les conditions rencontrées nous ont forcé la main tout en résolvant le dilemme : les teneurs en ces différents germes étaient telles que seule une technique de concentration restait utilisable. Nous avons donc uniquement employé la technique de filtration sur membrane même dans le cas de l'étude des eaux très polluées de l'Escaut à Anvers : nous utilisons (afin de conserver, tout au long des déterminations, une technique unique permettant l'obtention de résultats comparables) une filtration des dilutions décimales.

Le principe de la méthode est bien connu. 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 (2,45 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.

4.- Le dénombrement des 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 triphényltétrazolium et fermentant le lactose sont dénombrées comme coliformes.

5.- Le dénombrement des *Eschericia 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 *Eschericia coli*. Les colonies présentent le même aspect que les colonies de coliformes.

6.- Le dénombrement des 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.

7.- Le dénombrement de 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 résultats des divers dénombrements ont été rassemblés dans les tableaux publiés dans divers *Technical Reports*.

8.- Discussion des résultats

Quelle est la valeur des indicateurs choisis ?

Les déterminations que nous avons retenues, à priori, ont-elles une certaine valeur intrinsèque pour définir une pollution ?

Il est bien évident que le dénombrement des germes aérobies revivable n'est pas, en soi, un indicateur de pollution. Cette détermination sert cependant d'indice car, ainsi que l'on peut aisément le constater, la population est très élevée dans les eaux du port d'Anvers pour devenir assez faible dans les eaux du large. Il n'est évidemment pas possible d'étudier la

diversité de cette population, de la répartir en familles, genres, groupes et sous-groupes et de préjuger, pour chaque type de germe rencontré, des possibilités d'origine fécale ou humaine. Il est bien clair que deux populations numériquement identiques peuvent être fondamentalement différentes et avoir des significations diamétralement opposées.

Le dénombrement des coliformes, des *Escherichia coli* et des streptocoques fécaux intéressent des germes plus spécifiques d'une pollution d'origine fécale. Il ne faut pas nier que ces groupes contiennent des individus qui peuvent avoir une origine tellurique mais, dans l'état actuel de nos connaissances et de nos possibilités, nous suivrons la toute grosse majorité des chercheurs qui accordent à ces déterminations une valeur primordiale comme indicatrices de pollution fécale, quelle que soit son origine : humaine ou animale.

Nous avons également recherché les staphylocoques pathogènes qui sont, eux, considérés comme plus spécifiques d'une pollution humaine; les staphylocoques étant les hôtes habituels des cavités naturelles de l'homme. Le fait que nous n'ayons pu en mettre en évidence confirme nos observations antérieures sur les eaux des plages : il semble bien que le staphylocoque soit rarement retrouvé dans les eaux marines.

Les observations recueillies nous ont confirmés dans l'opinion que nous avions à priori, opinion que nous avons déjà pu vérifier lors des essais menés dans le cadre du groupe de travail T.W.O.Z. au large de Lombard-sijde. Nous pensons en effet, et les résultats le prouvent, que la pollution bactérienne est importante au niveau des plages et que son importance décroît très rapidement lorsque l'on quitte le rivage pour se préoccuper des eaux du large. Si nous voulons étudier la cinétique de cette décroissance de la pollution bactérienne, il sera nécessaire de quadriller la zone côtière. Il ne faudra cependant pas négliger le réseau de haute mer mais, au contraire, l'étudier à des intervalles plus réduits, afin de pouvoir obtenir une idée statistiquement exacte de la situation en chacun des points. Cette étude systématique et répétée pourra confirmer nos premières impressions et nous permettra d'élucider quelques situations assez étranges du type de celles rencontrées aux points 03 et 04 du réseau marin, par exemple.

VI.- La transparence de l'eau en Mer du Nord et sa relation avec la matière en suspension

Pour connaître la fraction d'énergie lumineuse atteignant les profondeurs de prélèvement, nous avons utilisé un disque de Secchi, dont nous savons que la profondeur de disparition à l'oeil⁽¹⁾ est liée au coefficient d'absorption de l'eau selon une relation établie par Poole et Atkins en 1937

$$D = \frac{1,7}{\text{coeff. d'absorption}} .$$

Nous avons déjà attiré l'attention sur la valeur empirique de la constante 1,7 dans l'annexe III de notre premier rapport (1971/0 : Biol. I). Grâce à un emploi plus fréquent d'un photomètre immersible et en recourant à la table calculée dans notre premier rapport, on a pu déterminer la variation de cette constante *F* en Mer du Nord (voir aussi L. Otto, 1966) en fonction de la distance à la côte et en une période donnée (printemps, été).

Les raisons de cette variation sont à rechercher dans la nature différente des propriétés d'absorption, de dispersion et de réflexion des particules en suspension près de la côte et au large et aussi à la présence de produits organiques dissous (*yellow substances*) près des côtes probablement.

Cette calibration étant faite (voir figure 80), nous avons pu transformer toutes nos lectures au disque de Secchi, en coefficients d'absorption.

Corrélation entre coefficient d'absorption et turbidité

Deux faits ont rendu l'essai de corrélation difficile :

- 1) mauvaise synchronisation des mesures de transparence et des mesures de turbidité,
- 2) la turbidité n'est pas constante avec la profondeur, de sorte qu'on a dû considérer la turbidité moyenne pour la couche d'eau comprise entre la surface et la profondeur de disparition du disque de Secchi.

(1) L. OTTO, (1966), Light attenuation in the North Sea and the Dutch Wadden Sea in relation to Secchi disc visibility and suspended matter, in Netherlands Journal of Sea Research, 3, 1, 1966, pp. 28-51.

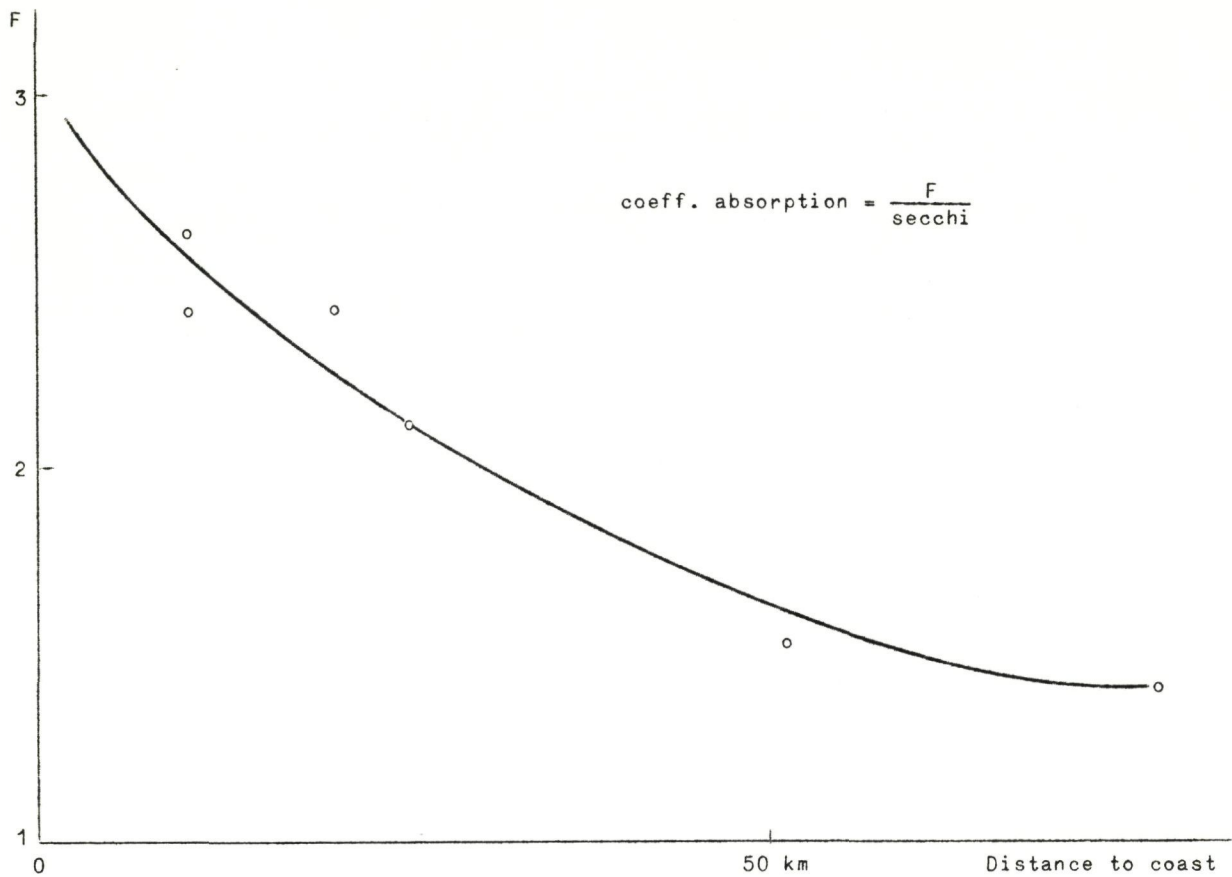


fig. 80.

Le tableau fournit les valeurs moyennes de sédiment pour les temps se rapprochant le plus du moment de la mesure de transparence et pour la couche d'eau définie ci-dessus.

La figure 81 (page 214) nous montre la relation entre sédiment et coefficient d'absorption.

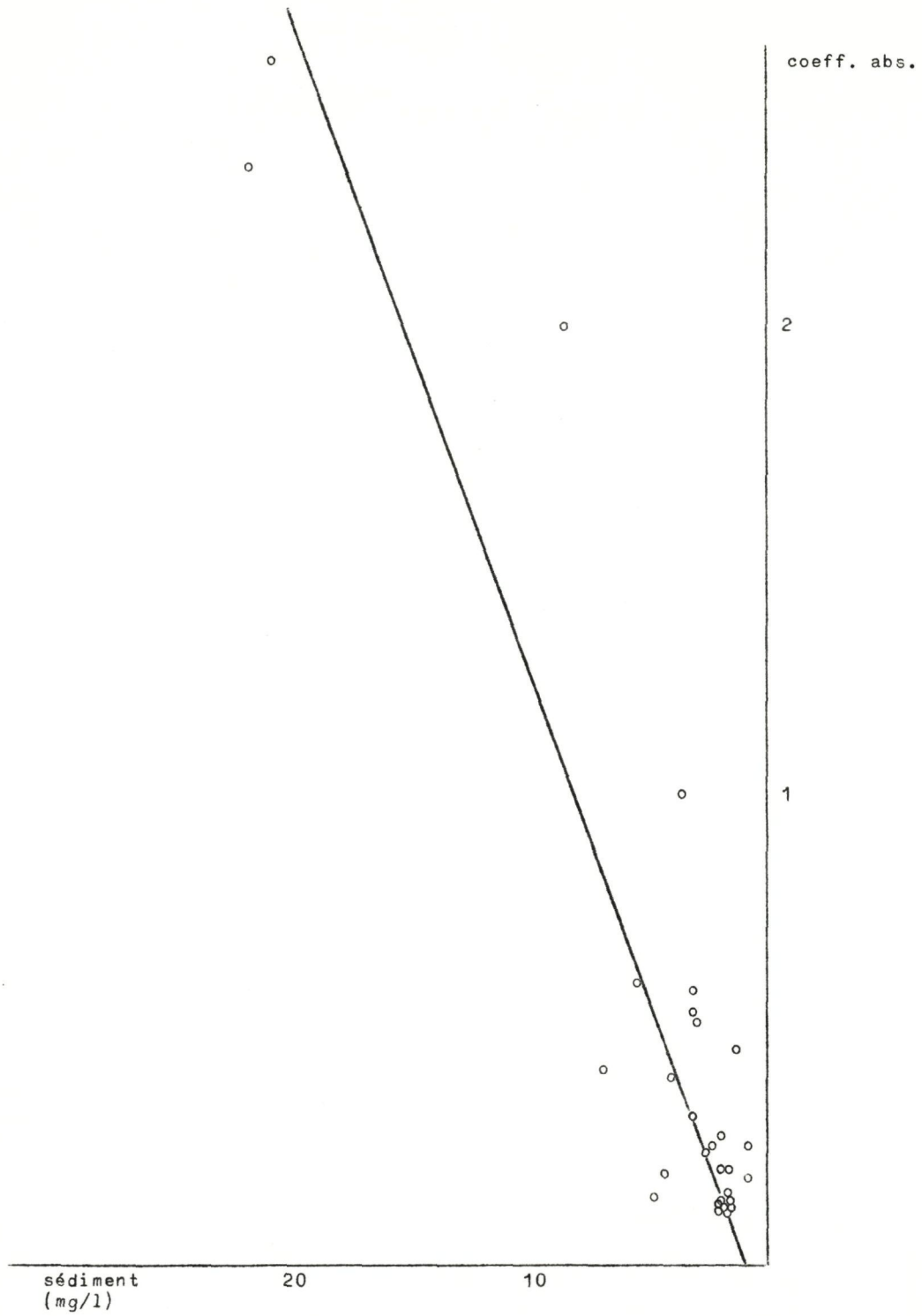


fig. 81.

Remarque

Ce rapport contient la synthèse des communications présentées aux journées d'étude de novembre et, par là, le premier bilan des résultats des différentes équipes travaillant dans le cadre du projet.

Le but était de résumer les travaux parus en cours d'année sous forme de *technical reports* en faisant apparaître les corrélations et en dégageant des propositions pour l'avenir.

A cette fin, les tableaux de chiffres, les détails de calcul, les exposés techniques ont été réduits au maximum au profit de représentations graphiques. Les personnes intéressées par des résultats précis et détaillés se reporteront aux *technical reports* correspondants.

Certaines équipes n'ont pas contribué à ce rapport de synthèse soit parce qu'elles n'ont pas présenté de communication aux journées d'étude (c'est le cas notamment des équipes ayant commencé leurs travaux plus tard) soit parce que leurs communications n'ont pas pu faire l'objet d'une synthèse critique (c'est le cas, par exemple, des équipes Physiologie du Prof. Distèche et du Dr Persoone dont les travaux combinés à ceux de la troisième unité de Physiologie devaient faire l'objet d'un rapport de synthèse unique qui ne nous est pas parvenu à temps).

Enfin, certaines communications n'ont pas pu être retenues dans leur forme actuelle. Révisées, elles feront l'objet de *technical reports* publiés en 1972 et seront discutées lors des prochaines journées d'étude.

Il convient en terminant de remercier les rapporteurs :

Chapitre I : Prof. Jacques C.J. Nihoul

Chapitre II : Prof. R. Wollast

Chapitre III : Prof. Ivan Elskens

Chapitre IV : Prof. L. De Coninck

ainsi que le Centre de Documentation (Prof. A. Distèche) pour l'énorme travail de synthèse, discussion, représentation et édition qu'ils ont consenti pour la préparation de ce rapport.

