COLLOQUE FRANCO-JAPONAIS D'OCEANOGRAPHIE
Marseille 16-21 Septembre 1985

Fascicule 2 : Eaux colorées

Développement de *Gyrodinium aureolum* HULBURT en Baie de Douarnenez et en Mer d'Iroise pendant l'été 1983

Development of Gyrodinium aureolum HULBURT *in the Bay of Douarnenez and the Iroise Sea in the summer 1983*

Jean-Louis BIRRIEN[1], Pierre LE CORRE[2] et Christiane VIDEAU[3]

[1] STATION BIOLOGIQUE DE ROSCOFF, 29211 ROSCOFF

[2] LABORATOIRE D'OCEANOGRAPHIE CHIMIQUE, UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
6, AVENUE LE GORGEU, 29287 BREST CEDEX

[3] LABORATOIRE DE PHYSIOLOGIE VEGETALE, UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE
6, AVENUE LE GORGEU, 29287 BREST CEDEX

Résumé : Le développement de *Gyrodinium aureolum* reconnu ces dernières années comme responsable de différents phénomènes d'eaux colorées dans les eaux côtières de l'Europe du Nord Ouest a pu être suivi sur plusieurs mois durant l'année 1983 en baie de Douarnenez. Les résultats obtenus lors d'une série de douze campagnes réalisées de mars 1983 à février 1984 et dont l'objectif initial était d'étudier l'incidence du front interne de l'Iroise sur la production phytoplanctonique de ce secteur côtier, ont permis d'examiner les différentes séquences du phénomène. Le développement de *Gyrodinium aureolum* est lent et trois mois environ s'écoulent entre la détection des premières cellules dans les eaux de la baie et leur prolifération au stade d'eau colorée. Différents processus ont concourru en 1983 à la formation d'eaux colorées : l'advection d'eau dessalée au printemps dans la baie qui a induit une stabilisation précoce des masses d'eau et a aussi vraisemblablement introduit l'espèce dans le système; le maintien durant plusieurs mois de conditions très favorables au développement de dinoflagellés, une forte stratification thermique (fort ensoleillement, pas de vent) a pris le relais en juin de la stratification haline établie au printemps et aussi l'existence de très fortes régénérations en éléments nutritifs dans la masse d'eau isolée sous la thermocline. La forte accumulation sur le fond de silicates($Si(OH)_4$ > 9 µatg/l) qui à l'inverse des nitrates ne sont pas assimilés lors de la poussée, montre l'importance de ce phénomène dans le développement de ces eaux colorées.

—

Gyrodinium aureolum has been found responsible for a number of red tide outbreaks in northwest European shelf seas over the past decade, sometimes with adverse consequences on the ecosystem. The abundance of this species was followed up over several months in 1983 in the Bay of Douarnenez, from data obtained on a series of twelve cruises carried out from March 1983 to February 1984 and intended in the first place for the study of the influence of the Iroise coastal front on plankton production. High densities of *Gyrodinium aureolum* build up slowly : a three month delay is observed from the finding on the first cells in the bay to the time when the abundance of the species reaches red tide concentrations. Differents processes appear to have contributed to the generation of a red tide. Advection of low salinity water into the bay from the alongshore drift on the south coast of Brittany resulted in early stabilization of the water column and possibly introduced the species. Conditions favouring the dinoflagellates also persisted for several months, as thermal stratification (strong sunlight, no wind) replaced in June the spring haline stratification. The species could finally have benefited from intense regeneration which is shown to have taken place in the water mass below the thermocline.

Coll. fr.-japon. Océanogr., Marseille 16-21 Sept. 85, 2 : 51 - 64.

INTRODUCTION

Gyrodinium aureolum Hulburt (Dinophycée) a donné lieu ces dernières années à de multiples phénomènes d'eaux colorées dans les eaux côtières de l'Europe du Nord-Ouest. Observé il y a une vingtaine d'années sur la côte Est des Etats-Unis (Hulburt, 1957), cet organisme a été identifié, pour la première fois, en 1966 en Europe du Nord, alors qu'il formait un phénomène intense d'eau colorée au sein des eaux côtières norvégiennes (Braarud et Heindal, 1970). Depuis cette époque, de nombreuses poussées de *Gyrodinium aureolum* ont été détectées dans les eaux européennes que ce soit en Norvège (Tangen, 1977 ; Dahl et al.,1982),en Suède (Lindhal, 1983), autour des îles Britanniques (Ballantine et Smith, 1973 ; Helm et al., 1974 ; Ottway et al., 1979 ; Boalch, 1979 ; Pybus, 1980 entre autres) ou encore sur le littoral français (Grall, 1977 ; Lassus, 1984). Elles ont souvent été accompagnées de mortalité d'organismes pélagiques et benthiques (Tangen, 1977 ; Foster, 1979 ; Griffiths et al., 1979 ; Dahl et al.,1932) et al., 1984) sous l'effet de toxine (Widdows et al., 1979 ; Dahl et al., 1982) ou plus probablement comme le résultat d'une déficience en oxygène des masses d'eaux (Tangen, 1977). *Gyrodinium aureolum* s'est aussi avéré très abondant à différentes occasions, plus au large, au voisinage des fronts thermiques qui s'établissent à la fin du printemps en Mer Celtique et en Manche Occidentale (Pingree et al., 1975 ; Pingree et al., 1977 ; Holligan, 1979). Selon Parker et al. (1982) *Gyrodinium aureolum* se développerait d'abord dans les eaux du large et les structures frontales pourraient alors jouer un rôle important dans la dissémination de l'espèce dans les systèmes plus côtiers (Ayres et al., 1982).

Malgré ces différentes observations, les conditions de développement de *Gyrodinium aureolum* au stade d'eaux colorées demeurent encore mal connues. On ne connait pas les différentes séquences du phénomène, on ne connait pas non plus de manière précise, les conditions qui prévalent au démarrage du processus. Les données disponibles sont limitées dans leur ensemble au stade ultime du phénomène, où les eaux sont colorées et par voie de conséquence plus facile à repérer en mer. Les lacunes tiennent évidemment au caractère fortement imprévisible des poussées et alors à la difficulté de choisir un secteur et une période pour mener des travaux avant même que ne se déclenche le processus qui aboutit aux eaux colorées. La baie de Douarnenez (fig. 1) a donné lieu lors de l'été 1983 à une poussée intensive de *Gyrodinium*. Une série de douze campagnes réalisées de mars 1983 à février 1984 et dont l'objectif initial était d'étudier l'incidence du front interne de l'Iroise sur la production phytoplanctonique de ce secteur côtier ont permis d'examiner les différentes séquences du phénomène. Nous présentons dans ce texte un certain nombre de ces résultats. L'accent est mis plus particulièrement sur le rôle des éléments nutritifs. Les résultats obtenus par ailleurs et qui intéressent la production primaire, les métaux lourds (Riso, 1984) et les matières organiques dissoutes seront publiés ultérieurement.

MATERIEL ET METHODES

Site étudié

Les prélèvements ont été menés une fois par mois à cinq stations réparties dans la baie de Douarnenez et les secteurs adjacents (fig. 1). Au mois de juillet, à l'époque où les eaux colorées étaient apparentes, deux séries de prélèvements ont été effectuées et le réseau de stations étendu à l'ensemble de la baie. Les résultats présentés dans ce texte sont généralement limités à ceux obtenus à la station D, choisie comme station de référence. La baie de Douarnenez en dehors de quelques points bien localisés à la côte, peut être considérée comme exempte de pollutions. Les apports en sels nutritifs par les rivières sont limités (NO_3^- < 10 µatg/l très habituellement dans les eaux de la baie). Au printemps, et en été, un front thermohalin (thermique en été) est établi à l'entrée de la baie conduisant les échanges avec les eaux de l'Iroise plus au large. Il se

raccorde à la côte à l'intérieur même de la baie ; son tracé marque la limite entre un domaine à forts courants de marée où les masses d'eaux demeurent homogènes et froides durant toute l'année et un secteur à courants faibles où les eaux se réchauffent en été en surface. Ce front fait partie d'un système complexe de fronts, le plus connu est celui d'Ouessant. La station de référence D est située dans le secteur de la baie fortement stratifié en été.

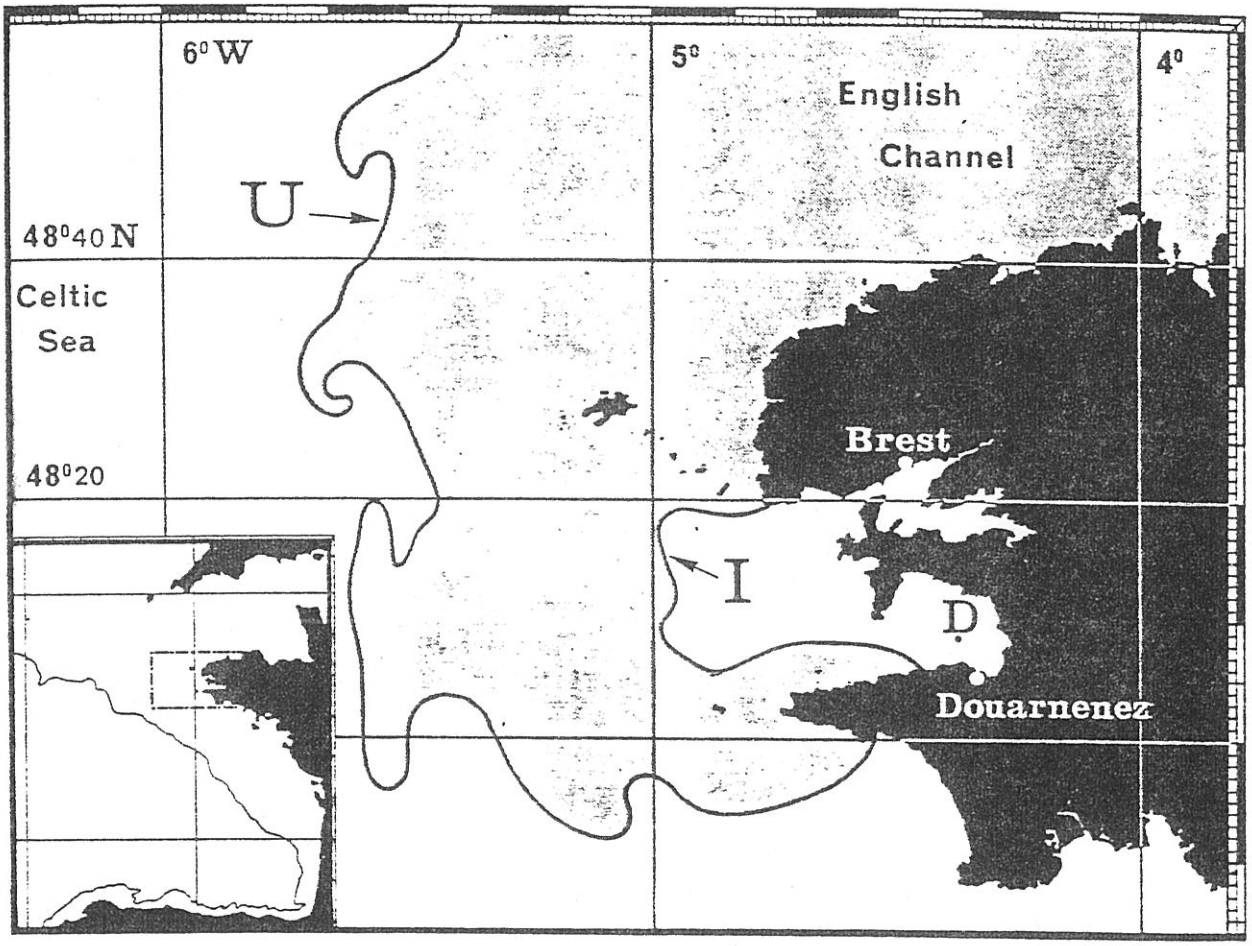


Figure 1 - Zone d'étude
U, front thermique d'Ouessant; I, front côtier de l'Iroise; les eaux froides sont en sombre; D, emplacement de la station de référence dans la baie de Douarnenez.

Study area
U, ushant tidal thermal front; I, inner front; the darker tones correspond to the area of lower surface temperature; D, position of the reference station in Douarnenez bay.

. Hydrologie - éléments nutritifs

Les prélèvements hydrologiques ont été réalisés à la station D à 4 profondeurs (0, 5, 10, 25 m) à l'aide de bouteilles de type Niskin (de 5 l de contenance). Les températures ont été déterminées par des thermomètres à renversement de type Richter et Wiese (précision de la lecture 0,01°C). Les échantillons de salinité ont été prélevés dans des canettes étanches et ananysés au laboratoire sur un salinomètre Guildline "Autosal" Modèle 8400, avec une précision de ±0,005 °/₀₀. Les densités ont été calculées en tenant compte des précisions apportées

par Millero et Poisson (1981). L'oxygène a été dosé par la méthode de Winkler en suivant le mode opératoire décrit par Strickland et Parsons (1972). Les réactifs sont ajoutés à bord dès la fin du prélèvement. Afin d'éviter toute contamination les flacons sont conservés immergés dans un bac à l'abri de la lumière en attendant l'analyse qui est menée ultérieurement au laboratoire. Les saturations en oxygène dissous ont été déterminées en utilisant les tables de Green et Carrit (1967). Les échantillons de sels nutritifs préfiltrés à 200 µ et conservés congelés (à -25°C) dans des flacons en polyéthylène de 125 ml ont été analysés au laboratoire en analyse automatique selon les procédures décrites par Tréguer et Le Corre (1975). Les précisions obtenues sont respectivement pour les nitrates et silicates de ± 0,1 µatg/l et pour les phosphates et les nitrites de ± 0,01 µatg/l.

. Phytoplancton

Les prélèvements ont été réalisés aux profondeurs photométriques (100 %, 50 %, 25 %, 10 %, 7 %, 3 %, 1 %) et aux différentes profondeurs de la station hydrologique, soit à onze immersions au total. La chlorophylle a a été déterminée selon la méthode de Yentsch et Menzel (1963) sur un fluorimètre Turner (modèle 111). La chlorophylle a et la pheophytine ont été calculées selon les équations de Lorenzen (1966). Les comptages de phytoplancton ont été effectués selon la méthode d'Utermohl, les échantillons étant fixés au lugol. A quatre profondeurs (0, 5, 10, 25 m), des mesures en carbone et azote particulaires ont été réalisées. L'analyse des filtres (500 ml d'eau filtrée sur filtre Whatman GF/C préalablement grillés au four à 450°C) a été effectuée sur un analyseur CHN Perkin Elmer, Modèle 240.

RESULTATS ET DISCUSSION

. Hydrologie

Homogène en hiver et au début du printemps (fig. 2 et 3), les masses d'eaux de la baie de Douarnenez montrent dès le mois de mai, en 1983, une forte stratification qui se maintient par la suite durant tout l'été (fig.4). Elle présente dans le temps deux origines différentes; au printemps elle est de nature haline, elle est alors engendrée par les fortes dessalures qui apparaissent à cette époque dans la baie (fig.3). Ces dessalures peuvent correspondre à la crue des rivières se déversant dans le système; elles peuvent aussi résulter d'une pénétration dans la baie d'eaux dessalées formées à l'extérieur sur le plateau continental. Il semble bien que cette dernière hypothèse puisse être retenue. Aucune rivière importante ne s'écoule en effet dans la baie. On peut constater par ailleurs que les masses d'eaux incriminées sont épuisées en sels nutritifs (fig.6 et 7) ceci suppose que les apports ne se font pas de manière directe mais que les masses d'eaux ont subi après leur formation un transit relativement long, assez long pour permettre une assimilation totale des éléments nutritifs . L'hypothèse de l'advection d'eau dessalée dans la baie de Douarnenez au printemps est confirmée par les mesures que nous avons effectuées sur le plateau continental armoricain cette même année (campagne SATIR 83A et B respectivement en avril et juin 1983). Nos résultats montrent la formation dans le sud-Bretagne, sous l'influence prépondérante des eaux de la Loire alors que le printemps a été particulièrement pluvieux, d'une vaste tâche d'eau dessalée qui se déplace très au nord jusqu'en mer d'Iroise.

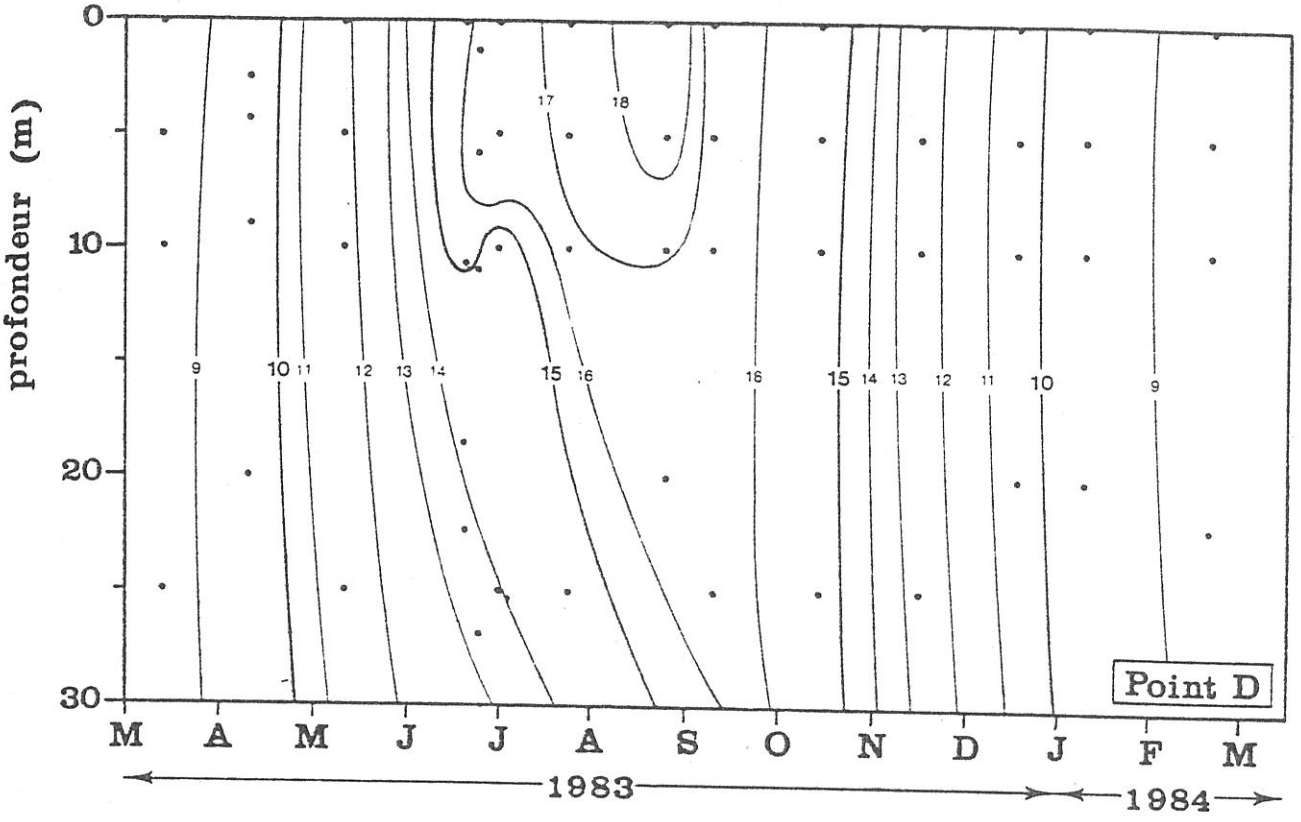


Figure 2 - Variations de la température à la station D

Temperature profiles at the station D.

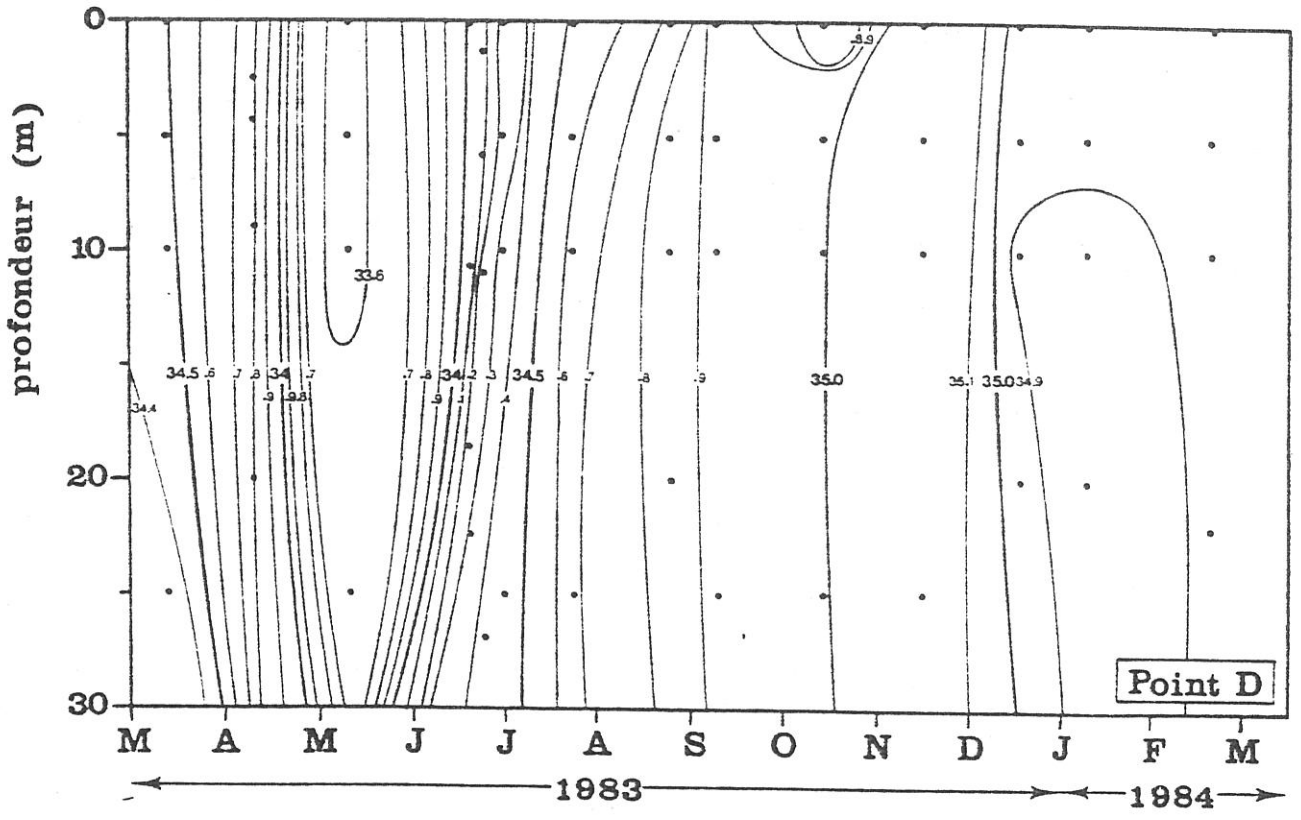


Figure 3 - Variations de la salinité à la station D.

Salinity at the station D.

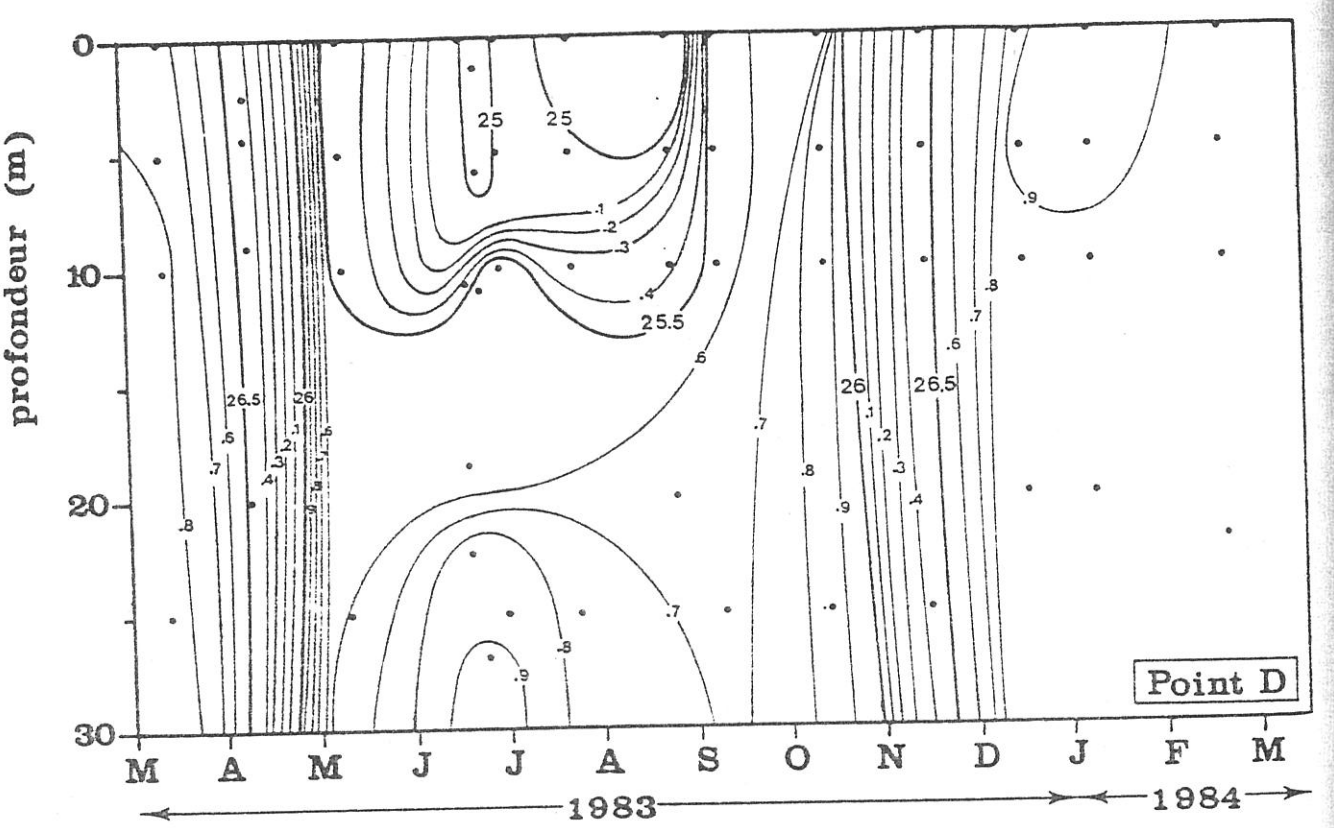


Figure 4 - Variations de la densité (σt) à la station D.

Vertical distribution of density at the station D.

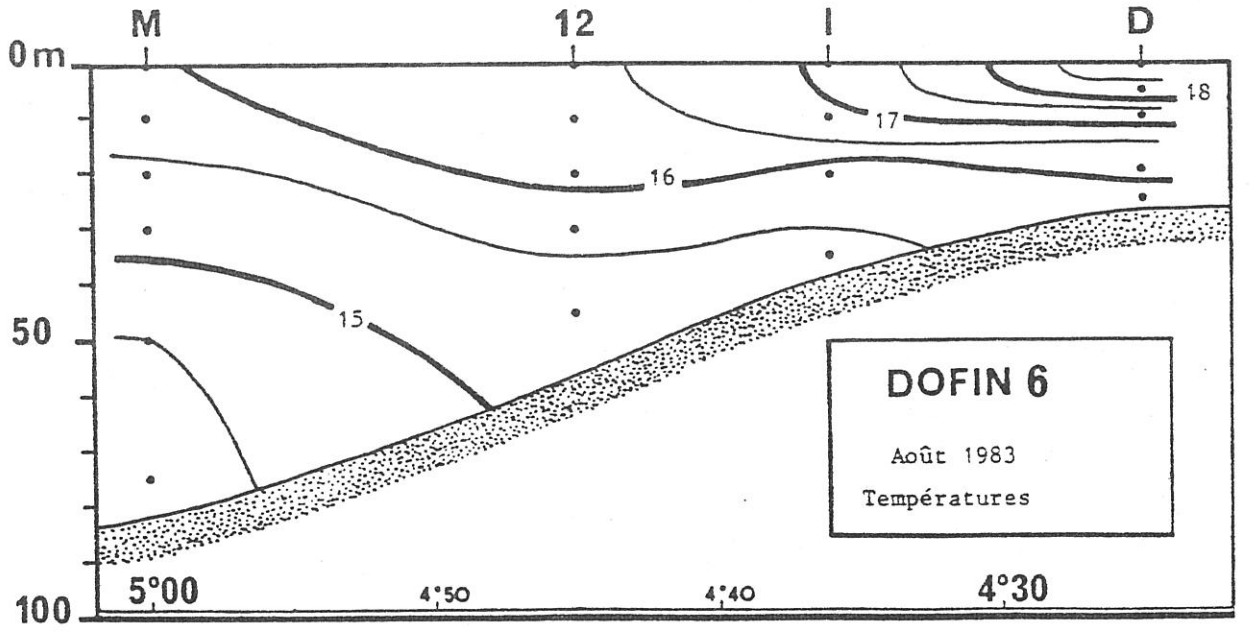


Figure 5 - Front côtier de l'Iroise : distribution verticale de la température.
Inner front of the Iroise sea : vertical distribution of temperature.

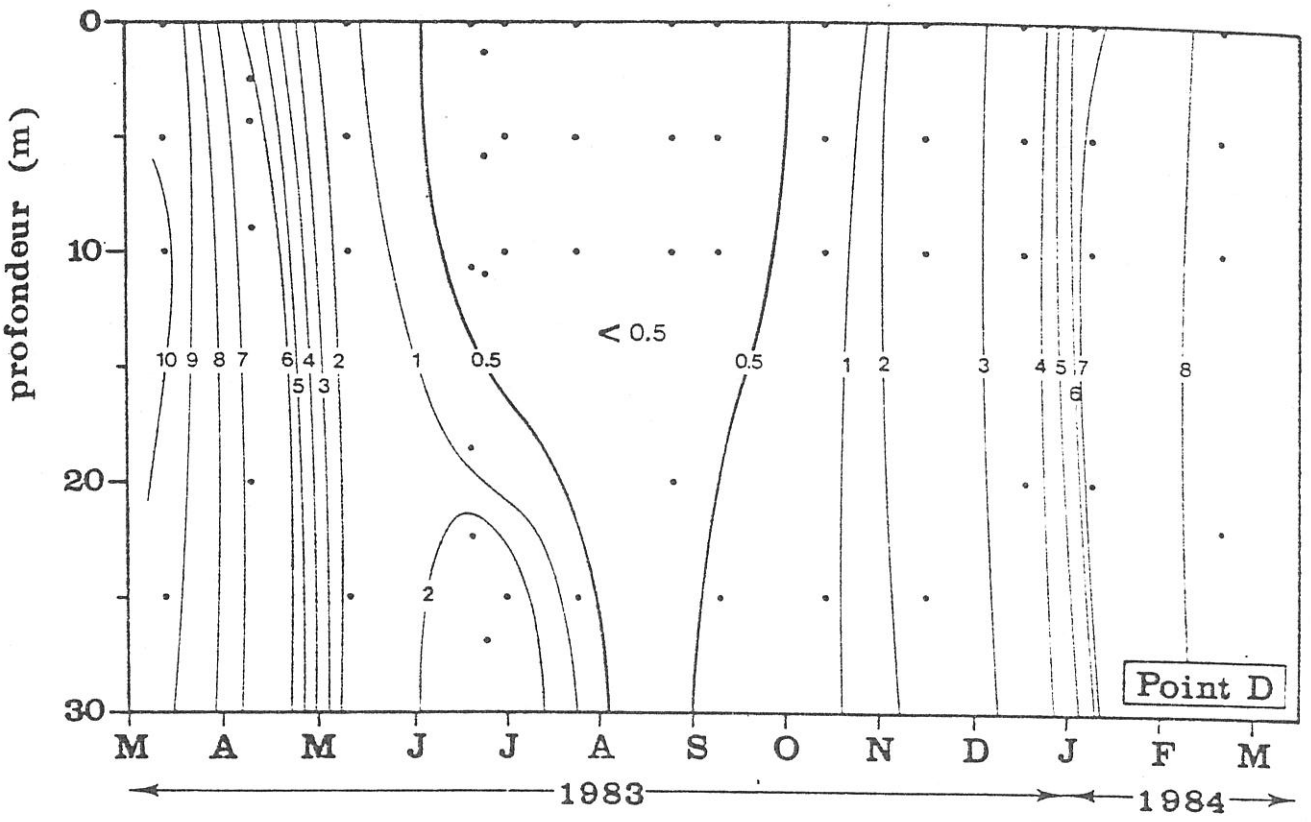


Figure 6 - Variation des nitrates (µatg/l) à la station D

Vertical profiles for nitrate distribution (µatg/l) at the station D.

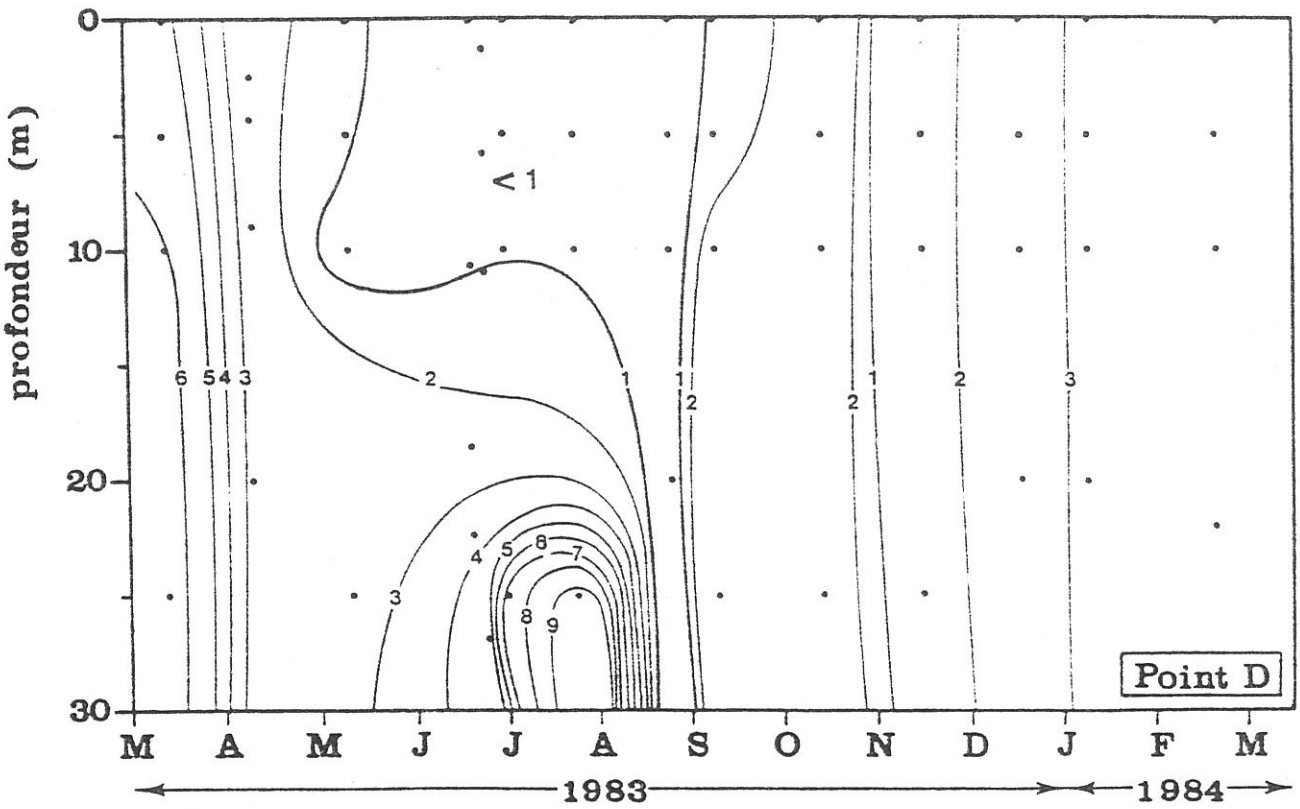


Figure 7 - Variations de silicates (µatg/l) à la station D.

Vertical profiles for silicate distribution (µatg/l) at the station D.

Il est probable qu'une fraction de ces eaux ait pénétré dans la baie de Douarnenez et modifié, en 1983, les conditions hydrologiques habituelles de ce système. L'hypothèse d'apports à partir de la rade de Brest plus au nord ne peut être toutefois écartée complètement. En juin une stratification thermique prend le relais de la stratification haline. La thermocline est peu profonde (fig.2) et la pycnocline (fig.4) se maintient comme au printemps à une faible immersion (vers 10-15m). Le réchauffement des eaux superficielles en été est d'autant plus marqué que l'épaisseur de la couche de mélange est faible et que l'ensoleillement estival en 1983 a été très important. A l'établissement de la stratification correspond la mise en place à l'entrée de la baie d'un front côtier de nature thermohaline au printemps puis thermique en été (fig.5). Ce front joue un rôle important dans le fonctionnement du système en été (Morin, 1984) et plus particulièrement dans l'apparition d'eaux colorées (Le Fèvre et Grall, 1970).

. Phytoplancton

Le développement printanier du phytoplancton démarre au mois de mars avant l'établissement de la stratification (fig.8). Les teneurs en chlorophylle a sont assez peu élevées (Chlor.a < 3µg/l) et le phytoplancton est réparti dans l'ensemble de la colonne d'eau. Il est alors constitué exclusivement de diatomées avec une prédominance du genre *Chaetoceros*. *Gyrodinium aureolum* n'apparaît dans le système qu'au mois de mai (1000 cellules/litre en surface), véhiculé selon toute vraisemblance par les eaux dessalées qui pénètrent dans la baie à cette époque. Les diatomées sont largement majoritaires (environ 250 000 cellules/litre) et *Gyrodinium aureolum* ne représente qu'une fraction réduite des dinophycées (approximativement 10%). On peut aussi noter à cette époque la présence dans les masses d'eaux de la baie de *Dinophysis accuminata* (500 cellules/litre). Le maximum de chlorophylle a atteint 5 µg/l (fig.8); il est situé au voisinage de la pycnocline. En juin les diatomées sont largement

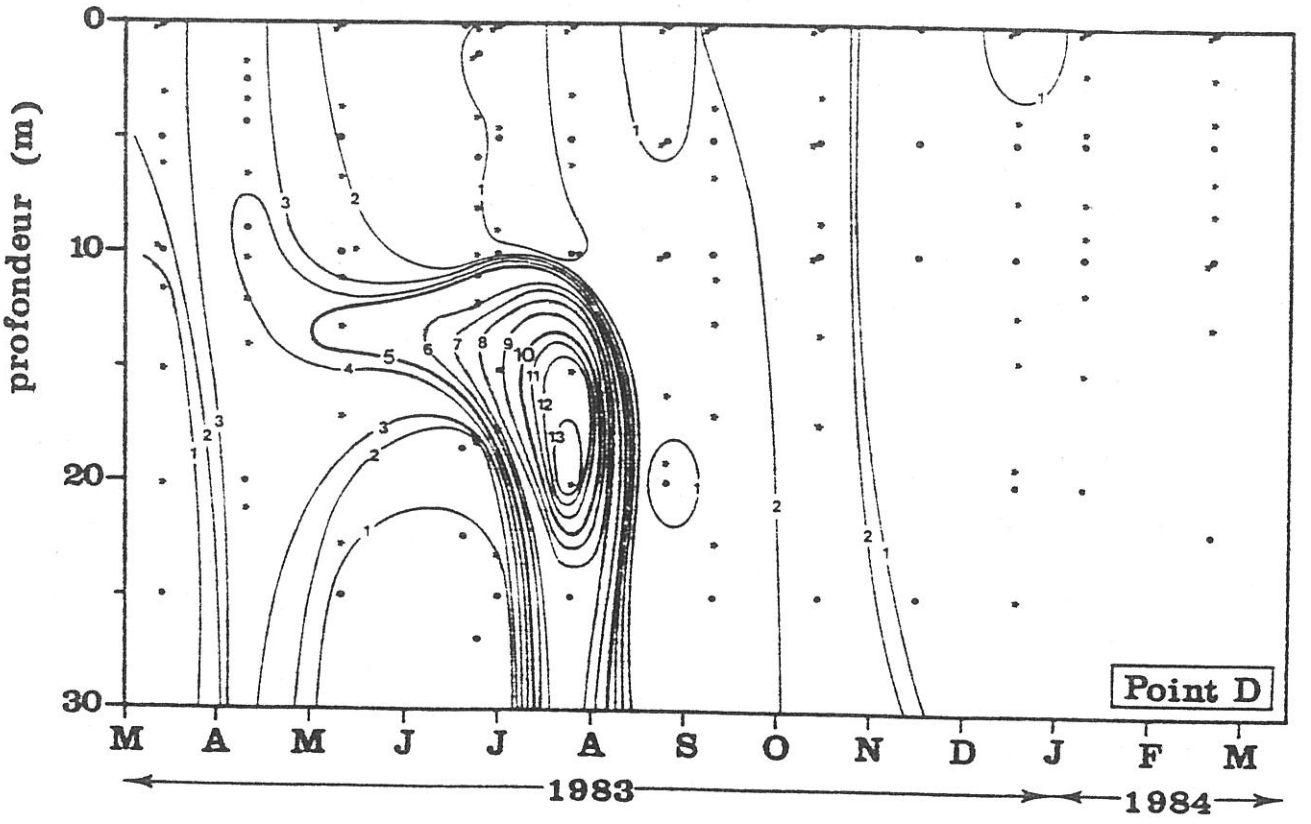


Figure 8 - Variation de la chlorophylle a (µg/l) à la solution D

Vertical distribution of chlorophylle a (µg/l) at the station D.

majoritaires mais les dinophycées (100 000 cellules/litre) sont représentées quasi exclusivement par *Gyrodinium aureolum* (170 000 cellules/litre). Cette espèce prolifère au mois de juillet pour atteindre le stade d'eaux colorées (densité des cellules > 2 000 000 cellules/litre). Au maximum de chlorophylle a (13 µg/l) le phytoplancton est alors constitué à 95% par *Gyrodinium aureolum*. La poussée n'est plus associée à la pycnocline, le maximum de chlorophylle a, au fur et à mesure de l'utilisation des nitrates "plonge" vers le fond et nos résultats (fig.6 et 8) montrent que les hautes densités en *Gyrodinium aureolum* sont étroitement liées à la nitratocline. *Gyrodinium aureolum* trouve dans les eaux relativement froides (entre 14° et 16°C) situées sous la pycnocline un compromis entre ses besoins en lumière et la nécessité de disposer des sels nutritifs. En dépit de ces observations on peut remarquer que le rôle joué par la stratification est important; son influence est indirecte. De part son origine elle intéresse, comme nous l'avons déjà signalé une couche très superficielle (d'environ 10m). Ceci a pour conséquence d'isoler dans la colonne d'eau, sous la pycnocline un espace relativement bien éclairé (le 10% de lumière se situe au niveau de la discontinuité de densité) riche en sels nutritifs (voir ci-après) et surtout très peu turbulent. Cette situation peu usuelle où les éléments sont disponibles pour la photosynthèse alors que le brassage est très faible est favorable aux dinoflagellés dans leur compétition avec les diatomées (Margaleff et al.,1979). Ces conditions particulières de stratification doivent expliquer, du moins pour partie, la formation d'eaux colorées en 1983 dans la baie de Douarnenez.

Le développement de *Gyrodinium aureolum* apparaît par ailleurs très lent : nos calculs montrent un temps de doublement des cellules, dans la baie, d'environ sept jours; il s'écoule plus de deux mois entre l'apparition de l'espèce dans le système et sa prolifération au stade d'eaux colorées. Il est clair que les fortes densités en *Gyrodinium aureolum* ne sont atteintes qu'à la faveur d'un ensemble de conditions favorables maintenues sur une longue période. Ce fut le cas en 1983 : l'intrusion d'eaux dessalées a induit de façon précoce, dès le printemps, une forte stratification qui s'est maintenue et même renforcée en été sous l'influence de conditions météorologiques particulièrement favorables (fort ensoleillement, peu de vent); par ailleurs, comme nous le verrons ci-après, le stock de sels nutritifs réellement disponible pour la photosynthèse en été s'est avéré exceptionnellement élevé.

Les fortes teneurs en chlorophylle a sont associées à la structure frontale (fig.9). Elles ne sont pas observées le long de la ligne de front mais en subsurface dans le domaine stratifié. Les structures frontales de part le caractère convergent de la circulation qui leur est associée sont connues pour leur tendance à concentrer les particules flottantes et en particulier le phytoplancton (Ryther,1955). Nous n'avons pas exploré l'efficience d'un tel mécanisme dans le cas du front interne de l'Iroise mais sa présence dans la baie de Douarnenez apparaît comme un élément favorable à la formation d'eaux colorées.

. Eléments nutritifs

En dépit d'un grand nombre d'observations, le rôle exact joué par les éléments nutritifs dans l'apparition d'eaux colorées dues aux dinoflagellés demeure encore mal défini. Les études ont été souvent confinées au stade ultime du phénomène où les eaux sont colorées; ceci mène habituellement à constater l'épuisement total des masses d'eaux en nutriments et à ne relever aucune corrélation entre le phénomène et les teneurs en sels nutritifs. Il serait évidemment plus judicieux d'analyser non pas les teneurs en sels nutritifs qui subsistent à la fin du processus mais celles qui prévalaient lors de son déclenchement. L'importance attribuée aux éléments nutritifs en fait varie nettement selon les auteurs; les uns leurs reconnaissent un rôle capital et recherchent l'origine de la formation des eaux colorées dans un enrichissement des eaux superficielles en sels nutritifs (apports par les rivières, rejets urbains, remontées d'eaux profondes ...), d'autres leur accordent un intérêt

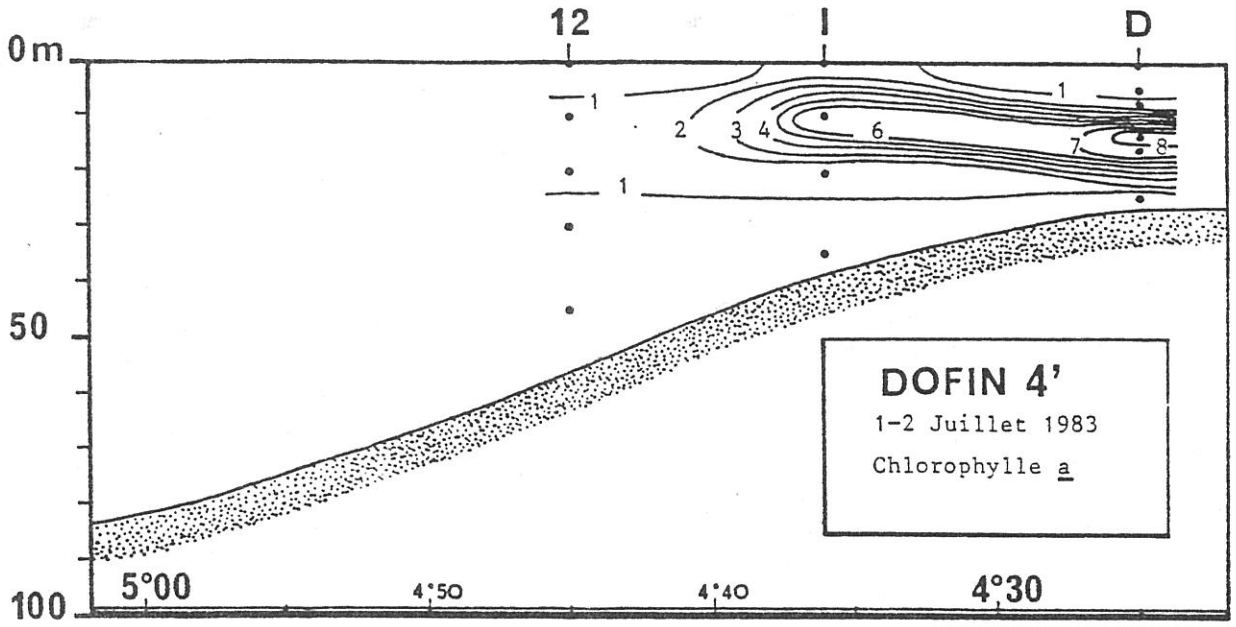


Figure 9 - Front côtier de l'Iroise : distribution verticale de la chlorophylle a.

Inner front of the Iroise sea : vertical distribution of chlorophylle a.

plus limité et pensent que les processus physiques peuvent jouer un rôle important : les hautes densités en phytoplancton ne résultent pas forcément de forte production primaire et leur présence peut être liée, du moins pour partie, à la présence dans le système de mécanismes physiques capables de concentrer localement les cellules phytoplanctoniques (pour une revue du sujet, consulter Rounseffell and Nelson, 1966) ou encore à la capacité des dinoflagellés de migrer verticalement dans la colonne d'eau (Gran, 1929). Ces migrations peuvent mener à un regroupement des cellules dans un volume déterminé de la colonne d'eau; elles peuvent aussi permettre l'utilisation d'un stock de sels nutritifs élargi. Ce type de modèles de formation des eaux colorées où interviennent des processus de concentrations mécaniques des cellules nécessite comparativement moins de sels nutritifs que le modèle typiquement "agricole" où le phytoplancton se développe sur place in situ. Nos résultats (fig.6 et 7) apportent quelques précisions sur le comportement des éléments nutritifs lors de la poussée de *Gyrodinium aureolum*.

Il est d'abord à remarquer que le stock hivernal de sels nutritifs est relativement modeste. Les concentrations en nitrates, silicates et phosphates sont respectivement inférieures à 10 µatg/l, 6 µatg/l et 0,5µatg/l. Les nitrites et l'ammonium présentent des teneurs réduites (NO_2^- < 0,3 µatg/l et NH_4^+ < 1,8 µatg/l) et le système peut être considéré, du moins en ce qui concerne les éléments nutritifs, comme exempt de pollution. L'assimilation démarre au mois de mars et intéresse à cette époque de l'année l'ensemble de la colonne d'eau. Elle se poursuit en avril et dès le mois de mai il ne subsiste que de faibles teneurs en sels nutritifs dans la colonne d'eau (NO_3^- < 1,5 µatg/l; $Si(OH)_4$ < 3 µatg/l). Les eaux dessalées qui apparaissent dans le système à cette époque n'apportent que peu de sels nutritifs; il n'y a aucune perturbation apparente sur la distribution des nitrates (fig.6) et des silicates (fig.7). Ces masses d'eaux appauvries en éléments nutritifs présentent par contre de fortes teneurs en matière particulaire (azote particulaire voisin de 8 µatg/l) qui résultent très vraisemblablement d'un développement intensif du phytoplancton alors que ces eaux se trouvaient à l'extérieur de la baie sur le plateau continental.

Elles fertilisent le système en azote; la fertilisation se présente sous la forme inhabituelle d'azote organique. Le comportement des éléments nutritifs est tout à fait remarquable en été : il existe à cette époque une forte accumulation de silicates dans la couche de fond ($Si(OH)_4$ > 9 µatg/l). A cet enrichissement en silicate est associé une sous saturation marquée en oxygène (saturation en O_2 < 70%) qui se présente comme le témoin d'une oxydation active du matériel organique et d'un recyclage abondant en sels nutritifs. On notera et c'est un point clef des résultats, l'absence dans la "poche" de régénération de fortes teneurs en nitrates (NO_3^- < 2 µatg/l). Lorsqu'on prend en compte les rapports d'oxydation de Redfield (Redfield et al.,1963) on doit s'attendre au vu du déficit en oxygène (ΔO_2> 2 ml/l) à des teneurs élevées en nitrates dans la couche en fond (NO_3^- > 10 µatg/l). Ce n'est pas le cas et il est tout à fait vraisemblable que les nitrates régénérés ont été utilisés lors de la poussée de *Gyrodinium aureolum*. Le recyclage apparaît dans la baie de Douarnenez en 1983 comme une source "discrète" mais très efficient en azote minéral. Il est probable que cette régénération est entretenue du moins pour partie, par les matières particulaires emportées par le système au printemps. Si la présence des fortes régénérations jouent un rôle déterminant dans la formation des eaux colorées elles n'excluent pas pour autant la participation d'autres processus (accumulation du phytoplancton sous l'influence du front, migration verticale des cellules) dans l'apparition des hautes densités en *Gyrodinium aureolum*. L'importance des nitrates est encore mise en avant au mois d'août : alors que la stratification est de plus en plus marquée (T° de surface > 18°C) la poussée de *Gyrodinium aureolum* s'arrête; la fin au phénomène coïncide avec l'épuisement total des nitrates disponibles dans la baie.

CONCLUSIONS

Le développement de *Gyrodinium aureolum* a été suivi jusqu'au stade d'eaux colorées en 1983 dans la baie de Douarnenez. Ce système côtier ne présente pas de pollutions apparentes. Les hautes densités en *Gyrodinium aureolum* sont formées lentement : près de trois mois s'écoulent entre la détection des premières cellules et leur prolifération au stade d'eaux colorées. Le maximum de chlorophylle a ne suit pas la pyncocline; il est associé à la nitratocline et s'enfonce progressivement avec l'épuisement des nitrates. L'eau dessalée, appauvrie en éléments nutritifs, riche en azote particulaire qui pénètre au printemps dans la baie joue un rôle important dans la formation des eaux colorées; elle induit une stabilisation précoce des masses d'eaux superficielles et se trouve à l'origine de la mise en place sous la pycnocline d'un espace peu turbulent très propice aux poussées de dinoflagellés. Elle est aussi, du moins pour partie, à l'origine des fortes régénérations détectées en été dans la couche de fond et le recyclage constitue une source abondante d'azote minéral. La fin des eaux colorées correspond à l'épuisement total des nitrates dans ce système.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ayres,P.A., Seaton D.D., and Tett P.B.,1982. Plankton blooms of economic importance to fisheries in UK waters 1968-1982. ICES CM 1982/L:38(mimeo).

Ballantine,D. and Smith,E.M.,1973. Observations on blooms of the dinoflagellate *Gyrodinium aureolum*. Hulburt in the River Conway and its occurence along the North Wales coast. Bristih Phycological J.,8,233-238.

Boalch,G.T.,1979. The dinoflagellate bloom on the coast of south west England, august-september 1978. J.mar.biol.Ass.,U.K.,59,515-517.

Braarud,T. and Heimdal,B.R.,1970. Brown water on the norwegian coast in autumn 1966. Nytt Mag.Bot.17,91-97.

Dahl,E., Danielssen,D.S. and Bøhle,B.,1982. Mass occurence of *Gyrodinium aureolum*. Hulburt and fish mortality along the southern coast of Norway in september-october 1981. ICES CM 1982/L:56 (mimeo).

Foster,G.R.,1979. Mortality of the bottom fauna and fish in St Austell Bay and neighbouring areas,59,517-520.

Grall,J.R.,1977. Sur une "eau colorée" à *Gyrodinium aureolum*. Hulburt observée en Manche. Travaux de la Station biologique de Roscoff,23,19-22.

Gran ,H.H.,1929. Investigation of the production of plankton outside the Romsdalsfjord 1926-1927. Rapp.Cons.Exploi.Mer,56,1-112.

Green,E.J. and Carritt,D.E.,1967. New tables for oxygen saturation of sea-water J.Mar.Res.,25,140-147.

Griffiths,A.B., Dennis,R. and Potts,G.W.,1979. Mortality associated with a phytoplankton bloom off Penzance in Mounts Bay. J.mar.biol.Ass.,U.K., 59,520-521.

Helm,M.M., Hepper,B.T., Spencer,B.E. and Walne,P.R.,1974. Lugworm mortalities and a bloom of *Gyrodinium aureolum*. Hulburt in the eastern Irish Sea, automn 1971. J.mar.biol.Ass.,U.K.,54,857-869.

Holligan,P.H.,1979. Dinoflagellate blooms associated with tidal fronts around the British Isles. In "Toxic dinoflagellate blooms". (Taylor,D.C., Seliger,H.H. Eds.),Elsevier,New-York,249-256.

Hulburt,E.M.,1957. The taxonomy of unarmored *Dinophyceae* of shallow embayments on Cape Cod, Massachussetts. Biol.Bull.,Woods Hole 112,196-219.

Lassus,P.,1984. Bilan des phénomènes d'eaux colorées et des perturbations observées dans le phytoplancton côtier pour l'année 1983. Rapport scientifique ISTPM,Nantes,27p.

Le Fèvre,J. and Grall,J.R.,1970. On the relationship of *Noctiluca* swarming off the western coast of Brittany with hydrological features and plankton characteristics of the environment. J.Exp.Mar.Biol.Ecol.,4,287-306.

Lindahl,O.,1983. On the development of a *Gyrodinium aureolum* occurence on the Swedish west coast in 1982. Mar.Biol.,77,143-150.

Lorenzen,C.J.,1966. A method for the continuous mesurements of *in vivo* chlorophyll concentration. Deep-Sea Res.,13,223-227.

Margaleff,R., Estrada,H. and Blasco,D.,1979. Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. In "Toxic dinoflagellate blooms". (Taylor,D.L., Seliger,H.H. Eds), Elsevier, New-York,84-93.

Millero,F.J.and POISSON,A.,1981. International one-atmosphère equation of state of seawater. Deep-Sea Res.,28,727-738.

Morin P.,1984. Evolution des éléments nutritifs dans les systèmes frontaux de l'Iroise : assimilation et régénération, relation avec les structures hydrologiques et les cycles de développement du phytoplancton. Thèse de doctorat de spécialité, Université de Bretagne Occidentale,Brest,220p.

Ottway,B., Parker,M., Mc Grath,D. and Crowley,M.,1979. Observations on a bloom of *Gyrodinium aureolum*. Hulburt on the south coast of Ireland, summer 1976, associated with mortalities of littoral and sublittoral organisms. Irish Fisheries Investigations (B), n° 18,9pp.

Parker,M., Dunne,T. and Mc Ardle,J.,1982. Exceptional marine blooms in Irish coastal waters. ICES CM 1982/L:44 (mimeo).

Pingree,R.D., Holligan,P.M. and Head,R.N.,1977. Survival of dinoflagellate blooms in the western English Channel.Nature,London,265,266-269.

Pingree,R.D., Pugh,P.R., Holligan,P.R. and Forster,G.R.,1975. Summer phytoplankton blooms and red tides along tidal fronts in the approaches to the English Channel.Nature,London,258,672-677.

Pybus,C.,1980. Observations on a *Gyrodinium aureolum* (dinophyta) bloom off the south coast of Ireland. J.mar.biol.Ass.,U.K.,60,661-674.

Redfield,A.C., Ketchum,B.H. and Richards,F.A.,1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In "the Sea". M.N. Hill, New-York,London, 2,26-27.

Riso,R.,1984. Etude du comportement du cuivre, du plomb, du cadmium et du nickel dans deux écosystèmes côtiers : la rade de Brest et l'estuaire de l'Aulne. Le système frontal de l'Iroise. Thèse de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest,126p.

Rounsefell,G.A. and Nelson,W.R.,1966. Red tid research summarized to 1984. Including an armstated bibliography. Spec.Sci.Rep.U.S.Fish wild.Serv. Fish,535,87p.

Ryther,J.H.,1955. Marine dinoflagellate with reference to red water conditions in the luminescence of biological systems,edited by Johnson,F.H.,387-414.

Southgate,T., Wilson,K., Cross,T.F. and Myers,A.A.,1984. Recolonization of a rocky shore in S.W. Ireland following a toxic bloom of the dinoflagellate, *Gyrodinium aureolum*.J.mar.biol.Ass.,U.K.,64,485-492.

Strickland,J.D.H. and Parsons,T.R.,1972. A practical handbook of seawater analysis. J.Fish.Res.Ed.,Canada,167,310p.

Tangen,K.,1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia,63,123-133.

Tréguer,P. et Le Corre,P.,1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyser II Technicon), 2ème édition, Université de Bretagne Occidentale,110p.

Widdows,J., Moore M.N., Lowe,D.M. and Salheld P.N.,1979. Some effects of a dinoflagellate bloom (*Gyrodinium aureolum*) on the mussel, *Mytilus Edulis*. J.mar.biol.Ass.U.K.,522-524.

Yentsch,C.S. and Menzel,D.W.,1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. Deep-Sea Res., 10,221-231.

COLLOQUE FRANCO-JAPONAIS D'OCEANOGRAPHIE
Marseille 16-21 Septembre 1985

Fascicule 2 : Eaux colorées

Aspects écologiques d'intoxications (PSP et DSP) causées par les dinoflagellés dans les eaux côtières japonaises

Ecological aspects on PSP and DSP causing dinoflagellates in Japanese coastal waters

Yasuwo FUKUYO
THE UNIVERSITY OF TOKYO, YAYOI 1-1-1, BUNKYO-KU, 113 TOKYO

Au Japon Protogonyaulax tamarensis et P. catenella sont responsables du PSP et Dinophysis fortii est responsable du DSP.

Dans la baie d'Ofunato, sur la côte pacifique au nord du Japon, il y a prolifération de P. tamarensis durant la période de basse température des eaux (7-12°C) de février à juin, et la prolifération de P. catenella a lieu durant la période de haute température (17-19°C) de septembre à octobre. Les deux espèces ont un cycle de reproduction et produisent des planozygotes, qui se transforment en hypnozygotes (kystes). Dans le milieu naturel les planozygotes apparaissent lorsque les cellules non-reproductrices croissent rapidement. Plus le nombre de cellules du planozygote est élevé et plus le taux de transformation est important. Les hypnozygotes tombent sur le fond. Les hypnozygotes de P. tamarensis germent au bout d'une demi année, et sont à l'origine du bloom de printemps. Dans le cas de P. catenella il n'y a pas de cycle saisonnier de la germination et il n'y a pas de signe de relation entre le kyste et le plancton.

Dinophysis fortii apparait le long de la côte de la mer du Japon en mars, et se déplace vers la côte pacifique d'avril à juillet porté par le courant chaud Tsugaru. Ces espèces apparaissent à 10-16°C et le bloom survient à 11-13°C. De plus les plus forts taux de concentration sont observés dans les régions où les eaux du courant Tsugaru se mélangent à des eaux riches en éléments nutritifs.

Coll. fr.-japon. Océanogr., Marseille 16-21 Sept. 85, 2 : 65 - 72.

Abstract :

Protogonyaulax tamarensis and P.catenella are responsible for paralytic shellfish poisoning, and Dinophysis fortii is for diarrhetic one in Japan.

At Ofunato Bay, in Pacific coast of northern Japan, P.tamarensis blooms in low temperature season (7-12℃) during February and June, whereas P.catenella in high temperature (17-19 ℃) in September and October. Both species have sexual life cycles and produce planozygotes, which transform into hypnozytes (resting cysts). The Planozygotes are appeared when vegetative cells grow rapidly. The rate of success in the transformation is high during increase of cell number of the planozygote. The hypnozygotes sink down onto the surface of bottom sediment. The hypnozygotes of P.tamarensis germinate after half-year dormant, and play as the seed for the blooming in spring. P.catenella has no seasonality in germination and does not show the relationship between cyst and plankton.

Dinophysis fortii appears along Japan Sea coast in March, and moves to Pacific coast during April and July by Tsugaru warm water current. The species appears at 10-16℃, and blooms at 11—13℃. Moreover it reaches to high concentrationn in areas where Tsugaru current mixes with nutrient rich waters.

日本沿岸では、Protogonyaulax tamarensis とP.catenella によるまひ性貝毒とDinophysis fortii による下痢性貝毒が知られている。

東北地方の大船渡湾では、P.tamarensisが２－６月の低水温期(7－12℃)、P.catenellaが９－10月の高水温期（17－19℃）に発生している。両種とも生活史の一時期に有性生殖を行って遊泳接合子を形成し、この遊泳接合子が休眠接合子（シスト）に変化する。天然では、栄養細胞の増殖の盛期に遊泳接合子が多数形成され、形成初期の遊泳接合子ほど休眠接合子に変化する割合が高い。形成された休眠接合子は海底に堆積しているが、そのうちP.tamarensisは約半年間休眠した後、12月以降発芽するようになる。このため、２－６月に発生するプランクトンは発芽した細胞が増殖すると考えられる。一方、P.catenellaの発芽には明確な季節性がなくシストとプランクトンとの量的関連性は認められない。

Dinophysis fortii は東北地方では３月に日本海側に現れ、４－５月に津軽暖流の流路に沿って太平洋側に発生海域を広げ、６－７月には東北地方南部の茨城、福島両県沿岸にも出現する。しかし、８月になると衰退し始め、９月にはほとんど消滅してしまう。発生時の水温は10－16℃であり、特に11－13℃の時に増殖傾向が強い。また、栄養塩の多い水塊と混合した津軽暖流中では多く発生する。このため、陸奥湾や三陸沿岸の小湾では他の海域で消滅した後まで発生している。

日本の沿岸における水産業の中でホタテ貝などの貝類生産は1982年には生産量67万トン生産額 1,609億円をあげ、それぞれ沿岸水産業全体の22,6%、13,1%と重要な地位を占めている。しかし、有毒プランクトンによる貝類の毒化現象が1978年に北海道噴火湾や三陸沿岸で顕在化して以来、日本各地で発生し、しかも広域化と長期化の傾向が見られるため今後の貝類養殖業の発展に大きな障害となっている。

この貝毒プランクトンには、まひ性毒を生産するProtogonyaulax tamarensis とP.catenella（大島、1982）、下痢性毒を生産するDinophysis fortii （Yasumoto et al.,1980）などが知られており、貝毒の発生機構を解明するためにこれらの種類の生態について様々な研究が行われている。ここでは、まひ性貝毒原因種の生態研究の例として、北日本の太平洋沿岸にある大船渡湾でのProtogonyaulaxと、下痢性貝毒原因種の例として東北地方に発生するDinophysis fortii について紹介する。

Ⅰ．まひ性貝毒原因種

大船渡湾は三陸リアス式海岸のほぼ中央にある長さ７km、幅 1.5kmの小湾で、湾口部が津波防潮堤により大きく仕切られている。湾中央部の水深は約20mで、海底は泥質の部分が多い（粒径37um以下の泥が80－90%）。湾内ではカキ、ホヤ、ワカメの養殖が広く行われている。同湾では1961年にアカザラ貝によるまひ性中毒事件が発生しており、その後、年により強弱の変化はあるが、毎年貝類が毒化している。この貝毒の原因生物は渦鞭毛藻のP.tamarensisとP.catenella である。

１．Protogonyaulax tamarensis とP.catenella の形態的特徴と生活史

Protogonyaulax tamarensis の栄養細胞（vegetative cell)は長さ25－33 μmの球形で、長さが幅よりわずかに大きい（図１－１）。単細胞あるいは２細胞の連鎖群体で遊泳しており、ごくまれに４細胞連鎖群体が見られる。細胞内に黄褐色の色素体が多数あり、赤道部分には無色透明の大きなＣ字形の核がある。細胞の表面にセルローズ質の鎧板があり、そのうち頂端にある頂孔板は平行四辺形あるいは幅の狭いく

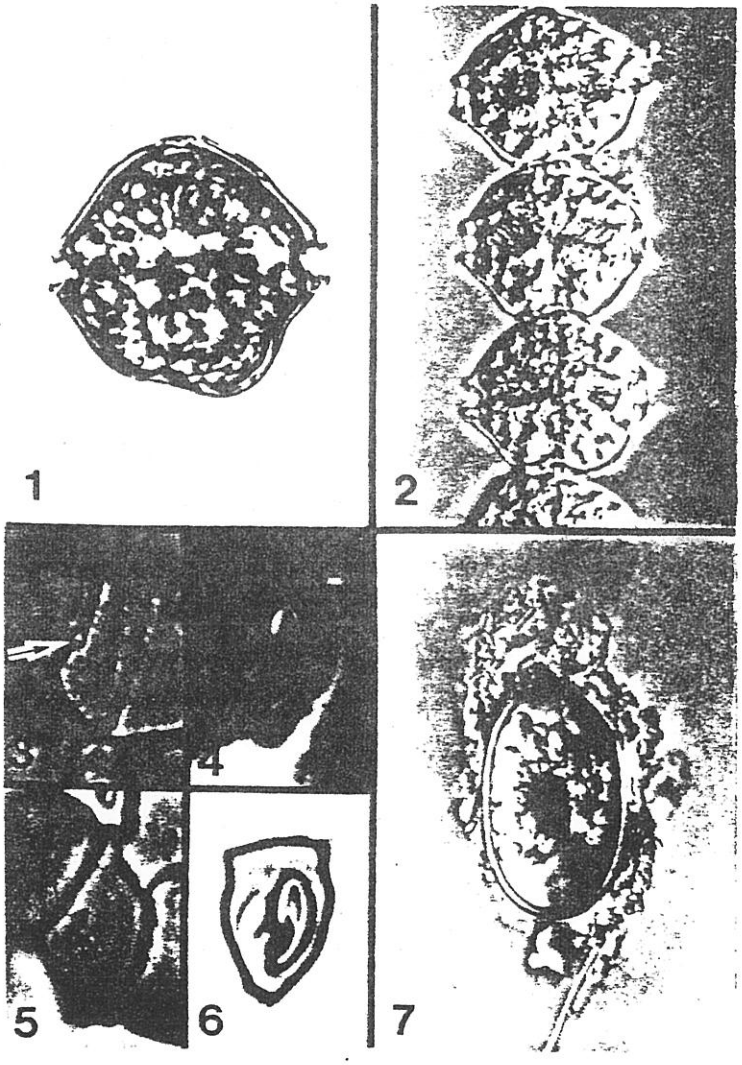


図１．まひ性貝毒原因種，Paralytic shellfish poisoning responsible species: 1,3,4,7, Protogonyaualx tamarensis, 2,5,6, P.catenella: 1,2, vegetative cell; 3,5, first apical plate (arrow: ventral pore); 4,6, apical pore complex; 7, resting cyst.

さび形で中央に釣針形の頂孔がある（図１－３）。腹面の頂板１′に腹孔がある（図１－４）。一方、Protogonyaulax catenellaの栄養細胞も長さ21－34μmの球形で、幅が長さよりわずかに大きい。連鎖群体は最長32細胞まで見られるが、比較的容易に連鎖を解くため２または４細胞の連鎖が普通である（図１－２）。頂孔板は背縁の幅が広いくさび形で中央に釣針形の頂孔がある（図１－５）。腹孔を欠く（図１－６）。

これら２種は通常は無性的な２分裂で増殖するが、生活史の一時期に有性生殖を行いシスト（cyst、図１－７）を形成する。先ず栄養細胞の増殖過程で大きさ30μm以下の色の薄い小型細胞が現われ、これが２個体接合して、40－50μmの遊泳接合子（planozygote）になる。遊泳接合子は最初黄褐色であるが、徐々に褐色が濃くなり、次いで細胞の周辺部分の色が薄くなって褐色が狭い中央部に集まる。この状態になると遊泳接合子は遊泳能力を失い、原形質が鎧板から抜け出て休眠接合子（hypnozygote）に変化する。休眠接合子は長さ38－56μm、幅23－32μmの楕円体をしており、外囲を不定形の透明な粘質物がおおっている。細胞内には無色の澱粉粒のほか１－２個の赤色胞（red pigemnted body）がある。休眠接合子は３－４ヶ月の休眠すると主に温度の刺激により発芽し栄養細胞になる。

２．Protogonyaulaxのプランクトン細胞の発生推移

Protogonyaulaxのプランクトン細胞は、表層から海底（24m）まで２m毎に採水した500mlの海水を、20mlまたは40mlに孔径８μmのMillipore filterで濃縮し、その中の１－２mlを顕微鏡下で観察して定量した。図２－Aに大船渡湾のほぼ中央の一定点における1980年１月から1981年６月までのプランクトン細胞の発生推移を示した。この期間内では２－６月の低水温期にP.tamarensis、９－10月の高水温期にP.catenellaが発生している。

P.tamarensisは1980年２月下旬に水温８℃前後の４－６m層に20－100cells/lの密度で発生し、途中４月に一時減少したが、５－６月になって10m層以深で大量に増殖した。最高出現量は24,000cells/lで、水温10－12℃の層に多く分布していた。翌1981年も同様

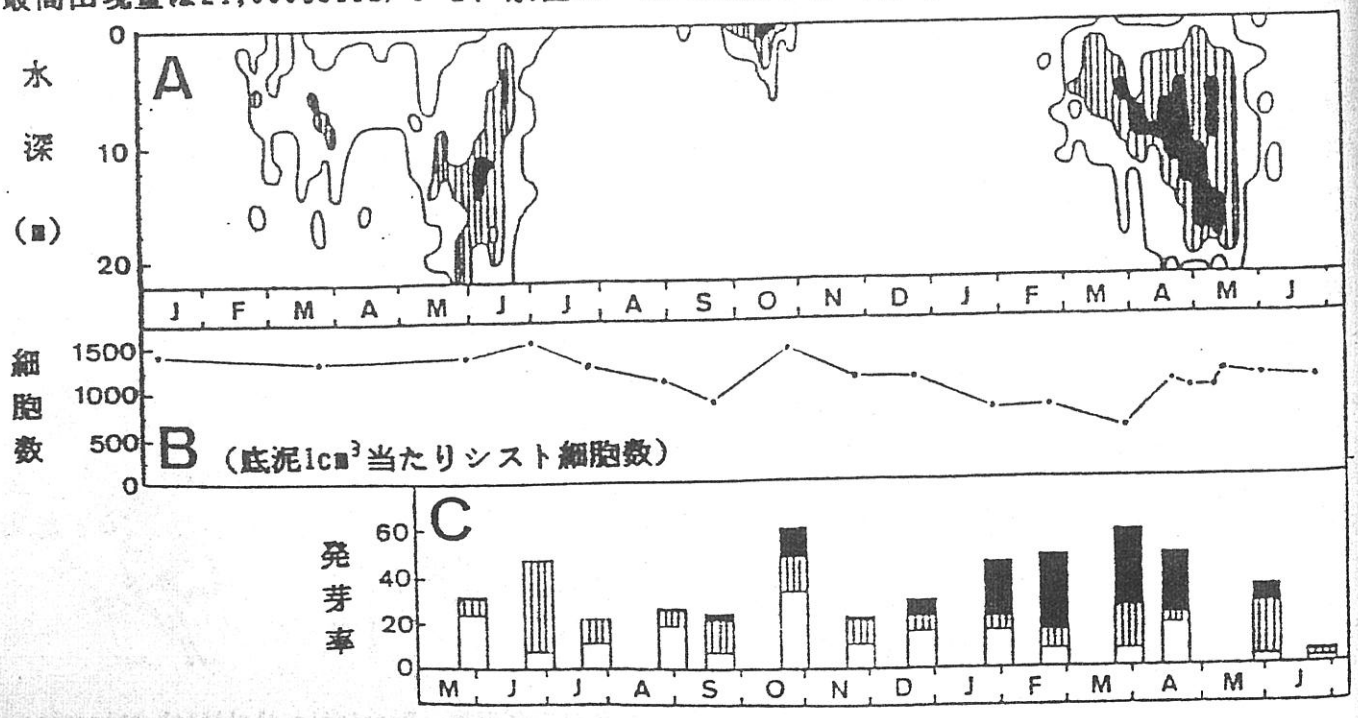


図２．Protogonyaulaxのプランクトンとシストの関係（Jan.1980—June 1981, Ofunato Bay). Relationship between plankton and cyst of Protogonyaulax. A: Seasonal change of vertical distribution of Protogonyaulax spp. □ 20-500, ▥ 500-3,000, ■ >3,000 cells/l. B: Change of abundance of resting cysts in 1cm sediment. C: Germination rate of resting cyst. ■ P.tamarensis, ▥ P.catenella, □ unknown.

に３月に出現し始め、その後徐々に増加し、４月には22,000cells/１の最高発生量を記録した。この時の水温は約７℃であった。

これに対して、P.catenella は高水温期の９月に表層に発生し始め、10月中旬に20,000 cells/１の出現密度を記録している。この時期の水温は17－19℃であった。

３．シスト量の推移

大船渡湾内のプランクトン調査と同一定点で、1980年１月から1981年５月まで定期的に底泥を採取し、泥中のシストを定量した。その結果を図２－Ｂに示したが、この期間内ではプランクトン細胞の出現とシスト量の変動がよく対応していた。即ち、1980年６月、10月、1981年５月のプランクトン細胞の増殖後にシストが増え、1980年６月30日に底泥1c㎥当たり 1,520細胞、10月28日に 1,440細胞、1981年５月12日に 1,126細胞を記録している。また、プランクトン細胞の見られない期間にはシストが減少しており、1980年９月19日に 840細胞，1981年３月28日に 558細胞とプランクトンの増殖の直前に最少となっている。

４．シストの発芽とProtogonyaulaxのプランクトン細胞の出現との関連

大船渡湾海底のシスト量の減少が発芽によるものであり、発芽した細胞が湾内に発生するProtogonyaulaxのプランクトンの起源となっていること、即ちシストがプランクトンの“seed population”として働いていることが次の実験結果から明らかとなった。

1980年５月から1981年６月まで、底泥中のシスト定量時に約 120細胞のシストを分取して、１細胞ずつ個別に培養した。培養開始後は２週間にわたって毎日発芽の有無を調べて発芽率を求めた。シストは外見からは種を決めることができないので、発芽後増殖した栄養細胞の鎧板の特徴を観察して種を査定した。

シストの接種後２週目までの発芽数により求めた発芽率の推移を図１－Ｃに示した。各棒の高さはシストの発芽率、その内の■部分は発芽シスト中のP.tamarensis、▥部分はP.catenella の割合を示し、残りの□部分は発芽直後に発芽した細胞が死んだため種を査定できなかったシストの割合を示す。例えば、1981年３月では、全 120細胞の58,3%（70細胞）が発芽し、そのうち31,7%（38細胞）はP.tamarensis、16,7%（20細胞）はP.catenella で、残りの 9,9%（12細胞）が種を決めることのできなかったシストである。

この結果から海底に堆積しているシストは絶えず徐々に発芽していること、P.tamarensis の発芽には季節性があり低水温期に多く発芽すること、P.catenella の発芽には明瞭な季節性が認められないことがわかった。また、これらの結果を図２－Ａ、Ｂと比較すると、1980年の６月に形成されたP.tamarensisのシストは10－11月頃まで発芽せずに約半年の間休眠し、その後徐々に発芽し始め、その発芽した細胞が増殖して２月以降プランクトン中に出現すると考えられた。一方、P.catenella は一部の時期を除いて毎月少数のシストが発芽しているにもかかわらずプランクトン中に高水温期しか出現しないため、出現がシストの休眠と発芽の時期によって決まるのではなく、水温などの環境要因により規制されていると考えられた。

５．シストの形成

Protogonyaulax tamarensis の栄養細胞の発生時に遊泳接合子が作られ、それが休眠接合子、即ちシストに変化して海底に堆積することが、天然のProtogonyaulaxのプランクトン細胞の観察と培養実験で明らかになった。

(1).天然プランクトン細胞中の遊泳接合子の出現

1981年のP.tamarensisの発生状況を調査中に、４－５月に遊泳接合子の形成が観察され

た。同年は、２月下旬に出現したP.tamarensisが３月上旬から４－８ｍ層で増え、４月に入ると徐々に中層に移りながら数をさらに増し、４月下旬に10ｍ層で 22,000 cells/１を記録したが、５月になると減少し始め、下旬になるとほとんど姿を消してしまった、という経過をたどっている（図２－Ａ）。その中で遊泳接合子は４月11日に初めて12ｍ層に 40cells/１現れたが、18日には急増して８ｍ層で 3,320cells/１を数え、同層のProtogonyaulax全プランクトン細胞中の18,4％を占めた。25日にはプランクトン細胞の増加に伴い遊泳接合子の分布層も広がり６－12ｍ層で 1,000cells/１を越えた。プランクトン細胞が減少傾向を見せた５月になると遊泳接合子も徐々に減少し、５月16日以降見られなくなった。

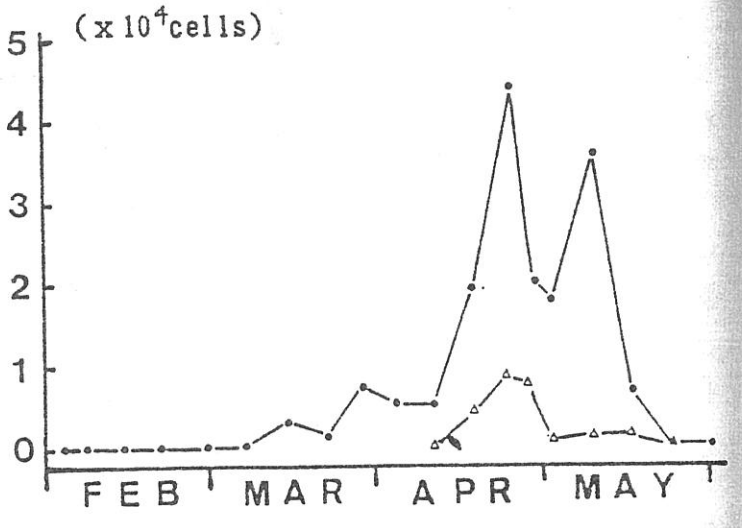


図３．Protogonyaulaxのプランクトン細胞(●—●)と遊泳接合子(△—△)の発生量の推移（Feb.1981—May 1981. Ofunato Bay). Change of abundance of planktonic cell(●—●) and planozygote(△—△).

この期間の、プランクトン細胞および遊泳接合子の表層から底層までの２ｍ毎の出現量を、調査日毎に単純に合算して図３に示した。栄養細胞の出現量は、プランクトン細胞と遊泳接合子の差とみなせる。この結果から、遊泳接合子は栄養細胞が急増した時に現れ始め、栄養細胞が最も多い時期に同時に最も多くなる。その出現量の増減傾向は栄養細胞の傾向とほぼ一致している。

(2).遊泳接合子の培養による休眠接合子への変化

遊泳接合子が多量に出現している深さのプランクトンを採水法で採集し、濃縮せずにそのまま培養容器に入れて、天然水温と同じ温度の５－６℃に調節した培養庫で培養した。３週間後に培養容器の底に形成されている休眠接合子の数を定量し、予め計数してあった培養容器中の最初の遊泳接合子数と比較して休眠接合子への変化率を求めた。

図４にその結果を示したが、４月19日に採集した遊泳接合子はほとんど全てが数日以内に鐘板を脱ぎ、周囲に粘質物を発達させて休眠接合子に変化した。しかし、４月25日と28日の遊泳接合子は半分程度、５月２日には約20％、さらに９日には約10％と変化する割合が減少していった。特に、５月に採集した遊泳接合子は遊泳をやめ停止しているものの、鐘板から抜け出せずにそのまま死んでいる細胞が多かった。５月16日の遊泳接合子は全く休眠接合子に変化しなかった。

これらの観察から、初期に形成された遊泳接合子、即ち栄養細胞が盛んに増殖している時期に形成された遊泳接合子だけから休眠接合子が作られることがわかった。

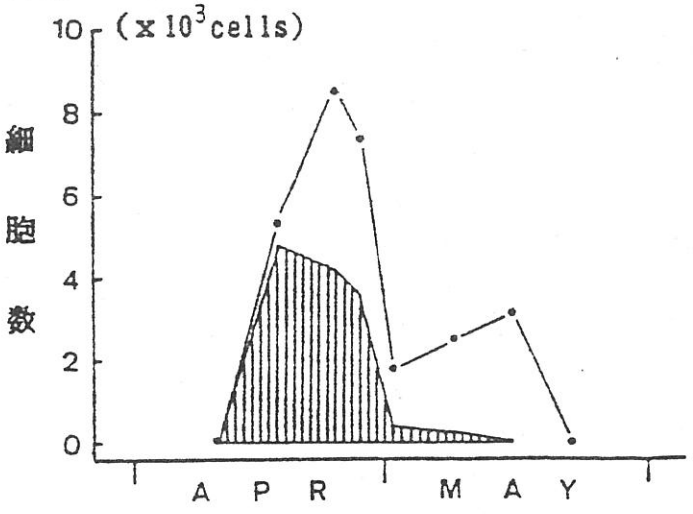


図４．Protogonyaulaxの遊泳接合子(●—●)の発生量と休眠接合子への変化量（□）の推移（Apr.—June 1981. Ofunato Bay.) Change of abundance of planozygotes (●—●), and hypnozygote (□) transformed from them.

II. 下痢性貝毒原因種

今迄に下痢性貝毒の生産能が報告されている種はD.fortiiだけであるが、安元*1（私信）は東北地方に発生したD.acuminata 、D.mitra 、D.triposの３種にも下痢性貝毒を認めている。また、児玉*2（私信）はタイ国沿岸で赤潮を形成したD.caudata から下痢性貝毒を検出しており、これらのことからDinophysis属のかなりの種に下痢性貝毒生産能のあることが考えられる。しかし、児玉*2（私信）は東京湾に発生したD.acuminata が無毒であるとしており、このことから、毒生産能がDinophysis属の特定の種にあるのではなく種内の一部の系群（isolate)にある、または生長の一時期にすべての細胞が毒を生産する可能性も否定できない。

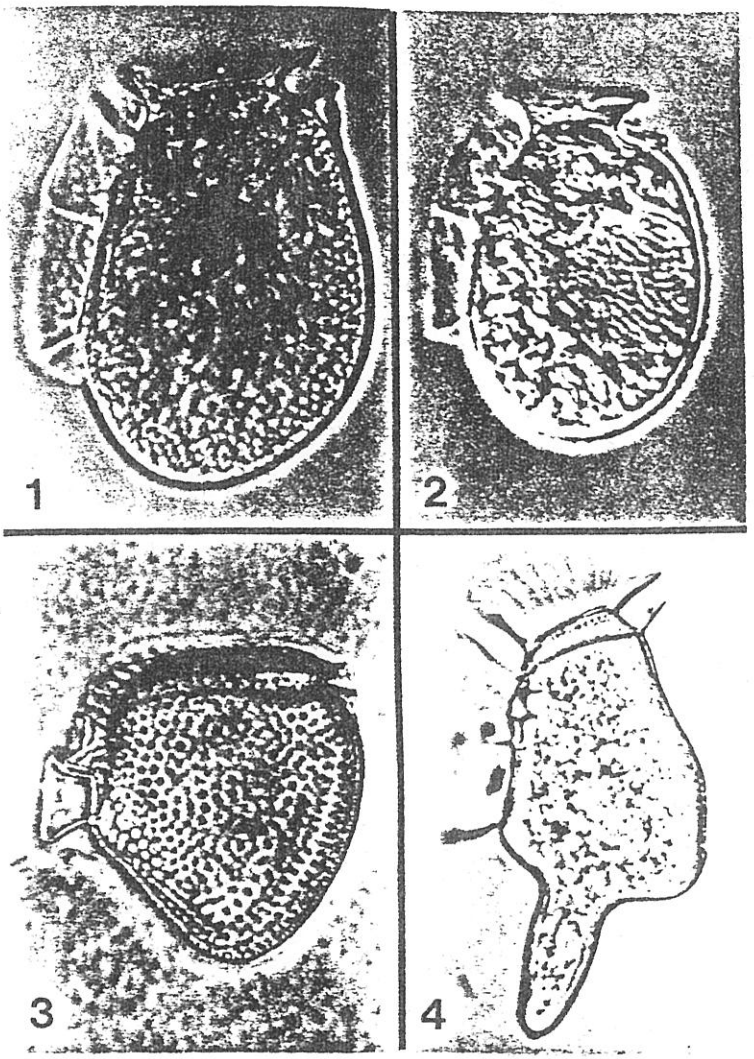


図５．下痢性貝毒原因種および原因被疑種，Diarrhetic shellfish poisoning responsible and suspected species: 1, Dinophysis fortii; 2, D.acuminata; 3. D.mitra; 4. D.caudata.

１．下痢性貝毒原因種の形態的特徴

(1).Dinophysis fortii （図５－１）

長さ42－80μm、背腹幅26－54μmの大型種で、側面観はなす形をしている。細胞の前端に横溝があり、上方の環状翼片は盃状である。縦溝左縁の翼片は長く、体長の4/5に達する。背縁は中央部より前方で直線状であるが後方では一様な丸味を帯びている。

(2).Dinophysis acuminata （図５－２）

長さ40－50μm，背腹幅30－40μmの中型種で、側面観は背縁が一様に膨らんだ楕円形をしている。低端にいぼ状突起の見られる個体もある。細胞の前端に横溝があり、上方の環状翼片は盃状である。上殻の基部は幅が狭く、細胞の幅の1/2である。縦溝左縁の翼片は体長の1/2ないし3/5である。なお、ヨーロッパの下痢性貝毒の原因種とされているD.acuminataは50μmを超える長さがあり、底端が腹側に寄っている点や、背縁が横溝直下でわずかに内側に湾曲する点など日本のD.acuminata とは異なる特徴があって同一種とは考えられない。

(3).Dinophysis mitra （図５－３）

長さ56－68μm、背腹幅48－58μmの大型種で、前端が最も幅の広いくさび形をしている。細胞の前端に横溝があり、その上下の環状翼片は幅が狭い。上殻の基部の長さは体長にほぼ等しい。縦溝左縁の翼片は小さく、体長の1/5程度である。

(4).Dinophysis caudata （図５－４）

長さ78－92μm、背腹幅40－48μmと大型種で、後端に脚状の大きな突起がある。細胞の前端に横溝があり、上方の環状翼片は盃状で前方に張り出している。縦溝左縁の翼片は体長の1/2以上の長さがある。

---

*1．東北大学農学部　　*2．北里大学水産学部

2．東北地方におけるD.fortiiの動態

図６に1981－1982年の２年間の３－８月における東北地方沿岸のD.fortiiの分布動態を示した（青森県水産増殖センター、1984）。これによると、D.fortiiは津軽暖流の流路に従って分布を広げていることがわかる。即ち、３月にまず日本海側に出現し、４月には津軽海狭と陸奥湾へ、５月になると太平洋側の三陸海岸へと発生域が移ってくる。６－７月には三陸沿岸の広い範囲で増殖し、福島、茨城両県沿岸など東北南部にも出現する。しかし、８月になると各地で減少衰退の傾向が見られるようになる。

これらの海域ではD.fortiiは水温10－16℃の水塊に出現しており、特に11－13℃の時には増殖傾向が見られる。また、親潮あるいは湾内水など栄養塩の多い水塊と混合した津軽暖流系水中では増殖傾向が強く現れている。このため、陸奥湾や三陸海岸などの内湾では他の海域で消滅した後まで発生している（青森県水産増殖センター、1984）。

東北南部では、D.fortiiの発生している低温水塊が水深10－20mにあり、通常では波打ち際に住むコタマガイなどは毒化しない。しかし、陸風に誘起された沿岸湧昇流が起こると、表層に運ばれ貝類毒化現象をひきおこすことがある（茨城県水産試験場、1984）。

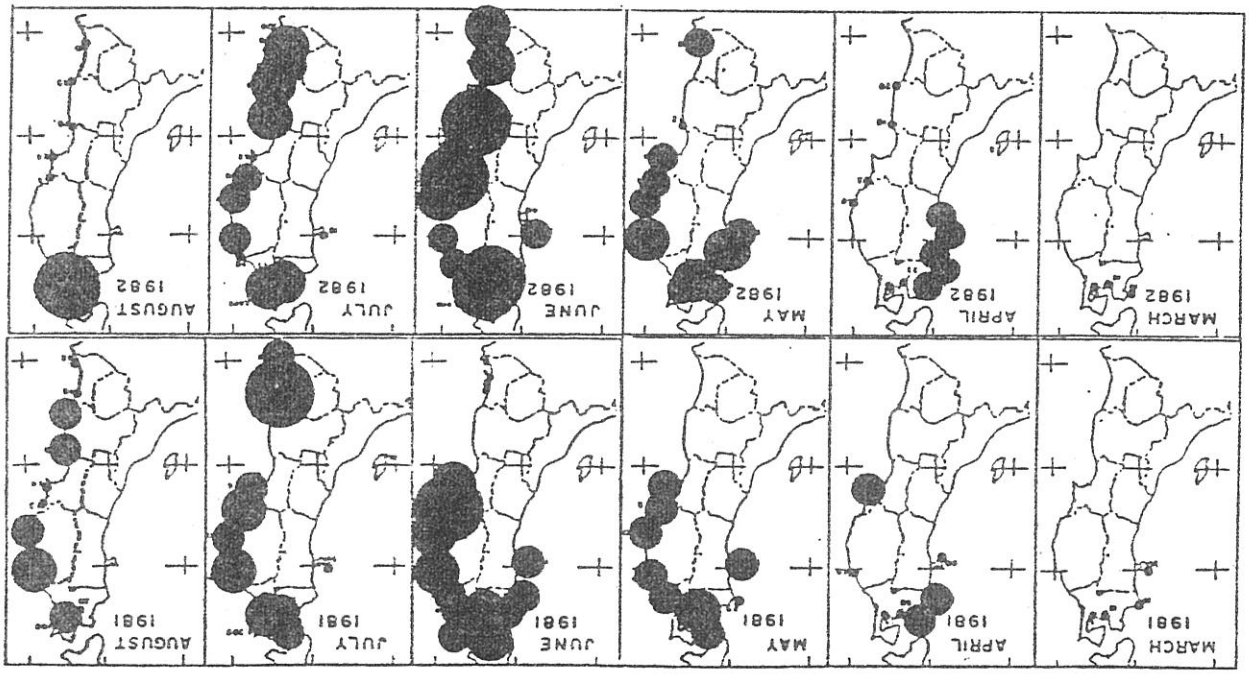


図６．東北地方沿岸におけるDinophysis fortii の分布動態（Mar.—Aug. 1981,1982）．
Change of distribution of Dinophysis fortii along the coast of Tohoku district.
• 20, ● 100, ● 1,000cells/l.

引　用　文　献

青森県水産増殖センター(1984)：昭和58年度重要貝類毒化対策事業報告書（毒化予知手法開発研究）、pp. 95.

茨城県水産試験場(1984)：昭和58年度重要貝類毒化対策事業報告書（毒化予知手法開発研究）、pp. 18.

大島泰克(1982)：まひ性貝毒の発生状況、“有毒プランクトン——発生・作用機構・毒成分”（日本水産学会編）、水産学シリーズ、42、73－87、恒星社厚生閣、東京.

Yasumoto,T.,Oshima,Y.,Sugawara,W.,Fukuyo,Y.Oguri,H.,Igarashi,T. and Fujita,N. (1980)：Identification of Dinophysis fortii as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. 日水誌、46、1045－1411.

COLLOQUE FRANCO-JAPONAIS D'OCEANOGRAPHIE
Marseille 16-21 Septembre 1985

Fascicule 2 : Eaux colorées

Manifestation d'un dinoflagellé responsable des intoxications diarrhéiques sur les côtes françaises en 1983 et 1984 : *Dinophysis acuminata*

Diarrhetic musselpoisoning in the French coasts related to the occurrence of Dinophysis acuminata *in 1983 and 1984*

Claire MARCAILLOU-LE BAUT et Patrick LASSUS
INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER
RUE DE L'ILE D'YEU, B.P. 1049, 44037 NANTES CEDEX

Résumé :

Un dinoflagellé toxique, Dinophysis acuminata est apparu juste après des eaux colorées à diatomées en plusieurs points des côtes françaises (Bretagne Sud et Normandie) au cours des étés 1983 et 1984. Caractérisé par de nombreuses intoxications diarrhéiques chez les consommateurs de coquillages ce phénomène s'est étendu et a amené les administrations à interdire le ramassage et la commercialisation de nombreuses espèces (moules, palourdes, plus rarement les huîtres). Nous avons étudié les relations pouvant exister entre les couples Température/ salinité et les blooms à diatomées (ou la persistance de concentration faibles de Dinophysis).

On s'est également intéressé à la valeur prédictive du suivi des températures superficielles par télédétection infra-rouge.

Les moules ont été les plus contaminées et leur toxicité a été testée par la méthode de YASUMOTO (test souris). Néanmoins, faute de pouvoir mettre en évidence une relation entre la symptomatologie et les résultats du test souris, nous avons tenté de déterminer empiriquement un seuil de sécurité.

Nous avons également étudié en parallèle un test légèrement différent donnant en un temps plus court des résultats reposant sur un effet diarrhéique réel chez des souriceaux. La validité de chaque test a été comparée et, à partir d'une méthode décrite par YASUMOTO, nous avons purifié des extraits de moules contaminées, chaque fraction étant contrôlée par chacun de ces tests.

Abstract :

During 1983 and 1984 summers a toxic dinoflagellate : Dinophysis acuminata was observed just after diatoms discolored waters, in many areas of french coasts (South Britanny and Normandie). This widespread phenomenon was characterised by numerous diarrhetic intoxications in mussel consumers, driving the administration to ban harvesting and marketing of several shellfishes species (blues mussels, different clams species, a few oysters). Relationships between temperature/salinity patterns and either diatoms blooms, or Dinophysis low concentrations persistency are analysed. Predictive value of surface temperatures analysis by the mean of infra-red remote sensing is also considered.

Mussels where the most contaminated shellfishes and their toxicity was tested by YATSUMOTO's method (1980, mouse bio-assays). Nevertheless, as we could not stress a relationship between mouse-test results and human symptomalogy, an empiric determination of a sanitary threshold was a tentative answer an application of a slighty different test was studied showing a real diarrhetic effect on infant mice and giving result in a shorter time. Accuracy of both test was compared, and, from a method improved by YASUMOTO, we have purified the extracts of contaminated mussels and each fraction was tested for toxicity by both tests.

I - INTRODUCTION

Suite aux eaux colorées particulièrement remarquables qui sont apparues en baie de Vilaine en 1983 et 84, s'est développée une espèce phytoplanctonique toxique qui a contaminé les coquillages et provoqué des intoxications diarrhéiques chez les consommateurs (Alzieu et al., 1983). L'ampleur du phénomène a amené les pouvoirs publics à interdire le ramassage et la vente des coquillages en provenance des zones touchées.

Afin de prévenir les conséquences du développement de cette espèce, un réseau de surveillance a été mis en place comprenant des analyses phytoplanctoniques dans l'eau et des analyses toxicologiques dans les moules. Parallèlement des études ont été entreprises visant à :

- démontrer la relation entre la toxicité et l'agent responsable *Dinophysis acuminata*
- étudier le déterminisme du développement de ce dinoflagellé (facteurs hydroclimatiques)
- mettre au point une méthode de détection de la toxicité donnant une réponse rapide.

II - METHODES

Les stations échantillonnées sont représentées sur la carte de la figure 1 pour 1983 et 1984.

Analyse du phytoplancton

Les prélèvements phytoplanctoniques ont toujours été réalisés en surface au moyen de bouteilles plastiques d'un litre. Après fixation au lugol et au formol ces échantillons étaient examinés au microscope inversé selon la méthode Uthermol. Les cuves à sédimentation utilisées ont été généralement de 10 ml et les comptages d'espèces étaient totaux. Dans les cas exceptionnels d'eaux colorées (plus de 10^6 cellules/litre) un sous-échantillonnage sur deux diamètres de la cuve (1/10e de la surface) était effectué.

Paramètres hydrologiques

Les paramètres hydrologiques étudiés ici : température, salinité, chlorophylle a, ont été analysés soit pendant les sorties (températures), soit quelques jours après sur salinomètre GUIDLINE pour les salinités, et avec un spectrofluorimètre Turner pour les chlorophylles (étalonnage par méthode SCOR-UNESCO).

Détermination de la toxicité

Le test de routine décrit par Yasumoto et al (1978-1980) utilise des souris adultes.

Les pays confrontés aux problèmes du D.S.P. * (Espagne, Etats Unis, Japon) l'ont adapté.

1 - Test souris-adulte

On réalise un extrait acétonique à partir de 10 g d'hépatopancréas de moules. Après évaporation du solvant, le résidu sec est repris dans 2 ml d'une solution de Tween 60 à 1 %. Un millilitre de cette suspension est injecté par voie intrapéritonéale à une souris d'environ 20 grammes.

L'unité souris est définie comme étant la plus petite quantité de toxine capable de tuer deux souris sur trois en 24 heures (Marcaillou-Le Baut et al, 1984).

---

* Diarrhétic Shellfish poison.

2 - Test souriceau

Ce test mis au point par Dean (1972) est utilisé en pathologie humaine pour détecter une entérotoxine d'origine bactérienne.

On fait ingérer 0,1 millilitre de la suspension dans le Tween à des souris âgés de 4 à 5 jours, préalablement pesées. Après une incubation de 4 heures à 28°C, elles sont sacrifiées. L'intestin est prélevé et pesé. Le rapport du poids de l'intestin sur le poids total de l'animal est calculé et permet par comparaison avec des témoins, d'évaluer un effet diarrhéique : si ce rapport est inférieur à 0,07, le test est négatif et s'il est supérieur à 0,09, le test est positif. Une valeur comprise entre 0,07 et 0,09 met en évidence un effet et peut être considérée comme positive bien que douteuse.

III - PHENOMENES D'EAUX COLOREES EN BRETAGNE SUD EN 1983 ET 1984

a) Eaux colorées en baie de Vilaine

Contrairement aux années précédentes où les phénomènes d'eaux colorées passaient pratiquement inaperçus, en juin 1983 une première eau colorée de grande ampleur est observée dans la partie nord de la baie avec 6,5 10^6 cellules par litre (fig. 2). Il s'agit d'un bloom plurispécifique dont les espèces dominantes forment des chaines de cellules (*Nitzschia, Rhizosolenia* et *Chaetoceros*) et dont l'extension semble correspondre au panache de la Vilaine. En 1984, l'efflorescence est composée d'espèces identiques, la formation de "mousses" en surface étant toujours reliée à de forte densité de *Rhizosolenia delicatula*, mais la répartition géographique est différente (fig. 2) et globalement la densité cellulaire est moindre : (1 à 2 10^6 cellules par litre) et présente unegrande variabilité (fig. 3) au niveau des stations côtières.

Un suivi des concentrations en chlorophylles a a été réalisé en 1984, sur 16 à 20 stations réparties sur l'ensemble de la baie et jusqu'en estuaire de Loire (fig. 3).

En juin la répartition des maxima de chlorophylle a en surface (5 à 10 mg/m^3 et plus de 10 mg/m^3) correspond bien aux observations d'eaux colorées de surface et à leur distribution (fig. 4).

Selon les estimations de plusieurs auteurs de telles biomasses peuvent être assimilées à des "blooms" en zone côtière.

L'appauvrissement général en chlorophylle (moins de 0,5 mg/m^3) en août et septembre confirme le déclin des populations et les faibles densités correspondant à la dominance des dinoflagellés pendant cette période.

b) Extension du *Dinophysis*

De juillet à août 1983, les concentrations de surface en *Dinophysis acuminata* ont été relevées de façon discontinue en Bretagne sud et selon un rythme plus suivi en baie de Vilaine du fait d'une surveillance pré-existante dans cette zone.

Si l'on considère néanmoins deux situations (fig. 5) correspondant soit au début de l'extension de cette espèce en Bretagne sud (début juillet 1983) soit à sa régression (mi-août 1983) on peut remarquer :

- de fortes concentrations (plusieurs milliers de cellules/litre) début juillet localisées dans les zones estuariennes (rivières de Vilaine, d'Auray, d'Etel) et progressant apparemment vers le nord ouest,
- une diminution notable (quelques centaines de cellules/litre) à la mi-août - voire une disparition - de cette espèce entre Le Croisic et les Glénans.

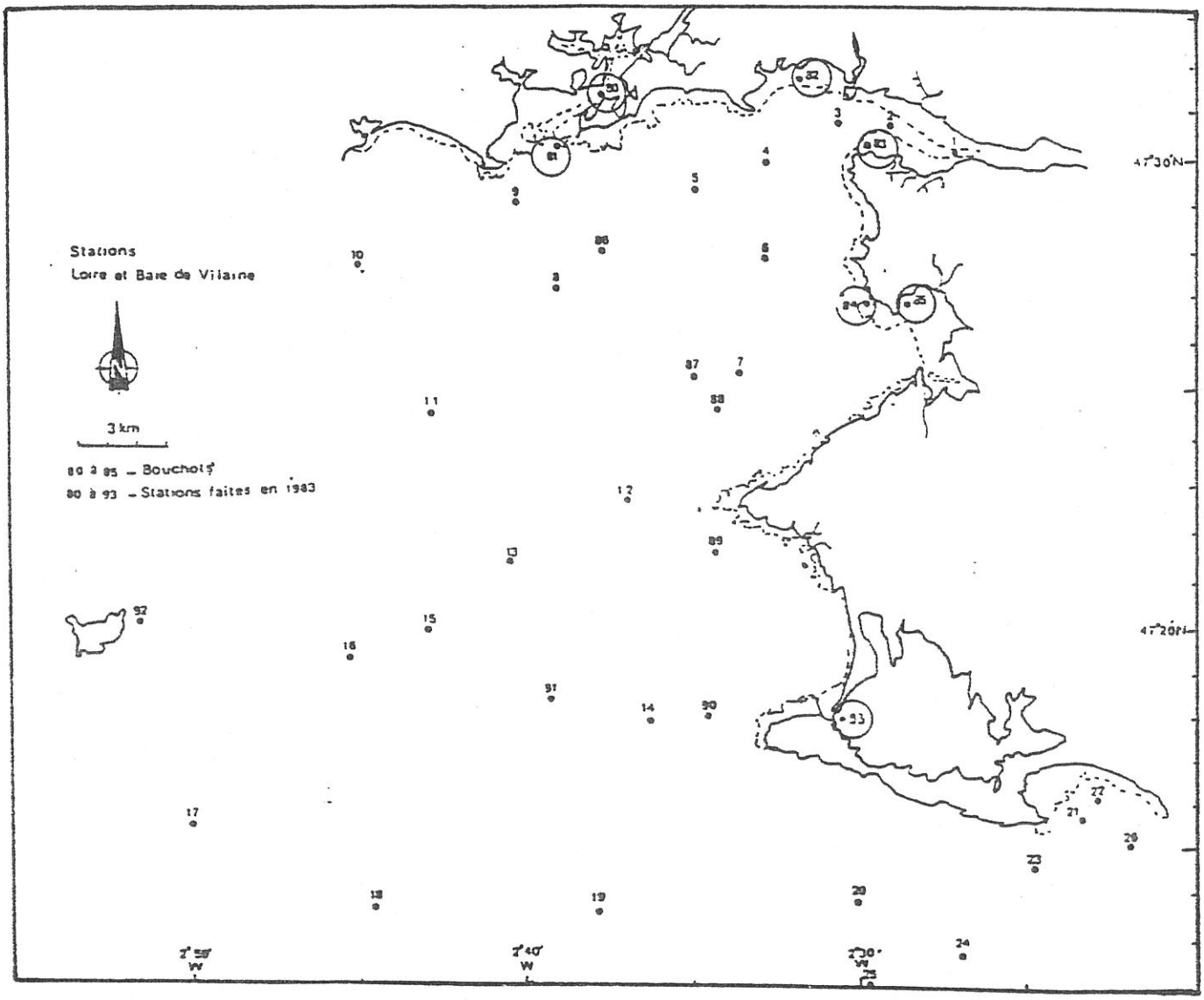


Figure 1 : Carte des stations échantillonées en 1983-1984 en baie de Vilaine.
◯ Prélèvements de moules.

Map of 1983-1984 sampling stations in Vilaine Bay.
◯ Mussels sampling stations.

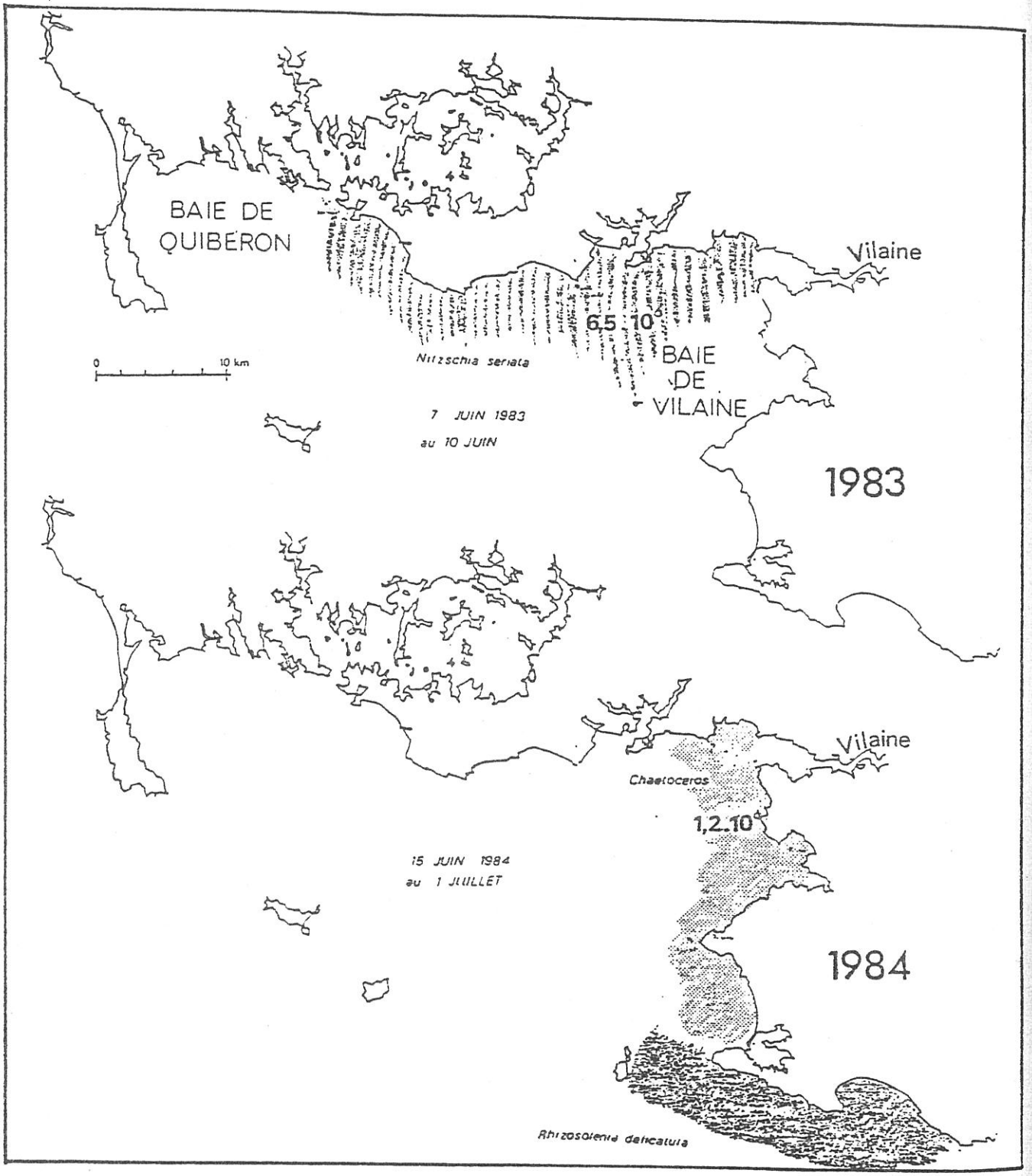
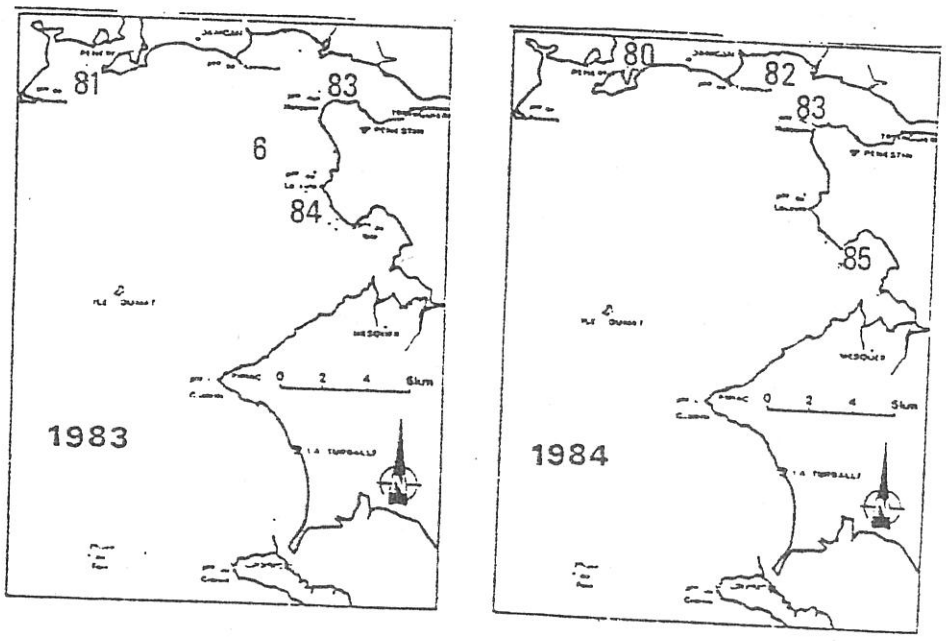


Figure 2 : Extension et espèces dominantes des eaux colorées de juin 1983 et 1984 en Baie de Vilaine. Chiffres gras : concentrations cellulaires maximales.

Out spreading of june 1983 and 1984 discolored waters in Vilaine Bay, and dominant species. Highest Cells concentrations : dark numbers.

Stations échantillonnées en 1983 et 1984.



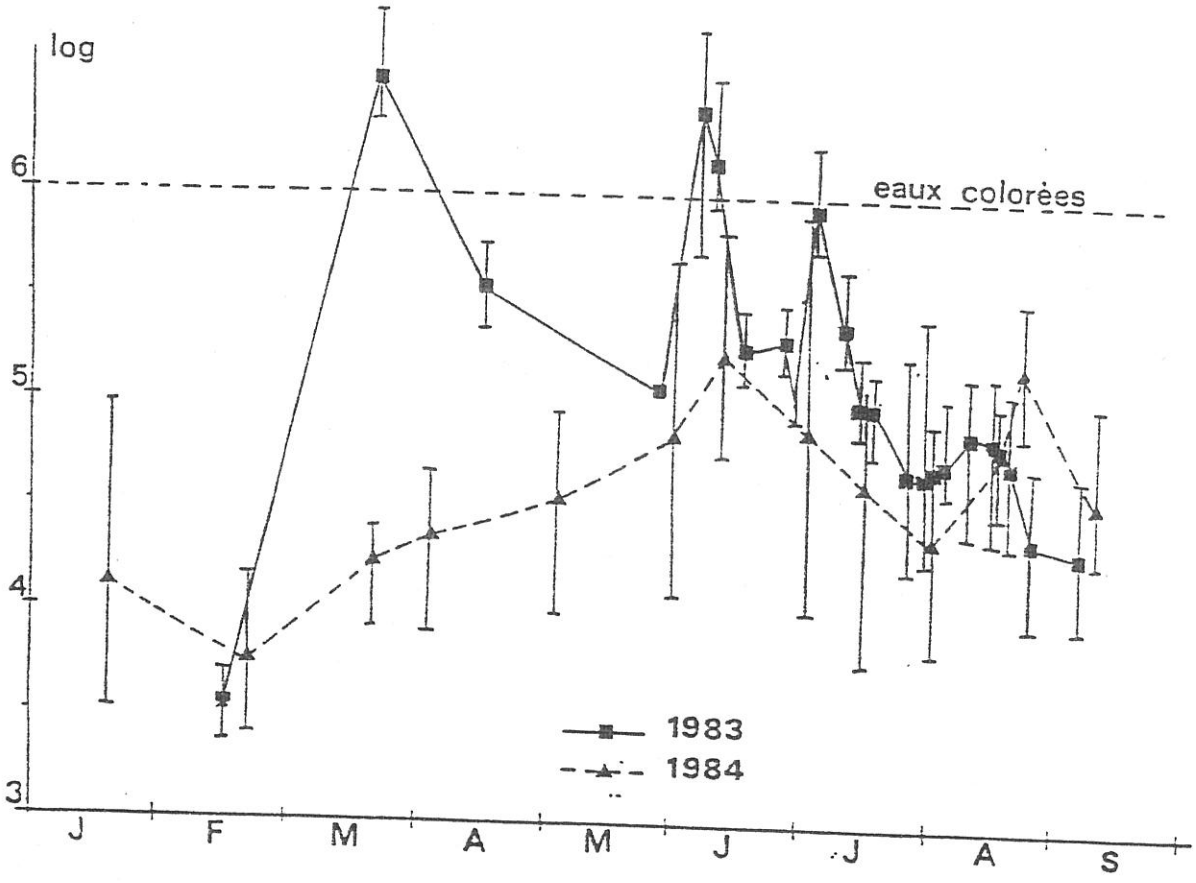


Figure 3 :

Concentrations cellulaires moyennes et limites (exprimées en log) du phytoplancton total en baie de Vilaine pour 4 stations et de janvier à septembre 1983 et 1984.

Standard deviation and mean cells concentrations (log) of total phytoplancton sampled in 4 stations of Vilaine Bay (january to september 1983 and 1984).

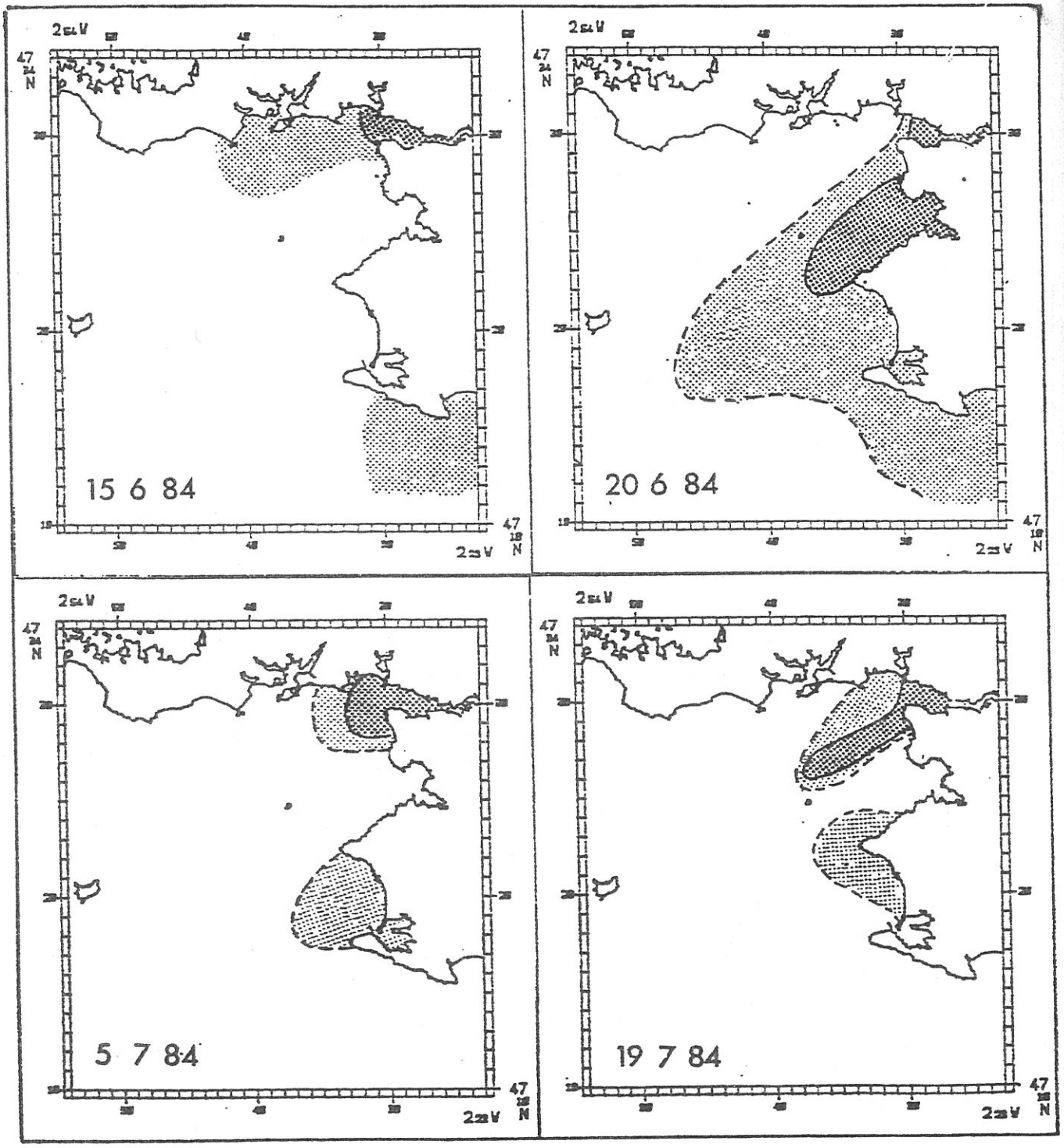


Figure 4 : Chlorophylles a de surface en baie de Vilaine, juin à juillet 1984
zone foncée : plus de 10 mg/m^3
zone claire : entre 5 et 10 mg/m^3

Surface chlorophylls a in Vilaine Bay (June and July 1984)
dark area : more than 10 mg/m^3
light area : between 5 and 10 mg/m^3

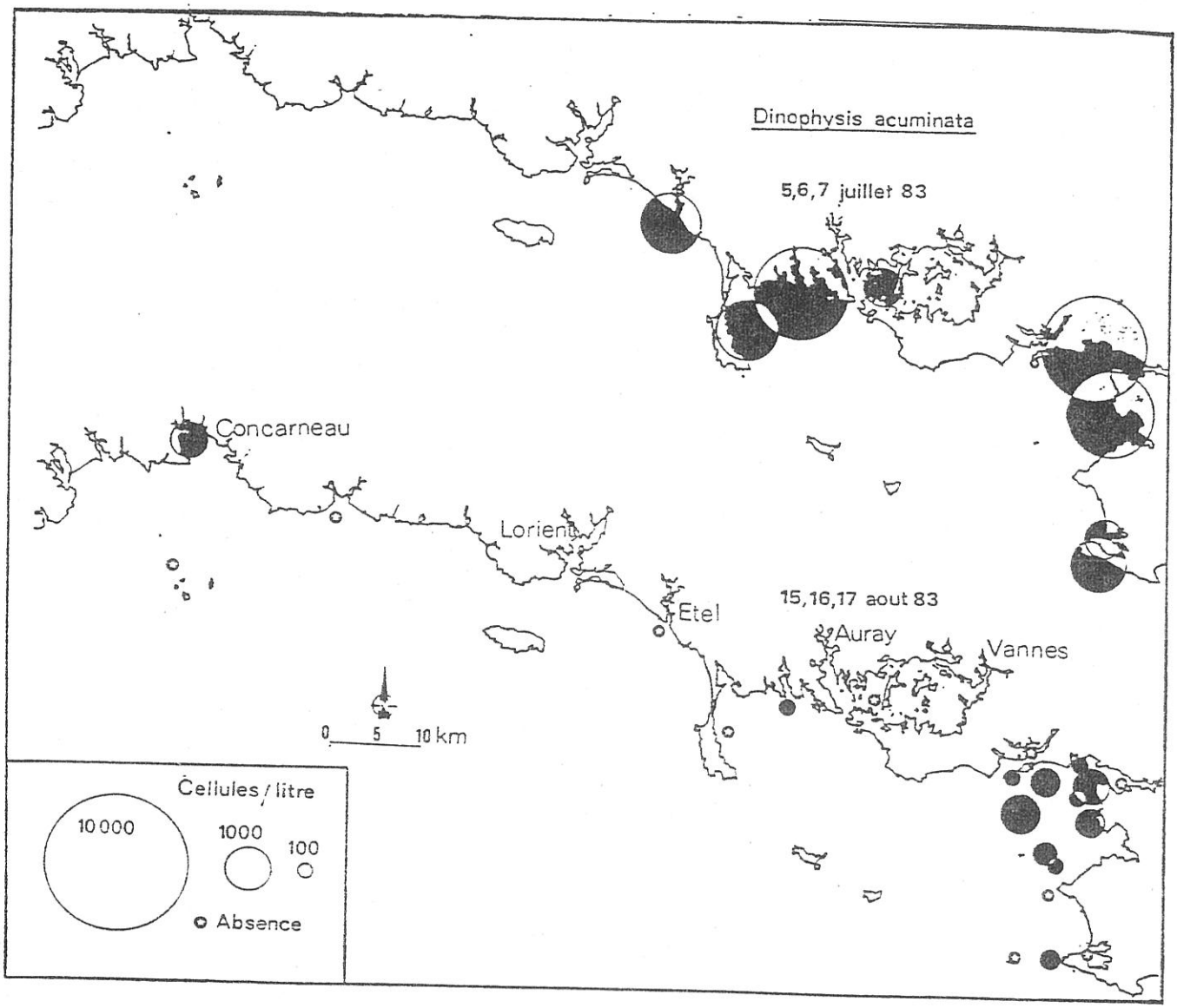


Figure 5 : Extension de *Dinophysis acuminata* sur la côte sud-bretonne en juillet et août 1983.

D. acuminata outspreading along South-Brittanny coast july-august 1983.

Entre ces deux situations il semble, d'après les données propres aux mesures administratives d'interdiction de pêche (Alzieu et al., 1983) que la propagation de l'espèce et la contamination des coquillages aient été extrêmement rapides : moins de trois semaines pour toute la zone considérée.

Une analyse plus précise des concentration de surface en baie de Vilaine a été réalisée de juin à juillet durant les deux années (fig. 6 et 7).

Elle montre qu'en début de phénomène (17 juin 1983 et premier juillet 1984) les concentrations les plus élevées en surface (10 000 cellules par litre ou plus) sont presque toujours incluses dans la partie interne de la baie, soit à l'est d'une ligne Pénerf - Piriac. Lorsque le "phénomène" est en régression on assisterait à la fois à une diminution des concentrations et à une distribution plus large (15 août 1983 et 20 août 1984).

Ces considérations devraient être corrélées ou non à une étude courantologique de la baie et surtout aux variations bathymétriques et spatiales de *Dinophysis acuminata* en fonction des courants de marée.

Cependant, une première tentative pour corréler les concentrations de *D. acuminata* en surface, pendant les étés 83 et 84, avec les températures et salinités enregistrées au moment du prélèvement (fig.8), permet d'énoncer les remarques suivantes :

- le même nuage de points correspondant au couple 34 ‰ /18-19°C se retrouve en 83 et 84,
- une forte concentration de *Dinophysis* (19 000 cellules/l) apparaît en 1983 pour le couple 31 ‰/15°C soit une température basse, ce qui laisserait supposer une multiplication des organismes dans des conditions différentes de leur propagation dans les couches chaudes superficielles,
- des nuages de points correspondant à des couples températures élevées (> 20°C) et salinités basses (< 30 ‰) soit des conditions accidentelles se traduisant par une dessalure momentanée des eaux de surface.

c) Analyse des températures et salinités de la baie de Vilaine

- Températures

En 1983 on a relevé une stratification importante dès juillet avec un écart de température d'environ 6°C entre le fond et la surface.

En 1984 le nombre de stations échantillonnées étant plus grand, l'analyse des températures permet de tracer quelques isothermes. On remarque en particulier :

- un "front" thermique chaud le 20 juin 1984 en surface avec une lentille à 22°C devant l'estuaire (fig. 9),
- un réchauffement estival plus tardif qu'en 1983, toujours pour les températures de surface, puisqu'on n'atteint 20°C que début août (fig. 10),
- une stratification également importante dès le mois de juin (fig. 11) puisque les isothermes surface-fond le 20 juin dénotent un écart d'environ 7°C entre Pénerf et Piriac.

- Salinités

En 1983 les salinités de surface de la baie sont comprises entre 31 et 34 ‰ (fig. 12) de fin juin à fin août cependant une dessalure est détectable le 7 juin (18 à 19 ‰) durant les eaux colorées à Diatomées et se prolonge jusqu'au 17 juin (28 ‰).

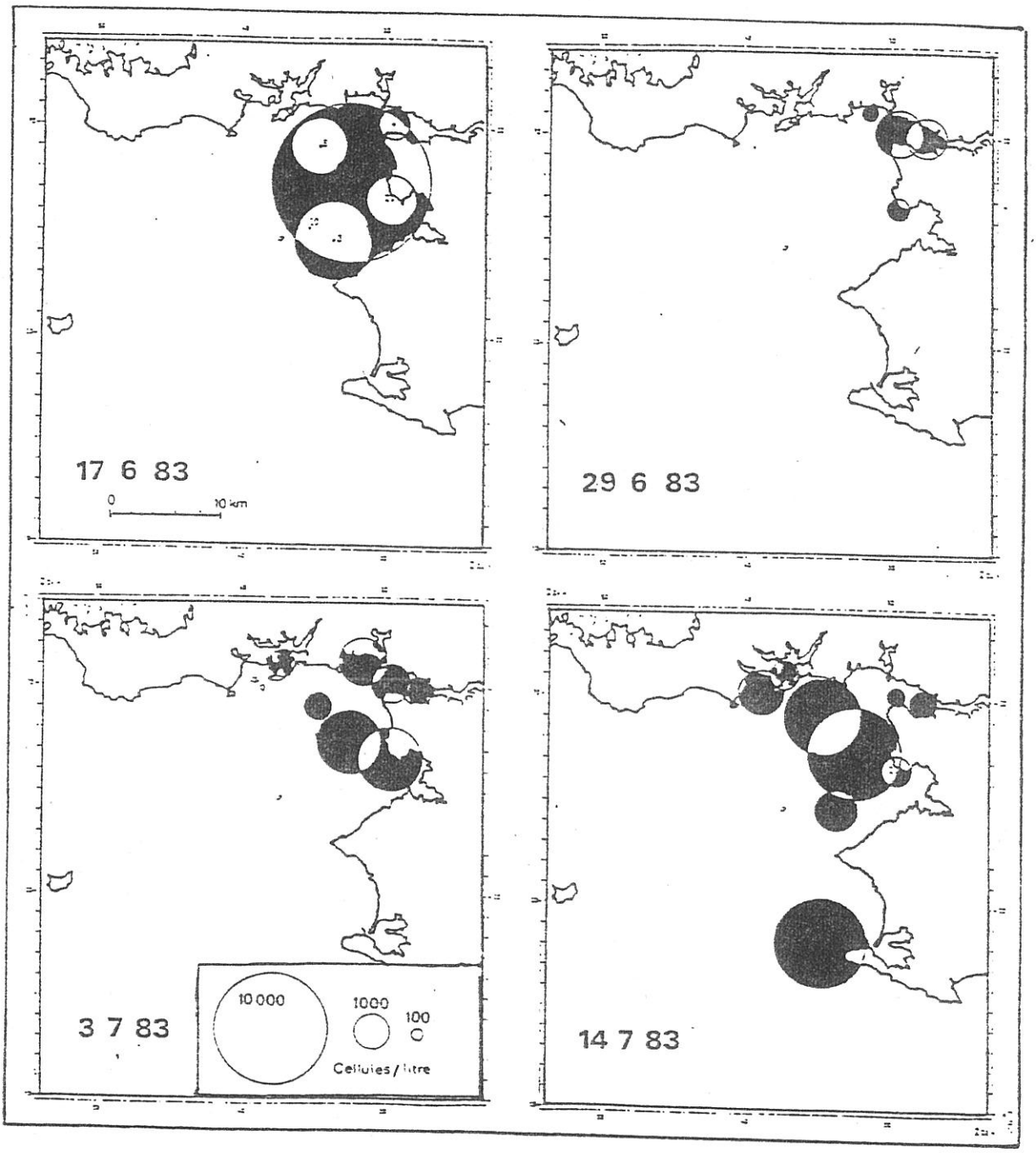


Figure 6 : Evolution des concentrations de surface en *Dinophysis acuminata* en baie de Vilaine, de juin à juillet 1983.

Variation of *D. acuminata* surface concentrations in Vilaine Bay June July 1983.

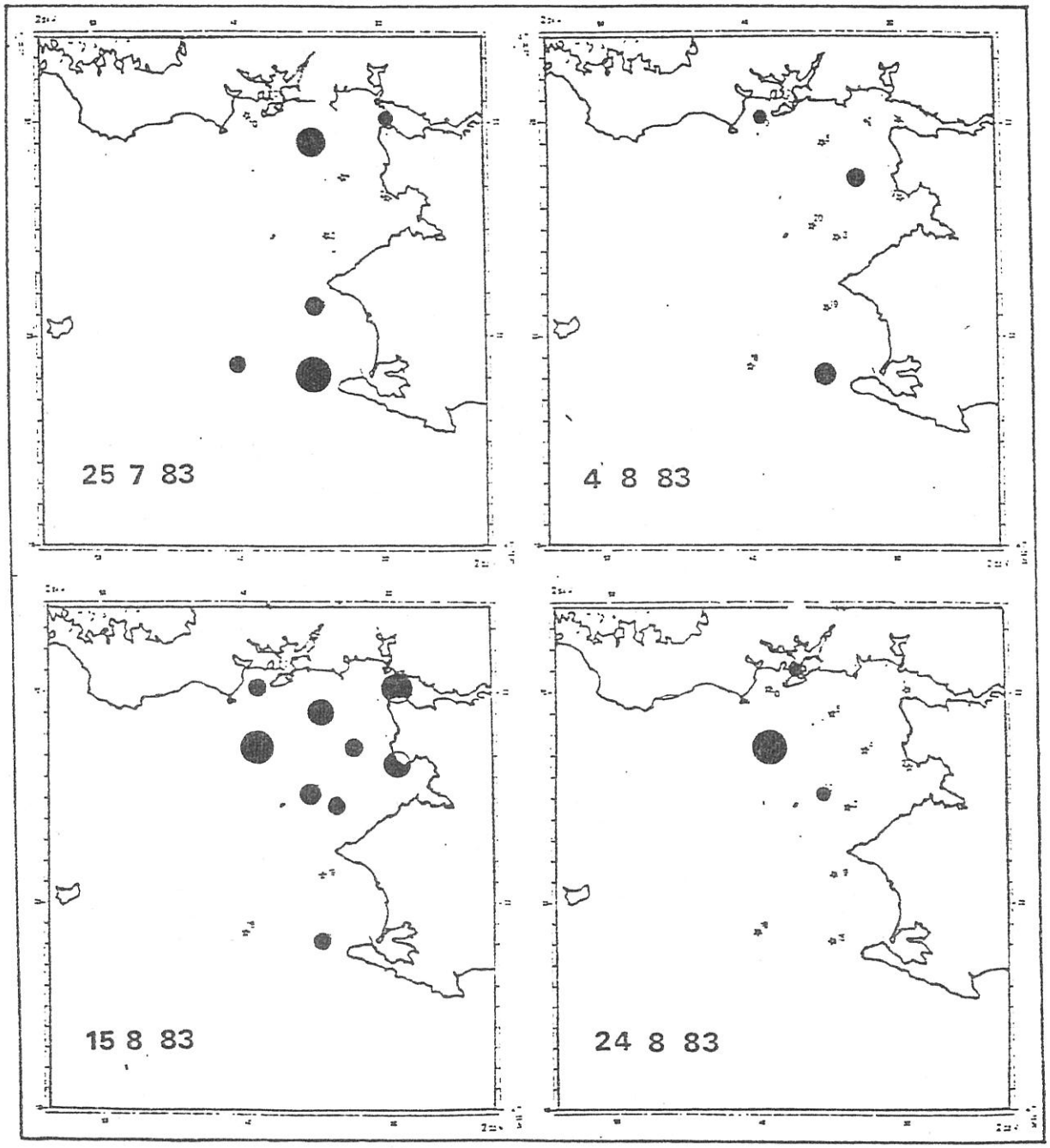
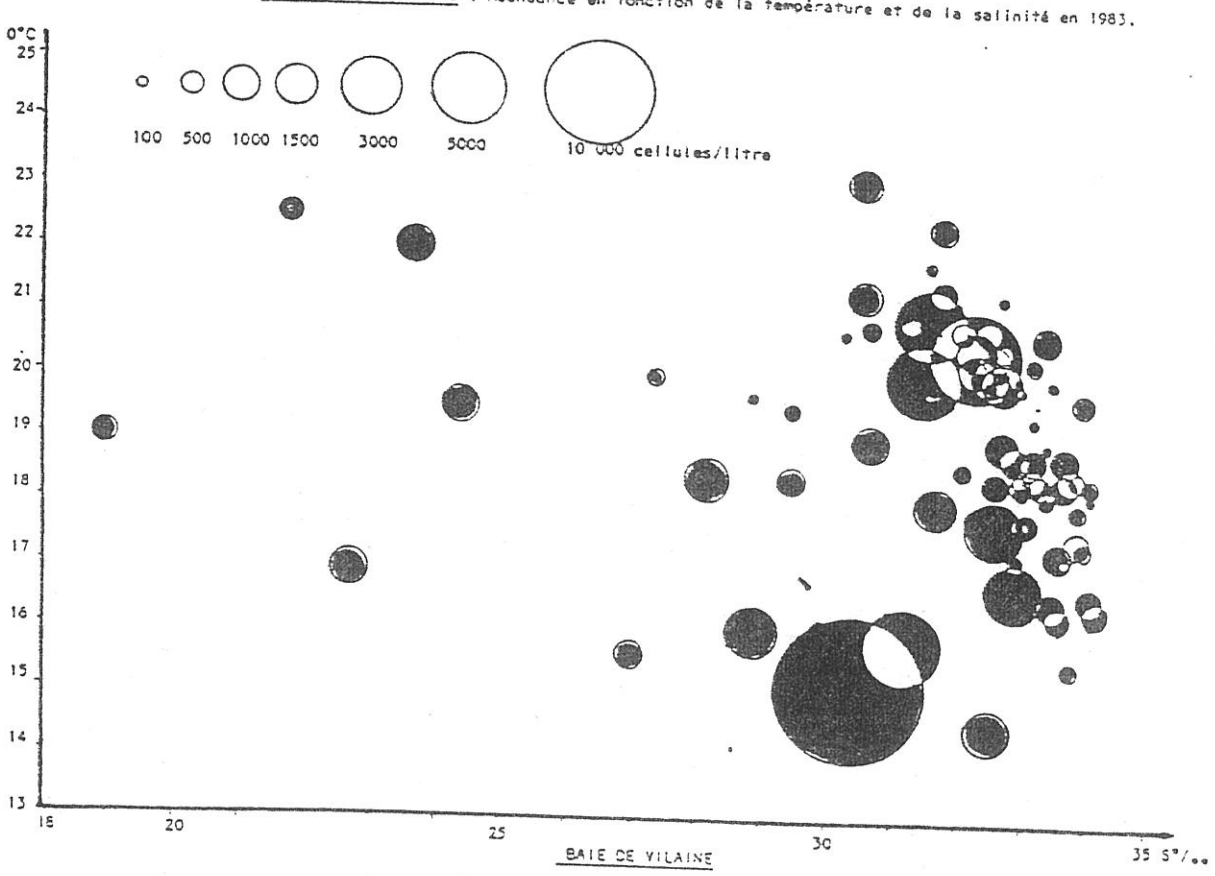


Figure 7 : Evolution des concentrations de surface en *Dinophysis acuminata* en baie de Vilaine de juillet à août 1983.

Variation of *Dinophysis acuminata* surface concentrations in Vilaine Bay July-August 1983.



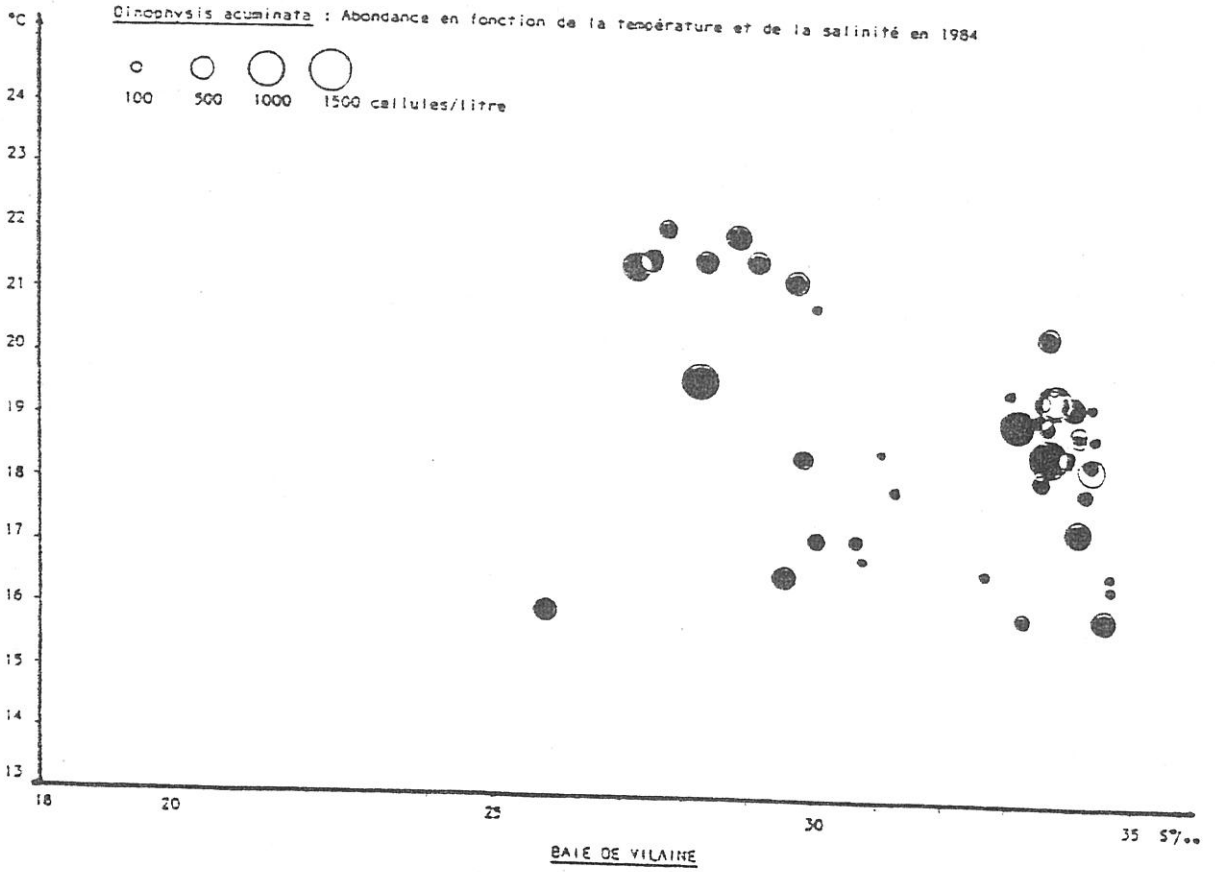


Figure 8 : Concentrations de *Dinophysis acuminata* selon la température et la salinité pour toutes les stations suivies en baie de Vilaine de 1983 à 1984.

D. acuminata densities against temperature and salinity relationship for all stations of Vilaine Bay 1983-1984.

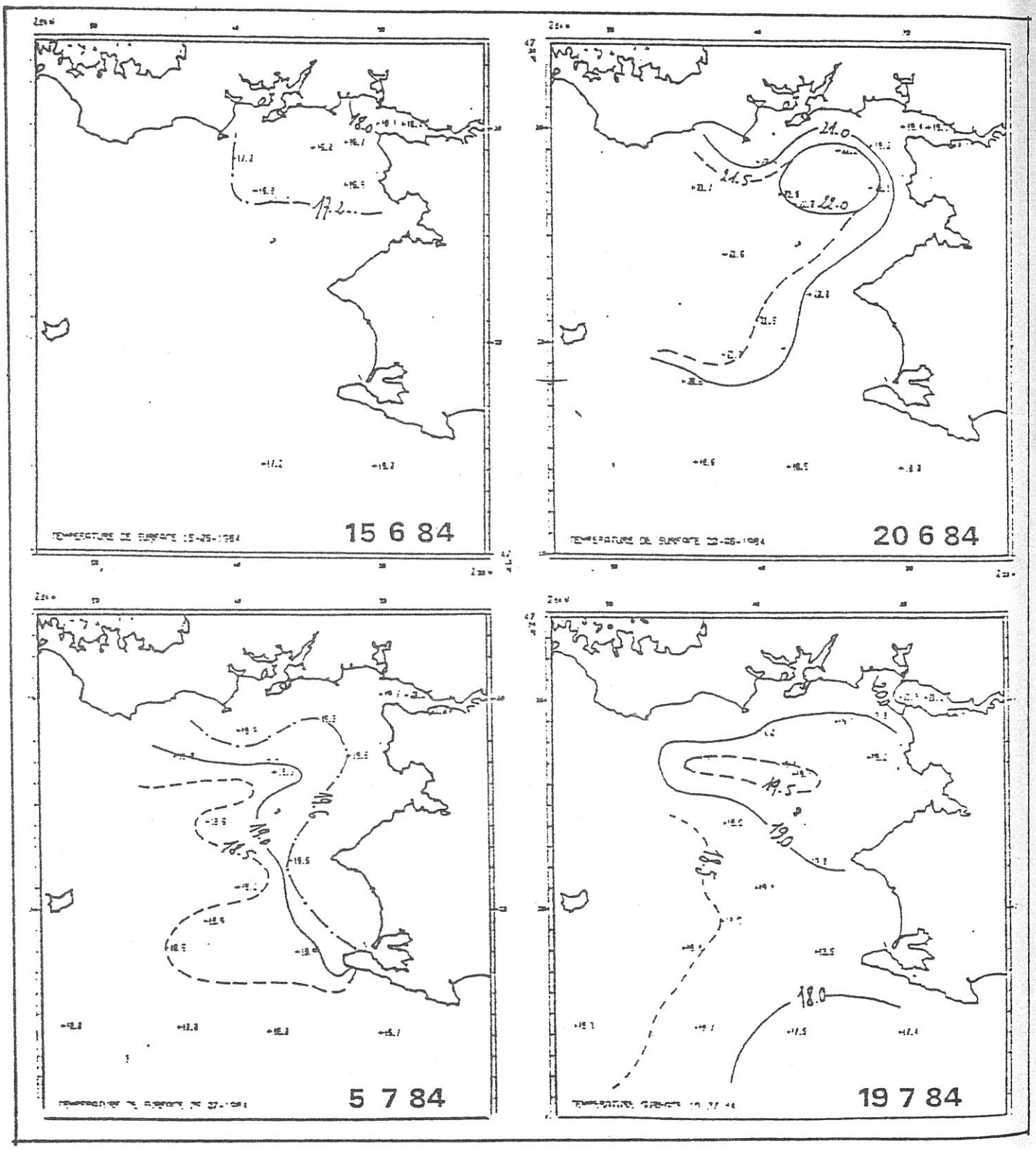


Figure 9 : Températures de surface en baie de Vilaine, de juin à juillet 1984.
Surface temperatures in Vilaine Bay, June-July 1984.

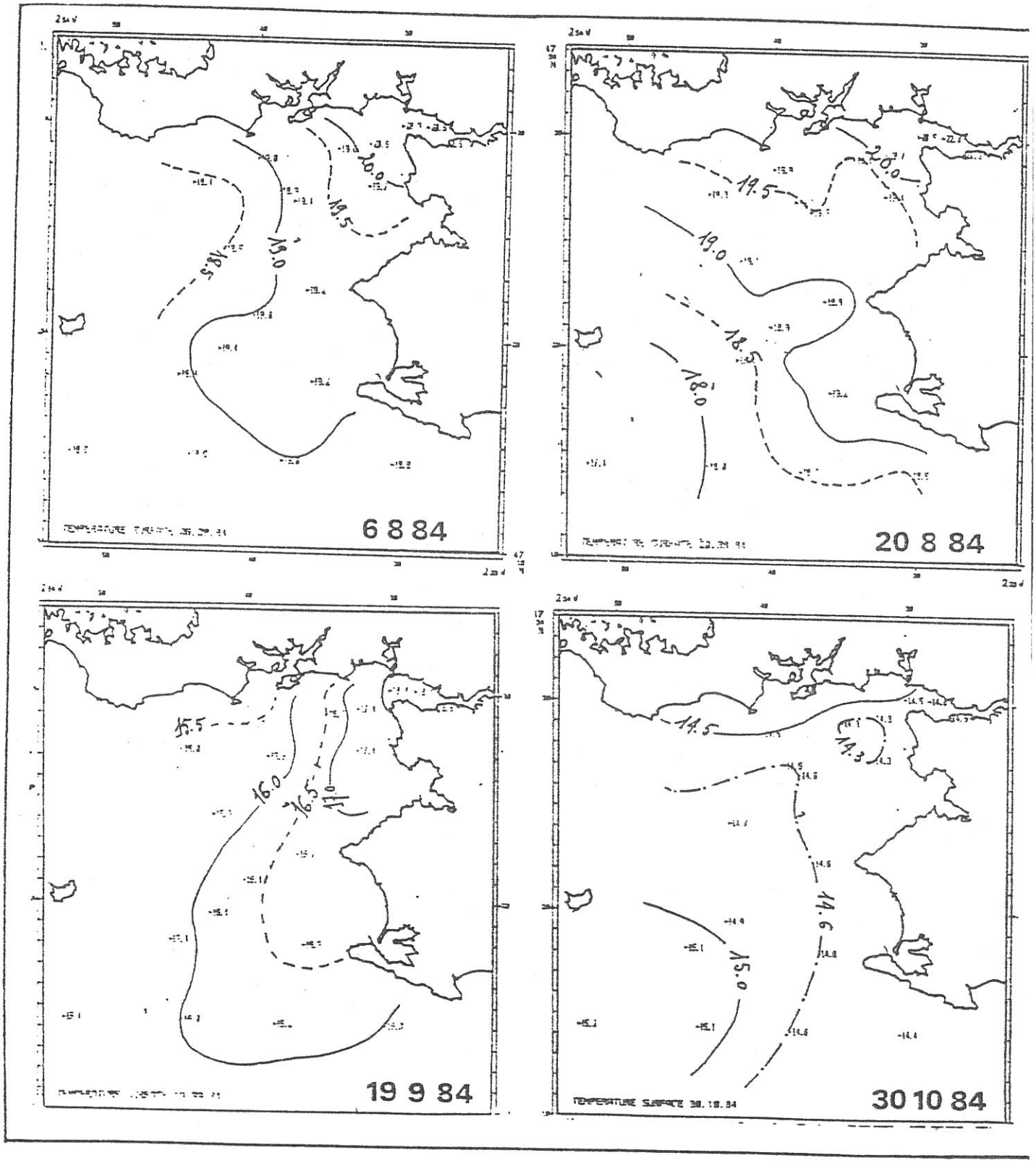


Figure 10 : Températures de surface en baie de Vilaine de août à octobre 1984.
Surface temperature in Vilaine Bay, August-October 1984.

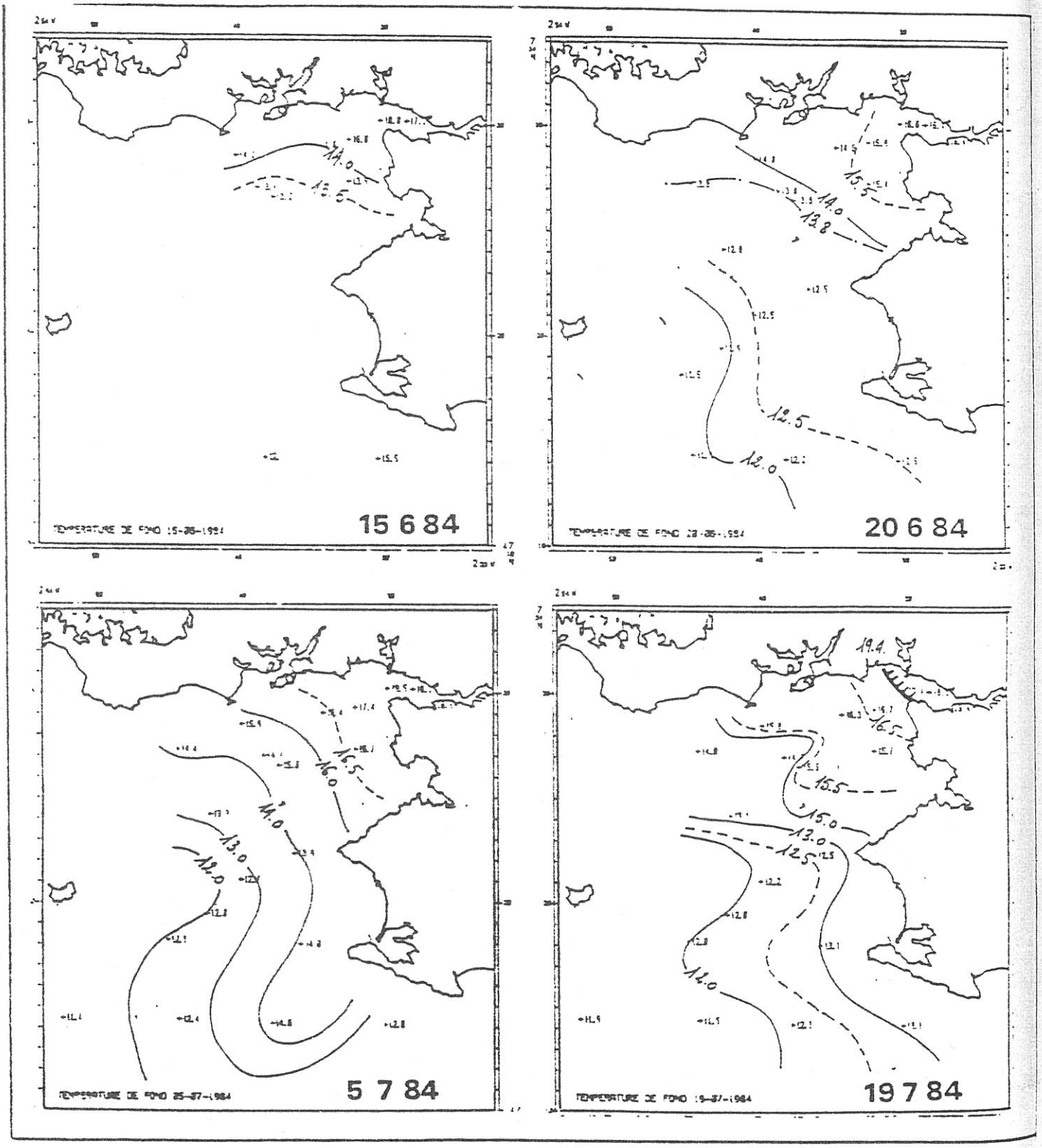


Figure 11 : Températures de fond en baie de Vilaine de juin à juillet 1984.

Bottom temperatures in Vilaine Bay June-July 1984.

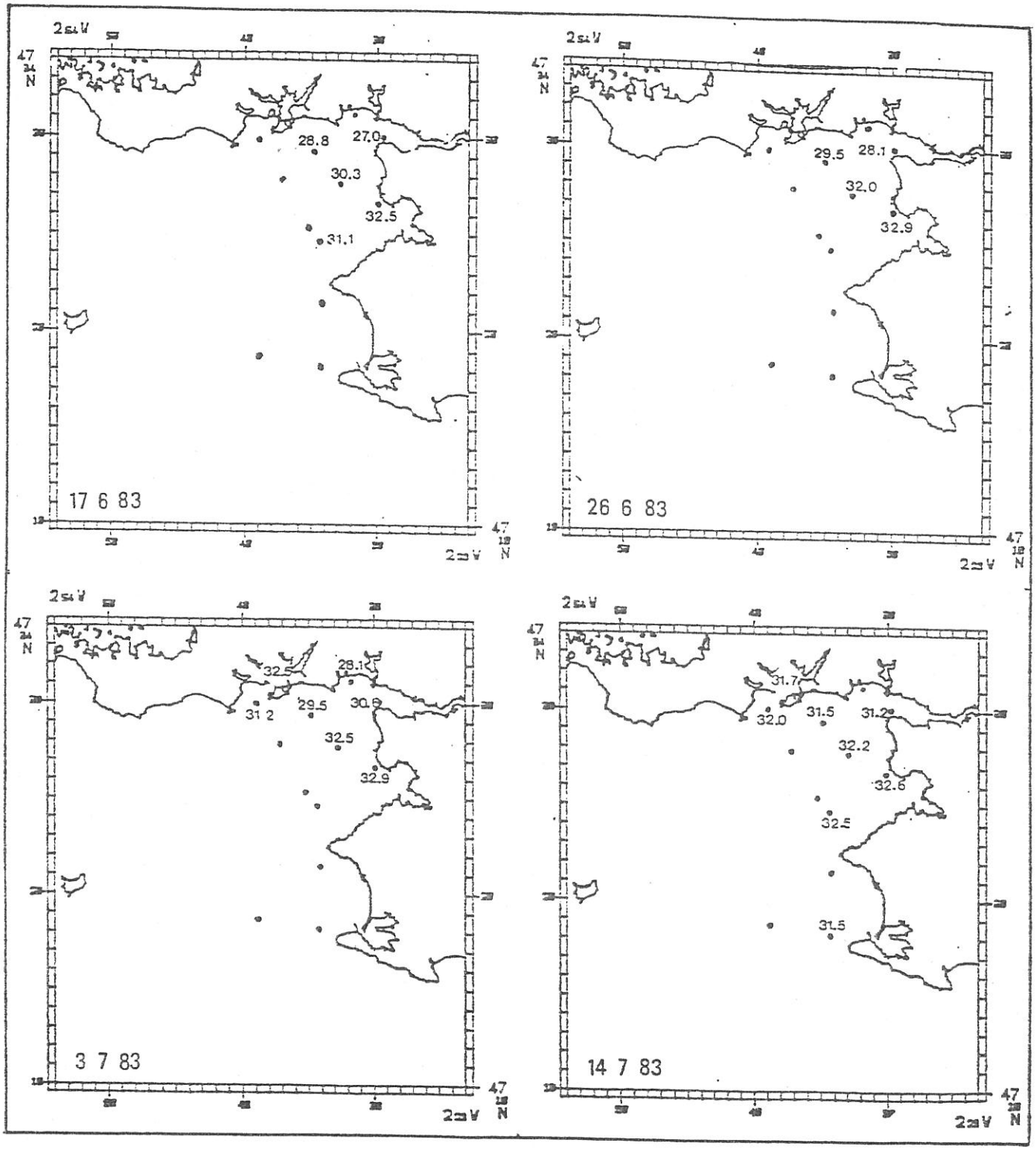


Figure 12 : Salinités de surface en baie de Vilaine de juin à juillet 1983.
Surface salinities in Vilaine Bay June-July 1983.

En 1984 la dessalure, synchrone aussi au "bloom" à Diatomées est plus modérée : elle est de l'ordre de 28 ‰ ou moins en surface et se situe dans la partie est de la baie (fig. 13).

Les salinités de fond varient peu, autour de 32-34 ‰ pour 1983 et 33-34 ‰ pour 1984.

En résumé, on peut retenir que les eaux colorées à diatomées de 1983 et 1984 correspondent à une période de dessalure superficielle avec un réchauffement important des températures estivales. En 1983, l'influence de la Vilaine serait prépondérante alors qu'en 1984 il s'agirait plus vraisemblablement de l'influence de la Loire.

IV - CONSEQUENCES POUR LES CULTURES MARINES

a) Analyse des contenus stomacaux des moules

Durant trois années consécutives (de 1982 à 1984), des analyses phytoplanctoniques ont été effectuées parallèlement dans les échantillons d'eau et les contenus stomacaux de moules prélevées à une même station (tabl. 1). Les espèces dominantes dans l'eau ne se retrouvent pas dans les moules. Pourtant la présence de *Dinophysis acuminata* dans ces contenus est pratiquement toujours corrélée à la détection de toxine diarrhéique dans les coquillages. Ce critère permet donc actuellement, pendant une période de contamination des eaux, de confirmer l'éventualité d'une contamination des coquillages.

1982	25.2	26.4	25.5	8.6	29.6	8.7	15.7	27.7	5.8	17.8	23.8
Eau		CHAE	GUI	CHAE	THAL	CHAE	PLEU	COS	LEP	LEP	CHAE
Moules	SCR	DIN	PRO	PRO	PRO	K	K	K	PRO		

1983	16.2	15.4	27.5	6.6	29.6	7.7	15.7	17.7	15.8	19.8	24.8
Eau	ME	SKE	R	NS	NAV	GYM EUG	CHAE	GYM	CHAE	CHAE	EUG
Moules	SCR	CYC	ME	NS	PRO DIN		PRO	K DIN	PRO	SCR	NAV

1984	21.2	17.4	15.5	1.6	12.6	2.7	15.7		1.8	16.8	22.8
Eau	ME	SKE		SCEN	R	CHAE	R		THAL	SKE	
Moules	ME	ME	PLEU	SCEN	PRO	PRO DIN	PRO		PRO		

Tabl. 1 .- Espèces dominantes dans l'eau et les coquillages en 1982, 1983 et 1984 à la station 83

CHAE : Chaetoceros, CYC : Cyclotella, DIN : Dinophysis, EUG : Eugleniens, GUI : Guinardia, GYM : Gymnodinium, K : Kystes de Dinoflagellés, LEP : Leptocylindrus, ME : Melosira, NAV : Navicula, NS : Nitzschia , PLEU : Pleurosigma : PRO : Prorocentrum, R : Rhizosolenia, SCR : Scrippsiella, SKE : Skeletonema, THAL : Thalassiosira SCEN : Scenedesmus.

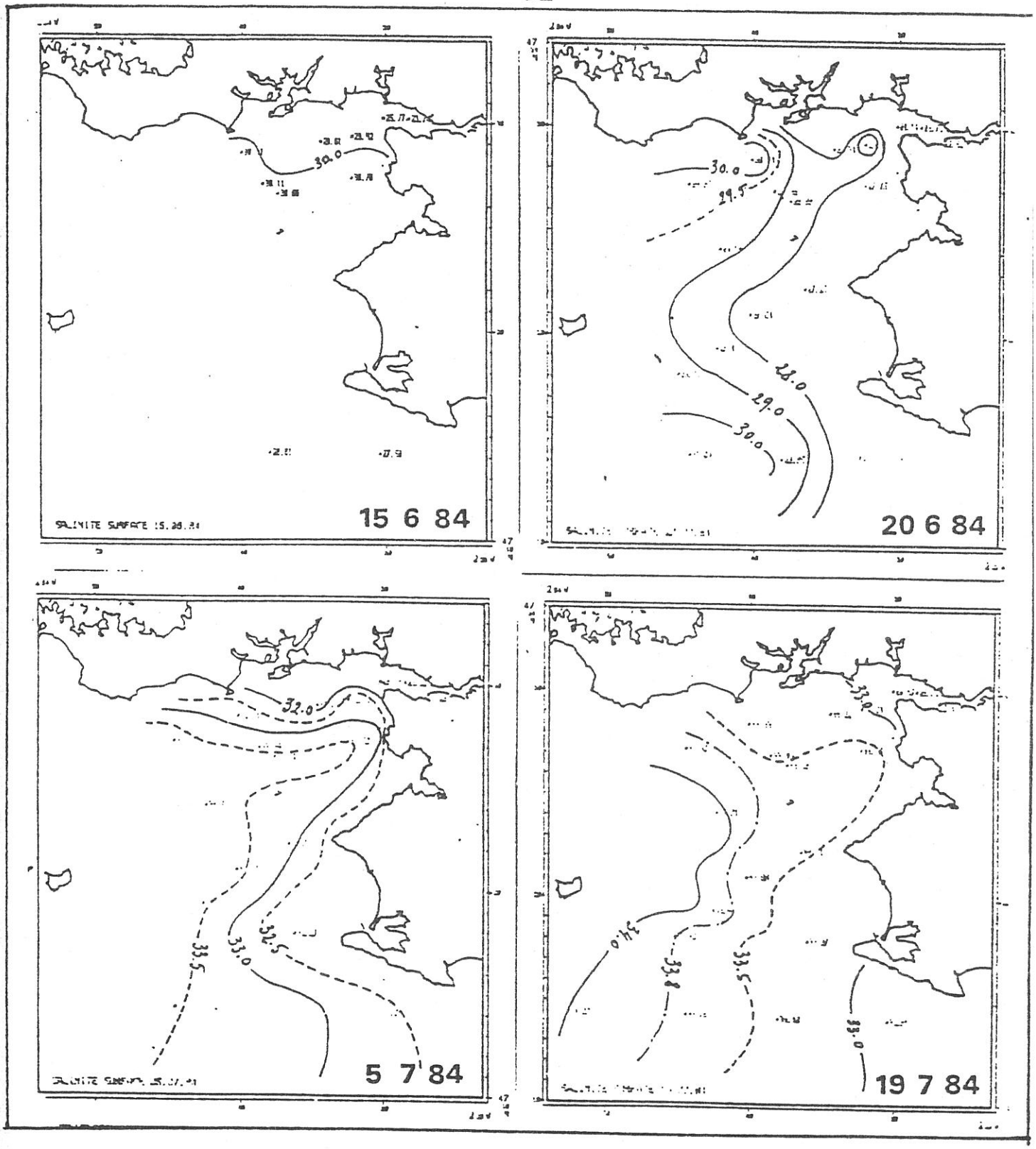


Figure 13 : Salinités de surface en baie de Vilaine de juin à juillet 1984.
Surface Salinities in Vilaine Bay June-July 1984.

Par ailleurs il n'a pas été possible d'établir une relation cohérente entre la quantité relative de dinoflagellés toxiques dans les estomacs de moules et les niveaux de toxicité : l'absence de *Dinophysis* ne correspondant pas systématiquement à un test négatif et vice et versa.

b) Résultats des tests de toxicité

Durant deux années consécutives, la toxicité des coquillages a été contrôlée en utilisant le test souris adulte. A l'aide d'un extrait de référence choisi parmi les échantillons les plus toxiques, nous avons réalisé un étalonnage de ce test qui nous a permis d'établir une échelle de toxicité relative (fig. 14). Ainsi en portant sur un même graphique les niveaux de toxicité des moules et les concentrations cellulaires en *D. acuminata*, de prélèvements réalisés sur 5 stations en Vilaine, on a mis en évidence une relation (fig. 15) qui confirme la responsabilité de ce dinoflagellé. En conservant une bonne marge de sécurité un niveau de présence de 200 cellules par litre, comparable à celui utilisé pour *D. fortii* peut être considéré comme le seuil au dessus duquel la toxicité est décelable (Yasumoto et al., 1980). Cependant le test souris adulte nécessite un temps d'observation de 24 heures et si l'on veut réduire le délai de réponse il faut au préalable considérer que la reproductibilité est très mauvaise dans la zone où la teneur en toxine est sublétale. C'est pourquoi nous avons utilisé un autre test biologique sur souriceaux qui présente l'avantage de détecter un réel effet diarrhéique et de donner une réponse de type oui/non en 4 heures (Dean et al., 1972). Ce test étant plus délicat de mise en oeuvre et considérant la nécessité d'apporter une réponse rapidement, nous avons essayé de "calibrer" les deux tests en utilisant des dilutions d'un même extrait de référence. Les résultats de cette "intercalibration" sont représentés dans le tableau 3 et montrent que pour un temps de survie des souris adultes supérieur à 5 heures, on peut raisonnablement penser qu'il n'y a pas de risque pour la santé humaine.

V - CONCLUSION

La comparaison des situations hydrologiques et biologiques spécifiques des étés 1983 et 1984 fait apparaître en première analyse une très nette ressemblance quant aux successions d'évènements : mêmes eaux colorées à diatomées en juin, avec une composition floristique identique, et même processus d'apparition de *Dinophysis acuminata* à la fin de ces eaux colorées. L'importance de ces phénomènes, mesurée en densités cellulaires, accuse une certaine proportionnalité entre les maxima de diatomées et les concentrations moyennes en *Dinophysis*.

De ce fait, l'été 1984 a été marqué par des eaux colorées de plus faible ampleur ($1,2.10^6$ cellules par litre), se traduisant par des concentrations chlorophylliennes modérément élevées (supérieures à 5 mg/m^3 mais exceptionnellement supérieures à 10 mg/m^3) et un phénomène *Dinophysis* de plus courte durée correspondant à une période d'intoxication plus brève.

Par ailleurs, l'étude des concentrations de *D. acuminata* en surface en fonction des températures et salinités ne permet que difficilement de trouver une correlation nette avec ces deux paramètres. Retenons que les concentrations les plus élevées en 1983 se rencontraient à des températures plutôt basses 15-16°C), soit en début de phénomène, avant le réchauffement des eaux superficielles. Cette période pourrait correspondre à la phase de division active des cellules (début juin), la concentration dans les eaux superficielles étant favorisée par la stratification.

Enfin, l'examen des températures et salinités en baie de Vilaine pendant les étés 1983 et 1984 démontre l'existence d'une dessalure couvrant à chaque fois la zone occupée par les eaux colorées à diatomées, tandis que des lentilles d'eau chaude interne à la baie peuvent être décelées aux mêmes époques.

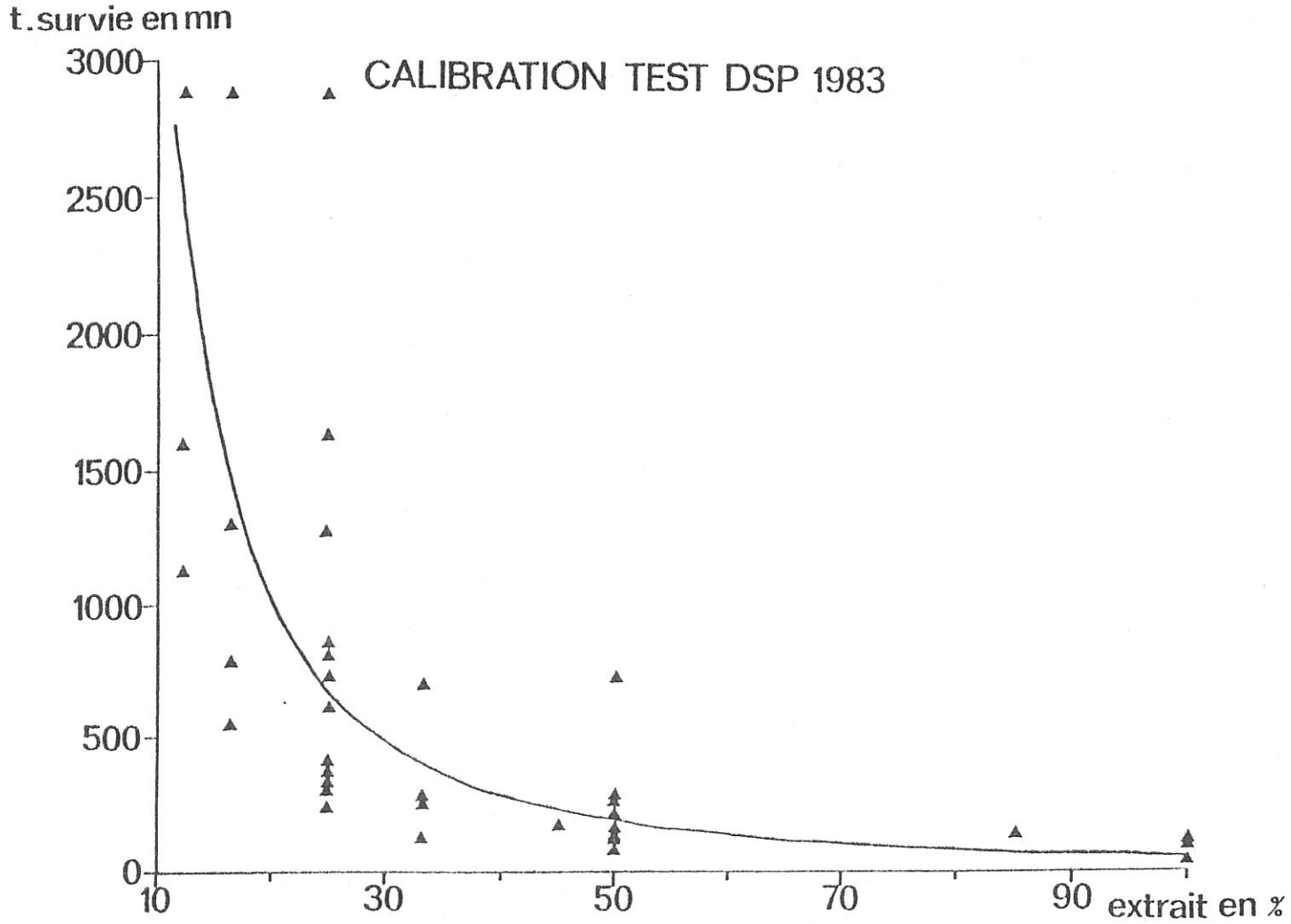


Figure 14 : Relation entre les temps de survie des souris (en mn) et les concentrations d'extrait de référence (en % d'extrait).

Relationship between mice survival time (mn) and the reference extract dilutions (percent of extracts).

Le test biologique pour la détection de la toxicité présente quelques imperfections mais c'est le seul moyen dont nous disposons actuellement, car tant qu'une quantité suffisante de toxine purifiée n'a pas été isolée, l'analyse chimique n'est pas envisageable.

Par ailleurs, la relation entre les niveaux de toxicité des moules et la symptomatologie humaine reste ignorée et en l'absence de précisions dans ce domaine il est indispensable de maintenir une marge de sécurité assez grande pour protéger le consommateur ce qui est évidemment préjudiciable aux conchyliculteurs.

BIBLIOGRAPHIE

ALZIEU (C.), 1983.- Contamination des coquillages des côtes bretonnes et normandes par une algue unicellulaire toxique (*Dinophysis acuminata*).- Rapport technique, I.S.T.P.M., n° 4.

DEAN (A.G.), CHING (Y.C.), WILLIAM (R.G.), HARDEN (L.B.), 1972.- Test for *Escherichia coli* enterotoxin using infant mice : Application in a study of diarrhea in children in Honolulu.- Journ. Of Infect. Disease 125 (4) : 407-411.

MARCAILLOU-LE BAUT (C.) et LE DEAN (L.).- Validité du test souris pour le contrôle routinier de secteurs mytilicoles contaminés par la Dinophysistoxine Cas particulier de la Vilaine. Rev. Trav. Inst. Pêches Mar. (à paraître)

YASUMOTO (T.), OSHIMA (Y.), YAMAGUCHI (M.), 1978.- Occurence of a new type of shellfish Poisoning in the Tohoku district.- Bull. of Japan Soc. Sci. Fish. 44 (11) : 1249-55.

YASUMOTO (T.), OSHIMA (Y.), SUGAVARA (W.), FUKUYO (Y.), 1980.- Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of D.S.P..- Bull. of Japan Soc. Sci. Fish. 46 (11) : 1405-11.

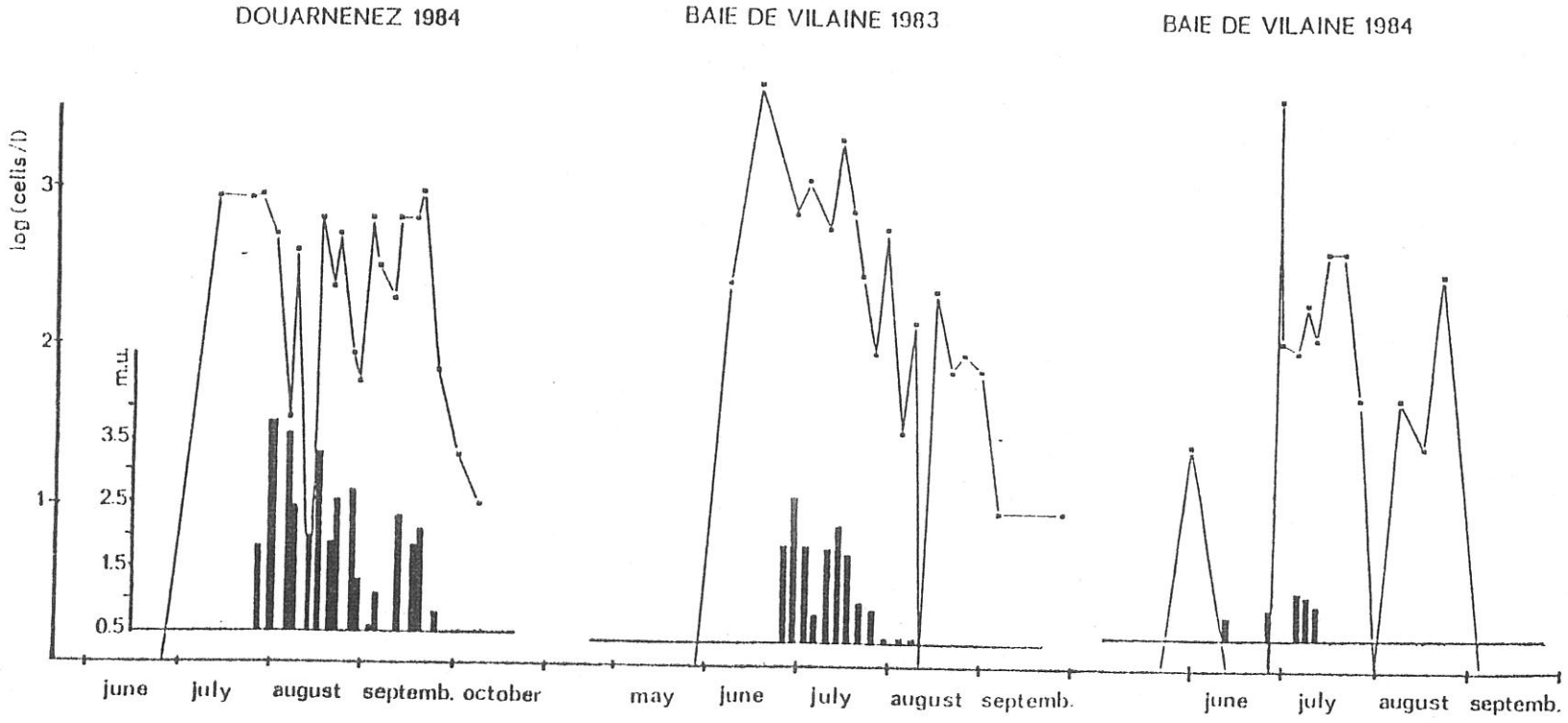


Figure 15 : Variations moyennes des concentrations de *D. acuminata* de différentes stations de baie de Vilaine et de Douarnenez et niveau de toxicité correspondants des moules prélevés dans le même temps.

Average variations, from several stations in Vilaine and Douarnenez bays of *D. acuminata*, reliated toxicity levels in mussels at the same time.

COLLOQUE FRANCO-JAPONAIS D'OCEANOGRAPHIE
Marseille 16-21 Septembre 1985

Fascicule 2 : Eaux colorées

POSTER - RESUME

Une eau colorée à *Gonyaulax spinifera* (dinoflagellé) en 1979 dans un estuaire du Nord-Finistère

A red tide caused by the dinoflagellate Gonyaulax spinifera *along a Northern Brittany estuary, in 1979*

Catherine RIAUX-GOBIN[1] et Patrick LASSUS[2]
[1] CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE STATION BIOLOGIQUE, 29211 ROSCOFF
[2] INSTITUT FRANÇAIS POUR L'EXPLOITATION DE LA MER CENTRE DE NANTES, RUE DE L'ILE D'YEU, B.P. 1049, 44037 NANTES

Résumé

Une eau rouge à Gonyaulax spinifera (Claparède et Lachmann) Diesing a été observée en juillet 1979 dans la "Rivière de Morlaix" ; le phénomène est resté visible à l'oeil nu durant 3 jours (17 au 19 juillet). Les densités cellulaires maximales, associées à une salinité de 32,75 °/₀₀, ont atteint 19.10⁶ c/l. La répartition géographique des organismes le long de l'estuaire est décrite, de même que les gradients hydrologiques (températures, salinités et sels nutritifs : SiO_2, PO_4, NO_3 et NO_2). Des figures de "déhiscence" spontanée de Gonyaulax spinifera sont présentées. La flore phytoplanctonique associée est brièvement mentionnée.

Abstract

Along the Morlaix River a red tide caused by the dinoflagellate Gonyaulax spinifera (Claparède et Lachmann) Diesing has been observed during July 1979 ; the phenomenon persisted for 3 days (17 to 19 July). The maximum cell densities reached up to 19.10⁶ c/l and were associated with a salinity of 32,75 °/₀₀. The geographical pattern of distribution of these organisms along the estuary and the hydrological gradients (temperature, salinity and nutrients : SiO_2, PO_4, NO_3 and NO_2) are reported. Pictures of spontaneous "dehiscence" are presented. Other associated phytoplanktonic algae are briefly mentionned.

LISTE DES INTERVENANTS
Délégation japonaise

Président d'honneur de la délégation : Pr Masahide TOMINAGA : Président de la Société franco-japonaise de Tokyo, Association japonaise de Météorologie, 2-9-2 Kanda, Nishi-kicho, Chiyoda-ku, TOKYO 101.

Coordinateur de la délégation : Pr Reijiro HIRANO, Université de Tokyo. Faculté d'Agriculture, Laboratoire d'Océanographie des Pêches, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku,TOKYO 113.

Chef de la délégation : Pr Tomotoshi OKAICHI : Université de Kagawa, Doyen de la Faculté d'agriculture Ikenobe, Miki-cho, Kita-gun. KAGAWA, 761.07.

Dr Tomoya AKIMICHI : Museum national d'Ethnologie, 10-1 Banpaku-koen, Senri, Suita-shi. OSAKA 565.

Dr Yasuo FUKUYO : Université de Tokyo. Faculté d'Agriculture, Laboratoire d'Oceanographie des Pêches, 1-1-1 Yayoi. Bunkyo-ku, TOKYO 113.

Pr Kazutsugu HIRAYAMA : Université de Nagasaki, Faculté des Pêches, 1-14 Bunkyo machi. NAGASAKI 852.

Dr Masafumi ICHIKAWA : Association japonaise de Météorologie, 2-9-2 Kanda, Nishiki-Cho, Chiyoda-ku. TOKYO 101.

Dr Takemi ICHIMURA : Taiyo Fisheries S A. TOKYO.

Dr Naruo IWAKIRI : Université de Kagoshima. Faculté des Pêches. Laboratoire d'Economie des Pêches. 4-50-20 Shimoarata. KAGOSHIMA 890.

Pr Hiroshi KAKIMOTO : Norinsuisanbu, Suisanka 4-1 Shinko-cho, Niigata. NIIGATA 951.

Dr Shiguekazu KATOH : Universite des Pêches de Tokyo, Département des Sciences de l'Environnement et Technologie Marines 5-7, Konan 4, Minato-ku. TOKYO 108.

Dr Toyoki KAWABATA : Compagnie d'électricité CHUGOKU, Institut de recherches techniques, 4-4-32 Ozu, Minami-ku. HIROSHIMA 720.

Pr Mitsu KAYAMA : Université de Hiroshima, Faculté des Sciences Biologiques appliquées, Laboratoire de Biochimie marine, 2-17 Midori-machi, FUKUYAMA, HIROSHIMA 720.

Dr Hideaki KINOSHITA : Institut de Recherches sur l'Ecologie marine, Station biothermale de recherches. 4-7-17 Arahama, Kashiwazaki shi, NIIGATA 945-03.

Dr Sachihiko KOBORI : OCEANAUTES. 6-41, Akasaka 9-chome, Minato-ku, TOKYO 107.

Pr KOSUGE : Université de Tokai, Faculté des Sciences et Technologie de la Marine, 1000 Orido, SHIMIZU 424

Dr Toru MIMURA : Centre d'Océanologie de Marseille, U.A. C.N.R.S. 41. 13007 MARSEILLE.

Dr N. MUNEYAMA : Agence des Sciences et de la Technologie, Département des Affaires Spaciales Internationales. Kasumigaseki, Chiyoda-ku, TOKYO 100.

Dr Sachiko NAGASAWA : Ocean Research Institute, Université de Tokyo, Nakano-ku, TOKYO, 164.

Pr Heisuke NAKAGAWA : Université de Hiroshima, Faculté des Sciences Biologiques appliquées, Laboratoire d'Aquaculture, 2-17 Midori-machi, FUKUYAMA, HIROSHIMA, 720.

Pr Takahisa NEMOTO : Ocean Research Institute, Université de Tokyo, Nakano-ku, TOKYO 164.

Dr Haruto OKAMOTO : PASCO Corp., 13-5 Higashiyama 2-chome, Meguro-ku, TOKYO 153.

Pr Shigeyasu OKUSA : Université de Tokai, Faculté des Sciences et Technologie de la Marine, 1000, Orido, SHIMIZU 424.

Pr Fumitake SEKI : Université de Tsukuba, Institut des Sciences Biologiques, Sakuramura, IBARAKI, 300-31.

Dr Hiroki YAGI : Centre d'Océanologie de Marseille, E.P.H.E., U.A. C.N.R.S. 41, 13007 MARSEILLE.

Dr Takamiki YAMANE : Association pour la promotion et le développement de la pêche côtiere (ZENSHINKYO) 2-2-1 Uchikanda, Chiyoda-ku, TOKYO 101.

Dr Hirozo YOSHIMURA : Centre de recherches de l'Agence Maritime de Sécurité, 6-64 Kitanakadori, Naka-ku, YOKOHAMA, KANAGAWA, 231.

CE COLLOQUE A BENEFICIE DE L'AIDE

du Ministère de la Recherche et de la Technologie, Institut français pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) ; du Centre national de la Recherche scientifique, Programme interdisciplinaire de Recherches océanographiques (PIRO), Programme interdisciplinaire de Recherches sur l'Environnement (PIREN) ; du Conseil régional Provence - Alpes - Côte d'Azur, Office régional de la Mer ; du Ministère des Relations extérieures ; du Ministère de l'Agriculture ; du Ministère de l'Environnement ; du Secrétariat d'Etat auprès du Ministre des Transports, chargé de la Mer ; du Ministère de l'Education nationale ; de la Faculté des Sciences de Luminy ; de l'Office de la Recherche scientifique et technique Outre-mer ; du Ministère du Redéploiement industriel et du Commerce extérieur : du Conseil régional Languedoc-Roussillon ; de l'Association Naturalia et Biologia, de Paris, de la Fondation océanographique Ricard ; de la Chambre de Commerce et d'Industrie de Marseille ; du Conseil municipal de la Ville de Marseille ; de l'Institut géographique national ; de la Compagnie Maritime d'Expertises (COMEX) ; de l'Institut national de Plongée professionnelle, du Port autonome de Marseille, et surtout de l'ADER Provence-Alpes-Côte d'Azur ainsi que de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes et du Centre d'Océanologie de Marseille UA CNRS 41, qui en ont assuré le soutien logistique.

Société franco-japonaise d'Océanographie

La Société franco-japonaise d'océanographie, déclarée à Paris le 20 février 1984, a pour but de faciliter les échanges entre la France et le Japon dans les différents domaines de l'océanographie au sens large : géomorphologie, océanographie physique, chimique, biologique, pêche et aquaculture marines et continentales. Consciente de la difficulté d'approche du Japon, due en grande partie à la barrière linguistique, la Société franco-japonaise d'océanographie s'efforce de faire connaître en France, l'océanographie japonaise, ses structures, ses organismes, ainsi que les personnes qui la constituent et qui y travaillent, chercheurs, techniciens, professionnels. La Société franco-japonaise est une association sans but lucratif régie par la loi du 1er juillet 1901.

MOYENS

Forte de l'expérience de ses membres qui ont séjourné au Japon et de l'aide directe de ceux qui s'y trouvent, la Société franco-japonaise d'océanographie française entretient de nombreux contacts au Japon, avec nos collègues japonais et avec le représentant permanent de notre Société au Japon. Des liens privilégiés mais non exclusifs unissent en outre la S.F.J.O. française et la S.F.J.O. japonaise.

MISSIONS

La Société franco-japonaise d'océanographie a pour mission :

—de proposer des contacts à ses membres,

* grâce à son fichier des laboratoires et des chercheurs japonais, réactualisé en permanence par ses membres qui résident au Japon ou qui en reviennent ;

—de fournir à ses membres :

* des renseignements pour préparer un séjour d'études ou de recherche de courte ou longue durée,
* une aide individualisée aux jeunes chercheurs océanologues boursiers,
* une aide pour la recherche ponctuelle d'information scientifique et technique ;

—d'envoyer à ses membres :

* des guides d'introduction à l'océanologie japonaise,
* des dictionnaires spécialisés à tarif préférentiel : dictionnaires trilingues (français-anglais-japonais) d'aquaculture, édités en coopération avec la Société franco-japonaise d'océanographie japonaise,
* des bulletins flash d'information sur les récentes activités et découvertes japonaises du domaine de l'océanographie,
* une bibliographie signalétique et analytique intégrée au Centre de documentation scientifique et technique du C.N.R.S.

Grâce à ses liens privilégiés avec la Société homologue japonaise, la Société franco-japonaise d'océanographie permet également d'adhérer à la Société franco-japonaise d'océanographie de Tokyo moyennant une cotisation réduite, donnant droit à recevoir le bulletin trimestriel *La Mer* et à y publier.

ADHESIONS

Les adhésions peuvent être prises auprès de :
Monsieur le Secrétaire général de la Société franco-japonaise d'océanographie, 195, rue Saint-Jacques, 75005 Paris.

Montant des cotisations

Membre individuel	100 F
Membre institutionnel	1.000 F
Membre étudiant	50 F

ISBN 2-906495-03-4