

## CARACTERISTIQUES SAISONNIERES DE L'HYDROBIOLOGIE DU COMPLEXE ESTUARIEN DE MARENNES-OLERON (FRANCE)

M. HÉRAL, D. RAZET, J.-M. DESLOUS-PAOLI, J.-P. BERTHOMÉ et J. GARNIER

*I.S.T.P.M., Laboratoire « Cultures marines », 17390 La Tremblade, France.*

### *Abstract*

SEASONAL FEATURES OF THE HYDROBIOLOGY OF THE ESTUARINE MARENNES-OLÉRON BAY (FRANCE).

Four seasonal campaigns providing a sampling of 15 stations each followed during half a tide cycle, i.e. 120 water samples allow to define the main hydrobiological features of Marennes-Oléron Bay. The salinities vary of 10 ‰ and this region can be considered as a vast estuary controlled mainly by the input of the river Charente. The turbidity remains high, often more than 100 mg l<sup>-1</sup>, the dissolved oxygen values decrease by 4 mg l<sup>-1</sup> above the Charente and Seudre rivers, where at the nutritive salts are carried in by the Charente as for as nitrates phosphates and silicates are concerned. They follow the theoretical dilution curves except during phytoplanktonic blooms and winter swellings when, as for as the nitrates are concerned, there might be either inputs from the Gironde estuary or an organic mineralization ; and as for as the phosphates are concerned they appear to be absorbed on particulars and trapped in sediments. The phytoplanktonic biomasses in chlorophyll a values are more than 10 µg l<sup>-1</sup> above the estuaries, in spring pheopigments can be over 200 µg l<sup>-1</sup>, on the contrary the values are hardly over 10 µg l<sup>-1</sup> in the Bay. The ATP concentrations show that little phytoplankton is physiologically active particularly in the estuaries, where as the protein results allow to state precisely the proportion of allochthonous inputs in comparison with the autochthonous production of the estuaries. A correspondance factorial analysis defines the general hydrobiological schema of the estuarine bay and shows that the Charente river does not only play a part in azotic and phosphatic mineral salts input, but also brings a phytoplanktonic biomass of fresh waters in a process of degeneration. The authors suggest that a new way of adapted sampling to their objectives, will worked out in the future by sampling during tidal cycles but as frequently as possible.

---

Les traitements mathématiques ont été effectués au centre de calcul I.S.T.P.M. de Nantes.

### Résumé

Les grandes caractéristiques hydrobiologiques du bassin de Marennes-Oléron sont définies par quatre campagnes saisonnières de 120 prélèvements chacune effectuées en 15 stations en demi-cycle de marée. Les salinités y fluctuent de 10 ‰ et ce secteur peut donc être assimilé à un vaste estuaire contrôlé principalement par les apports fluviaux de la Charente. La turbidité reste élevée souvent supérieure à 100 mg.l<sup>-1</sup>, les teneurs en oxygène dissous montrent un déficit en amont de la Charente et de la Seudre de 4 mg.l<sup>-1</sup> tandis que les sels nutritifs sont apportés par la Charente pour les nitrates, phosphates et silicates. Ces derniers suivent les courbes de dilution théorique excepté lors des poussées phytoplanctoniques et lors des crues hivernales. Lors de ces crues, les nitrates semblent, soit apportés par la Gironde, soit dus à une minéralisation organique. Au même moment, les phosphates pourraient être absorbés sur les particules et être piégés dans les sédiments. Les biomasses phytoplanctoniques exprimées par les teneurs en chlorophylle *a* sont supérieures à 30 µg.l<sup>-1</sup> en amont des estuaires au printemps avec des teneurs en phéopigments pouvant dépasser 200 µg.l<sup>-1</sup>, par contre, dans le bassin, les teneurs ne dépassent guère 10 µg.l<sup>-1</sup>. Les concentrations en ATP montrent que peu de phytoplancton est physiologiquement actif en particulier dans les estuaires, tandis que les dosages de protéines permettent de quantifier la part des apports allochtones par rapport à la production autochtone des estuaires. Une analyse factorielle des correspondances définit le schéma général hydrobiologique du bassin estuarien en précisant que le rôle de la Charente ne se limite pas à l'apport en sels minéraux azotés et phosphatés, mais aussi à l'apport d'une biomasse phytoplanctonique d'eau douce en voie de dégénérescence. Les auteurs proposent qu'une nouvelle stratégie d'échantillonnage, mieux adaptée aux objectifs recherchés, soit suivie ultérieurement en assurant des prélèvements en cycle de marée mais avec une périodicité la plus élevée possible.

### Introduction.

Dès 1929, des études hydrobiologiques sont menées sur le bassin de Marennes-Oléron, vaste ensemble bien individualisé, compris entre les estuaires de la Charente et de la Gironde, en relation avec la reproduction des huîtres (CHAUX-THEVENIN, 1929 - 1931 - 1932 - 1935 - 1937 - 1938 ; RANSON, 1936 ; LADOUCE, 1938 ; LAFUSTE *et al.*, 1957 ; GRAS *et al.*, 1971 ; LEBORGNE *et al.*, 1973). Ces auteurs se limitent à l'étude simultanée de la température et de la salinité en fonction de l'abondance des larves d'huîtres de *Crassostrea angulata* et, à partir de 1971, de *Crassostrea gigas*. BERTHOMÉ *et al.* (1978 - 1979), dans le cadre d'études identiques, décrivent les variations concomitantes des teneurs en sels nutritifs et l'abondance des larves d'huîtres.

Le cadre hydrodynamique du bassin a été défini par TESSON (1973) et KLINGEBIEL *et al.* (1971 - 1974). Cette étude hydraulique s'est achevée en 1975 par la modélisation des phénomènes régissant ce secteur par le Laboratoire Central d'Hydraulique de France. Il a été ainsi mis en évidence la résultante nord-sud des courants avec une circulation des eaux de Charente à travers le coureau ; elles sont évacuées quelques jours plus tard, selon les conditions dynamiques de la marée, par le pertuis de Maumusson. DECHAMBENOY *et al.* (1977) confirment par thermographie à infrarouge que les eaux de l'estuaire de la Charente descendent vers le sud entre l'île d'Oléron et le continent. NICHOLS (1974) et l'équipe FRALIT (1981) en utilisant la télédétection par satellite agréent ce schéma de la circulation générale des masses d'eau dans le bassin de Marennes-Oléron.

Parallèlement VERGER (1968), BARUSSEAU (1973) et POULIQUEN (1975) ont défini l'origine et la dynamique de l'accumulation vaseuse dans les pertuis charentais, dans l'estuaire de la Charente et plus particulièrement dans le bassin de Marennes-Oléron. CARRUESCO (1977) aborde la dynamique de la matière organique des sédiments et SORNIN (1981) s'est attaché à déterminer l'impact de la biodéposition des huîtres sur la sédimentation des parcs conchylicoles. Simultanément CASTAING (1981) précise le transfert des suspensions estuariennes de la Gironde vers les zones littorales voisines.

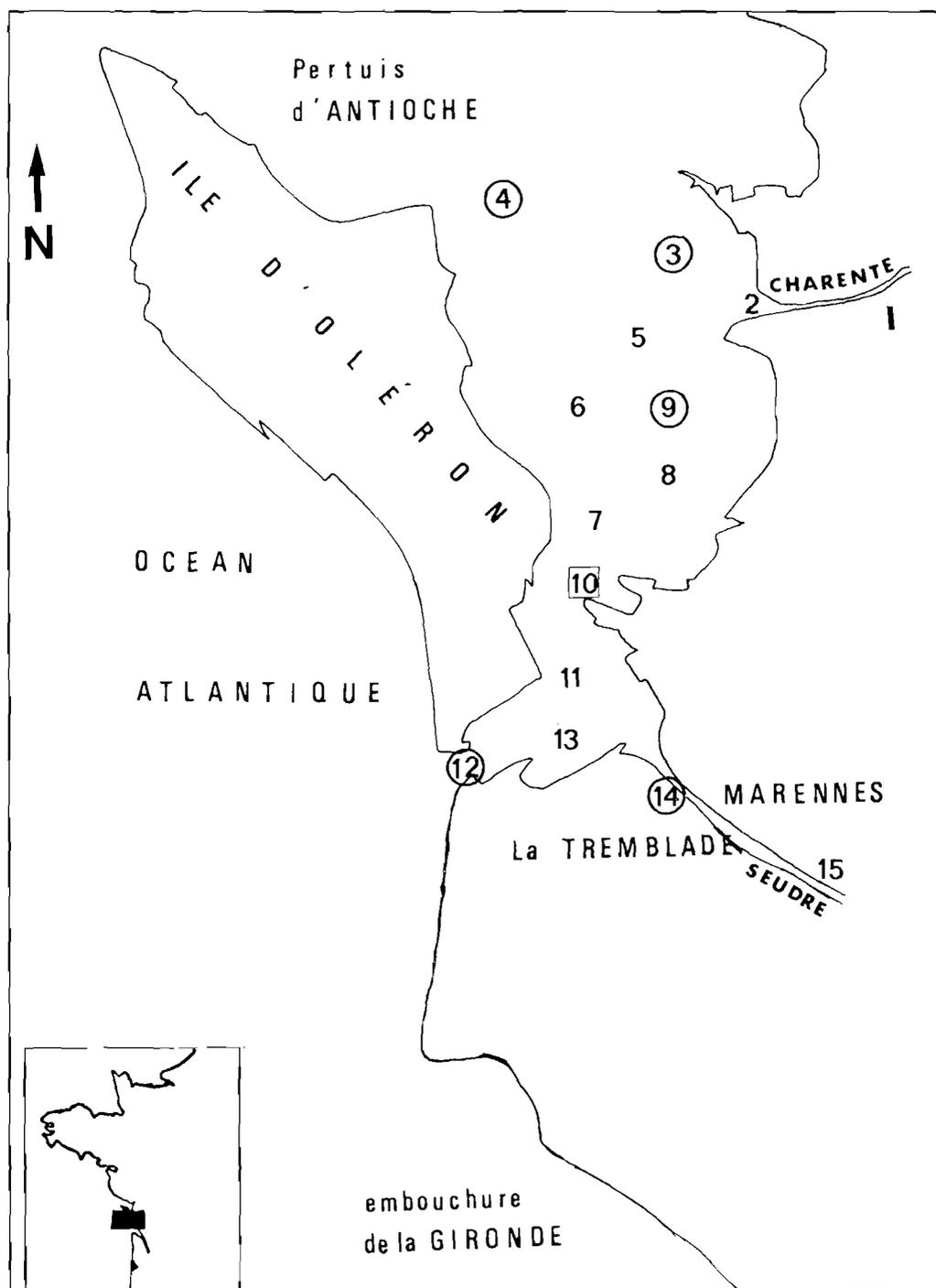


FIG. 1. — Localisation des stations prospectées en demi-cycle de marée, dans le bassin de Marennes-Oléron (O stations futures du Réseau national d'Observation, n° 10 station « relation trophique »).

FIG. 1. — Location of prospected stations in half tidal cycles in Marennes-Oléron Bay (O intended « du Réseau national d'Observation stations », n° 10 : « trophic relation » station).

Par contre les études hydrologiques sont peu nombreuses sur la Charente. BOEUF (1949) caractérise les remontées de salinités maximales en période d'été tandis que GENNESSEUX (1956) décrit le schéma général de circulation des eaux dans l'estuaire. Seul SALVADORI (1976), par l'étude de 4 campagnes saisonnières, définit les grandes caractéristiques hydrologiques de cet estuaire et propose un schéma de synthèse des mécanismes observés.

La biomasse phytoplanctonique, base de la nourriture des mollusques a déjà été étudiée dans ce secteur par HINARD (1928) et BARON (1938). LEBORGNE-DAVID (1973) recense 77 espèces de Bacillariales et 23 espèces de Dinophycées. Cet auteur montre que la composition phytoplanctonique reste très hétérogène et est caractéristique des zones de mélange estuarien. Mais les relations biomasses phytoplanctoniques et facteurs la contrôlant ne sont pas abordés.

Dans ce travail sur le bassin de Marennes-Oléron, les grands cycles saisonniers des sels nutritifs et de la biomasse phytoplanctonique sont caractérisés et les relations qui relient les différents paramètres entre eux sont esquissées. Une analyse factorielle en composantes principales permet de regrouper des stations définissant des zones de caractéristiques identiques. Ainsi ce regroupement entraînera une modification (ultérieure) de l'échantillonnage spatiotemporel.

## 1. Matériel et méthodes.

En fonction des connaissances hydrologiques acquises, la stratégie d'échantillonnage retenue consiste en prélèvements sur 15 stations en point fixe (fig. 1). Elles sont prospectées en demi-cycle de marée en mai, juillet, octobre 1976 et février 1977. En fonction du temps de transit des courants du nord vers le sud et pour tenter de suivre au mieux les masses d'eau, la prospection des stations est effectuée en 3 jours. Les stations 3, 4 et 5 du nord sont échantillonnées le premier jour en bateau tandis que les stations 1 et 2 de Charente sont suivies simultanément à partir des jetées. Le deuxième jour, les prélèvements aux stations 6, 7, 8 et 9 du centre, sont effectués et le troisième jour aux stations 11, 12 et 13 du sud par bateau en même temps que les stations 14 et 15 de la Seudre, à partir des jetées.

Les prélèvements de surface et de fond sont effectués toutes les 2 heures, de la basse mer à la pleine mer, soit 8 prélèvements pour chaque station. Ainsi à chaque campagne 120 échantillons permettent d'avoir un cliché saisonnier de l'hydrobiologie du bassin.

### Techniques d'analyse.

Les techniques analytiques employées sont :

*température* : thermomètre à renversement au dixième de degré ;

*salinité* : méthode chimique de JACOBSEN et KNUDSEN (1940) ;

*oxygène dissous* : fixé sur le bateau puis dosage selon le protocole de WINKLER (1888), le taux de saturation est calculé à l'aide des tables internationales UNESCO (1973) ;

*ammoniac* : fixé sur le bateau par la méthode de KOROLEFF (1969) ;

*sels minéraux, nitrites, nitrates, phosphates, silicates* : filtrés sur membrane 0,45  $\mu\text{m}$ , l'eau est congelée et est dosée manuellement, après 2 mois de stockage selon les protocoles de STRICKLAND et PARSONS (1972) ;

*transparence de l'eau* : estimée par le disque de Secchi ;

*seston* : méthode décrite dans HÉRAL *et al.* (1977) ;

*chlorophylle a et phéopigments* : méthode spectrophotométrique de LORENZEN (1967) d'après la méthode de HÉRAL *et al.* (1977) ;

*adénosine triphosphate* : méthode de HOLM-HANSEN et BOOTH (1966) selon le protocole de LABORDE (1972) ;

*protéines* : méthode de LOWRY *et al.* (1951) selon le protocole de MALARA et CHARRA (1972).

Pour l'ensemble des analyses de la matière organique particulaire, l'eau est préfiltrée à 250  $\mu\text{m}$ .

Les débits de la Charente qui représentent les 9/10 des apports d'eau douce du bassin sont estimés à partir de la station de jaugeage de Cognac corrigés d'un facteur 1,7 prenant en compte le rapport de surface des bassins versants (L.C.H.F., 1973 - 1975).

## 2. Résultats.

### Température.

Le bassin de Marennes-Oléron, d'une superficie de l'ordre de 150 km<sup>2</sup> à la cote + 5 m (POULIQUEN, 1975) est un ensemble de faible profondeur puisque environ les deux tiers de sa surface sont constitués d'estran vaso-sableux découvrant aux marées de vives-eaux. Approximativement 1/4 (32 km<sup>2</sup>) de la zone intertidale est concédé pour l'élevage des huîtres et des moules. Les chenaux les plus importants ont une profondeur voisine de 10 mètres. Cette structure lui confère une faible inertie thermique, en effet la température de l'eau suit les variations de l'air. La différence entre la température des eaux de surface et des eaux de fond est faible et non significativement différente pour le centre du bassin. Cette absence de stratification thermique est autant due à la faible épaisseur de la tranche d'eau qu'au brassage provoqué par les forts courants de marée. Dans les estuai-

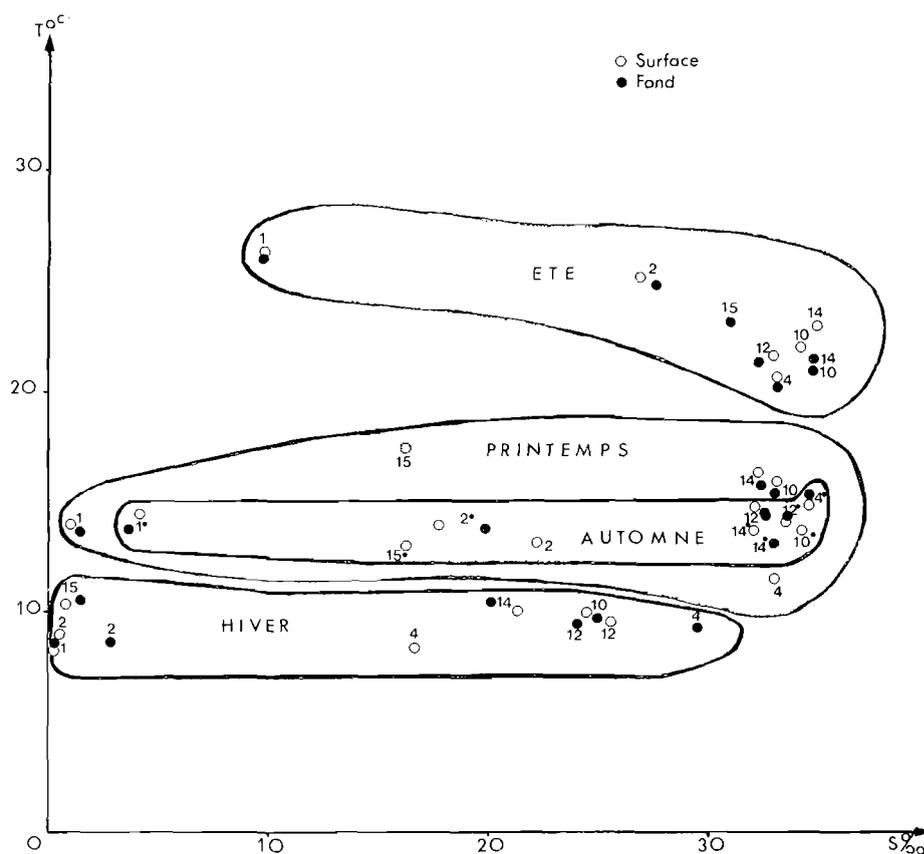


FIG. 2. — Diagramme température/salinité aux stations de Charente (1-2), de Seudre (14-15), au centre du bassin (10) et dans les secteurs « océaniques » (4-12).

FIG. 2. — Temperature/salinity diagram in the stations of Charente (1-2), Seudre (14-15), centre of the Bay (10) and « oceanic » areas (4-12).

res, en été, une légère stratification apparaît entre la surface et le fond en amont de la Charente et de la Seudre avec une différence de 0,5° C en moyenne. Les températures y sont proches de 25° C alors que dans le bassin, elles ne dépassent pas 21° C. Lors de la campagne d'hiver et d'automne on note une homogénéité thermique dans tous les secteurs tandis qu'au printemps l'hétérogénéité supérieure est due au début de réchauffement des eaux d'origine fluviales (fig. 2).

**Salinité.**

Les salinités moyennes fluctuent annuellement de 0,1 à 10 ‰ en amont de la Charente et de 0,1 à 31 ‰ en amont de la Seudre aux stations 1 et 15 qui sont situées à égale distance de l'embouchure (15 km). La différence de salinité estivale des deux fleuves est due aux débits d'étiage qui sont respectivement de  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en Charente et de  $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en Seudre. Dans le bassin, lors des fortes crues de Charente ( $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), la salinité s'abaisse jusqu'à 25 ‰, jusqu'au pertuis de Mau-musson. Ainsi contrairement à TESSON (1973) on peut avancer que les apports fluviaux peuvent être suffisamment importants pour entraîner directement un déssalement notable. La salinité reste proche de 34 ‰ pendant l'été (fig. 2). On peut considérer (CAMERON et PRITCHARD, 1963) que l'ensemble du bassin de Marennes-Oléron, dont la salinité fluctue de 10 ‰, peut être assimilé à un vaste estuaire contrôlé principalement par les apports d'eau douce de Charente.

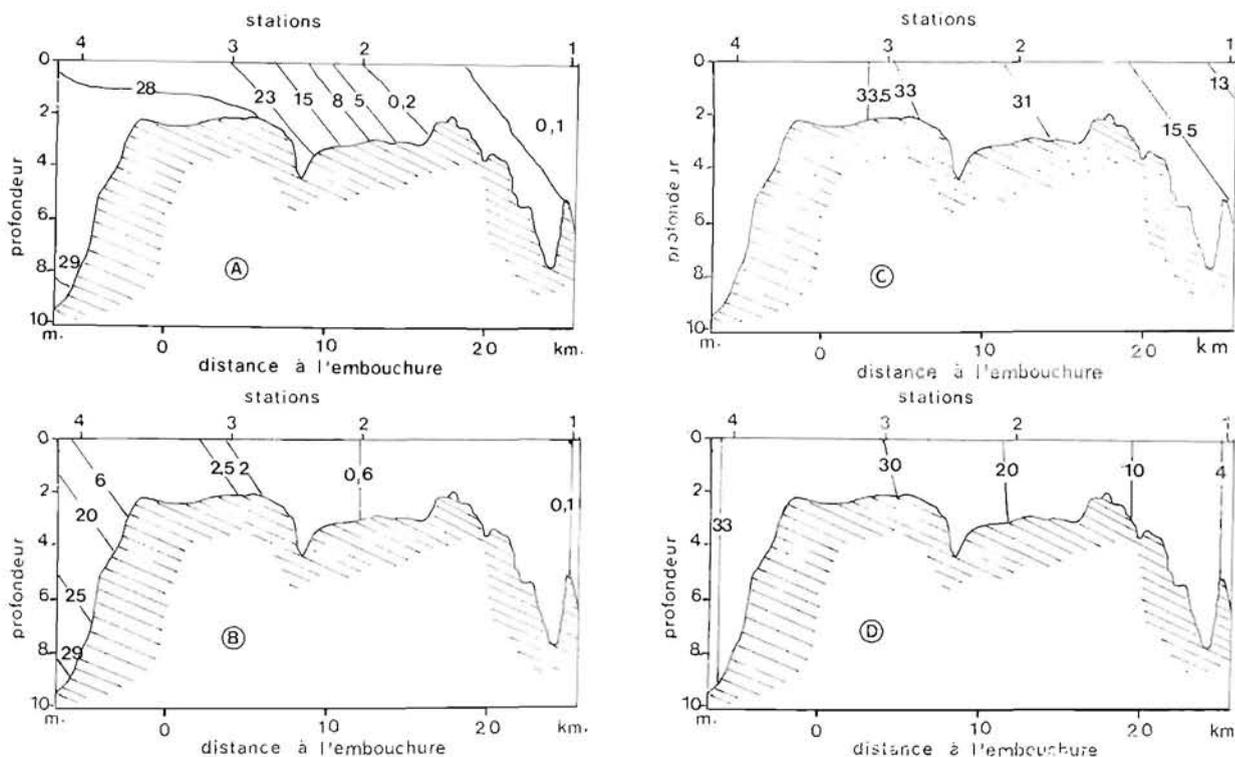


FIG. 3. — Influence du débit fluvial et de la marée sur la structure saline de l'estuaire de la Charente :  
 crue de  $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (A Pleine mer, B Basse mer)  
 étiage de  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (C Pleine mer, D Basse mer)

FIG. 3. — Influence of river flow and tide on saline structure of the Charente estuary :  
 $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  flood (A High tide, B Ebb tide),  
 low water mark  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (C High tide, D Ebb tide).

La salinité de cet estuaire varie considérablement entre une homogénéité saline quasi totale et une stratification importante, selon les conditions hydrodynamiques de la saison. En effet, comme l'a déjà observé SALVADORI (1975) on ne distingue pratiquement pas de gradient vertical de salinité en Charente ce qui permet de penser que l'estuaire est assez bien mélangé. Il en va de même pour l'ensemble du bassin conchylicole. Par contre lors de crue importante ( $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) l'estuaire de la Charente est très stratifié (fig. 3), l'influence de la marée est nette sur l'évolution et sur la répartition du « coin » salé.

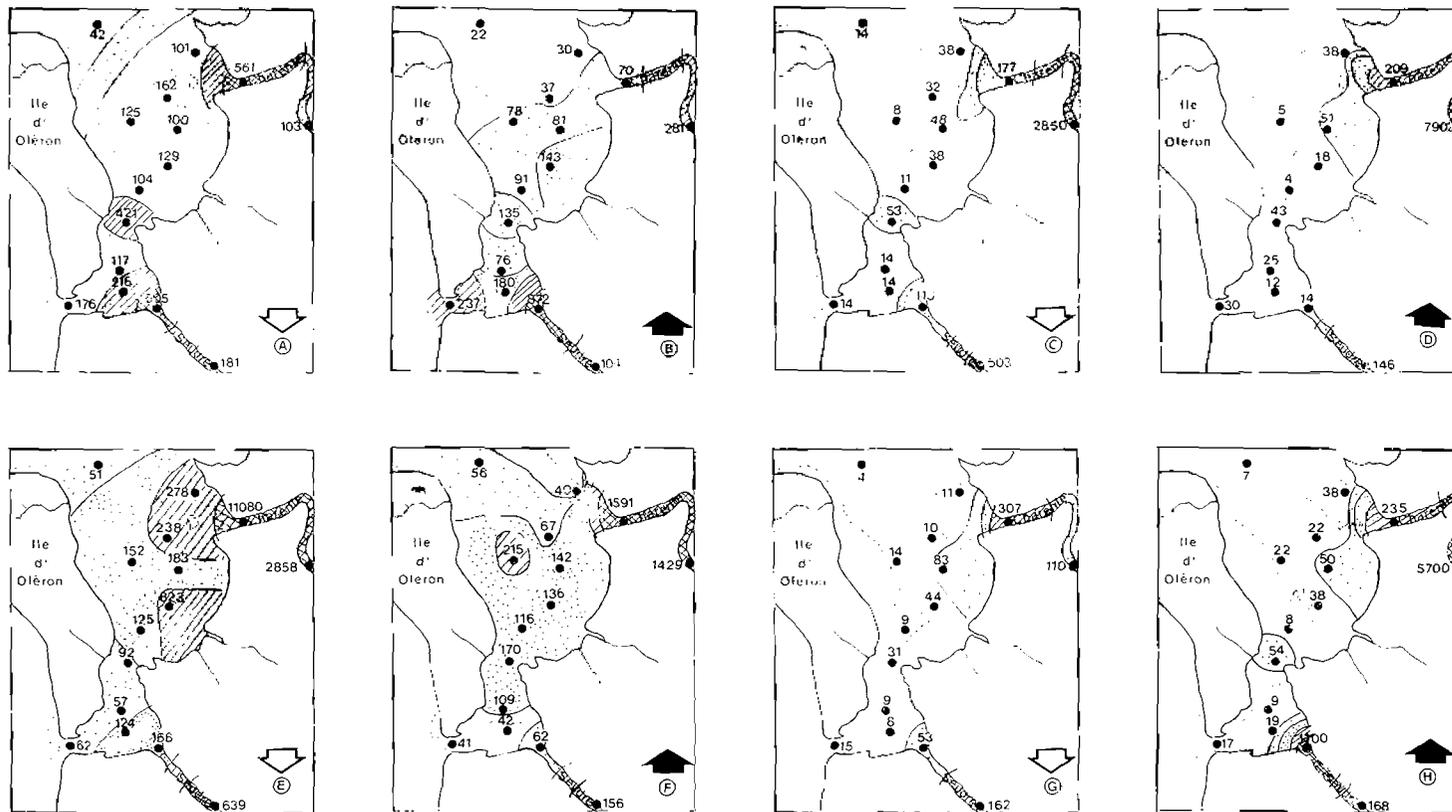


FIG. 4. — Influence du débit fluvial et de la marée sur la répartition de la charge sestonique (en  $\text{mg.l}^{-1}$ ) :

A-B février, crue de  $400 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , coef. 76-89 ;

C-D mai, débit de  $40 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , coef. 65-74 ;

E-F octobre, débit de  $60 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , coef. 83-111 ;

G-H juillet, débit de  $9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , coef. 61-72.

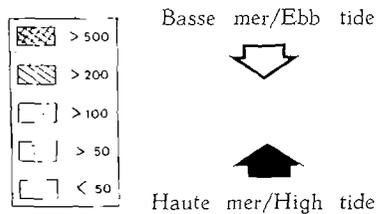
FIG. 4. — Influence of river flow and tide on distribution of sestonic amount (in  $\text{mg.l}^{-1}$ ) :

A-B February, river flow  $400 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , flood mark 76-89 ;

C-D May, river flow  $40 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , flood mark 65-74 ;

E-F October, river flow  $60 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , flood mark 83-111 ;

G-H July, river flow  $9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , flood mark 61-72.



### Turbidité.

Le bassin et ses deux fleuves connexes sont très turbides. En Charente, le bouchon vaseux qui se développe au contact eau douce — eau salée est particulièrement chargé de sédiments avec des teneurs qui varient entre 5 000 et 11 000 mg.l<sup>-1</sup>. Il est alimenté par le bassin versant, mais aussi par un remaniement des sédiments des berges et des slikkes environnantes (POULIQUEN, 1975). La forte teneur en matières en suspension de ce bouchon vaseux est à comparer avec celles des estuaires voisins. En Gironde, ALLEN (1972) et ROMAÑA (1982) signalent des teneurs de 2 200 mg.l<sup>-1</sup>. En Loire, GALLEN (1974) rapporte des valeurs supérieures à quelques grammes par litre. Le bouchon vaseux charentais est généralement localisé à proximité du Martrou (station 1) (TESSON, 1973). Il est possible d'en préciser les déplacements en fonction du débit de la marée et de la saison (fig. 4). Ainsi cette accumulation de sédiments est effectivement présente à la station 1, en mai, pour des débits de 30 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, quelle que soit la marée. En juillet, avec un étiage de 7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> le bouchon remonte en amont de cette station à pleine mer. En automne, avec des débits de 60 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, le bouchon vaseux sort de l'estuaire *sensu stricto*. En février, lors d'une crue de 400 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, à marée haute le bouchon vaseux semble dilué par les forts débits et courants.

En Seudre, une zone de forte turbidité se constitue épisodiquement, à marée descendante avec des teneurs de matières en suspension de 500 à 1 000 mg.l<sup>-1</sup>. La côte occidentale du bassin, avec de larges waddens de faible profondeur, soumise à l'action du clapot d'ouest est nettement plus turbide que la côte orientale protégée des vents dominants et bénéficiant du flux océanique en provenance du pertuis d'Antioche. À marée descendante, les eaux turbides de la Charente s'écoulent vers le nord-ouest (particulièrement net en octobre) puis les masses d'eaux chargées de particules en suspension (supérieures à 200 mg.l<sup>-1</sup>) sont poussées par le flot dans la partie occidentale du bassin (stations 7, 8 et 9). De même, les eaux de Seudre semblent contribuer notablement, à basse mer, à l'augmentation de la turbidité de la station 13 (fig. 4).

On peut observer, en octobre en particulier à basse mer, le rôle des forts coefficients et donc des forts courants sur les remises en suspension. La zone du wantj (station 10) où se rencontrent les deux flux de courant nord et sud, est un secteur de forte turbulence présentant une teneur de matières en suspension toujours supérieure à celles des stations environnantes. En période de crue, à pleine mer, on constate dans le pertuis de Maumusson (station 12) une pénétration de masses d'eaux turbides. Elles peuvent provenir, soit du panache de sortie des eaux du bassin de Marennes-Oléron qui seraient reprises lors du flot suivant, soit, plus vraisemblablement de masses d'eau provenant de Gironde, comme ALLEN *et al.* (1974) et NICHOLS (1974) l'ont suggéré. Par ailleurs les eaux de fond sont toujours plus riches en particules en suspension que les eaux de surface. Elles constituent souvent une véritable crème de vase, entretenue par les forts courants qui remanient la couche superficielle de l'estran.

Ce schéma général d'explication des apports de matières en suspension dans le bassin diverge des conclusions de TESSON (1973) qui signale que la turbidité des eaux résulte, le plus souvent, des actions de la marée, des houles, des clapots et du ruissellement dû aux pluies sur les slikkes et estrans vaseux. POULIQUEN (1975) ajoute que les apports de la Charente n'ont jamais été mis en évidence et que la construction du barrage à Saint-Savinien supprime tout apport de matériaux, réduisant à néant l'influence actuelle de la Charente dans la sédimentation. Cependant nos observations permettent d'avancer l'hypothèse que, dans des conditions particulières de gestion du barrage, et lors des crues, la Charente peut contribuer notablement à augmenter la turbidité de l'eau du nord du bassin de Marennes-Oléron, avec les processus de sédimentation qui peuvent en découler.

### Transparence de l'eau.

La profondeur de la couche euphotique est égale à 2,5 fois la transparence mesurée par la disparition du disque de Secchi. Dans le secteur le plus « océanique » (station 4) la couche euphotique peut atteindre au maximum 8,5 m en juillet. Elle n'est que de 1,6 m en mai et octobre et de 1,4 m en février. En Charente et en Seudre, la transparence n'est que de quelques centimètres toute l'année dans ces eaux turbides fortement chargées en limon et en matières organiques. Dans le bassin, les valeurs moyennes sont de l'ordre de 2 à 4 m en mai, 1 à 3 m en juillet et souvent inférieures au

mètre en octobre et février. La profondeur de la couche euphotique est directement reliée à la charge sestonique par l'équation :  $y = 11,2 x^{-0,57}$  (y en mètres et x en milligrammes) avec un coefficient de corrélation de 0,881, significatif à 99 % (fig. 5), ce qui indique que d'autres facteurs, comme par

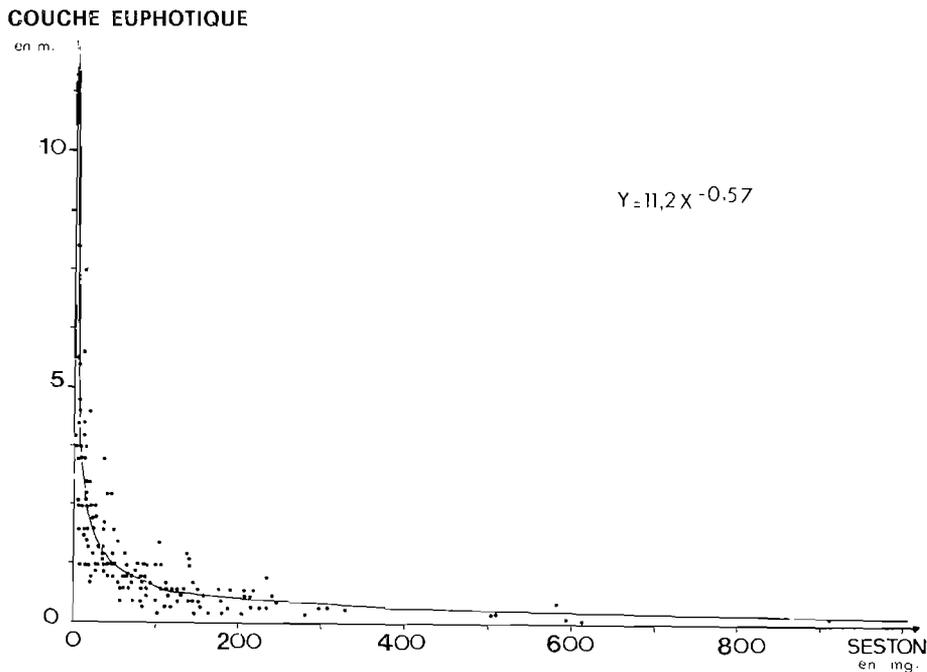


FIG. 5. — Evolution de la profondeur de la couche euphotique en fonction du seston.

FIG. 5. — Evolution of depth of euphotic layer according to seston.

exemple l'intensité de l'éclairement et l'état de la mer, n'influent que d'une manière secondaire sur la transparence de l'eau.

#### Oxygène.

Dans les secteurs de faibles salinités le déficit en oxygène dissous est important. Ainsi, en amont de la Charente (station 1, fig. 6) il atteint, en été, à marée basse,  $4 \text{ mg.l}^{-1}$ . A la même station, à marée haute, l'eau bien oxygénée d'origine océanique fait remonter la teneur en oxygène dissous à 59 %, le déficit se réduisant à  $2 \text{ mg.l}^{-1}$ . En amont de la Seudre (station 15), les teneurs minimales de saturation (60 %) en oxygène sont atteintes en été et en automne et sont moins marquées avec une baisse maximale de  $4 \text{ mg.l}^{-1}$ . A la même période ROMAÑA (1982) rapporte que dans l'estuaire de la Gironde des teneurs de  $2 \text{ mg.l}^{-1}$  sont atteintes dans le bouchon vaseux avec des déficits pouvant dépasser  $7 \text{ mg.l}^{-1}$ . Ces déficits estivaux, en amont des estuaires peuvent être dus aux faibles débits fluviaux qui concentrent la quantité globale de matière organique et augmentent le temps de résidence des masses d'eau (MARTIN *et al.*, 1976) et sont à relier à la présence du bouchon vaseux qui peut agir de différentes façons sur le taux d'oxygène dissous (ROMAÑA, 1982). De plus, cette période correspond à une augmentation saisonnière des apports organiques et à une élévation de la température qui favorise l'activité bactérienne de dégradation de la matière organique (HÉRAL et PROU, 1980). Cependant ces campagnes ponctuelles ne reflètent qu'imparfaitement la situation estivale : ainsi HÉRAL *et al.* (1977) ont trouvé des pourcentages de saturations en oxygène dissous au mois d'août en haut de Seudre, variant entre 100 et 400 % dus à une importante eutrophisation phytoplanctonique.

Dans le bassin, la teneur en oxygène dissous est plus stable au printemps, automne et hiver oscillant entre 80 et 110 % de la saturation. Par contre, dans le sud du bassin (station 11), en été, le déficit en oxygène dissous est supérieur à 4 mg.l<sup>-1</sup> dans un secteur où les eaux issues de la Charente, de la Seudre et du bassin se mélangent et, où à l'apport de matière organique en voie de minéralisation, s'ajoute la consommation progressive d'oxygène par le métabolisme des huîtres et par la dégradation des fécès et pseudofécès des mollusques (SORNIN *et al.*, 1982). En revanche, il n'existe pas dans ce bassin peu profond de différence significative entre la teneur en oxygène dissous des eaux du fond et celles de la surface, mais il apparaît (fig. 6) que les variations circadiennes des teneurs en oxygène dissous des différentes masses d'eau sont très importantes, excepté en hiver, période où les dégradations de la matière organique, les photosynthèses et les respirations sont minimales.

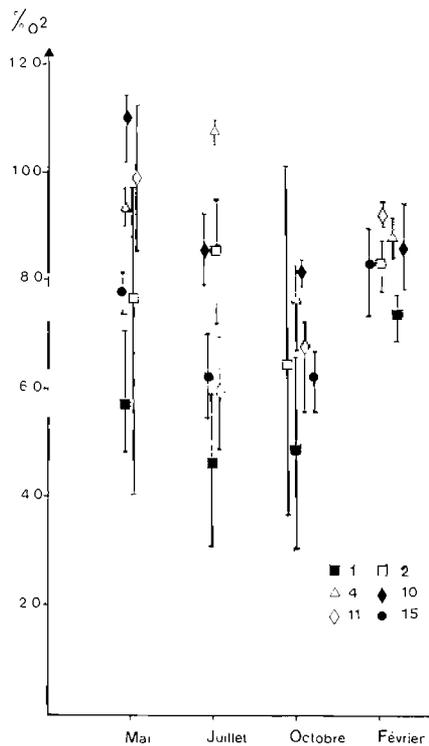


FIG. 6. — Evolution des pourcentages de saturation en oxygène dissous, valeurs moyennes et valeurs extrêmes (barres verticales).

FIG. 6. — Evolution of percentages of saturation in dissolved oxygen, average and extreme values (vertical bars).

#### Sels nutritifs.

##### Ammoniaque.

En premier lieu on peut remarquer que les fluctuations journalières des teneurs en ammoniaque sont importantes, par exemple, à la station 10, elles peuvent varier en période estivale de 0,5 à 9 µgat N.l<sup>-1</sup> selon les masses d'eau échantillonnées. Ces variations quotidiennes sont supérieures aux variations saisonnières dans de nombreuses stations (fig. 7). La moyenne annuelle des teneurs en ammoniaque est de 3,2 µgat N.l<sup>-1</sup> avec un écart-type de 3,1. Dans le nord du bassin (stations 3 et 5) les teneurs les plus élevées (5 µgat N.l<sup>-1</sup>) se rencontrent en automne et en hiver, période où les apports telluriques azotés sont les plus importants. Les teneurs minimales (0,5 µgat N.l<sup>-1</sup>) sont rencontrées dans tous les secteurs au mois de mai, cette diminution correspond au développement du phytoplancton et de nombreux auteurs ont confirmé que l'ammonium est utilisé préférentiellement aux nitrates par les microphytes. Dans le centre du bassin, les teneurs restent élevées en été. Ainsi HÉRAL *et al.* (1981), à la station 10 démontrent que l'ion ammonium constitue généralement moins de 10 % du stock total d'azote sauf en été où il peut en représenter jusqu'à 40 % et être à cette époque la forme quasi unique d'azote minéral. Ces auteurs avancent l'hypothèse d'une production

d'ammoniaque endogène du bassin autant par minéralisation de matière organique que par excré-tion azotée des huîtres *Crassostrea gigas* (ROBERT *et al.*, 1983).

Comme les rejets urbains sont principalement sous forme organique et ammoniacale (MARTIN *et al.*, 1976) on pourrait s'attendre à trouver en Charente (stations 1 et 2) des teneurs élevées. Cependant l'ammoniaque ne dépasse jamais 6 µgat N.l<sup>-1</sup> même en période d'étiage, valeurs par ailleurs proches de celles trouvées en Gironde par ROMAÑA (1982). L'oxygénation de ces secteurs étant toujours supérieure à 10 %, seuil en dessous duquel il se produit une dénitrification (MARTIN *et al.*, 1976), la minéralisation n'est pas bloquée au stade ammonium mais évolue jusqu'à la phase nitrate. Par ailleurs, TOETZ (1970) a mis en évidence l'absorption possible de ce composé lorsque le taux de particules en suspension est très élevé, et FEUILLET et GOULEAU (1977) ont trouvé dans les eaux interstitielles du sédiment de l'estuaire de la Charente des teneurs ammoniacales importantes en période de crues hivernales (250 µgat N.l<sup>-1</sup>). Par contre, le haut de Seudre moins turbide (station 15) diffère notablement de la Charente, en particulier l'été avec des teneurs moyennes de 22 µgat N.l<sup>-1</sup>. HÉRAL *et al.* (1977) ont montré que ces fortes teneurs sont dues à une phase active de minéralisation d'importants apports de matières organiques dans la partie non salée de la Seudre.

*Nitrites.*

Cette forme transitoire de l'azote en voie de minéralisation est présente constamment à l'état de traces. Les teneurs en nitrites restent inférieures à 0,5  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$  toute l'année dans les secteurs les plus océaniques. Dans le reste du bassin, les teneurs les plus élevées (1  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ ) sont atteintes lors des campagnes d'automne et d'hiver ce qui semble confirmer l'importance des apports de matières organiques détritiques et leur lente minéralisation. Par contre les teneurs en nitrites, sont nettement plus élevées en amont de Seudre (station 15) principalement au printemps (3  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ ), et en été (2,2  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ ) avec un maximum de 5  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$  il semble donc que dans ce secteur, le déficit en oxygène dissous induise un ralentissement de la minéralisation de la matière organique

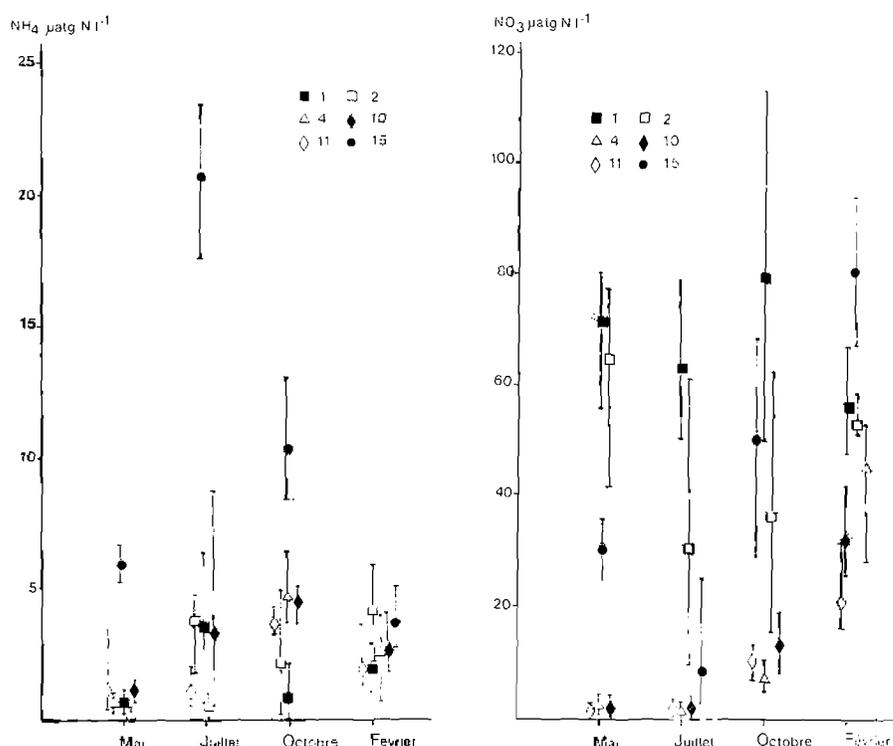


FIG. 7. — Teneurs moyennes et extrêmes (barres verticales) en ammoniac et nitrates aux stations de Charente (1-2), de Seudre (15), du centre du bassin (10-11) et du secteur « océanique » (4).

FIG. 7. — Average and extreme amounts (vertical bars) in ammoniac and nitrates in the stations Charente (1-2) Seudre (15) centre of the Bay (10-11) and « oceanic » area (4).

azotée lors des réactions oxydantes. En Charente, y compris dans la partie amont de l'estuaire, les teneurs restent inférieures à 1  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ . Ainsi les nitrites qui ne représentent jamais plus de 4 % de l'azote total (HÉRAL *et al.*, 1981) ne peuvent contribuer que d'une manière mineure à la production primaire.

*Nitrates.*

Dans les estuaires et dans les milieux néritiques soumis aux influences estuariennes de nombreux auteurs considèrent que l'azote minéral (nitrate, nitrite et ammoniac) est le facteur limitant de la croissance du phytoplancton (RYTHER, 1954 ; HEAD, 1970 ; RYTHER *et* DUNSTAN, 1971 ; THAYER, 1971 ; MELIN *et* LINDAHL, 1973 ; JAWORSKI *et al.*, 1972 ; GOLDAM LANNERGREN, 1978 ; GOLDAM 1976 ; ROBERT *et al.*, 1982 ; MAESTRINI *et* ROBERT, 1981).

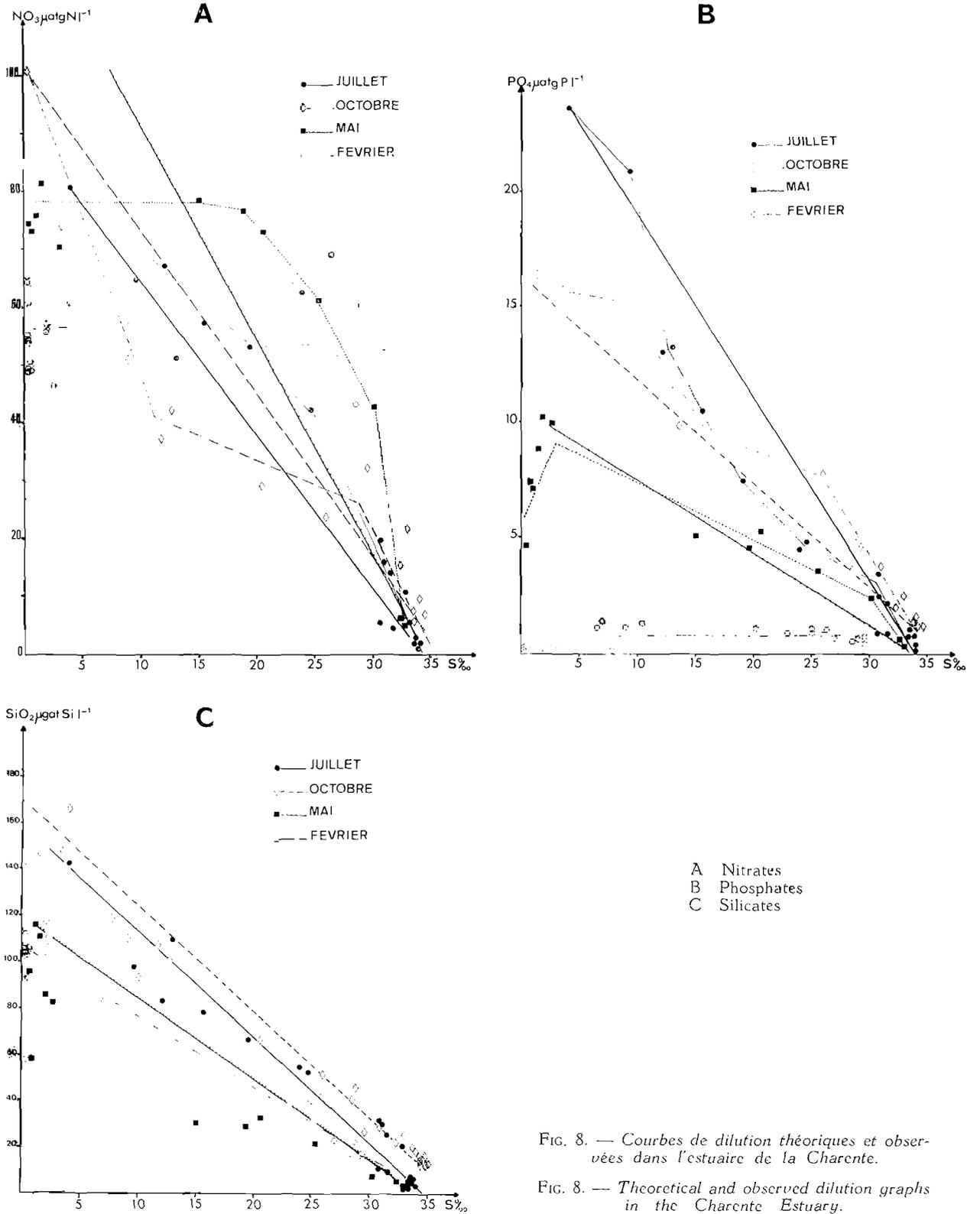


FIG. 8. — Courbes de dilution théoriques et observées dans l'estuaire de la Charente.

FIG. 8. — Theoretical and observed dilution graphs in the Charente Estuary.

Dans le bassin de Marennes-Oléron, les nitrates, représentant, en hiver, 70 à 90 % de l'azote total avec des teneurs supérieures à 50  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ . En été, on constate un quasi épuisement des nitrates (0,5 à 1  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$ ) correspondant seulement à 2 % de l'azote total (HÉRAL *et al.*, 1981). Ainsi les nitrates jouent nécessairement un rôle de tout premier plan dans le contrôle de la biomasse phytoplanctonique. Leur évolution est caractérisée par un cycle saisonnier marqué par d'importants apports estuariens en hiver, et une forte consommation dans le bassin au mois de mai (fig. 7). La reconstitution des réserves en nitrates ne s'effectue, en automne, que lorsque les débits, plus particulièrement de la Charente, deviennent suffisamment élevés ( $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ) et que le barrage de St Savinien est ouvert. Pour préciser la dynamique des nitrates dans l'estuaire de la Charente, il est possible de tracer les courbes de dilution théorique et de les comparer avec les valeurs mesurées (fig. 8). Les courbes de dilution théorique relient linéairement le point de concentration le plus élevé de l'eau douce avec la concentration la plus faible de l'eau de mer. Lorsqu'il se produit une consommation en amont (cas du mois de mai) la valeur maximale est extrapolée en fonction de la consommation des autres sels minéraux dans ce même secteur. En effet, ces sels ne présentant pratiquement pas d'adsorption avec les sédiments, sont généralement considérés comme des paramètres conservatifs suivant les lois de dilution. Leur écart, par rapport aux courbes théoriques, sont essentiellement régis par les réactions de nitrification et de dénitrification en période hivernale, auquel se surajoutent les consommations de nitrates par les phytoplanctontes au printemps et en automne. Si pour les mois de juillet et octobre les courbes mesurées sont assez proches des courbes théoriques, au mois de mai on constate un important déficit dans la zone de salinité 0 à 5 ‰. Il peut s'expliquer par la présence en amont de la Charente d'une importante population phytoplanctonique dont la biomasse exprimée par la chlorophylle *a* et ses phéopigments dépasse respectivement 20  $\mu\text{g.l}^{-1}$  et 75  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . En février, au lieu d'observer une droite de dilution, on constate que la teneur en nitrates est indépendante de la salinité. Trois hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce comportement des nitrates pendant une crue de la Charente.

Hypothèse 1 — Une absorption de l'azote organique et un relargage des nitrates par les sédiments.

Comme JAMES et HEAD (1970) ont montré qu'en milieu estuarien, la moitié de l'azote s'accumule dans le sédiment sous forme organique, le sédiment ne pourrait-il pas laisser diffuser, après minéralisation, des nitrates dans l'eau surnageante ? FEUILLET et GOULEAU (1977), dans les eaux interstitielles de sédiments de l'estuaire de la Charente, ne trouvent qu'au maximum 17  $\mu\text{gat N.l}^{-1}$  de nitrates en février 1977, teneurs nettement inférieures à celles de la colonne d'eau surnageante. Il semble donc que le sédiment puisse difficilement être à l'origine d'une telle augmentation en nitrates des eaux surnageantes de l'estuaire.

Hypothèse 2 — Des apports d'azote organique en amont se minéraliseraient en aval.

La quantité de nitrates apportée est forte, en particulier si l'on tient compte de la dilution due au débit et aux apports d'eau « océanique ». Ces apports d'azote peuvent provenir d'industries particulièrement polluantes comme les distilleries qui sont nombreuses en Charente et qui d'après VOLLENWEIDER (1971) contiennent 1 900  $\text{mgN.l}^{-1}$ . Les rejets urbains sont par ailleurs loin d'être négligeables d'après SALVADORI (1975). Cependant lors des fortes crues JAWORSKI *et al.* (1972) indiquent que le rapport source diffuse d'azote sur source ponctuelle est multiplié par un coefficient de 3 à 4. Comme entre les stations 1 et 3 il n'existe aucun affluent et aucun apport notable de pollution, il semble que le stock d'azote apporté par la Charente provienne principalement des terres agricoles, car l'azote est rapidement libéré des terres amendées. A la station 2, l'augmentation concomitante des teneurs en ammoniacque et en nitrites avec un doublement des valeurs sous-tend une phase active de minéralisation. Cependant il semble exclus que ce processus soit quantitativement important car il ne se produit pas de consommation notable d'oxygène dissous. De plus, en période de crue, le temps de transit des particules dans l'estuaire est court. Or MARTIN *et al.* (1976) rappellent que les bactéries nitrifiantes ont un taux de croissance relativement lent en particulier l'hiver, et précisent que la nitrification se développe bien lorsque les eaux ont un temps de séjour de l'ordre du mois.

Hypothèse 3 — Une dilution effectuée avec des eaux déjà riches en nitrates.

Le schéma général de la circulation des masses d'eau, établi d'après des photographies aériennes (NICHOLS, 1974 ; DECHAMBOY *et al.*, 1977) laisse penser qu'il se produit une dilution progressive des

eaux de Gironde le long de la côte nord-est de l'île d'Oléron. Ainsi le flot pourrait recycler des eaux de Gironde par la pointe de Chassiron vers la station 4 (fig. 1). De même, par le pertuis de Maumusson (station 12), la marée montante réinjecte les eaux de vidange du bassin de Marennes-Oléron et ensuite l'alimente par des eaux issues de la Gironde. Ces circulations d'eaux girondines autour de l'île d'Oléron n'ont pas été mises en évidence par des campagnes océanographiques et il est actuellement impossible de connaître les taux de dilution, la concentration en sels minéraux de ces eaux, et s'il se produit une minéralisation progressive de la matière organique issue de la Gironde.

Cependant, dans l'estuaire externe de la Gironde les prélèvements du Réseau national d'observation montrent que lors de crues supérieures à  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  des teneurs en nitrates de  $30 \text{ } \mu\text{gat N.l}^{-1}$  sont détectées au large de Bonne Anse. On peut raisonnablement penser que lors de crues importantes ( $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en Charente, et  $3\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  environ en Gironde) ces phénomènes sont plus actifs et peuvent, en partie, permettre d'expliquer ces fortes teneurs en nitrates. Par ailleurs les eaux de la Charente s'écoulant vers le pertuis d'Antioche, en un premier temps, sont reprises en plusieurs cycles de marée pour transiter en un deuxième temps dans le bassin. Cette hydraulique particulière peut permettre une accumulation dans le secteur nord des eaux de Charente légèrement dessalées  $27\text{‰}$  avec  $40 \text{ } \mu\text{gat N.l}^{-1}$  en nitrates (station 4), l'apport supplémentaire de nitrates pouvant être dû à la minéralisation progressive, dans le pertuis d'Antioche, de la matière organique issue des crues de la Charente ou de la Gironde.

#### *Phosphates.*

Comme les nitrates, les phosphates peuvent être considérés comme étant l'un des principaux facteurs limitants de la croissance phytoplanctonique notamment en Méditerranée et dans les bassins centraux des grands océans (BERLAND *et al.*, 1978; ROBERT *et al.*, à paraître). Si le phosphore peut être issu du recyclage de la matière organique en voie de minéralisation et de différents processus biologiques il provient en secteur estuarien principalement des effluents urbains enrichis par les lessives ménagères. En effet MASCOLO *et al.* (1972) trouvent des teneurs supérieures à  $12 \text{ mg P.l}^{-1}$  dans des eaux d'égouts. De plus en Charente les apports industriels ne sont pas à exclure car SALVADORI (1975) précise que l'usine d'engrais de la « Royale Asturienne des mines » à Rochefort-sur-Mer contribue notablement à l'enrichissement en phosphore de la Charente.

Dans le bassin de Marennes-Oléron les teneurs en phosphore restent relativement faibles. La moyenne annuelle de l'ensemble des stations est de  $1 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ . Dès l'automne, les réserves en phosphore se reconstituent avec des teneurs de  $1,3$  à  $1,8 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ . Pendant la campagne d'hiver les concentrations restent voisines de  $1 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$  tandis qu'en mai et juillet elles descendent à des valeurs de  $0,2$  à  $0,4 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ .

En Charente (fig. 8) on peut noter que les concentrations les plus importantes ( $25 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ ) se situent en été, période où les débits et donc les dilutions d'effluents sont très faibles. En mai, les apports de moindre importance ( $10 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ ) peuvent s'expliquer par la forte production phytoplanctonique qui se développe en amont. En octobre, comme en mai et juillet, les teneurs en phosphates suivent une courbe peu différente de celle de la dilution théorique, même si on peut constater à certaines stations des divergences pouvant correspondre à des phénomènes d'absorption ou de relargage mais qui restent de faible amplitude. Par contre, en février, lors des crues les apports en phosphates sont inférieures à  $0,1 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ . À la dilution des effluents s'ajoute probablement une adsorption par les sédiments. Ainsi JIRTS (1959) signale qu'en période de forts débits, les matières en suspension peuvent absorber 80 à 90 % du phosphore en solution. De même les travaux de FEUILLET et GOULEAU (1977) dans l'estuaire de la Charente, confirment cette hypothèse. En effet dans les eaux interstitielles de l'estuaire de la Charente ces auteurs trouvent, à la même période, des teneurs très élevées en phosphore dissous ( $60 \text{ } \mu\text{gat P.l}^{-1}$ ). Par ailleurs ces teneurs chutent en mai et septembre ce qui correspond aux périodes où le phytoplancton épuise le stock de phosphate de l'eau surnageante. Ainsi le sédiment servirait de régulateur, les sédiments vaseux et les particules en suspension libérant dans l'eau, le phosphore disponible au fur et à mesure des besoins (POMEROY *et al.*, 1965).

#### *Silicates.*

En milieu néritique, les silicates sont rarement un facteur limitant de la production primaire. Cependant, ils peuvent contrôler le développement de certaines espèces, en particulier des diato-

mées pour lesquelles la silice peut constituer 60 % de leur fraction minérale (PARSONS *et al.*, 1961). Apportée principalement par les fleuves, provenant de la diagenèse des sédiments (VANDERBORGHT *et al.*, 1977), la silice en solution peut aussi avoir pour origine, particulièrement dans l'estuaire de la Charente, des rejets industriels (SALVADORI, 1975). Dans le bassin de Marennes-Oléron le cycle des silicates est marqué. La consommation phytoplanctonique induit de mai à juillet des teneurs de 2 à 5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Dès la campagne d'octobre, les réserves se reconstituent atteignant des concentrations de 15 à 20  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ; ces teneurs se maintiennent tout l'hiver, y compris lors des crues (campagne de février).

Dans l'estuaire de la Charente, les apports sont très importants et restent, en amont, supérieurs à 100  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  et ce quelle que soit la saison et donc des débits. En Seudre ils oscillent autour de 50  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . WOLLAST et DE BROEU (1971) signalent que la silice dissoute, lorsqu'il n'y a pas de poussées phytoplanctoniques est répartie selon la droite de dilution théorique. BIEN (1958) précise que lorsque la turbidité n'est pas trop élevée il se produit une simple dilution de la silice fluviale dans l'eau de mer; ainsi en mai, on constate un déficit pour des salinités de 1 à 25 ‰ (fig. 8). Les déficits printaniers peuvent être dus à une consommation par les diatomées comme l'ont déjà signalé WOLLAST et DE BROEU (1971). L'augmentation des teneurs en chlorophylle *a*, synchrones des consommations de silice permet de confirmer cette hypothèse sans pouvoir cependant ignorer comme le rappelle SALVADORI (1975) que de nombreux auteurs ont pu mettre en évidence *in vivo* et *in vitro* des absorptions de silice dissoute sur certains types de matières en suspension. Les excès constatés en février pour des salinités de 25 à 28 ‰ (fig. 8) semblent être difficilement dus à un apport parasite à cause des forts débits et des dilutions qu'ils impliquent. Cependant FANNING et PILSON (1973) estiment que le contact eau douce - eau salée peut entraîner une dissolution de la silice particulaire et MARTIN (1971) constate de manière identique un excès de silice en Gironde.

#### Matière organique particulaire.

La biomasse phytoplanctonique est estimée à partir des mesures de chlorophylle *a* et de ses phéopigments, les dosages d'ATP précisent l'apport du matériel vivant, tandis que les protéines particulières permettent de définir l'importance du matériel détritique.

#### Chlorophylle *a* (fig. 9).

L'extraction des pigments chlorophylliens permet de quantifier de façon indirecte la biomasse phytoplanctonique et en partie phytobenthique car facilement remise en suspension dans ces eaux de faible profondeur. Dans le bassin, le cycle phytoplanctonique avec poussée printanière et automnale est peu marqué. En effet, l'hiver les teneurs en chlorophylle *a* varient entre 0,3 et 2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  avec une moyenne de 1,5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , *Skeletonema costatum* représentant alors jusqu'à 80 % du nombre total de cellules. Au mois de mai, dans les secteurs les plus « océaniques » (stations 4 et 12) les teneurs en chlorophylle *a* varient de 5 à 6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , tandis que dans le centre du bassin elles sont généralement voisines de 4  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Les populations sont plus diversifiées et principalement représentées par *Nitzschia seriata*, *Schroderella delicatula*, *Thalassiosira hyalina* et *Rhizosolenia sp.* En été, la biomasse phytoplanctonique décroît jusqu'à 1 à 2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  de chlorophylle *a*. Les cellules de grande taille comme *Biddulphia sinensis*, *Coscinodiscus centralis* et *Coscinodiscus excentricus* dominent les espèces estuariennes représentées par *Navicula*, *Pleurosigma*, *Schroderella*, *Lithodesmium*, *Grammatophora* et *Amphora*. Les dinoflagellés et en particulier *Prorocentrum micans* représentent en certaines stations plus de 50 % du nombre total de cellules (HÉRAL *et al.*, 1977). La poussée automnale est moins importante que celle du printemps avec en secteur océanique des biomasses de 2 à 5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  de chlorophylle *a*.

Dans les estuaires les cycles sont mieux caractérisés. Ainsi en amont de la Charente et de la Seudre, les plus fortes teneurs en chlorophylle *a* sont trouvées en mai avec respectivement 30 et 22  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , tandis qu'en automne, elles atteignent successivement 25 et 8  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . En été, en amont de la Charente, la valeur de 5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  est rarement atteinte, tandis qu'en amont de la Seudre on ne dépasse pas 7  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Les chlorococcales sont les mieux représentées avec plus de 30 % du nombre total de cellules. En hiver, les biomasses phytoplanctoniques restent supérieures à celles du bassin, mais varient de 4 à 5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  en Charente et de 1 à 9  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  de chlorophylle *a*, en Seudre.

*Phéopigments* (fig. 9).

Provenant principalement de la dégradation des pigments chlorophylliens, qui se produit lors de la mort des cellules phytoplanctoniques et lors du broutage par les organismes filtreurs, les phéopigments sont caractéristiques du matériel d'origine phytoplanctonique en cours de dégradation. L'hiver, le bassin de Marennes-Oléron présente en moyenne  $2,6 \mu\text{g.l}^{-1}$  de phéopigments variant de  $1$  à  $9 \mu\text{g.l}^{-1}$  avec une différence marquée entre les basses mers ( $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) et les pleines mers ( $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Ces différences peuvent être expliquées par la remise en suspension, à basse mer, des sédiments des parcs ostréicoles où se sont accumulés les fécès et pseudofécès des huîtres riches en phéopigments (SORNIN *et al.*, à paraître). Au printemps, les teneurs en phéopigments sont du même ordre que celles de la chlorophylle *a*, variant selon les conditions courantologiques de  $1$  à  $10 \mu\text{g.l}^{-1}$  avec une valeur moyenne de  $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Lors de la campagne de juillet, les teneurs en phéopigments sont faibles, ne dépassant pas  $3,5 \mu\text{g.l}^{-1}$  avec une valeur moyenne de  $1,6 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Par contre en octobre, dans le bassin, les teneurs varient entre  $2$  et  $10 \mu\text{g.l}^{-1}$  comme au printemps mais avec une moyenne nettement supérieur ( $5,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ ).

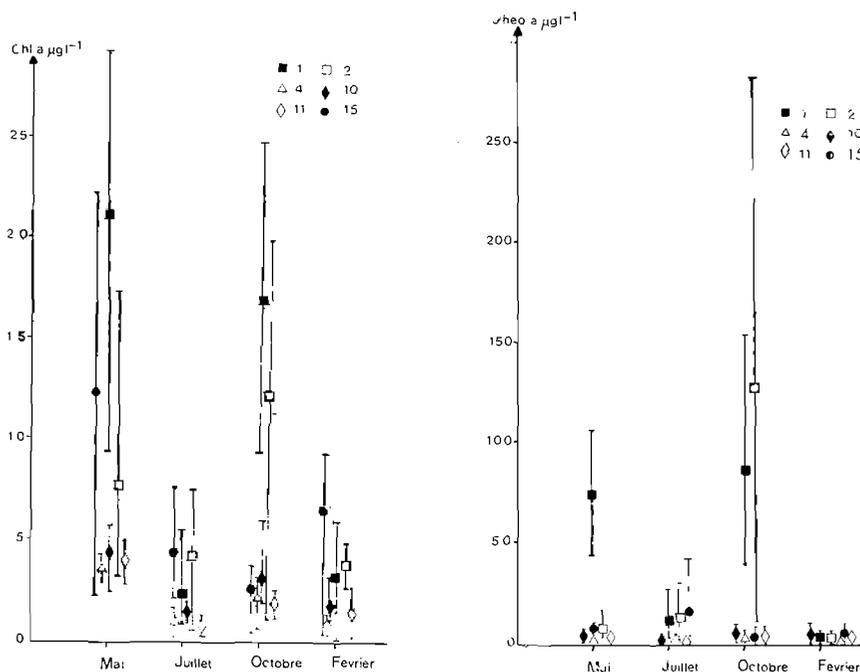


FIG. 9. — Teneurs moyennes et extrêmes de la biomasse phytoplanctonique exprimée par la chlorophylle *a* et les phéopigments aux stations de Charente (1-2), de Seudre (15) du centre du bassin (10-11) et du secteur « océanique » (4).

FIG. 9. — Average and extreme amounts of the phytoplanktonic biomass expressed in chlorophyll *a* and pheopigments in the stations of Charente (1-2) Seudre (15) centre of the Bay (10-11) and « oceanic » area (4).

Dans les estuaires, comme pour les chlorophylles, les cycles sont plus marqués. Ainsi les teneurs en phéopigments les plus élevées se situent en mai, en Charente, avec une moyenne de  $41 \mu\text{g.l}^{-1}$  et des maxima à  $102 \mu\text{g.l}^{-1}$ , et surtout en octobre avec des valeurs moyennes de  $74 \mu\text{g.l}^{-1}$  mais pouvant atteindre ponctuellement  $280 \mu\text{g.l}^{-1}$ . En amont de Seudre, les maximums sont détectés en été avec une moyenne de  $17 \mu\text{g.l}^{-1}$  et des valeurs ponctuelles supérieures à  $90 \mu\text{g.l}^{-1}$ , liées, semble-t-il aux dystrophies estivales de ce secteur. En hiver, les apports de substances détritiques d'origine phytoplanctonique sont de moindre importance avec des teneurs moyennes de  $2 \mu\text{g.l}^{-1}$  de phéopigments en Charente et de  $7 \mu\text{g.l}^{-1}$  en Seudre.

*Chlorophylle active.*

Le pourcentage de la chlorophylle active permet de caractériser l'importance de la biomasse phytoplanctonique dotée de pigments photosynthétiques actifs par rapport au phytoplancton en voie de dégradation. Ce rapport est peu élevé, quelle que soit la période de l'année, pour l'ensemble des stations. En mai, période de poussée printannière phytoplanctonique, il varie de 54 à 72 % dans le bassin et seulement de 13 à 26 % en Charente, tandis qu'en automne ce pourcentage de biomasse phytoplanctonique active varie de 23 à 48 % selon les différents secteurs.

Les deux fleuves Charente et Seudre jouent un rôle primordial dans la répartition des biomasses phytoplanctoniques. Les principaux apports en chlorophylle et surtout en phéopigments proviennent des secteurs amonts des estuaires. Par contre, la biomasse phytoplanctonique qui se développe dans le bassin est de faible importance, du moins aux périodes prospectées. Ceci est à mettre en parallèle avec la forte turbidité générale de cet ensemble estuarien.

*Adénosine triphosphate ATP.*

L'ATP permet d'estimer la matière vivante en suspension dans l'eau de mer. Présent chez tous les végétaux et animaux, c'est un estimateur de la biomasse active, principalement en ce qui concerne d'origine phytoplanctonique (HOLM-HANSEN et BOOTH, 1966).

Stations		Mai	Juillet	Octobre	Février
Secteur « océanique » st. 4 et 12	m	1.6	1.3	1.2	0.2
	σ	0.3	0.9	2.9	0.1
Centre du bassin st. 10 et 11	m	0.9	0.8	0.1	0.3
	σ	0.5	0.7	0.1	0.1
Charente st. 1 et 2	m	0.1	2.4	0.1	0.1
	σ	0.1	2.3	0.1	0.1
Seudre st. 15	m	0.5	2.6	0.7	0.3
	σ	0.4	1.2	0.8	0.1

TABLE 1. — ATP : teneurs moyennes et écart-type ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) des différents secteurs du bassin de Marennes-Oléron.

TABLE 1. — ATP : average values and standard deviation ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) in various areas of Marennes-Oléron Bay.

Dans le secteur océanique, les teneurs en ATP semblent suivre un cycle saisonnier peu marqué avec un maximum en mai et un minimum en hiver (tabl. 1). De même, dans le centre du bassin les teneurs moyennes en ATP restent quasiment constantes de mai à octobre avec des teneurs inférieures de 30 à 40 % à celles des secteurs océaniques.

Dans les estuaires, secteurs que nous avons vu, en amont, très riches en chlorophylles et phéopigments en particulier en mai et octobre les teneurs en ATP ne sont pas élevées et même nettement plus faibles que celles du bassin aux mêmes périodes ( $0.1 \mu\text{g.l}^{-1}$  pour la Charente et  $0.6 \mu\text{g.l}^{-1}$  pour la Seudre). Par contre en période d'étiage les teneurs en ATP sont supérieures à  $2 \mu\text{g.l}^{-1}$  et attestent de la présence d'une biomasse phytoplanctonique vivante et active.

*Protéines.*

L'analyse des principaux constituants biochimiques de la matière organique montre que les protéines sont les constituants majoritaires des matières en suspension (HÉRAL et al., 1980).

Dans le secteur océanique, les maximums se trouvent en juillet (tabl. 2) alors que la biomasse phytoplanctonique est peu abondante, ainsi les protéines seraient principalement liées à la matière organique détritique même en période estivale. Dans le centre du bassin, les teneurs en protéines ne

montrent pas de cycle saisonnier marqué, les apports détritiques masquant la production endogène phytoplanctonique en particulier automnale. En Charente, et en Seudre, les apports allochtones sont très importants et peuvent être supérieurs à 5 mg.l<sup>-1</sup>.

Stations		Mai	Juillet	Octobre	Février
Secteur « océanique » st. 4 et 12	m	—	2,30	0,67	0,82
	σ	—	0,97	0,26	0,50
Centre du bassin st. 10 et 11	m	—	1,47	0,86	1,13
	σ	—	1,19	0,40	0,92
Charente st. 1 et 2	m	—	2,79	5,70	1,60
	σ	—	0,81	2,29	0,58
Seudre st. 15	m	—	4,68	1,00	1,80
	σ	—	2,10	0,86	0,50

TABLE 2. — *Protéines* : teneurs moyennes et écart-type (mg.l<sup>-1</sup>) des différents secteurs du bassin de Marennes-Oléron.

TABLE 2. — *Proteins* : average values and standard deviation (mg.l<sup>-1</sup>) in various areas of Marennes-Oléron Bay.

#### Relations inter-paramètres.

Après avoir examiné les évolutions des différents paramètres pris individuellement, leur comportement concomitant est examiné par l'évolution de certains rapports, par les liaisons exprimées au moyen de leurs corrélations respectives et par une analyse en composantes principales.

	Station 1 Charente	Station 2 Charente	Station 4 « Océanique »	Station 10 Centre Bassin	Station 11 Centre Bassin	Station 15 Seudre
Mai	9,12	16,1	6	7,8	6,5	52,4
Juillet	4,26	39,5	8,7	13,0	4,9	9,0
Octobre	6,0	3,8	11,1	12,8	18,2	47,4
Février	301,9	298,7	63,1	35,8	28,3	89,2

TABLE 3. — *Evolution saisonnière du rapport moyen : azote minéral total/phosphore minéral, dans les différents secteurs géographiques du bassin de Marennes-Oléron.*

TABLE 3. — *Seasonal evolution of the average ratio : total mineral azote/mineral phosphore, in various geographic areas of Marennes-Oléron Bay.*

Ainsi, le rapport azote minéral total sur phosphate minéral (tabl. 3) permet d'aborder l'équilibre des facteurs qui contrôlent la biomasse phytoplanctonique. Dans le bassin ce rapport est maximum en hiver (28 à 63) et minimum en mai (6 à 7). De même dans les estuaires, en Charente il est supérieur à 300 en hiver et est de 89 en Seudre à la même période. Il est minimum en Charente en mai (9 à 16) et en juillet en Seudre (9). Les rapports hivernaux très élevés sont dus aux forts apports de nitrates, ils sont nettement supérieurs à ceux donnés par STUMM (1973) : 2 à 25 pour les eaux côtières,

15 à 30 pour les eaux douces des fleuves. Par contre, en période printanière, le rapport N/P est inférieur à 15, valeur moyenne du rapport d'assimilation du phytoplancton donné par REDFIELD (1934). Les nitrates sont excédentaires en hiver, par contre au printemps et en été, les faibles rapports (4 à 8) indiquent que les sels minéraux azotés sont déficitaires en particulier les nitrates. Il est difficile de comparer ces résultats avec ceux d'autres secteurs car de nombreux auteurs n'ont pas pris en compte dans l'estimation de leur rapport les teneurs en ammoniacque. Or il a été démontré qu'en période estivale, ce composé représente 40 % de la somme de l'azote total minéral (HÉRAL *et al.*

Rapport calculé sur l'espèce phytoplanctonique d'après les travaux de :	<i>Navicula ostrearia</i> ROBERT (1983)	<i>Monallantus salina</i> BERGLAND <i>et al.</i> (1970)	<i>Dunaliella marina</i> ROMANO (1975)	<i>Phaeodactylum tricornutum</i> ROMANO (1975)	<i>Gonyaulax tamarensis</i> ROMANO (1975)
chl <sub>a</sub> /ATP	11,6	28,3	9,3	5,8	5,7

TABLE 4. — Valeurs moyennes calculées du rapport chlorophylle a/ATP chez différentes espèces phytoplanctoniques en phase de croissance.

TABLE 4. — Average values calculated from the ratio chlorophyll a/ATP in various phytoplanktonic species under growing process.

1981). Cependant ROBERT *et al.* (à paraître) citent des valeurs de 30 à 60 en hiver dues à un excès en nitrate, mais avec un rapport moyen nettement inférieur à celui de REDFIELD, ce qui conduit ces auteurs à penser que l'azote est le facteur limitant dans les eaux d'alimentation et dans les eaux des claires de la baie de Bourgneuf. Ainsi le cycle des sels minéraux dans le bassin de Marennes-Oléron diffère-t-il principalement de celui d'un secteur ostréicole voisin (baie de Bourgneuf), par l'importance des apports en nitrates de la Charente et de la Sèvre en période hivernale.

L'étude du rapport chlorophylle a / ATP permet de préciser l'état physiologique du phytoplancton. Ainsi HAMILTON et HOJIM-HANSEN (1967) déterminent-ils une relation du type teneur en carbone organique particulaire égale à 250 fois la teneur en ATP pour des communautés phytoplanctoniques actives ; par ailleurs STRICKLAND (1960) indique que la teneur en carbone organique phytoplanctonique correspond à 60 fois la chlorophylle. On peut en déduire la relation théorique : chlorophylle a = 4,2 ATP. On constate que ce rapport varie selon les espèces et est en moyenne légèrement supérieur au rapport théorique (tabl. 4).

Chl <sub>a</sub> /ATP	1 Amont Charente	2 Charente	4 Boyard	10 Centre bassin	11 Centre bassin	15 Amont Sèvre
Mai	216,1	36,2	3,1	2,5	3,3	27,8
Juillet	2,0	1,3	0,5	1,3	1,3	1,7
Octobre	28,8	12,7	2,9	29,0	16,7	5,1
Février	41,2	30,0	5,0	9,0	3,3	26,4

TABLE 5. — Evolution du rapport chlorophylle a/ATP dans les différents secteurs du bassin.

TABLE 5. — Evolution of ratio chlorophyll a/ATP in various areas of the Bay.

Cependant, à partir des travaux de MAESTRINI et ROBERT (1981), ce même rapport calculé pour *Phaeodactylum tricornutum*, varie selon les milieux entre 43 et 65 avec des cellules en voie de dégénérescence. Si l'on examine *in situ* l'évolution des teneurs en chlorophylle a en fonction des teneurs

en ATP (fig. 10) on constate que la relation théorique ne correspond guère à la réalité, principalement dans les estuaires (tabl. 5). En mai, on peut estimer que les poussées phytoplanctoniques d'espèces dulcaquicoles en Charente et en Seudre sont en voie de dégénérescence avec des cellules qui contiennent encore de la chlorophylle *a* mais dont les teneurs en ATP, qui attestent de l'activité des cellules, sont très faibles. En effet, ce composé disparaît rapidement après la mort des cellules phytoplanctoniques (LABORDE, 1972). Par contre, en juillet, les fortes valeurs d'ATP pourraient avoir pour origine une prolifération bactérienne en milieu estuarien comme le signale FERGUSON *et al.* (1977).

Parallèlement il est impossible de déterminer la nature des protéines et le pourcentage de protéines lié au phytoplancton. En effet, il est généralement admis pour un mélange d'espèces phytoplanctoniques un rapport protéines/chlorophylle *a* de l'ordre de 50 à 60 (PARSONS *et al.*, 1961 ; MARTIN *et al.*, 1977). Récemment RELEXANS et ETCHEBER (1982), sur des populations estuariennes trouvent un rapport de 44 nous avons retenu un rapport moyen de 50.

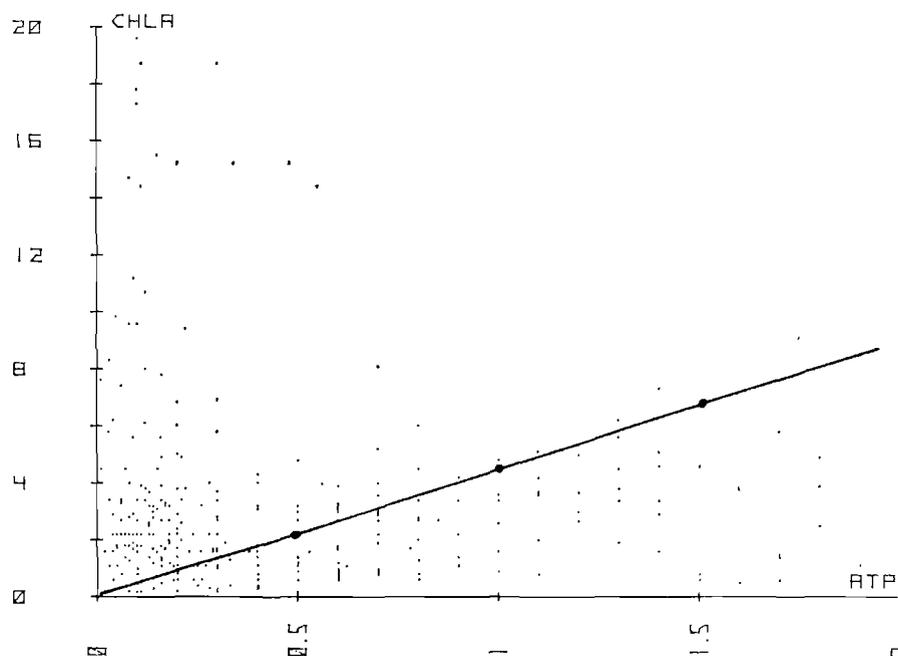


FIG. 10. — Relation chlorophylle *a*/ATP, la droite correspond à l'équation chlorophylle *a* = 4,2 ATP.

FIG. 10. — Chlorophyll *a*/ATP relationship, the line equation is : chlorophyll *a* = 4.2 ATP.

Le pourcentage de protéines liées à la chlorophylle *a* est voisin de 5 % en été et supérieur à 10 % en octobre et février, par contre le pourcentage lié aux pigments totaux est proche de 10 % en été dans le bassin mais est de 100 % en Charente à l'automne, inversement en hiver, il reste voisin de 20 %. Aussi, en automne la totalité des protéines rencontrées en Charente correspond aux protéines des poussées phytoplanctoniques alors qu'en été et en hiver respectivement 70 % et 80 % des apports protéiques sont détritiques et proviennent d'une source exogène (tabl. 6).

#### Analyse en composantes principales.

L'analyse factorielle permet de mettre en relation l'ensemble des observations de chaque variable pour toutes les stations et ainsi favorise une synthèse descriptive et éventuellement explicative au niveau des relations entre les divers paramètres. CHARDY *et al.*, (1976) ont précisé la signification écologique de ces analyses qui consistent à réduire le nombre de dimensions de l'espace dans lesquelles sont projetés les points observés. Ceci aboutit à choisir les axes principaux (axes d'inertie)

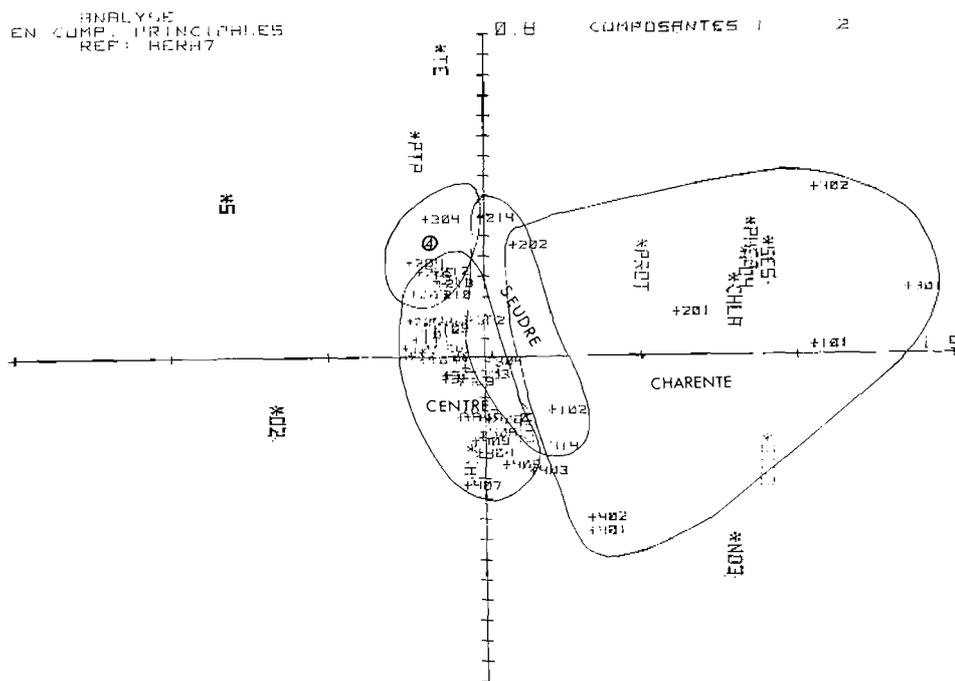
qui représentent la meilleure figuration plane possible. Deux paramètres sont d'autant plus corrélés que leurs points représentatifs sont proches l'un de l'autre et qu'ils sont éloignés de l'origine. Au contraire, deux paramètres corrélés négativement correspondront à des points très éloignés.

Protéines %		1 Amont Charente	2 Charente	4 Boyard	10 Centre bassin	Centre bassin	15 Amont Seudre
Juillet	(1)	—	7,7	0,8	4,3	—	4,7
	(2)	—	32	4,6	8,7	—	10
Octobre	(1)	16,2	11,6	12,8	13,8	16,7	13,0
	(2)	99,3	100	18,8	30,5	41,5	30,0
Février	(1)	12,6	9,7	12,5	5,6	8,7	18,5
	(2)	22,5	18,2	26,2	23,0	22,8	29,3

TABLE 6. — Pourcentage de protéines liées à la biomasse phytoplanctonique exprimée par (1) la chlorophylle a et (2) la chlorophylle a et ses phéopigments.

TABLE 6. — Percentage of proteins related to phytoplanktonic biomass, expressed by (1) chlorophyll a and (2) chlorophyll a and its pheopigments.

Seules les valeurs moyennes des prélèvements de fond et de surface en fonction de la marée sont analysées. Dans le plan défini par les deux premiers axes (fig. 11) l'axe 1 représente 44,3 % et



(température de l'eau (TE), salinité (S), silicates (SiO<sub>2</sub>), oxygène dissous (O<sub>2</sub>), ammoniac (NH<sub>4</sub>), nitrites (NO<sub>2</sub>), nitrates (NO<sub>3</sub>), phosphates (PO<sub>4</sub>), chlorophylle a (CHLA), seston (SES), protéines (PROT), adénosine triphosphate (ATP).

FIG. 11. — Répartition des stations et des variables dans le plan 1-2.

FIG. 11. — Distribution of stations and variables in plane 1-2.

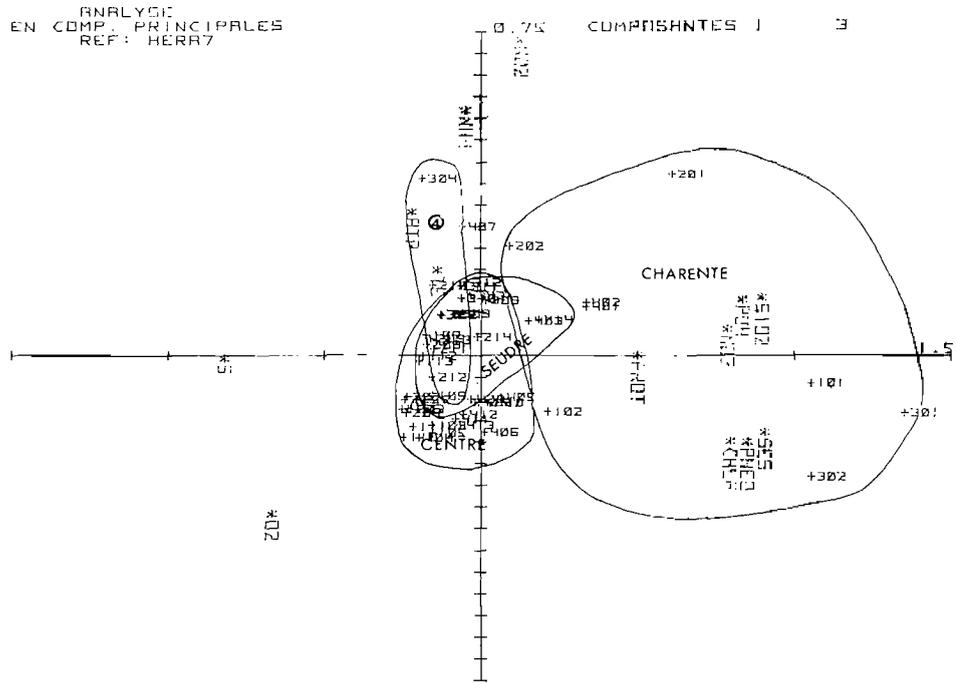


FIG. 12. — Répartition des stations et des variables dans le plan 1-3.

FIG. 12. — Distribution of stations and variables in plane 1-3.

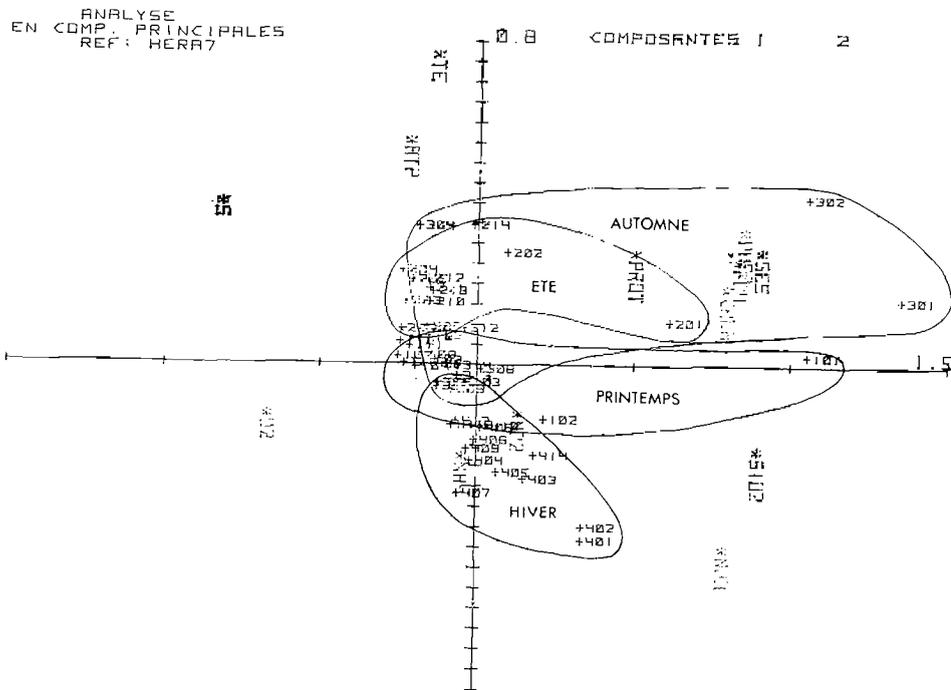


FIG. 13. — Succession annuelle des prélèvements dans le plan 1-2.

FIG. 13. — Annual series of sampling in plane 1-2.

l'axe 2, 13,6 % soit à eux deux 58 % de la variance de l'ensemble des valeurs. Il apparaît nettement deux nuages de points bien individualisés : l'estuaire de la Charente et le centre du bassin. L'axe 1 représente les apports estuariens riches en seston, en sels minéraux, en chlorophylles, phéopigments et en protéines, tandis qu'à l'opposé le centre du bassin est plus salé, mais aussi plus oxygéné. L'estuaire de la Seudre est une zone intermédiaire présentant des affinités estuariennes moins marquées. L'axe 2 est l'axe des températures, il permet aussi d'ordonner les différentes saisons (fig. 13), mais l'ATP indicateur de phytoplancton vivant contribue aussi à l'explication de cet axe, il est à remarquer que l'ATP est opposé aux teneurs en  $\text{NH}_4^+$  qui est le composé azoté utilisé préférentiellement par le phytoplancton côtier (MAESTRINI *et al.*, 1982). Le secteur le plus « océanique » (station 4) s'individualise sur l'axe 2 en liaison étroite avec les teneurs en ATP. Le plan formé par les axes 1-3 exprime 54,3 % de la variance totale (fig. 12). L'axe 3 représente la minéralisation azotée endogène du bassin ; on voit que les nitrites et l'ammoniaque sont opposés à l'oxygène mais les nitrates dépendent plus des apports exogènes synchrones aux apports des autres sels minéraux. Au vue du groupement des prélèvements (fig. 12) on constate que les stations du centre du bassin sont de caractéristiques moyennes identiques. Or les élevages d'huîtres sont situés dans cet unique secteur.

Sachant que, pour un ensemble de facteurs hydrobiologiques, la variabilité au cours d'un cycle de marée peut être supérieure à la variabilité annuelle. Il semble nécessaire, de modifier notre stratégie ultérieure d'échantillonnage pour mettre en évidence les liaisons trophiques entre les mollusques et le milieu environnant. En effet pour ce type de recherche les suivis hydrobiologiques doivent s'effectuer avec une périodicité élevée et avec un grand nombre de paramètres, ce qui sous-tend qu'un faible nombre de prélèvements puisse être assuré à chaque campagne. Ainsi la nouvelle stratégie spatio-temporelle la mieux adaptée semble être un ensemble de prélèvements en une station avec une périodicité la plus élevée possible en cycle de marée. La station 10 (fig. 1) semble être la station centrale la plus représentative car, lors d'un cycle de marée dans ce goulet relativement étroit, défilent alternativement les masses d'eau du nord et du sud du bassin. Par contre, pour élaborer une surveillance de la qualité des eaux ce groupement de stations a pour conséquence d'alléger le nombre de prélèvements en choisissant un point de chaque secteur, en portant cependant un effort particulier sur les eaux de l'estuaire de la Charente. C'est dans ce sens que les stations du Réseau National d'Observation ont été choisies (fig. 1).

## Conclusion.

Cette analyse factorielle permet de résumer le schéma général de l'hydrobiologie du bassin de Marennes-Oléron. L'estuaire de la Charente et à un degré moindre celui de la Seudre apportent les sels minéraux azotés et phosphatés mais aussi une biomasse phytoplanctonique qui s'est développée dans les secteurs d'eau douce. Cette biomasse en voie de dégénérescence est associée à un cortège de matière organique détritique important associé à une forte charge en seston minéral. Dans le bassin, aux périodes prospectées, il ne se produit pas de « blooms » phytoplanctoniques notables, malgré l'abondance des sels nutritifs apportés ou minéralisés. La turbidité élevée semble donc inhiber la production phytoplanctonique.

*Manuscrit remis le 30 juin 1983, accepté le 30 octobre 1983.*

BIBLIOGRAPHIE

- ALLEN (G.P.), 1972. — Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. — Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bordeaux I, n° 353, 314 p.
- ALLEN (G.P.), CASTAING (P.), et KLINGEBIEL (A.), 1974. — Suspended sediment transport and deposition in the Gironde estuary and adjacent shelf. — *Bull. Inst. Geol., Bassin d'Aquitaine*, **7**. Symposium international de Bordeaux : 27-36.
- ALZIEU (C.), HÉRAL (Y.), DARDIGNAC (M.J.), et FEUILLET (M.), 1982. — Influence des peintures antisalissures sur la calcification de la coquille de l'huître *Crassostrea gigas*. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **45** (2) : 101-116.
- BARON (G.), 1938. — Etude du plancton dans le bassin de Marennes. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **11** (2) : 167.
- BARUSSEAU (J.P.), 1973. — Evolution du plateau continental rochelais (golfe de Gascogne) au cours du Pliocène terminal et de l'Holocène. Les processus actuels de la sédimentation. — Thèse de doctorat d'Etat, Univ. Bordeaux I n° 9124, 363 p.
- BERLAND (B.R.), BONIN (D.J.), DAUMAS (R.A.), LABORDE (P.L.), et MAESTRINI (S.Y.), 1970. — Variations du comportement physiologique de l'algue *Monallantus salina* (Xanthophycée) en culture. — *Mar. Biol.*, **7** : 82-92.
- BERLAND (B.R.), BONIN (D.J.), et MAESTRINI (S.Y.), 1978. — Facteurs limitant la production primaire des eaux oligotrophes d'une aire côtière méditerranéenne (Calanque d'En Vau, Marseille). — *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **63** : 501-531.
- BERTHOMÉ (J.P.), RAZET (D.) et GARNIER (J.), 1978. — Etude hydrobiologique du bassin de Marennes-Oléron : incidences sur la reproduction de *Crassostrea gigas* en 1977. — *CIEM, Com. shellfish* K 33, 11 p.
- BERTHOMÉ (J.P.), RAZET (D.) et GARNIER (J.), 1979. — Etude comparée de deux années de reproduction de l'huître creuse *Crassostrea gigas* dans le bassin de Marennes-Oléron : aspects hydrobiologiques. — *CIEM, Com. shellfish* K 19, 13 p.
- BIEN (M.), 1958. — The removal of soluble silica from fresh water entering the sea. — *Geo. Cosmo. Acta*, **14** : 35-34.
- BOEUF (C.F.), 1949. — Observations sur le milieu fluvio marin de la Charente en période d'étiage. — *C.R. Acad. Sci., Paris*, **229** : 1253-1255.
- CAMERON (W.M.) et PRITCHARD (D.W.), 1963. — Estuaries, in : the sea (?), MN Hill Ed., John Wiley and Sons ; 306-324.
- CARRUESCO (C.), 1977. — Sur la dynamique de la matière organique de sédiments littoraux du bassin ostréicole de Marennes-Oléron (Charente-Maritime). — *Bull. Inst. Geol. Bassin d'Aquitaine*, **22** : 55-74.
- CASTAING (P.), 1981. — Le transfert à l'océan des suspensions estuariennes — cas de la Gironde — Thèse de doctorat d'Etat, Univ. Bordeaux I, *Mem. Inst. Geol. Bassin d'Aquitaine*, **12**, 530 p.
- CHARDY (P.), GLEMAREC (M.) et LAUREC (A.), 1976. — Application of Inertia Methods to Benthic Marine Ecology : Practical Implications of the Basic Options. — *Est. and Coast. Mar. Sci.*, **4** : 179-205.
- CHAUX-THEVENIN (H.), 1929. — Observation sur la reproduction des huîtres indigènes dans la région de Marennes. — *Rev. Trav. off. Pêches marit.*, **2** (1) : 103.
- 1931. — Notes sur la récolte du naissain d'huîtres portugaises dans la région de Marennes en 1930. — *Ibid.*, **4** (3) : 291.
- 1932. — Notes sur la récolte du naissain d'huîtres portugaises dans la région de Marennes en 1931. — *Ibid.*, **5** (3) : 373.
- 1935. — Notes sur la récolte du naissain d'huîtres portugaises dans la région de Marennes de 1932 à 1934. — *Ibid.*, **8** (1) : 79.
- 1937. — Note sur la production d'huîtres dans la région de Marennes en 1936. — *Ibid.*, **10** (1) : 67.
- 1938. — Note sur la production du naissain d'huîtres dans la région de Marennes en 1937. — *Ibid.*, **11** (2) : 197.
- DECHAMBENOY (C.), PONTIER (L.), SIROU (F.) et VOUBE (J.), 1977. — Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à la connaissance de la dynamique superficielle des estuaires (système Charente - Seudre - Anse de l'Aiguillon). — *C.R. Acad. Sci., Paris*, 284 : 1269-1272.
- EQUIPE FRALIT, 1981. — Télédétection du marais poitevin et de ses marges. — Coll. Ecole Normale Supérieure, **11**, 311 p.
- FANNING (K.A.) et PILSON (M.E.Q.), 1973. — The lack of inorganic removal of dissolved silica during river ocean mixing. — *Geo. Cosmo. Acta.*, **37** : 2405-2415.
- FEUILLET (M.) et GOULEAU (D.), 1977. — Action des épandages de craie sur les vases des claires et des parcs ostréicoles. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **41** (4) : 417-436.
- GALLENE (B.), 1974. — Les accumulations turbides de l'estuaire de la Loire. Etude de la « crème de vase ». — Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Nantes, 323 p.

- GENNESSEAUX (M.), 1956. — Le milieu fluvio-marin de l'estuaire de la Charente. — *D.E.S. Sci. Nat. Fac. Sciences Paris*.
- GOLDMAN (J.C.), 1976. — Identification of nitrogen as a growth limiting nutrient in waste waters and coastal marine waters through continuous culture algal assays. — *Wat. Res.* **10**: 97-104.
- GRAS (P.), COMPS (M.), DAVID (A.) et BARON (G.), 1971. — Observations préliminaires sur la reproduction des huîtres dans le bassin de Marennes-Oléron en 1971. — *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, **207**, 16 p.
- HAMILTON (R.D.) et HOLM-HANSEN (O.), 1967. — Adenosine triphosphate content of marine bacteria. — *Limnol. Oceanogr.*, **12**: 319-324.
- HEAD (P.C.), 1970. — Discharge of nutrients from estuaries. — *Mar. Poll. Bull.* (1) **9**: 138-140.
- HÉRAL (M.), BERTHOMÉ (J.P.), RAZET (D.) et GARNIER (J.), 1977. — Etude hydrobiologique du bassin de Marennes-Oléron, un exemple: la sécheresse de l'été 1976. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **42** (4): 269-290.
- HÉRAL (M.) et PROU (J.), 1980. — Etude de la biomasse bactérienne dans le bassin de Marennes-Oléron. — *CIEM*, comité de l'Océanographie biologique, L 46, 10 p.
- HÉRAL (M.), RAZET (D.), MAESTRINI (S.Y.) et GARNIER (J.), 1980. — Composition de la matière organique particulière dans les eaux du bassin de Marennes-Oléron; apport énergétique pour la nutrition de l'huître. — *CIEM* comité de l'Océanographie biologique, L 44, 14 p.
- HÉRAL (M.), ROBERT (J.M.), TRUQUET (J.), BARBAROUX (O.), GARNIER (J.) et RAZET (D.), 1981. — Composition en éléments azotés minéraux et organiques dissous de l'eau du bassin conchylicole de Marennes-Oléron. — *CIEM* E 58, 9 p.
- HINARD (G.), 1928. — Les fonds ostréicoles de la Seudre et du Belon. — *Off. Pêches marit., Notes et rapports*, **31**, 27 p.
- HOLM-HANSEN (O.) et BOOTH (C.R.), 1966. — The measurement of adenosine triphosphate in the ocean, its ecological significance. — *Limnol. Oceanogr.*, **11**: 510-519.
- JAMES (A.) HEAD (P.C.), 1970. — The discharges of nutrients from estuaries and their effect on primary productivity in: F.A.O. Technical conference on Marine Pollution. Rome, 6 p.
- JAWORSKI (N.A.), LEAR (D.W.) et VILLA (O.), 1972. — Nutrient management in the Potomac estuary. In nutrient and Eutrophication Symposium. — *Limnol. Ocean.*: 246-273.
- JITTS (H.R.), 1959. — The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits. — *Aus. J. Mar. Freshwat. Res.*, **10**: 7-21
- KLINGEBIEL (A.), DE RESSEQUIER (A.) et TESSON (M.), 1971. — Contributions à l'étude de la circulation des masses d'eau dans le bassin de Marennes-Oléron. — *C.R. Acad. Sci., Paris*, **273**: 1783-1786.
- KLINGEBIEL (A.) et TESSON (M.), 1974. — Etudes d'environnement dans les baies du littoral charentais. — II<sup>e</sup> Colloque international Exploitation des Océans oBrdeaux (France), 1-4 octobre, **2**, 17 p.
- KOROLEFF (F.), 1969. — Direct determination of ammoniac in natural waters as indophenol blue. — *CIEM*, C 2: 19-22.
- Laboratoire Central d'Hydraulique de rance, 1973. Etude des phénomènes régissant le bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Campagne d'études complémentaires 1972-1973. — *Rapport d'étude LCHF — DDE Charente-Maritime*, Maisons Alfort, 3 tomes.
- Central d'Hydraulique de France, 1975. Etude sur modèle réduit des phénomènes hydrauliques régissant le bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Rapport d'étude LCHF — DDE Charente-Maritime Maisons Alfort, 108 p.
- LABORDE (P.), 1972. — L'adénosine triphosphate des micro-organismes marins planctoniques. Rapports avec la biomasse et la productivité primaire. — Thèse de 3<sup>e</sup> cycle, Un.v. Aix Marseille, 108 p.
- LADOUCE (R.), 1938. — Observations sur la reproduction des huîtres. — *Rev. Trav. Off. Pêches*, **11** (4): 571.
- LAFUSTE (J.), LE DANTEC (J.), MARTEIL (L.) et TROCHON (P.), 1957. — reproduction de l'huître portugaise (*Gryphaea angulata*) dans les centres de captage de la côte atlantique. — *Rev. Trav. Inst. Pêches*, **21** (3): 401.
- LANNERGREN (C.), 1978. — Phytoplankton production at two stations in Lindas pollene, a Norwegian Pond-Locked fjord, and limiting nutrients studied by two kinds of bio-assays. — *Int. Revue. ges. Hydrobiol.* **63**: 56-57.
- LEBORNE-DAVID (A.), 1972. — Polymorphisme de *Biddulphia sinensis* (Greville) dans le bassin de Marennes-Oléron. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (3): 275.
- LEBORNE-DAVID (A.), 1973. — Le phytoplancton des eaux superficielles du bassin de Marennes-Oléron et son incidence sur l'alimentation des huîtres — rapport I.S.T.P.M., 45 p.
- LEBORNE (A.), GRAS (P.), COMPS (M.), CARRUESCO (C.) et RAZET (D.), 1973. — Observations sur la reproduction des huîtres dans la Seudre (bassin de Marennes-Oléron) en 1972. — *CIEM*, com. shellfish, K 16.
- LORENZEN (C.J.), 1967. — Determination of chlorophyll and pheophytin: spectrophotometric equation. — *Limnol. Oceanogr.*, **12**: 343-346.
- LOWRY (M.), ROSEBROUG (N.J.), FARA (A.L.) et RANDALL (J.R.), 1951. — Protein measurement with the folin phenol reagent. — *J. Biol. Chem.*, **193**: 265-275
- MAESTRINI (S.Y.) et ROBERT (J.M.), 1981. — Rendements d'utilisation des sels nutritifs et variations de l'état des cellules de trois diatomées de claires à huîtres de Vendée. — *Oceanologica Acta*, **4** (1): 13-21.
- MAESTRINI (S.Y.), ROBERT (J.M.) et TRUQUET (I.), 1982. — Simultaneous uptake of ammonium and nitrate by oyster — pond algae. — *Mar. Biol. Letters*, **3**: 143-153.

- MALARA (G.) et CHARRA (R.), 1972. — Dosage des protéines particulières selon la méthode de Lowry. — Notes de travail, S.Z.V. Villefranche-sur-Mer, 5 p.
- MARTIN (J.M.), 1971. — Contribution à l'étude des apports terrigènes d'oligo-éléments stables et radioactifs à l'océan. — Thèse de doctorat d'Etat, Paris n° CNRS A 0 5466, 155 p.
- MARTIN (J.M.), MEYBECK (M.), SALVADORI (F.) et THOMAS (A.), 1976. — Pollution chimique des estuaires : Etat actuel des connaissances. — *Rapp. Scient. Techn. CNEXO*, **22**, 286 p.
- MARTIN (A.G.), RIAUX (C.) et GRALL (J.R.), 1977. — Distribution de la matière organique particulière dans l'estuaire de la Penzé (Nord Finistère). — *J. Rech. Oceanogr.*, **2** (2) : 13-19.
- MASCOLO (D.), MEYBECK (M.), CLUIS (D.) et COUILLARD (D.), 1972. — Caractéristiques physico-chimiques des effluents urbains de l'agglomération de Montréal (Québec). — Centre québécois des Sciences de l'Eau. *Rapport Tech.* **4**.
- MELIN (K.E.R.) et LINDAHL (P.E.B.), 1973. — Algal biotest of Stockholm Archipelago waters qualitative aspects. Nutrients and their influence on the algae in the Stockholm Archipelago during 1970. — *Oikos*, **15** : 189-194.
- NICHOLS (M.), 1974. — Interprétation de turbidités localisées d'après photosatellites. — *Bull. Inst. Geol., Bassin d'Aquitaine*, Symposium international de Bordeaux, 425 p.
- PARSONS (T.R.), STEPHENS (K.) et STRICKLAND (J.D.H.), 1961. — On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankters. — *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **18** : 1001-1016.
- POMEROY (L.R.), SMITH (E.E.) et GRANT (C.M.), 1965. — The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. — *Limnol. Oceanogr.*, **10** (2) : 167-172.
- POULIQUEN (M.), 1975. — Etude minéralogique et géochimique des sédiments du littoral vendéo-charentais et de la vasière Ouest-Gironde (France) : application à la connaissance de l'origine et de la dynamique des vases dans la baie de Marennes-Oléron. — Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Bordeaux I, n° 1239, 163 p.
- RANGON (G.), 1936. — L'absence de naissain d'huîtres portugaises en 1934 et 1935 dans la région de Marennes. Causes et conséquences. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **9** (1) : 67.
- REDFIELD (A.C.), 1934. — On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In *James Johnston Memorial Volume*. Liverpool: The University Press : 176-192.
- RELEXANS (J.C.) et ETCHEBER (H.), 1982. — Cycles saisonniers de la matière organique particulière à la limite amont de l'estuaire de la Gironde. — *C.R. Acad. Sci., Paris*, **294** (2) : 861-864.
- ROBERT (J.M.), MAESTRINI (S.Y.), HÉRAL (M.), RINCE (Y.), DRENO (J.P.) et BEKER (L.), 1982. — Enrichissement expérimental d'eaux printanières de claires à huîtres en baie de Bourgneuf (Vendée, France) : augmentation de la biomasse et utilisation des éléments nutritifs par les algues unicellulaires. — *Hydrobiol.*, **96** : 53-63.
- ROBERT (J.M.), MAESTRINI (S.Y.), HÉRAL (M.) et ZANETTE (Y.), 1983. — Production des micro-algues des claires ostréicoles en relation avec l'azote organique dissous excrété par les huîtres. Colloque UNESCO-SILCO Bordeaux septembre 1981. — *Oceanologica Acta* (à paraître).
- ROBERT (J.M.), 1983. — Fertilité des eaux des claires ostréicoles et verdissement : utilisation de l'azote par les diatomées dominantes. — Thèse d'Etat, Univ. Nantes, 281 p.
- ROMAÑA (A.), 1982. — Estuaire de la Gironde : Campagnes Libellules. — Rapport CNEXO. 3 volumes.
- ROMANO (J.C.), 1975. — Les adénosines 5' phosphate (ATP, ADP, AMP) chez des algues planctoniques en culture et en zone eutrophe (Golfe de Fos) signification métabolique et écologique. — Thèse de 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Aix Marseille II, 102 p.
- RYTHER (J.H.), 1954. — The ecology of phytoplankton blooms in Moriches Bay and great South Bay, Long Island, New York. — *Biol. Bull.*, (Lancaster) **106** : 198-209.
- RYTHER (J.H.) et DUNSTAN (W.M.) 1971. — Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. — *Science*, **171** : 1008-1013.
- SALVADOR (F.), 1976. — Etudes de quelques paramètres chimiques de la qualité des eaux dans l'estuaire de la Charente. — Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Pierre et Marie Curie. Paris VI, 87 p.
- SORNIN (J.M.), 1981. — Processus sédimentaires et biodéposition liés à différents modes de conchyliculture. Baie de Cancale, Anse de l'Aiguillon et Bassin de Marennes-Oléron. — Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Nantes, 188 p.
- SORNIN (J.M.), FEUILLET (M.), HÉRAL (M.) et DESLOUS-PAOLI (M.), 1983. — Effet des biodépôts de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur l'accumulation de matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes-Oléron. 2nd Franco-British Symposium London Septembre 1982. — *J. Moll. Study* (à paraître).
- STRICKLAND (J.D.H.), 1960. — Measuring the production of marine phytoplankton. — *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **122** : 1-172.
- STRICKLAND (J.D.H.) et PARSONS (T.R.), 1972. — A practical hand-book of sea water analysis. — *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **167** (2) 310 p.
- TESSON (M.), 1973. — Aspects dynamiques de la sédimentation dans la baie de Marennes-Oléron (France). — Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Univ. Bordeaux I, n° 1107, 128 p.
- THAYER (G.W.), 1971. — Composition of two storage methods for the analysis of nitrogen and phosphorus fractions in estuarine water. — *Chesapeake Science*, **11** (3) : 155-158.
- TOETZ (D.W.), 1970. — Experiments on the adsorption of ammonium ions by clay particles in natural waters. — *Water resources research*, **6** (3) : 979-980.

- VANDERBORGHT (J.P.), WOLLAST (R.) et BILLEN (G.), 1977. — Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. — *Limnol. Oceanogr.*, **22** (5) : 587-793.
- VERGER (F.), 1968. — Marais et wadden du littoral français. Bordeaux, Ed. Biscaye Frères, 541 p.
- VOLLENWEIDER (R.A.), 1971. — Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. — O.C.D.E. Paris, rapport D.A.S., C.S.L., **68** (27) 182 p.
- WINKLER (L.W.), 1888. — The determination of dissolved oxygen in water. — *Ber.*, 21 ; 2843.
- WOLLAST (R.) et DE BROEU (F.), 1971. — Study of the behavior of dissolved silica in the estuary of the Scheldt. — *Geo. Cosmo. Acta*, **35** : 613-620.
- 
-