



Station de La Tremblade

Mus de Loup, 17390 LA TREMBLADE  
Tél. 46.36.18.41

Convention de recherches  
Conseil Régional Poitou-Charentes  
IFREMER

INCIDENCE DE LA DIMINUTION DES DEBITS DE LA CHARENTE SUR LA  
PRODUCTION PRIMAIRE DU BASSIN DE MARENNES-OLERON.

Compte rendu n°1 sur l'état  
d'avancement des travaux.

Avril 1986

B. RAVAIL<sup>(2)</sup>, M. HERAL<sup>(1)</sup>, D. RAZET<sup>(1)</sup>, J.M. ROBERT<sup>(3)</sup>

(1) IFREMER

Direction des Ressources Vivantes  
Laboratoire National Ecosystèmes  
Conchylicoles La Tremblade

(2) CREMA L'Houmeau

Responsable Scientifique

M. HERAL

(3) Faculté des Sciences de Nantes  
Laboratoire biologie marine

## Résumé :

Le suivi bi-mensuel des caractéristiques des eaux de l'estuaire de la Charente met en évidence les fortes teneurs en sels nutritifs transportés par ce fleuve. Les apports de fin d'hiver en nitrates sont supérieurs à  $240 \mu \text{ atg N l}^{-1}$ . Le phosphore a un comportement particulier puisqu'en période de crue, il s'adsorbe sur les particules et le sédiment, jouant un effet régulateur, ainsi les apports ne dépassent guère  $2 \mu \text{ atg P l}^{-1}$  en hiver mais aussi en été. Les biomasses phytoplanctoniques vivantes ou dégénérescentes sont fortes avec deux périodes d'efflorescence bien marquées, mai-juin et octobre. Les teneurs en chlorophylle a atteignent  $7 \mu\text{g}$  de chla pour la surface et  $23 \mu\text{g}$  de chla pour le fond. Par ailleurs, les teneurs en phéopigments dépassent  $31 \mu\text{g}$  de phéo en surface et  $100 \mu\text{g}$  de phéo pour le fond. Cet estuaire est caractérisé par une turbidité très forte avec des charges en suspension supérieures au  $1 \text{ gr l}^{-1}$  et exceptionnellement égales à  $10 \text{ gr l}^{-1}$ . Les fortes turbidités varient en fonction du coefficient de marée. Les marées de vives-eaux remettant en suspension le sédiment du fond et des berges environnantes. Par ailleurs, l'influence de la marée joue un rôle non négligeable sur la répartition des nutriments en effet si, en octobre, à basse mer de mortes eaux les teneurs en nitrates sont, par exemple de  $200 \mu \text{ atg l}^{-1} \text{ N}$ , la marée précédente de vives eaux, ils ne sont que de  $40 \mu \text{ atg l}^{-1} \text{ N}$  à la même station. Ainsi le volume supérieur à 30 millions de  $\text{m}^3$  qui entre dans l'estuaire à chaque marée, dilue et repousse ces éléments vers l'amont.

Pour la période estivale, un étiage prononcé de 3 mois est caractéristique de l'année 1985 avec un débit à Saint Savinien de  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  de la deuxième quinzaine d'août jusqu'en novembre. En l'absence de pluviométrie, l'effet de l'amplitude de la marée est sensible sur la mesure des débits au clapet de Saint Savinien en liaison avec la nature de la gestion de ce barrage. En outre l'amplitude de la marée joue directement sur les volumes d'eau de mer entrant dans l'estuaire (50 millions de  $\text{m}^3$  coef. 115 et 26 millions de  $\text{m}^3$  coef, 47). En l'absence de débits variables et lorsqu'ils sont de faible intensité ( $15 \text{ m}^3$ ), une modification sensible à la limite de la marée de salinité est détectée (8 à 2 ‰).

La campagne caractéristique des débits d'étiage, pour définir le panache de dilution des eaux de l'estuaire permet de trouver une assez bonne concordance entre la dispersion de la salinité ou des sels nutritifs avec le modèle mathématique de dispersion de la pollution au LCHF, exception faite d'une progression plus forte du panache vers le Nord-Ouest englobant toute l'Ile d'Aix.

Les tests de fertilité réalisés en octobre en période d'étiage, permettent de définir dans l'estuaire externe une zone de productivité maximale avec des teneurs moyennes de  $21 \mu\text{g chla l}^{-1}$  et un maximum de  $60 \mu\text{g chla l}^{-1}$ .

Ces biomasses sont largement supérieures à celles observées in situ. On peut avancer l'hypothèse que la turbidité dans l'estuaire inhibe le développement phytoplanctonique mais aussi que, au gré des courants de marée, les populations phytoplanctoniques peuvent passer plusieurs fois au-dessus des cultures de moules et d'huîtres et être progressivement consommées.

1) VARIATION DES PARAMETRES HYDROBIOLOGIQUES DE L'ESTUAIRE DE LA CHARENTE  
EN 1985

Protocole :

Un suivi régulier des paramètres physico-chimiques et des facteurs biotiques des eaux de l'estuaire de la Charente est effectué deux fois par mois en 1985 en périodes de vives eaux et de mortes eaux à deux stations, l'une située dans l'estuaire à la bouée de la Mouclière (station 5), l'autre en secteur océanique à proximité du Fort Boyard (station 6). Les prélèvements sont réalisés en surface et au fond à marée haute (carte 1).

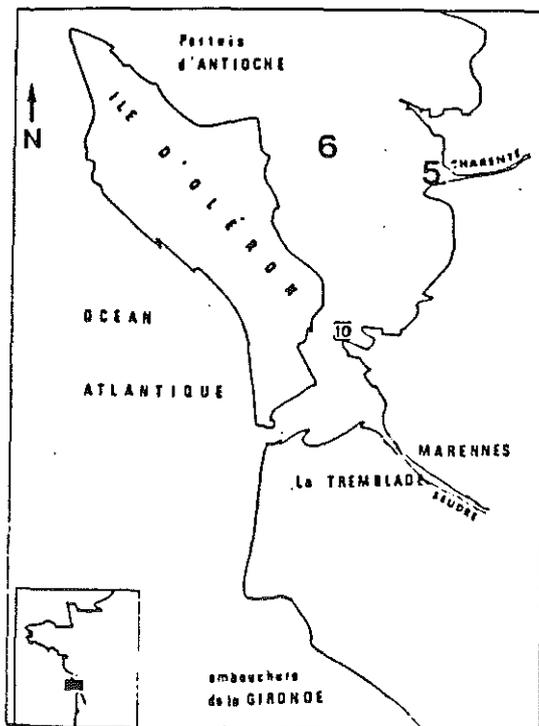


Figure 1 : Localisation des stations échantillonnées.

Techniques d'analyse :

La température et la salinité sont relevées automatiquement sur un conductimètre salinomètre embarqué ou déterminé par la méthode chimique de Jacobsen et Knudsen (1940). La turbidité est estimée par

Pour répondre au développement croissant des besoins en eau en période estivale, les divers consommateurs augmentent régulièrement leur prise d'eau douce. En effet, en période d'étiage du fleuve, la Charente doit fournir simultanément l'eau douce pour l'alimentation en eau potable des habitants du littoral (300 000 habitants), pour le maintien d'un niveau d'eau dans le marais et pour l'irrigation des terres agricoles mises en culture (3 à 5 m<sup>3</sup>/s). Or l'ostréiculture qui se développe à l'aval dans le bassin de Marennes-Oléron a aussi besoin d'eau douce. 9/10 de ces apports dans le bassin de Marennes-Oléron en période estivale proviennent de l'estuaire de la Charente. Ainsi les éléments fertilisateurs, transportés par ce fleuve, permettant au phytoplancton de se multiplier, fournissent la nourriture aux huîtres et moules en élevage.

En 1985, quatre axes de travail ont été développés :

- Un suivi régulier des paramètres physico-chimiques des eaux de l'estuaire permettant de définir les variations saisonnières des principales caractéristiques de cet estuaire.

- Des mesures de salinité pendant l'étiage estival pour préciser la remontée et la dynamique de la salinité

- Une campagne hydrobiologique caractéristique de l'étiage pour déterminer la zone de dilution des sels nutritifs de la Charente.

- Une estimation de la fertilité des eaux de la Charente et de son estuaire externe au mois d'octobre.

L'ensemble de ces campagnes fait partie d'un processus d'acquisition de données sur les caractéristiques physiques, hydrauliques et biologiques de l'estuaire principalement en période d'étiage, ce travail se déroulera en 1985 et en 1986. Une fois mis en évidence un certain nombre de mécanismes contrôlant la production de phytoplancton liée à la Charente, des lois pourront être identifiées permettant alors de construire un modèle hydrobiologique, outil qui seul permettra d'être prédictif et de simuler différents types de gestion du fleuve Charente.

néphélométrie. La charge de matière en suspension est déterminée par pesée de filtres préalablement calcinés. Le seston total des particules inférieures à 250 microns, à 10 microns et à 5 microns est recueilli, les sestons minéral et organique sont obtenus après crémation à 450°C.

L'ammoniac est fixé directement sur le bateau et dosé par la méthode de Koroleff (1969). Les sels nutritifs : nitrites, nitrates, phosphates et silicates, après filtration sur membrane 0,45  $\mu$  sont dosés à l'aide de l'autoanalyseur selon la méthode de Treguer et Le Corre (1976). La chlorophylle a et les phéopigments sont déterminés soit par spectrophotométrie, soit par fluorimétrie (Lorenzen, 1967). L'ultraplanton inférieur à 10 microns et 5 microns, est séparé du phytoplancton total par filtration différentielle.

#### Résultats :

- Température : Elles varient entre 5,7°C et 21,5°C en Charente (5) et entre 7°C et 20°C à Fort Boyard (6). Ainsi dans l'estuaire les températures sont plus en relation étroite avec les températures de l'air, tandis que l'inertie thermique de la mer, par son effet tampon, amoindrit les extrêmes dans le secteur océanique (fig. 2). Il est par ailleurs, important de remarquer comme Héral et al. (1984) l'ont déjà signalé qu'il n'existe pas de stratification thermique entre les eaux de surface et de fond.

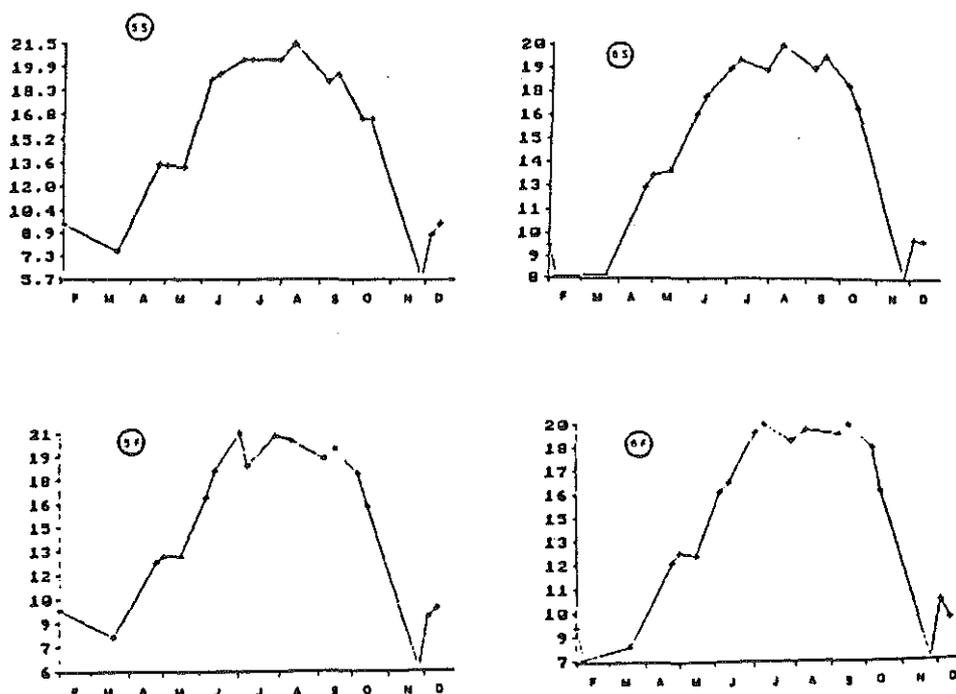


Figure 2 : Evolution annuelle des températures exprimées en degrés dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

- Salinité : Les salinités à l'embouchure des eaux de la Charente fluctuent en 1985 entre 11,5 ‰ en février et 33 ‰, aux mois d'août-septembre. On peut constater deux baisses de salinité sensibles en juin et fin juillet (11 et 26 ‰) liées à la pluviométrie de ces deux mois caractérisée par des précipitations relativement importantes en particulier en juillet : 51 mm contre 38 mm en année normale (fig. 3). La liaison entre la salinité et les débits de Charente mesurés à Angoulême sera réalisée ultérieurement mais on peut rappeler que le Pan (1982) a mis en évidence que la baisse de salinité à la station 5 intervient entre 7 et 22 jours après les augmentations de débit d'Angoulême. Par ailleurs, à la station 6 (Fort Boyard) l'influence des crues de Charente se fait sentir provoquant une baisse de salinité des eaux de surface jusqu'à 29 ‰. Dans les deux stations, la stratification saline des eaux de fond et de surface est marquée, elle peut être supérieure à 10 ‰ à l'embouchure et n'est plus que de 3 ‰ au Fort Boyard.

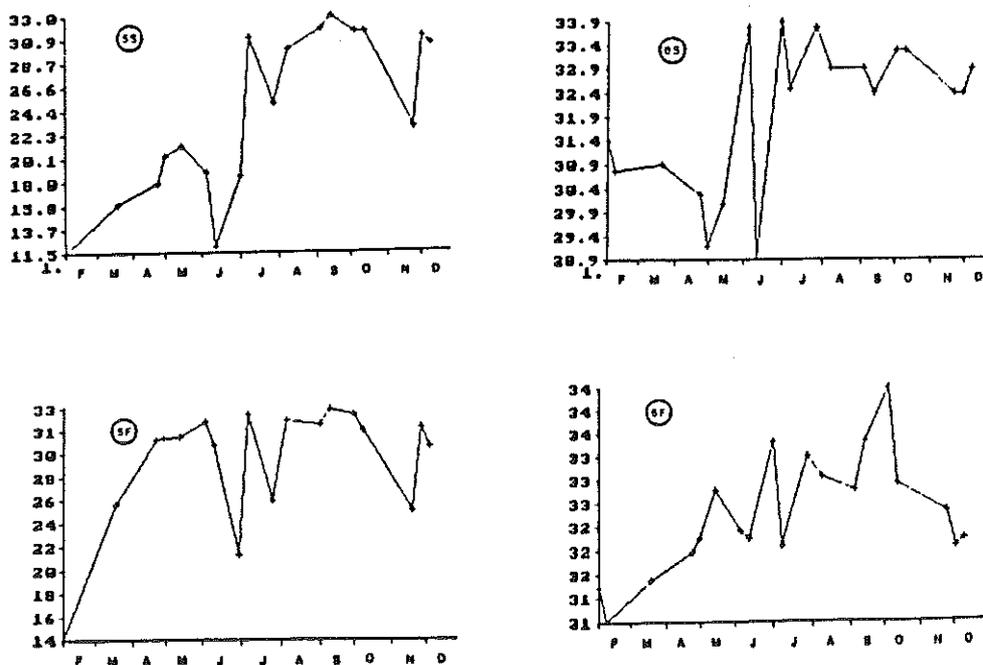


Figure 3 : Evolution annuelle des salinités exprimées en gr par litre d'eau dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

- Sels nutritifs :

. Ammoniac : Pour ce paramètre il faut rappeler que dans le bassin de Marennes-Oléron, les fluctuations journalières sont très

importantes de 0,5 à 9  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  selon les différentes masses d'eau échantillonnées (Héral et al., 1983). Les variations quotidiennes peuvent être supérieures aux variations saisonnières ou annuelles. Dans l'estuaire de la Charente l'ammoniac ne dépasse pas 7  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  malgré les rejets urbains et industriels (fig. 4).

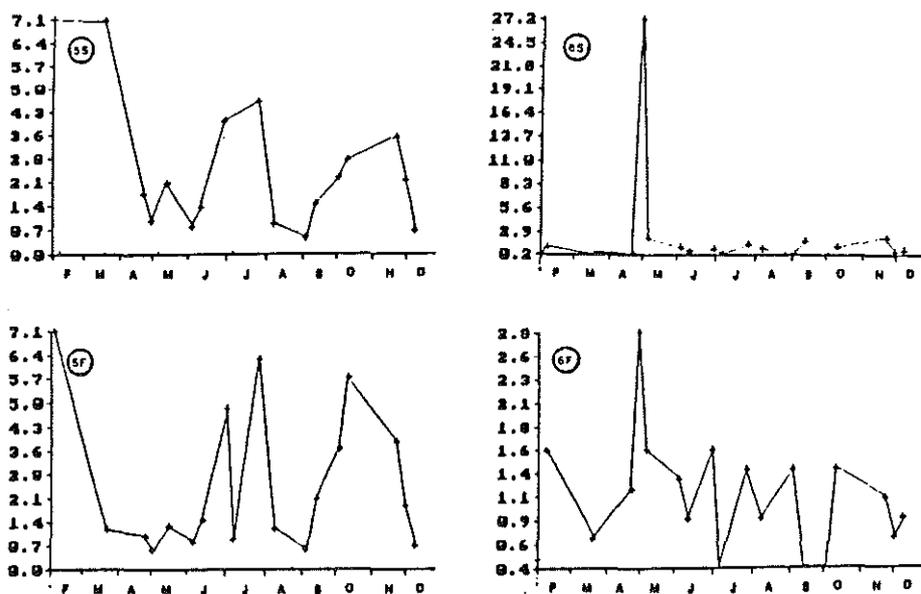


Figure 4 : Evolution annuelle des teneurs en ammoniac exprimées en  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

. Nitrites, nitrates : Les teneurs en nitrites restent à l'état de traces inférieures à 0,9  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans les eaux océaniques du bassin. Dans l'estuaire de la Charente ils oscillent entre 0,3 et 3  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  mettant ainsi en évidence que la minéralisation de cette forme transitoire de l'azote s'effectue dans l'estuaire (fig. 5).

Les nitrates, éléments dominants des constituants azotés jouent un rôle important dans l'écosystème du bassin de Marennes-Oléron puisque, comme Flamion et Héral (1985) l'ont démontré, l'azote y est le facteur limitant de la production primaire. Les nitrates présentent une évolution saisonnière caractéristique avec en hiver des teneurs supérieures à 200  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans l'embouchure de l'estuaire et 40  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans le secteur océanique. La baisse des teneurs en nitrates est en relation directe avec les débits, ainsi en août-septembre avec un débit de 12  $\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ , les concentrations dans l'estuaire ne sont que de 12  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  et de 4

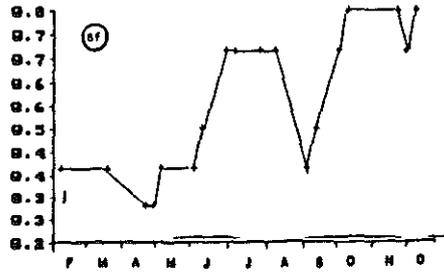
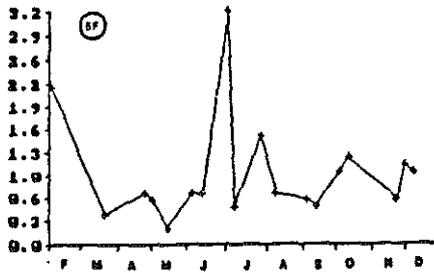
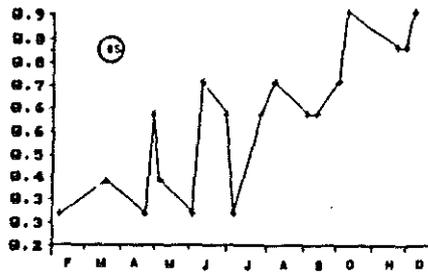
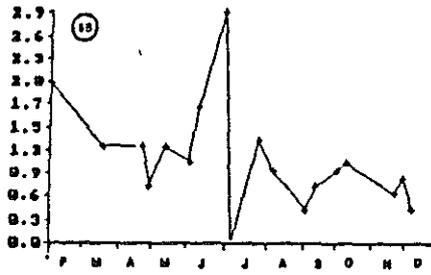


Figure 5 : Evolution annuelle des teneurs en nitrites exprimées en  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

$\mu\text{atgNl}^{-1}$  au Fort Boyard (fig. 6). A cette baisse des apports s'ajoute la consommation des nitrates par le phytoplancton. Ainsi si on compare simultanément les graphes de salinité et ceux des nitrates on peut avancer les hypothèses que les baisses de nitrates en avril peuvent être induites par le phytoplancton tandis que la forte augmentation du mois de

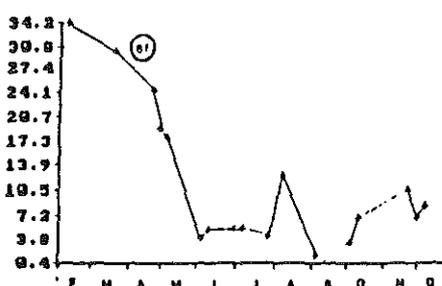
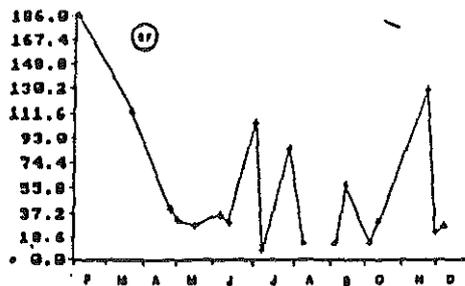
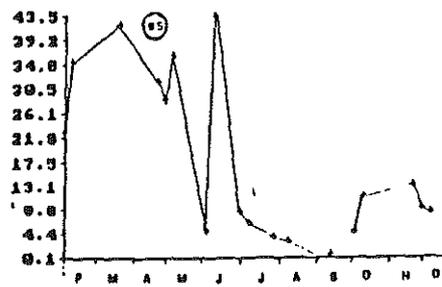
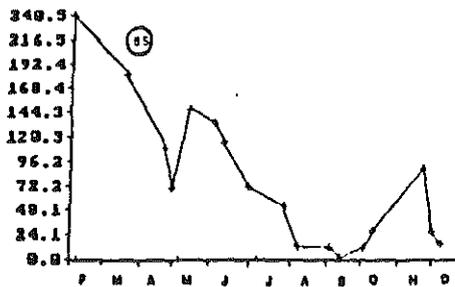


Figure 6 : Evolution annuelle des teneurs en nitrates exprimées en  $\mu\text{atgNl}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

juin serait due à une augmentation du débit de la Charente. Les apports de nitrates sont élevés, il peuvent provenir d'industries particulièrement polluantes comme les distilleries, nombreuses en Charente et dont les eaux sont très riches en azote (Volonneider, 1971). Par ailleurs, les rejets urbains représentent une source d'azote important (Salvadori, 1975). Cependant il semble que le stock d'azote apporté par la Charente provienne principalement des lessivages des terres agricoles.

- Phosphates : Comme les nitrates, les phosphates peuvent être considérés comme étant l'un des principaux facteurs limitants de la croissance phytoplanctonique. En secteur estuarien, ils proviennent des effluents urbains enrichis par les lessives ménagères. De plus, en Charente les apports industriels ne seraient pas à exclure car Salvadori (1975) précise que l'usine d'engrais de la "Royale Asturienne des mines" contribue notablement à l'enrichissement en phosphore de la Charente.

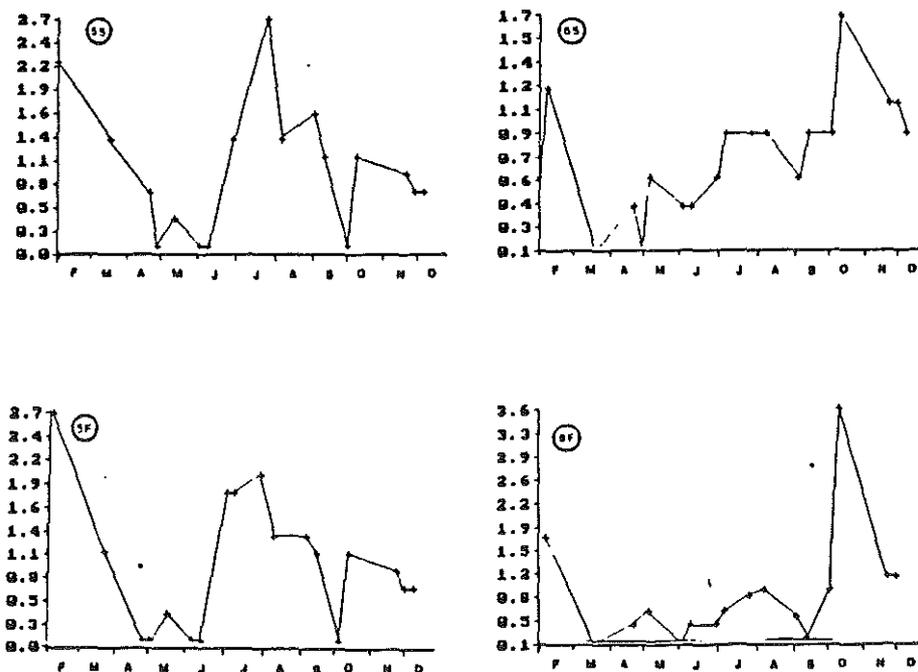


Figure 7 : Évolution annuelle des teneurs en phosphates exprimées en  $\mu\text{atgPl}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

Dans l'estuaire on constate un cycle marqué, avec apport lors des crues hivernales ( $2,2$  à  $2,7 \mu\text{atgPl}^{-1}$ ), nous avons par ailleurs pu montrer qu'en période de crue il se produit une adsorption sur les particules en suspension et sur le sédiment qui joue un rôle régulateur. On peut noter que des concentrations importantes se retrouvent en été ( $2 \mu\text{atgNl}^{-1}$ )

aussi par un remaniement des sédiments des berges et des slikkes environnantes (Héral et al., 1983). Ce bouchon vaseux oscille en fonction des débits entre le pont du Martrou et Port des Barques, n'atteignant la station 5 que lors des forts débits (fig. 10). La répartition par classe de taille du matériel en suspension montre qu'en surface les particules inférieures à 5 microns sont la quasi totalité du matériel en suspension et seraient constituées d'argile. Par contre dans les prélèvements de fond, les particules supérieures à 5 microns et à 10 microns sont dominantes mettant en évidence que des particules minérales plus lourdes (sable...) sont charriées sur le fond.

La variabilité du transport particulaire est très grande d'un mois à l'autre en fonction de la caractéristique des marées. Les marées de vives eaux et les courants associés mettent en suspension les vases des berges. La matière organique en suspension ne représente guère plus de 10 % de la charge sestonique minérale ne dépassant rarement 150 mg par litre. Cette matière organique est constituée à 50 % de débris végétaux compris entre 10 et 250  $\mu$ , qui peuvent être donc des éléments rentrant dans le bol alimentaire des mollusques.

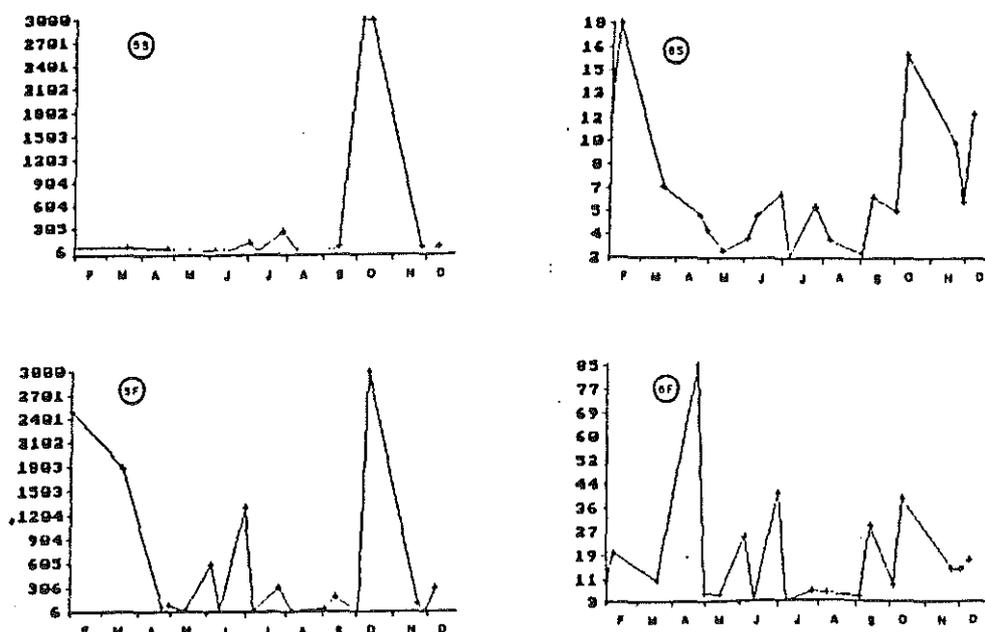


Figure 9 : Evolution annuelle de la turbidité exprimée en NTU dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

alors qu'à cette période les débits sont les plus faibles, et que les apports de nitrates ont diminué. La forte baisse de phosphore de fin avril à début juin est due aux poussées phytoplanctoniques printanières. Dans le secteur plus océanique le même cycle est mis en évidence avec des apports estivaux moins marqués (fig. 7).

- Silicates : En milieu côtier les silicates sont rarement un facteur limitant de la production primaire, cependant il peuvent contrôler le développement de certaines espèces en particulier les diatomées. Les apports dans l'estuaire sont variables mais ne descendent pas en dessous de  $10 \mu\text{atgSil}^{-1}$  pour les eaux de surface et  $3 \mu\text{atgSil}^{-1}$  pour les eaux de fond (fig. 8). Pour le secteur océanique, la consommation des silicates aux mois de mai-juin et au mois d'octobre par les efflorescences phytoplanctoniques est très marquée.

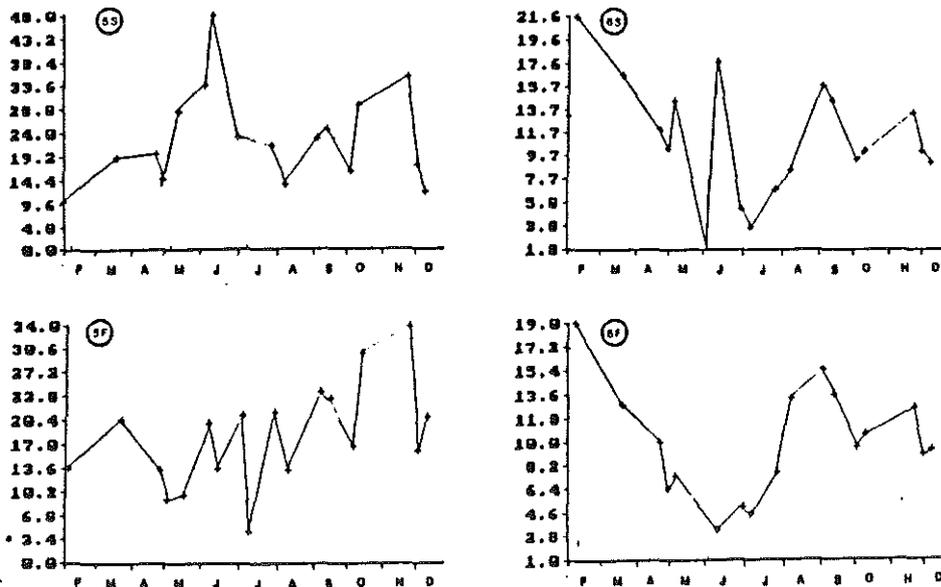


Figure 8 : Evolution des teneurs en silicates exprimées en  $\mu\text{atgSil}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F).

- Turbidité, charges sestoniques : Elle est très élevée dans l'embouchure de l'estuaire de la Charente, en particulier pour les eaux du fond souvent supérieures à 1 000 NTU correspondant à des charges de matières minérales en suspension supérieures 1 gr par litre et exceptionnellement égales à 10 g/litre (fig. 9). Ces teneurs correspondent aux eaux caractéristiques du bouchon vaseux qui se développe au contact eau douce-eau salée. Il est alimenté par le bassin versant, mais

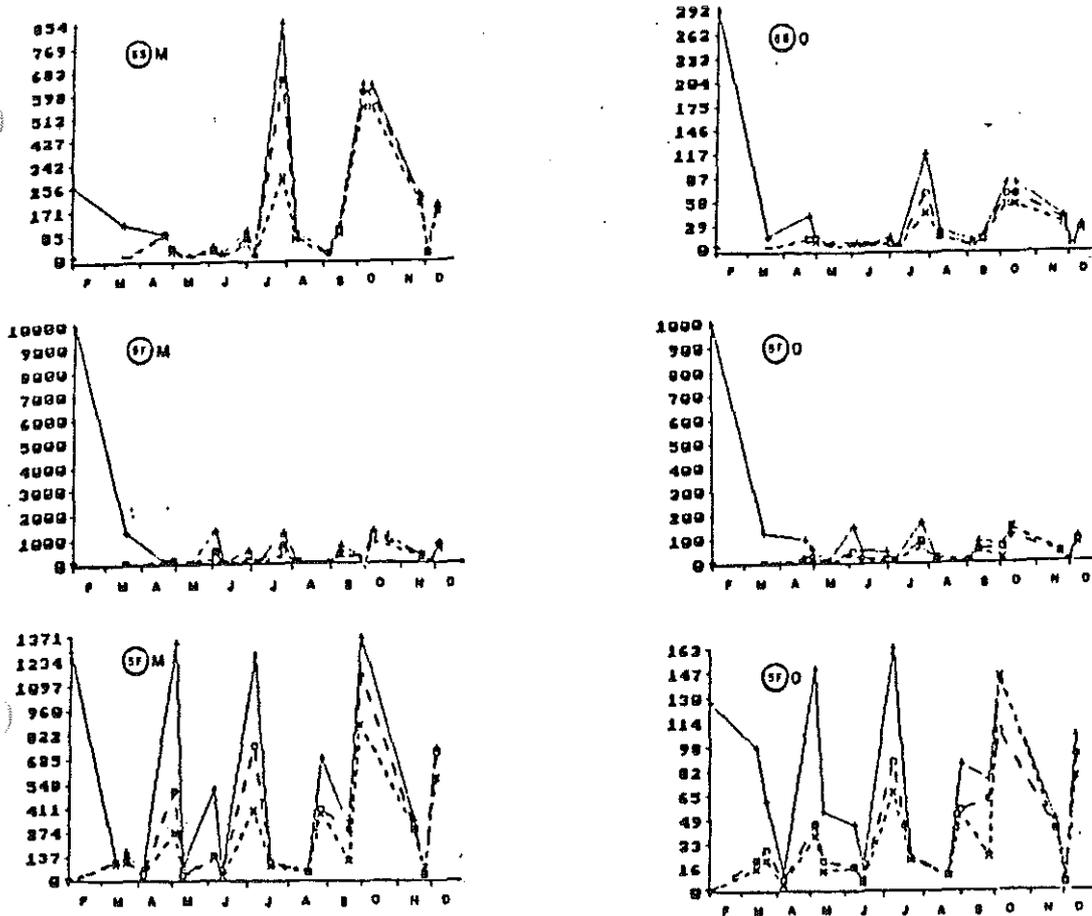


Figure 10 : Evolution annuelle de la charge sestonique minérale (M) et organique (O) dans l'estuaire de la Charente (5) (+) > à 250 $\mu$ , (o) > à 10  $\mu$ , (x) > à 5  $\mu$ , en surface (S) et au fond (F).

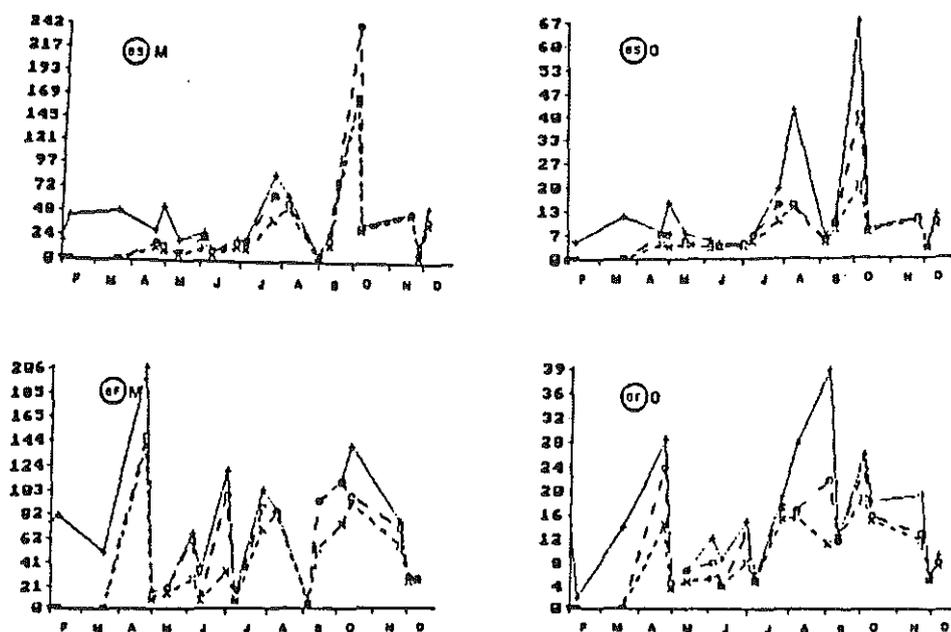


Figure 11 : Evolution annuelle de la charge sestonique minérale (M) et organique (O) au Ford Boyard (6), (+) > à 250 $\mu$ , (o) > à 10 $\mu$ , (x) > à 5 $\mu$  en surface (S) et au fond (F).

chlorophylle a. Pour les eaux de fond, l'efflorescence printanière est plus marquée (23 et 19  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) tandis que celle d'automne l'est nettement moins (3,5  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Dans le secteur océanique la biomasse phytoplanctonique est moins élevée, 3  $\mu\text{g l}^{-1}$  pour les eaux de surface et 6  $\mu\text{g l}^{-1}$  dans les eaux de fond (fig. 12). Dans les deux cas il peut paraître surprenant que les eaux de fond soient plus riches que les eaux de surface ceci peut être dû à la remise en suspension du phytobenthos par les forts courants. La taille des cellules phytoplanctoniques, critère essentiel de sélection pour les mollusques bivalves est très variable. L'ultra plancton inférieur à 10 microns représente dans les eaux de surface généralement près de 50 % de la biomasse alors que dans les eaux de fond les poussées phytoplanctoniques sont dues à des cellules de grande taille ce qui confirme l'hypothèse de la remise en suspension du feutre de diatomées benthiques de taille relativement grande.

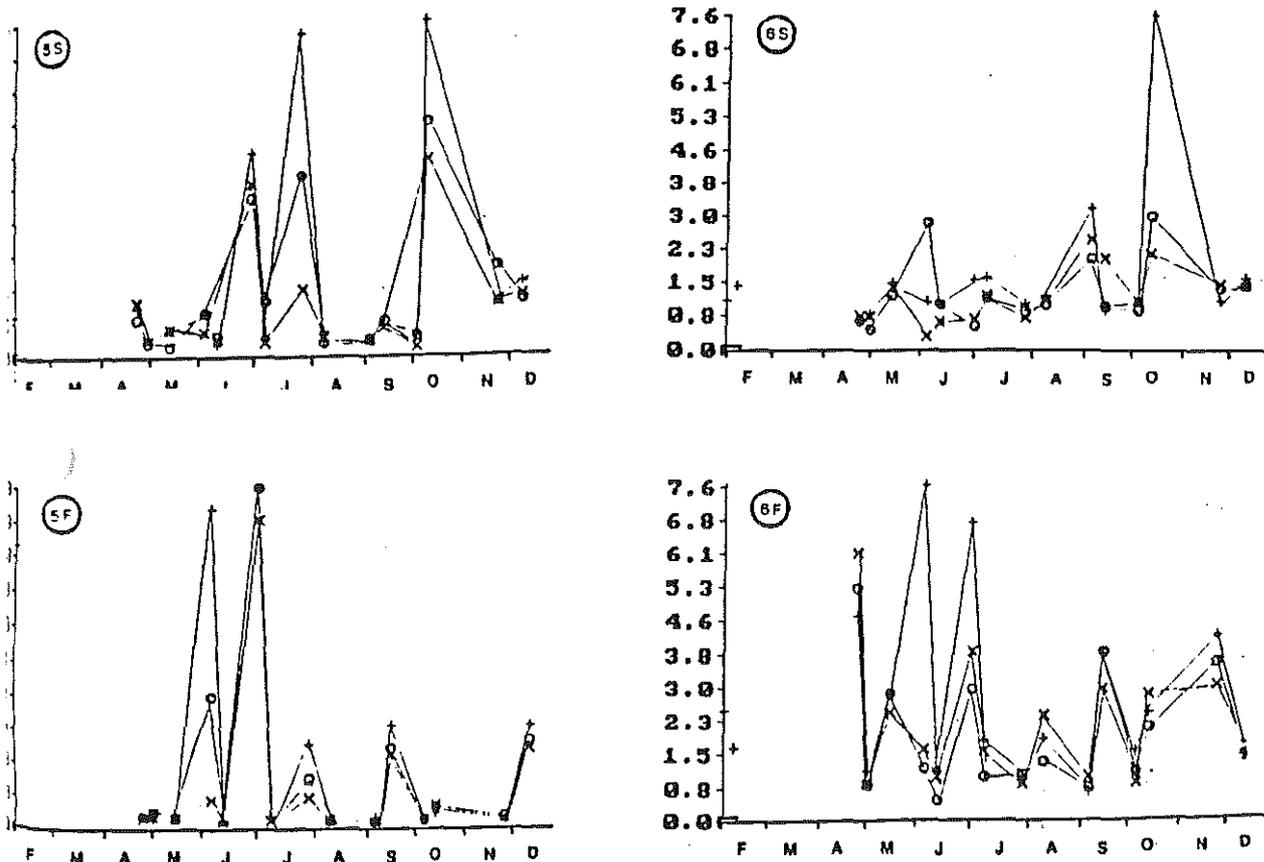


Figure 13 : Evolution annuelle du phytoplancton dégénerescent exprimée en  $\mu\text{g}$  de phéopigments par litre dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6) en surface (S) et au fond (F), (+)  $\rangle$  à 250 $\mu$ , (o)  $\rangle$  à 10 $\mu$ , (x)  $\rangle$  à 5 $\mu$ .

Dans le secteur océanique de Fort Boyard, la turbidité maximum est de 18 NTU en surface et de 85 au fond ce qui indique que les eaux sont 150 fois plus claires permettant une transparence de l'eau nettement plus élevée, la couche euphotique dans laquelle le phytoplancton peut se développer pouvant atteindre 8 mètres. La charge en suspension minérale oscille selon les marées entre 10 et 120 mg par litre. La matière organique représente 25 % du seston minéral ne dépassant rarement 50 mg par litre avec une moyenne de 10 mg par litre (fig. 11).

- Phytoplancton : L'estimation de la biomasse phytoplanctonique est déterminée à partir des mesures de chlorophylle a et de ses phéopigments.

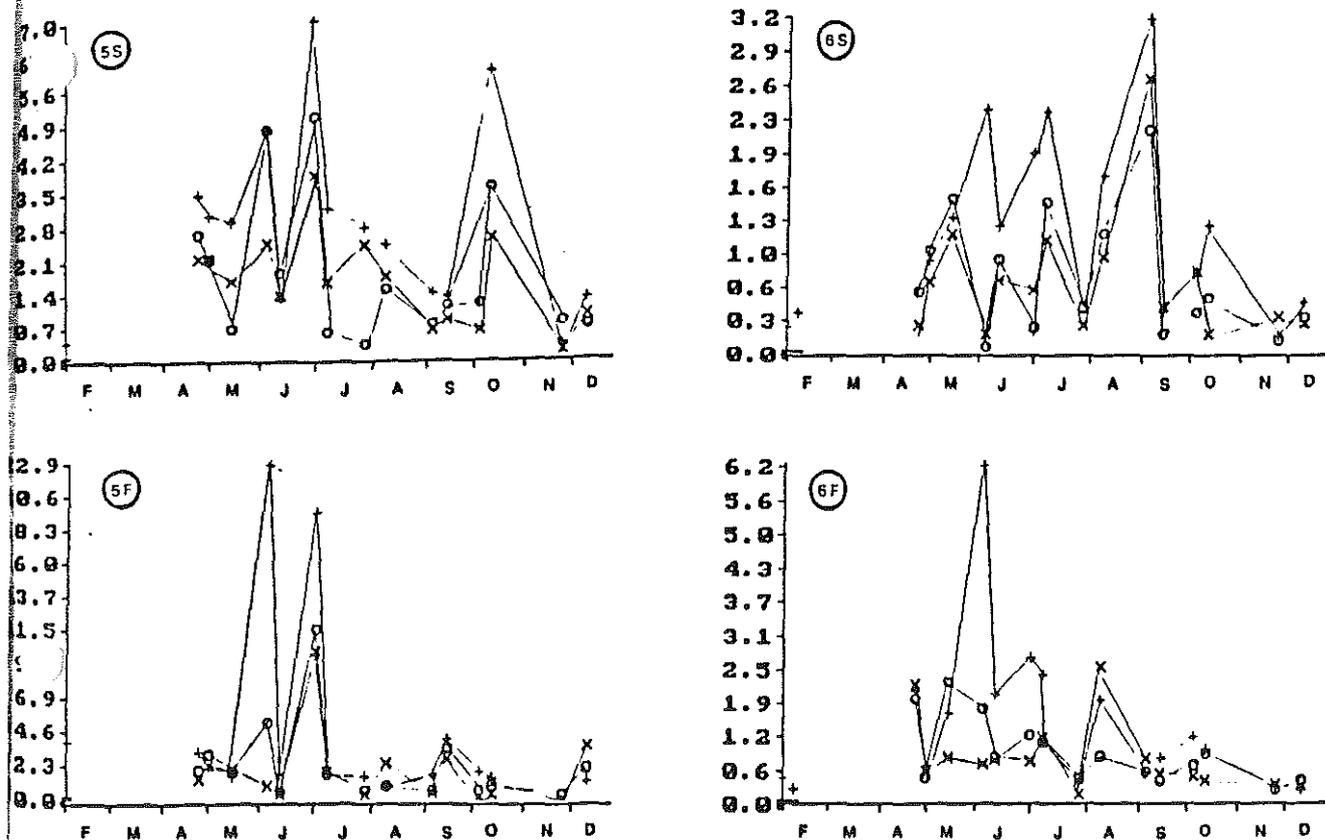


Figure 12 : Evolution; annuelle de la biomasse phytoplanctonique exprimée en  $\mu\text{g}$  de chlorophylle a par litre dans l'estuaire de la Charente (5) et au Fort Boyard (6), en surface (S) et au fond (F); (+)  $\rangle$  à 250  $\mu$ , (o)  $\rangle$  à 10 $\mu$ , (x)  $\rangle$  à 5 $\mu$ .

Dans les eaux de surface de l'estuaire, la poussée phytoplanctonique printanière est bien marquée, en mai avec un pic à 4 et à 7  $\mu\text{g l}^{-1}$  de chlorophylle. Le bloom automnal est atteint début octobre avec 5  $\mu\text{g l}^{-1}$  de

- Phéopigments : Ils proviennent de la dégradation des pigments chlorophylliens qui se produit lors de la dégénérescence des cellules phytoplanctoniques. Elle peut être due au vieillissement des cellules, au choc osmotique eau douce-eau de mer que subit le phytoplancton dans l'estuaire et au broutage par les organismes filtreurs que ce soient des mollusques ou du zooplancton par exemple. Dans l'estuaire, les quantités de phéopigments sont 4 fois plus importantes pour les eaux de surface ( $30 \mu\text{gl}^{-1}$ ) et 5 fois plus pour les eaux de fond ( $100 \mu\text{gl}^{-1}$ ). Les périodes de fortes abondances correspondent à celles des poussées phytoplanctoniques sauf en juillet où le fort pic constaté pourrait être dû à une efflorescence de phytoplancton d'eau douce ou saumâtre apporté par la forte dessalure de cette période. Dans le secteur océanique, les teneurs en phéopigments sont du même ordre de grandeur que celles des chlorophylles ( $3 \mu\text{gl}^{-1}$  en surface et  $7 \mu\text{gl}^{-1}$  pour le fond) indiquant que, même dans ce secteur les populations phytoplanctoniques ont déjà subi un effort de broutage (fig. 13).

#### Discussion :

Les résultats concernant les sels nutritifs en milieu estuarien sont difficiles à interpréter, en effet, il est difficile de préciser si la baisse des concentrations en sels nutritifs est due à une consommation par le phytoplancton ou tout simplement à une baisse des apports telluriques ou même à une modification de la nature de ces apports en fonction de la saison (agriculture, industries). Cependant, ce qui caractérise les sels nutritifs dans l'estuaire de la Charente, c'est le fort déséquilibre du rapport N/P au début du printemps au profit de l'azote minéral avec une valeur de 40, ce rapport varie entre 3 et 18 en période estivale. Ainsi si on se base sur une valeur de 15 comme rapport d'assimilation du phytoplancton, on constate que l'azote minéral est largement excédentaire en hiver et au printemps alors qu'il devient déficitaire en été. L'apport de phosphore se continue en Charente pendant la période estivale, de plus les éléments phosphates ont un comportement particulier en période de crue, ils sont adsorbés sur les particules et sur le sédiment ce qui leur permet de diffuser vers l'eau surnageante en période printanière et estivale de consommation par le phytoplancton.

C'est pourquoi Flamion et Héral (1983) en pratiquant des amendements minéraux dans les eaux des claires ostréicoles du bassin de Marennes-Oléron trouvent que l'azote est le premier facteur limitant de la croissance du phytoplancton, et qu'un ajout de phosphore n'augmente pas les blooms phytoplanctoniques car le flux permanent de phosphore provenant du sédiment l'empêcherait d'être limitant.

On peut s'étonner qu'au vu des fortes quantités de sels nutritifs, on n'obtienne pas dans le bassin de Marennes-Oléron des biomasses phytoplanctoniques très élevées. Deux hypothèses peuvent être avancées :

1°) une turbidité trop élevée inhibe dans de nombreux secteurs la production primaire. Romana (1982) précise qu'en Gironde, il ne se produit pas de production primaire lorsque la charge sestonique est supérieure à  $100 \text{ mgl}^{-1}$ .

2°) La production est consommée par les importantes biomasses de mollusques filtreurs cultivés au fur et à mesure qu'elle est produite.

Il est probable que la combinaison des hypothèses 1 et 2 concourt à expliquer la réalité des processus en jeu. Ce sera l'objectif principal des études à réaliser en 1986 afin de pouvoir les modéliser.

## 2) PENETRATION DE LA MAREE DE SALINITE DANS L'ESTUAIRE DE LA CHARENTE

Un certain nombre d'études physiques sont à réaliser pour compléter les données existantes et mieux connaître le régime hydraulique de la Charente dans l'estuaire.

Le premier point concerne la quantité d'eau douce qui arrive en amont du barrage de St Savinien, le second est de préciser le volume d'eau de mer qui remonte dans l'estuaire. Ces travaux ont été réalisés par les services de la Direction Départementale de l'Équipement grâce à un contrat de sous traitance.

## Débit d'eau douce à St Savinien :

La Charente dispose en amont de l'estuaire d'un barrage à St Savinien. Il a été construit en 1967 et a remplacé le seuil qui existait précédemment. Il a pour vocation de favoriser l'évacuation des crues et en saison sèche de maintenir un niveau d'eau constant dans le cours de la Charente afin de ne pas trop assécher le marais. Ce niveau est fixé à 2,80 m à la Baine.

Le règlement de gestion d'eau du barrage de Saint Savinien fixe un débit de  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  comme débit minimum acceptable à l'estuaire, pour permettre à l'ostréiculture de se développer en aval.

L'estimation des débits est une opération relativement complexe car il n'existe pas de station de jaugeage sur la Charente en aval de Cognac.

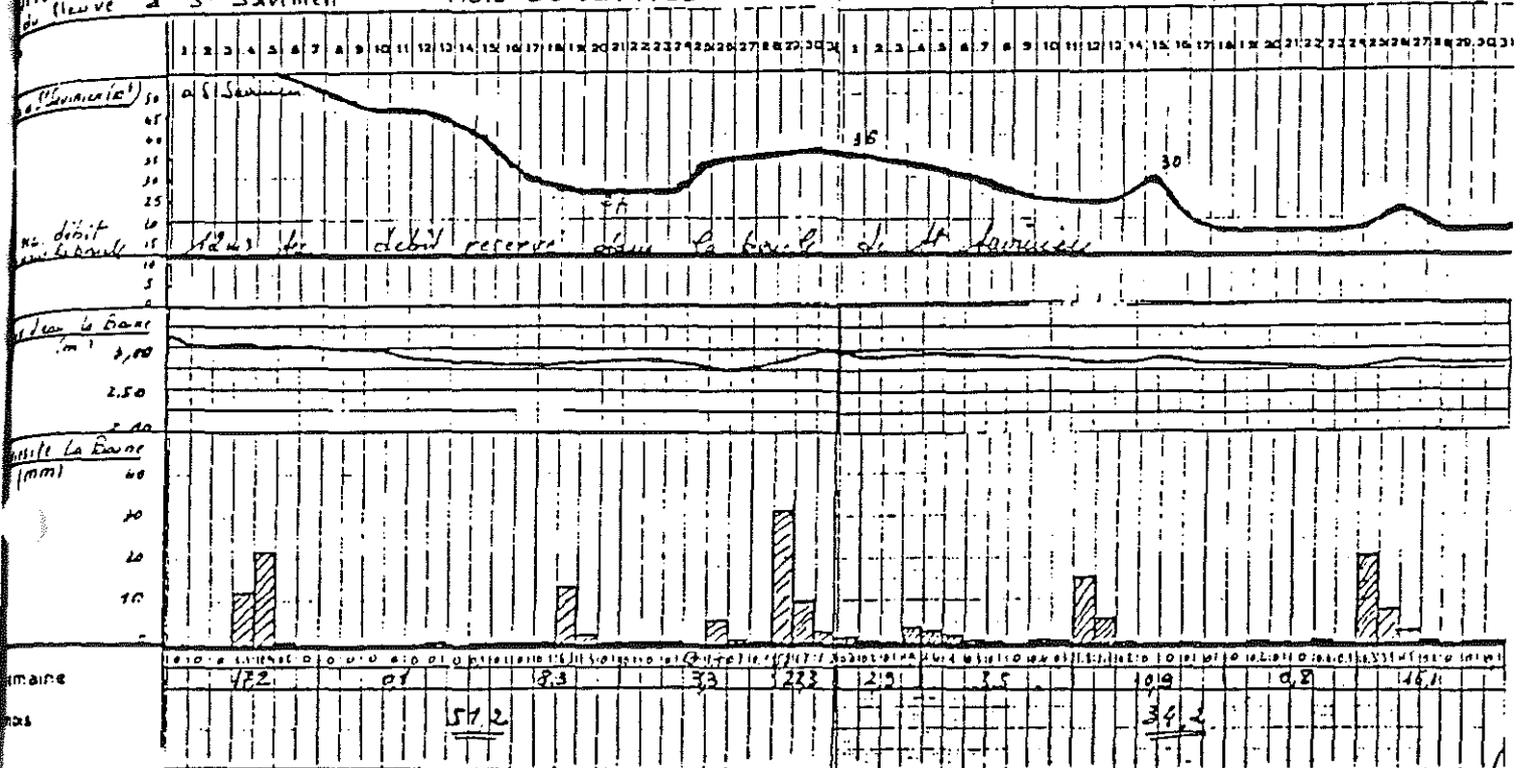
Le Service de l'Industrie et des Mines a une station sur la Charente à Fleurac. Le Service Régional de l'Aménagement des Eaux (SRAE) effectue des relevés de débits de la Charente à Chalonne et des principaux affluents à La Boutonne, La Trezence, La Seugne, Le Né, La Touvre et l'Antenne. La circonscription électrique du Sud-Ouest dispose de la station de Cognac.

L'estimation des débits de la Charente est effectuée à partir des relevés de Cognac et des débits spécifiques de ses affluents principaux, Né, Boutonne et Seugne (Le Pan, 1982), en appliquant aux débits mesurés un coefficient de majoration égal au rapport : superficie totale du bassin versant sur la superficie du bassin versant à la station. Le calcul de ces débits pour l'année 1985 n'est pas achevé par suite du temps de transmission des relevés 1985 des différents organismes. Il est intéressant de remarquer que le LCHF dans un rapport sur "l'incidence du débit de la Charente sur la température et la salinité dans l'estuaire" pour la période 1971-1980, estime que le débit de  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  ne peut pratiquement être garanti qu'une année sur deux. De même il note que "les relevés au clapet de St Savinien font souvent état de débits bien supérieurs aux débits propres de la Charente". En effet le barrage

LA CHARENTE

HAUTEURS d'eau à "La Baine"  
Mois de Juillet

Mois de : Août 1985



Mois de: septembre 1985

Mois de: octobre 1985

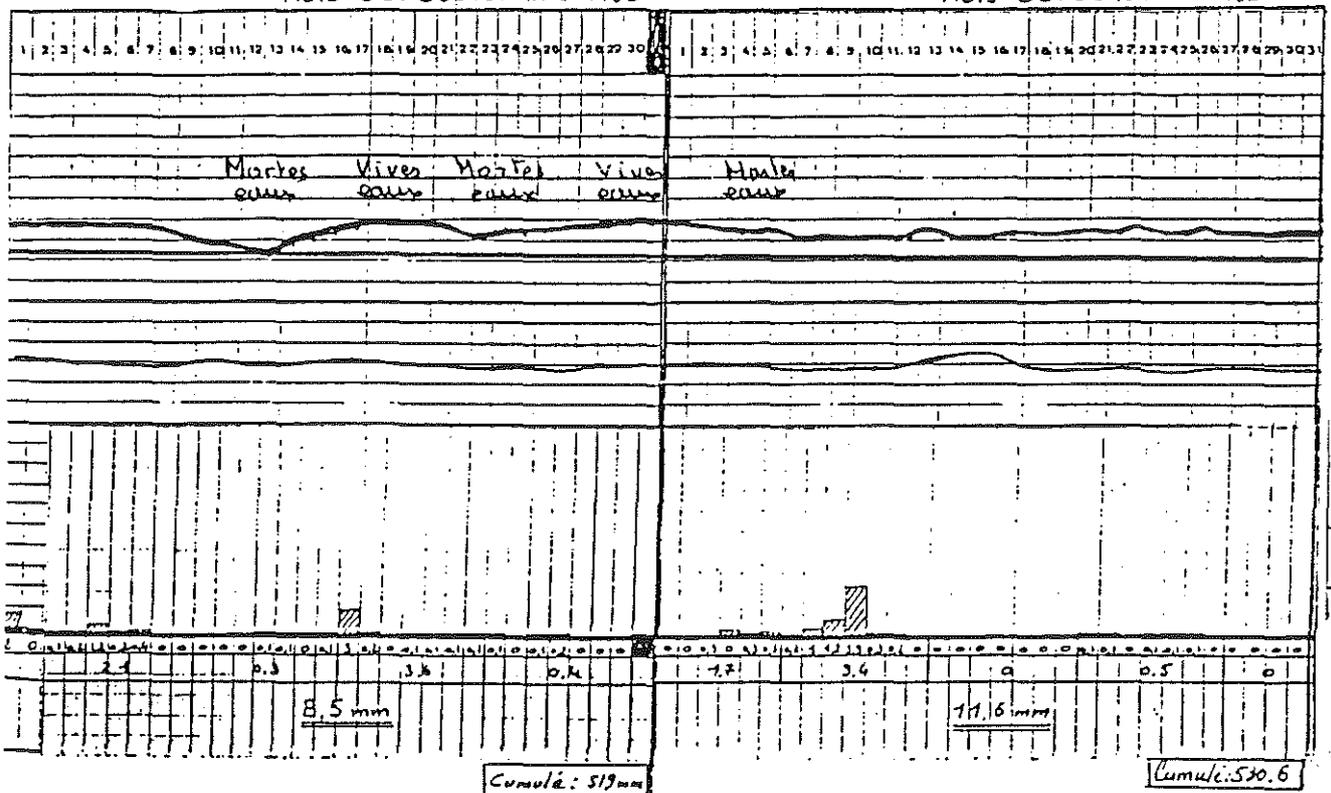


Figure 14 : Relevé des débits au clapet de Saint Savinien pendant les mois de juillet, août, septembre et octobre 1985.

fonctionne en laissant entrer dans la partie amont une certaine partie du volume de flot qui arrive au barrage, afin de maintenir un niveau constant du plan d'eau amont et si possible de relacher dans l'estuaire un débit supérieur à  $12 \text{ m}^3$  par seconde. Tout dépend en fait de savoir en détail quand la mesure du débit est effectuée, si elle est effectuée en particulier en vives eaux ou en mortes eaux. Ainsi en 1985 au mois de septembre, les fluctuations de débits, en l'absence de pluviométrie pour ce mois dans toute la région sont dues à l'effet de la marée. Les débits de 1985 à St Savinien mettent en évidence (fig. 14) :

- Les conditions météorologiques des mois de juin et juillet entraînent une pluviométrie sensiblement égale à la moyenne habituelle (43 mm et 37 mm) pour le département de la Charente-Maritime. Par contre le mois d'août présente un déficit de 30 mm le mois de septembre accentue

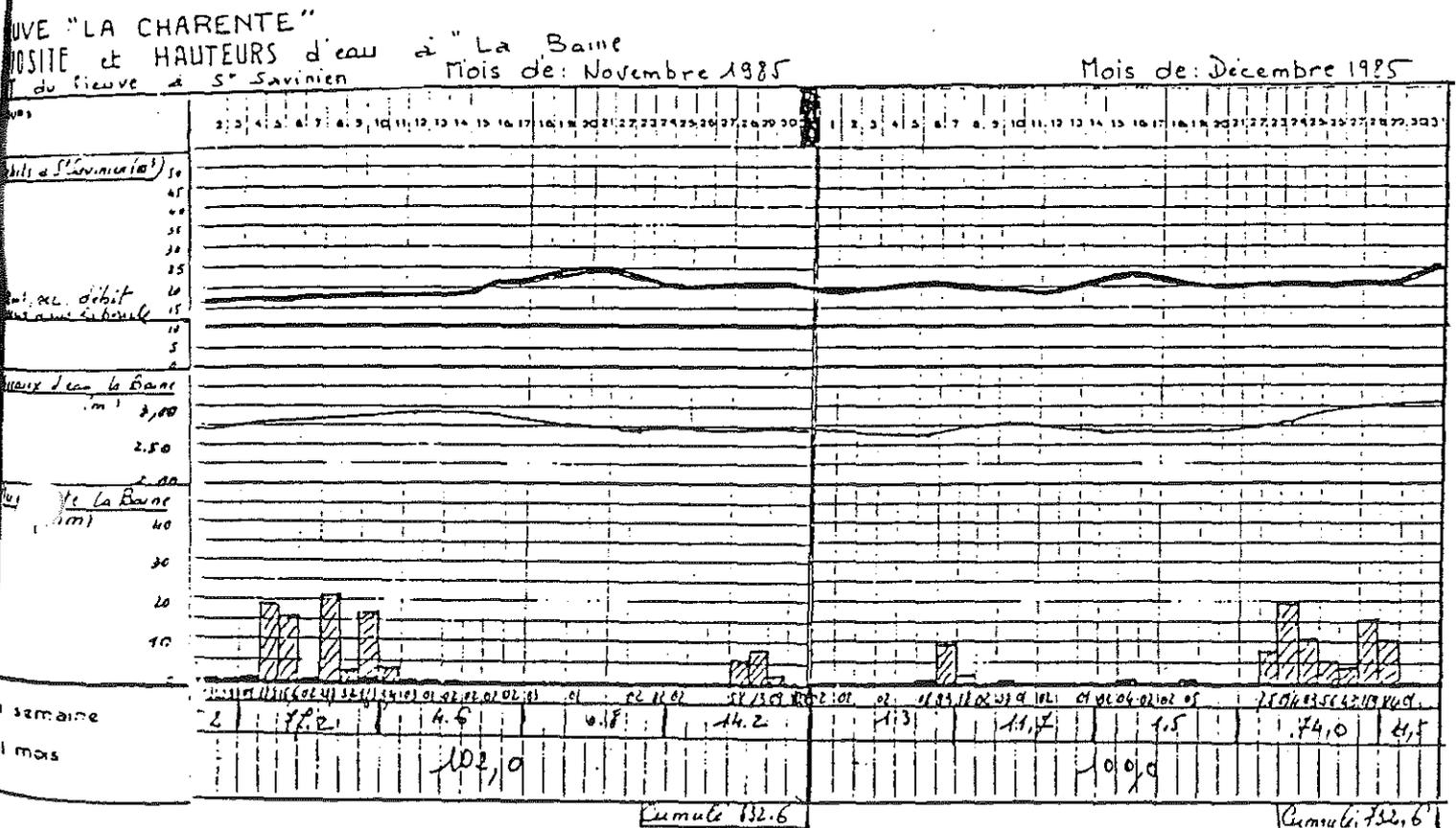


Figure 15 : Relevé des débits au clapet de Saint Savinien pendant les mois de novembre et décembre 1985.

les sécheresses avec une pluviométrie quasi nulle ainsi que le mois d'octobre avec un déficit de 60 mm. Il faut attendre le mois de novembre pour retrouver une pluviométrie normale.

- L'évolution des débits montre que la période d'étiage commence après le 17 août pour ne s'arrêter que vers le 10 novembre. Les débits mesurés au clapet sont toujours supérieures à  $12 \text{ m}^3$  par seconde, il sera intéressant de les comparer ultérieurement avec les résultats des débits des stations de jaugeage plus amont pour voir s'il y a concordance en estimant les quantités puisées à des fins d'eau potable, d'irrigation et d'arrosage (fig. 15).

#### Pénétration de la marée de salinité :

Les suivis de salinité sur un transect à marée haute montrent que le 18 septembre par un coefficient de marée de 104, la salinité au Martrou est de 10 ‰, au port de Tonnay-Charente elle est de 3,5 ‰, et au port de l'Houmée, elle n'est que de 0,5 ‰.

Le but de ce travail étant de déterminer, en période d'étiage la remontée maximale de la marée de salinité en fonction du type de marée, un salinomètre enregistreur a été installé à Tonnay-Charente, la sonde étant située à 2 mètres au-dessus du lit du fleuve, au ponton central du port de Tonnay. Les mesures ont été réalisées pour des cas types :

- salinité en mortes eaux : 24-25 septembre 1985, coefficients de marée : 41-47-53-59, débit de la Charente  $15 \text{ m}^3/\text{s}$

- salinité en vives eaux : 14-15-16 octobre 1985, coefficients de marée : 109-113-115-113-100, débit de la Charente  $16 \text{ m}^3/\text{s}$

- salinité en déchet : 3-4 octobre 1985, coefficients de marée : 76-71-65-60, débit de la Charente  $15 \text{ m}^3/\text{s}$

- salinité en revif : 10-11 octobre 1985, coefficients de marée : 44-52-61-70, débit de la Charente  $16 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Figure 16 : Evolution de la salinité en mortes-eaux, coefficients de marée : 47-53-59, débit de la Charente  $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

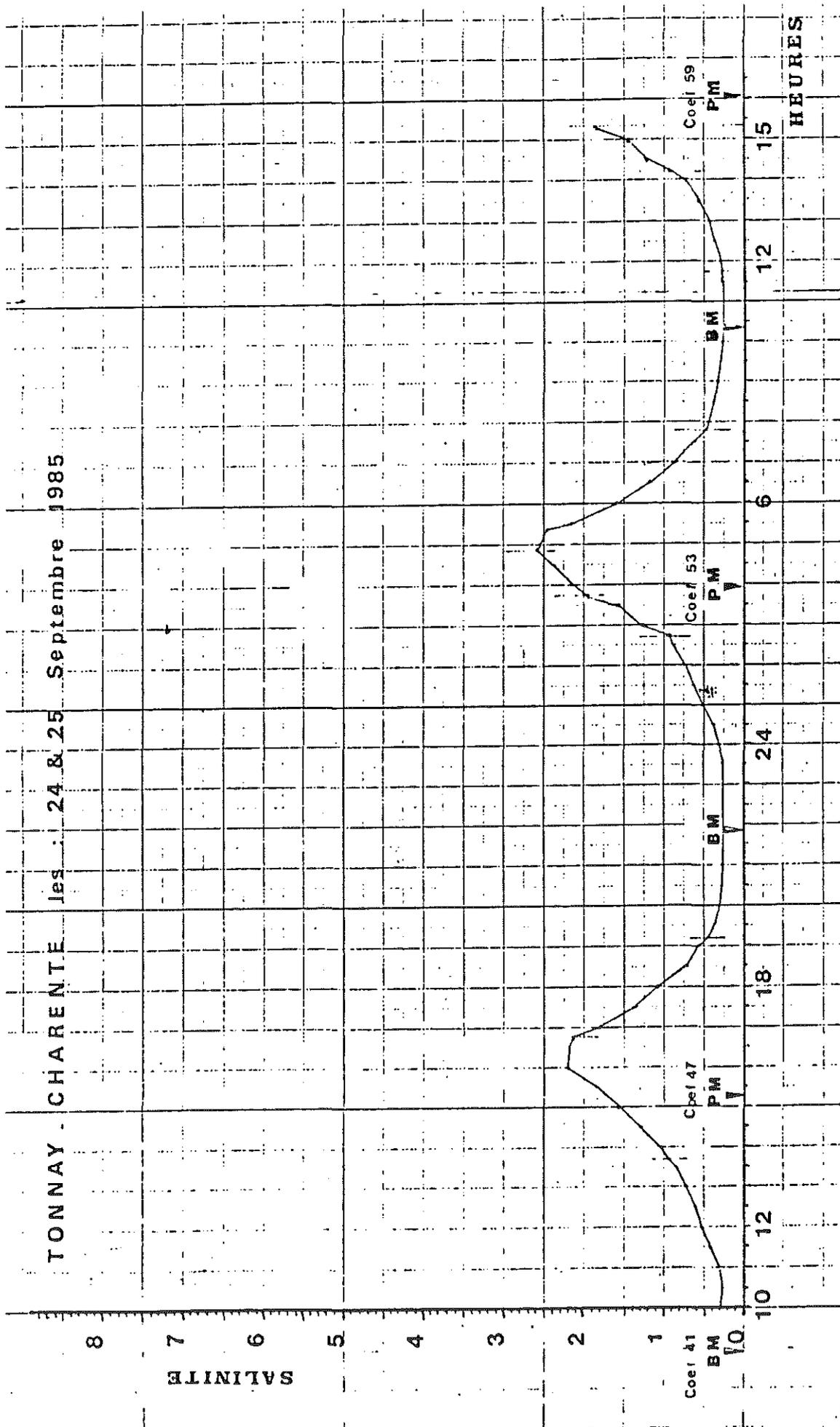


Figure 18 : Evolution de la salinité en marée de revir, coefficients de marée : 52 à 61, débit de la Charente  $16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

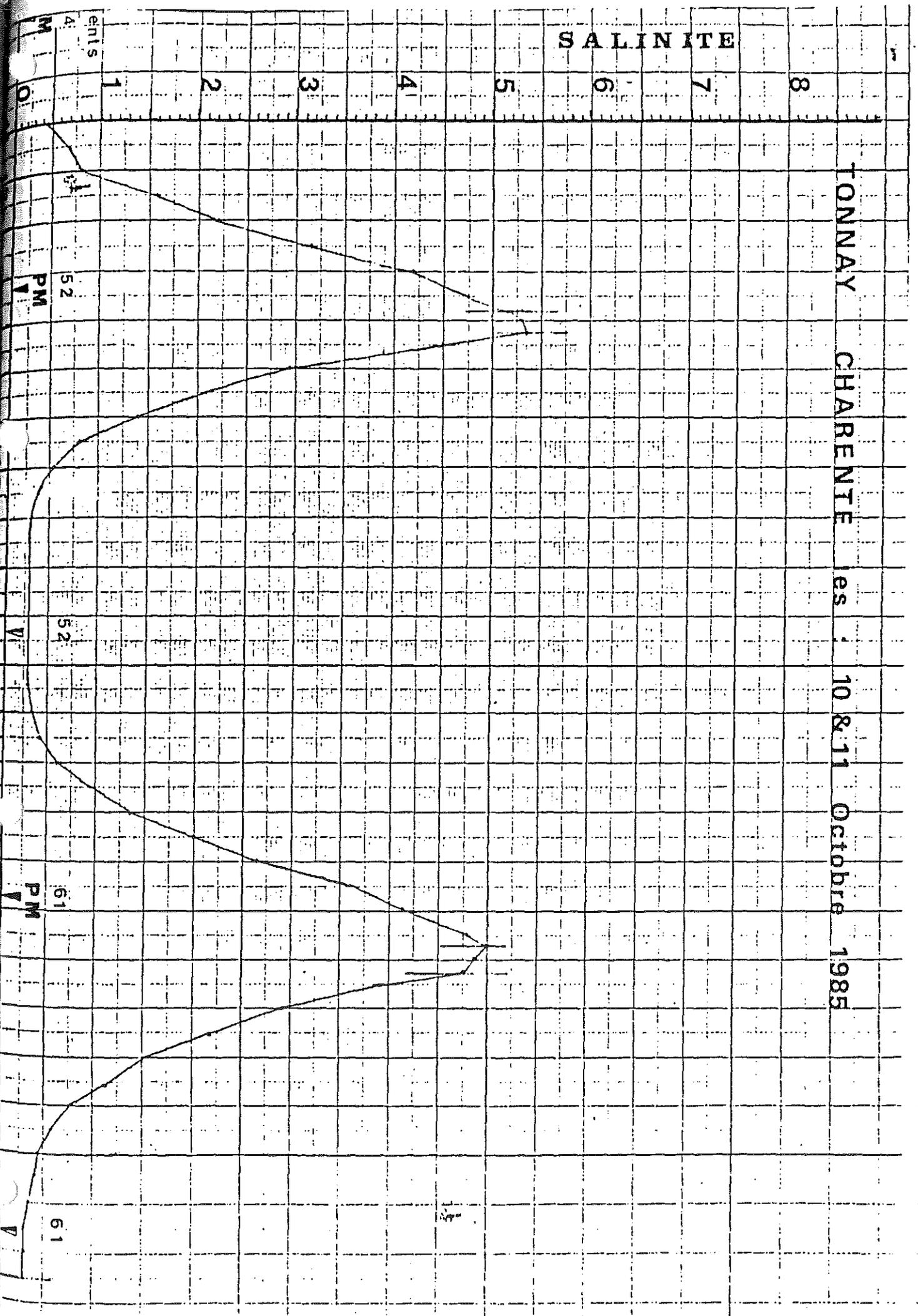
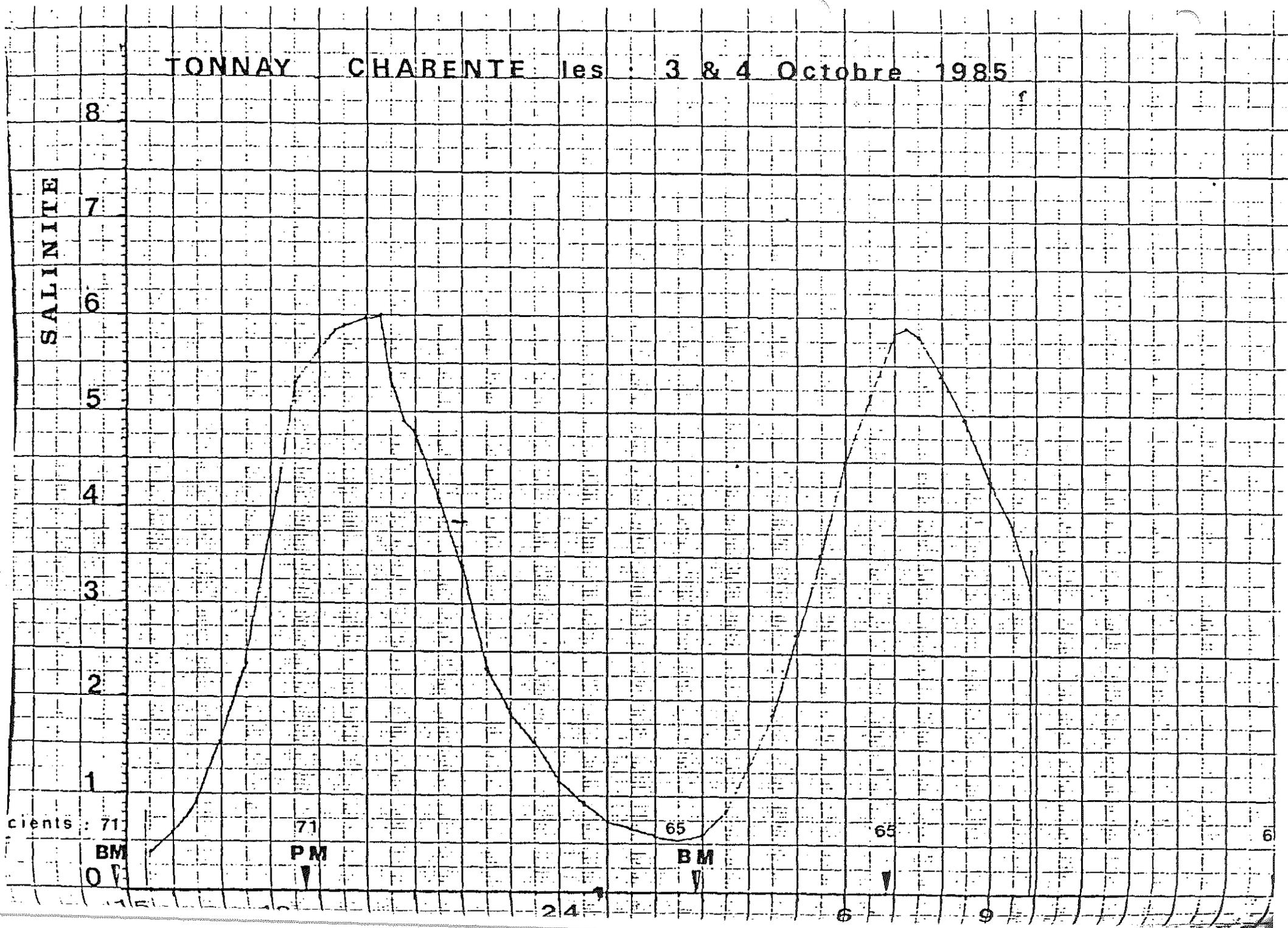


Figure 19 : Evolution de la salinité en marée 71 à 60, débit de la Charente 15 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.



## Résultats :

Ainsi en mortes eaux, la salinité maximum ne dépasse pas 2,5 ‰ à la pleine mer qui est décalée d'une heure par rapport à l'heure de la pleine mer à l'embouchure. La salinité à basse mer est de 0,3 ‰. L'amplitude de la marée est de 3,70 mètres au marégraphe de Rochefort.

En vives eaux, la salinité maximum est de 8 ‰ à la pleine mer et est décalée de 2 heures. La salinité à basse mer est de 0,4 ‰. L'amplitude de la marée est de 7 mètres à Rochefort. Les courbes de marée sont très dissymétriques le flot est de 8 heures et 1 jusant de 4 heures.

En déchet la salinité varie entre 0,5 et 6 ‰, l'amplitude de la marée est de 3,50 m, le flot est de 4 heures 30 et le jusant de 6 heures.

En revif, la salinité varie entre 0,5 et 5 ‰, l'amplitude de la marée est de 5 m à Rochefort. Les courbes de marée sont symétriques.

## Discussion :

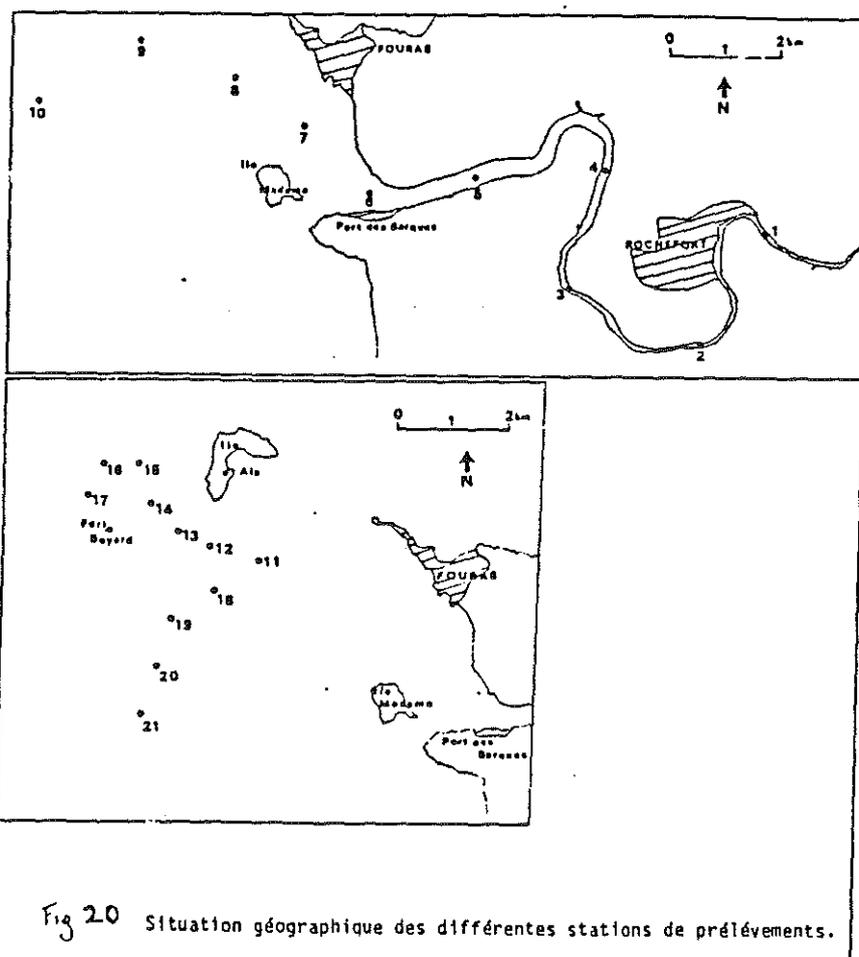
La marée dynamique peut se faire sentir dans la Charente au delà de Saintes à 30 km en amont de Saint Savinien. Par contre la marée de salinité en étiage stoppe à Tonnay-Charente. A chaque marée, d'après le LCHF, environ 34 millions de  $m^3$  oscillent entre l'embouchure et Saint-Savinien, il en résulterait en période d'étiage un renouvellement lent des eaux de Charente. Contrairement aux données antérieures du LCHF et de l'ISTPM on peut mettre en évidence une relation entre le taux de salinité et l'amplitude du marnage, à la limite de la marée de salinité avec à pleine mer, 8 ‰ en vives eaux et 2,5 ‰ en mortes eaux. Ceci signifierait qu'en période d'étiage, les volumes de flot salé diluent relativement rapidement le volume d'eau saumâtre de l'estuaire lorsque les débits mesurés au clapet de Saint Savinien sont de  $15 m^3/s$ .

En effet, dans la partie maritime de la Charente, en se basant sur les équations du LCHF le volume de flot et de jusant est de l'ordre de 49 millions de  $m^3$  pour la marée de vives-eaux observée et seulement de 26 millions de  $m^3$  pour la marée de mortes-eaux, ce qui représente un volume de l'ordre de 100 fois supérieur aux apports cumulés en étiage sur une marée, qui sont environ de 300 000  $m^3$  d'eau douce.

### 3) CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES EAUX DE CHARENTE EN PERIODE D'ETIAGE

#### Protocole :

Une campagne d'échantillonnages en Charente a été faite le 21 et 22 octobre 1985, de façon à suivre l'évolution des masses d'eau au cours de la basse mer et à déterminer la zone d'influence de la Charente en période d'étiage. Les stations de prélèvements sont numérotées de 1 à 10 et sont reproduites sur la figure 20. Une seconde série d'échantillonnages est effectuée dans le bassin. Cette campagne vise à cerner la zone de dilution des eaux de la Charente. Une radiale nord (station 11 à 17) et une radiale sud (station 18 à 21) sont mises en place. A chacune des stations, les prélèvements d'eaux sont effectués en surface et en fond suivant la marée descendante. Les débits mesurés à Saint Savinien sont caractéristiques de l'étiage:  $17 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ .



Les paramètres mesurés et les techniques de dosage sont identiques à celles décrites dans la première partie de ce travail.

L'azote et le phosphore organique sont minéralisés après traitement aux ultra violets selon le protocole de Armstrong (1968), puis dosés sur l'auto-analyseur SKALAR.

### Résultats :

- Température, Salinité : Les variations de la température et de la salinité en Charente, laissent entrevoir une stratification entre la surface et le fond d'amont en aval du fleuve. La température varie de  $0,1^{\circ}$  à  $0,5^{\circ}$  sur la colonne d'eau alors que la salinité oscille entre 1,3 ‰ et 5 ‰ sur une même colonne d'eau. La température fluctue de  $15,4^{\circ}$  à  $16,3^{\circ}$  de la station 1 à la station 10, la salinité passe de 2,7 ‰ (station 1) à 34 ‰ (station 10). Ceci nous permet d'envisager une subdivision de l'estuaire en plusieurs secteurs selon le gradient de salinité mesuré à basse mer (fig. 21).

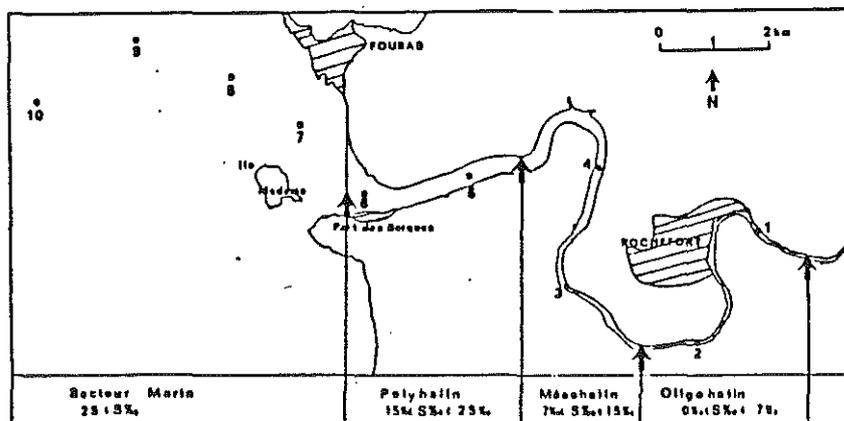


Figure 21 : Caractérisation, à basse mer de mortes-eaux, du gradient de salinité de la Charente.

Dans le bassin, la stratification entre les eaux de fond et de surface est presque inexistante. La température varie de  $14,4^{\circ}$  à  $16,1^{\circ}$  (pour les eaux océaniques), la salinité est comprise entre 29,9 ‰ à l'embouchure et 34 ‰ dans la zone la plus océanique.

- Les matières en suspension (MES) (fig. 22) : La Charente s'avère être très turbide jusqu'à son embouchure, les teneurs en MES totales sont comprises entre 83 et  $360 \text{ mg.l}^{-1}$  en surface et 53 à  $1\,308 \text{ mg.l}^{-1}$  au fond.

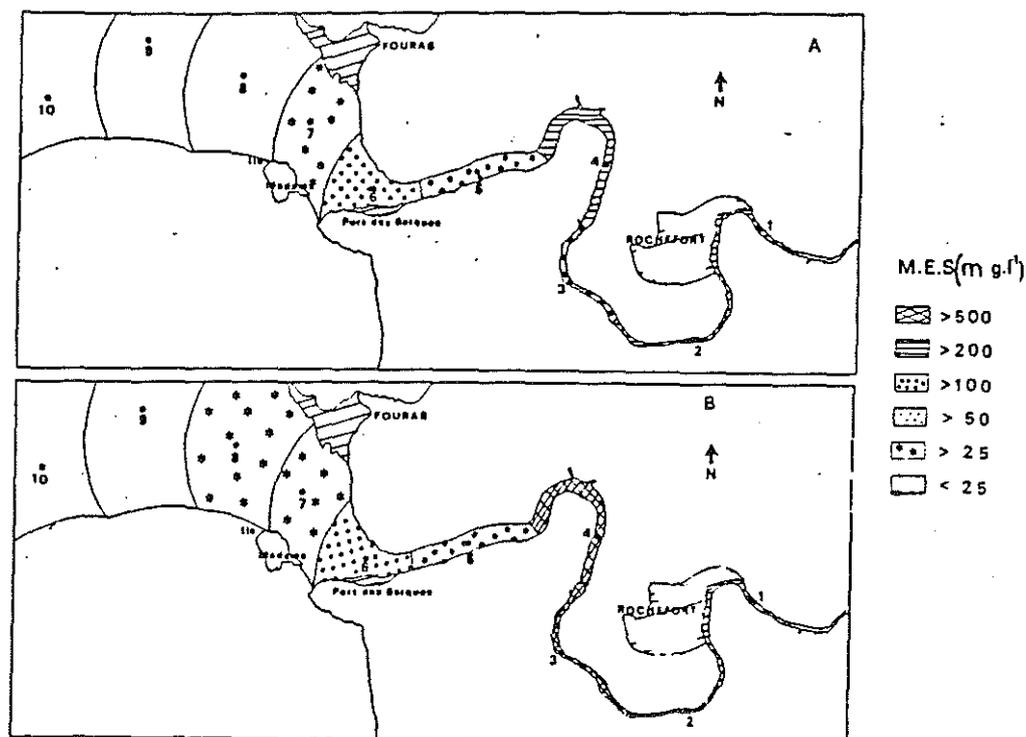


Figure 22 : Evolution des matières en suspension exprimées en  $\text{mg l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente en surface (A) et au fond (B).

Le bouchon vaseux est localisé, en période d'étiage entre le pont de Martrou (station 2) et l'usine Pirotechnie (station 4). Les teneurs en MES décroissent progressivement vers l'aval, la colonne d'eau tend à s'homogénéiser entre la surface et le fond au contact des eaux océaniques.

Dans le bassin on enregistre des teneurs de 1 à  $40 \text{ mg.l}^{-1}$  en surface et en fond.

- Sels nutritifs : L'ammoniac : En Charente, les teneurs ne dépassent pas  $4 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  malgré la proximité des concentrations urbaines et des usines. (l'azote est plutôt présent sous forme de nitrates).

Les concentration en  $\text{NH}_4$  augmentent progressivement d'amont en aval, atteignant ainsi leur maximum ( $6,5 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ) au contact des eaux océaniques (station 8,9,10). En Charente, l'évolution des teneurs en  $\text{NH}_4$  est inverse de celle des MES. Une adsorption possible de  $\text{NH}_4$  par les particules en suspension pourrait expliquer ce phénomène, les teneurs en  $\text{NH}_4$  étant toujours plus importantes en fond qu'en surface. Feuillet et Goulet (1977) avaient trouvé des teneurs ammoniacales très importantes dans les eaux interstitielles du sédiment de la Charente. Il faut remarquer qu'en période automnale,  $\text{NH}_4$  ne représente que 5 % de l'azote.

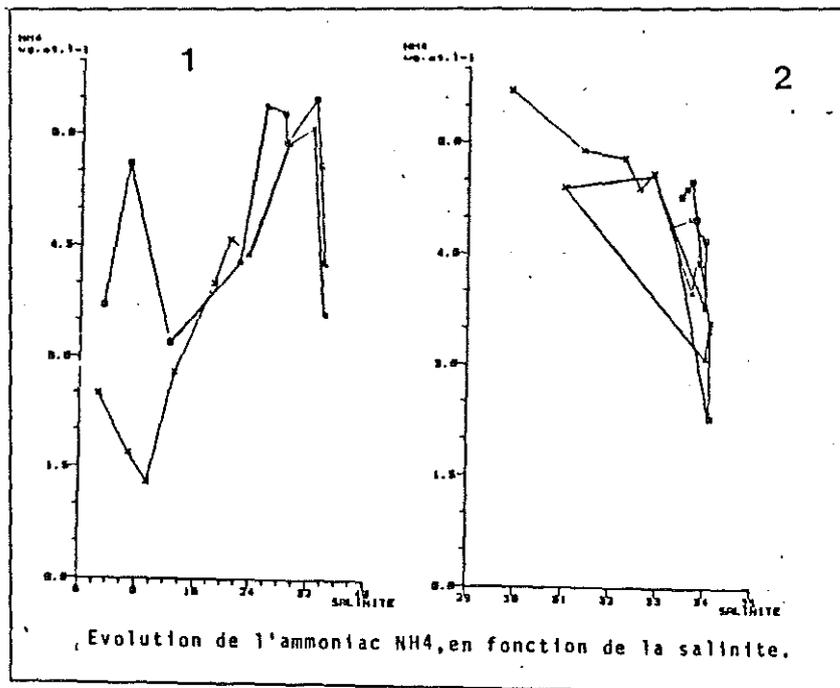


Figure 23 : Evolution des teneurs en ammoniac ( $\text{NH}_4$ ) exprimées en  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (1) et dans le bassin (2) en surface (x) et au fond (□), en fonction de la salinité exprimée en  $\text{g.l}^{-1}$ .

total dans les eaux de Charente, le processus de minéralisation est largement amorcé dans le secteur océanique.

Dans le bassin, les teneurs restent plus élevées comprises entre 2,3 et  $6,8 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ,  $\text{NH}_4$  correspond, ici, à 25 % de l'azote total (fig. 23).

Les nitrites : les teneurs restent faibles en Charente puisqu'inférieures à  $1,3 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  ( $x = 1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ) et ne composant que 0,6 % de l'azote total.

Dans le bassin, aucune variation importante n'est enregistrée entre les différentes stations ; les concentrations sont à l'état de trace entre 1 et  $0,6 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

Les nitrates : En Charente, les teneurs sont supérieures à  $200 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  de la station 1 à la station 6 et représentent 95 à 99 % de l'azote total (fig. 24). En période automnale, la période d'étiage, l'enrichissement des eaux en nitrates est due principalement à la concentration des effluents d'origine urbaine et agricole. Si l'on

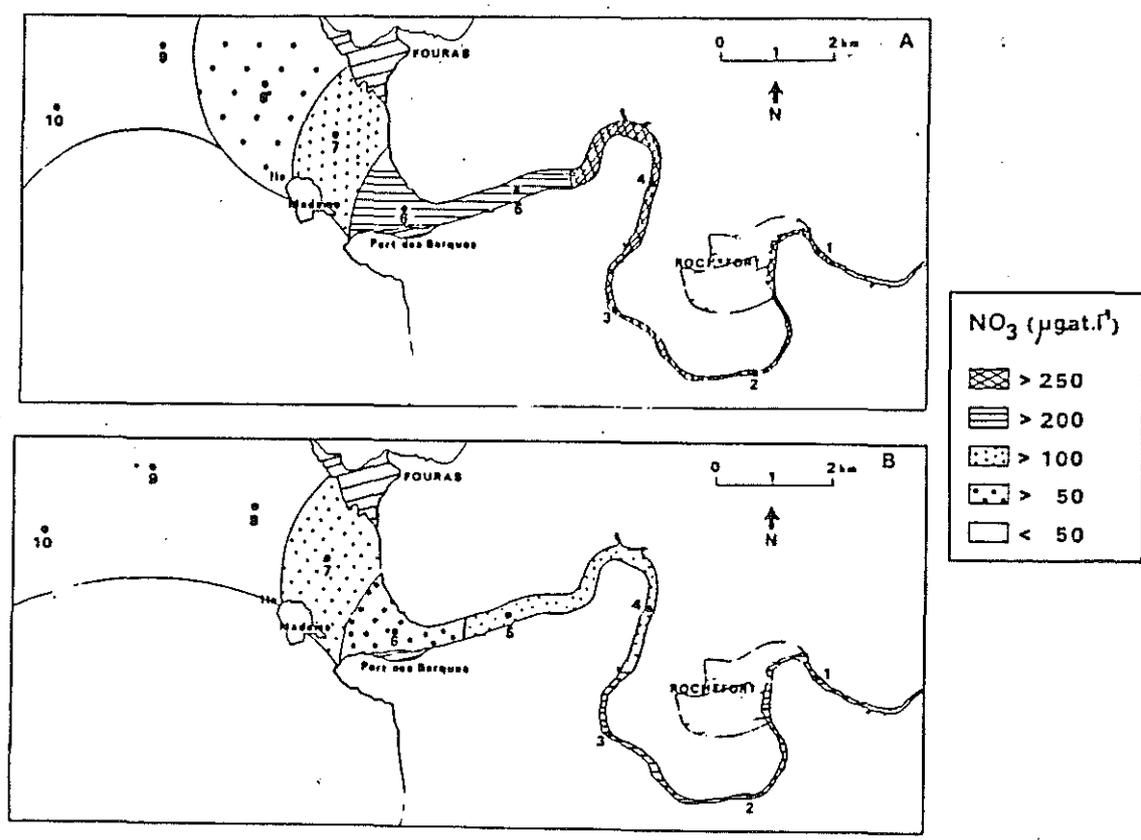


Figure 24 : Répartition des teneurs en nitrates ( $\text{NO}_3$ ) exprimées en  $\mu\text{gat.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente en surface (A) et au fond (B).

considère la courbe de dilution théorique (reliant le point le plus élevé au point le plus bas) et que l'on superpose les résultats obtenus au cours de la campagne I, on s'aperçoit que l'écart entre les deux droites traduit une consommation dans la partie amont de la Charente (fig. 25). De plus, les eaux les plus riches en  $\text{NO}_3$  sont également les plus chargées en MES. La présence d'usines le long du fleuve peut aussi être une cause de ces teneurs élevées, on remarque qu'à la station 4 située en aval de la Pyrotechnie et de la ville de Rochefort, les teneurs en  $\text{NO}_3$  des eaux de surface sont les plus importantes ( $320 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ).

Dans le bassin, les teneurs sont comprises entre 65 et  $7 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ . L'influence des apports des eaux continentales est sensible au niveau des stations proches de l'embouchure (St1 5 et 18). En deçà de ces points, les charges en nitrates restent inférieures à  $10 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  caractérisant ainsi la zone soumise à l'influence de la Charente.

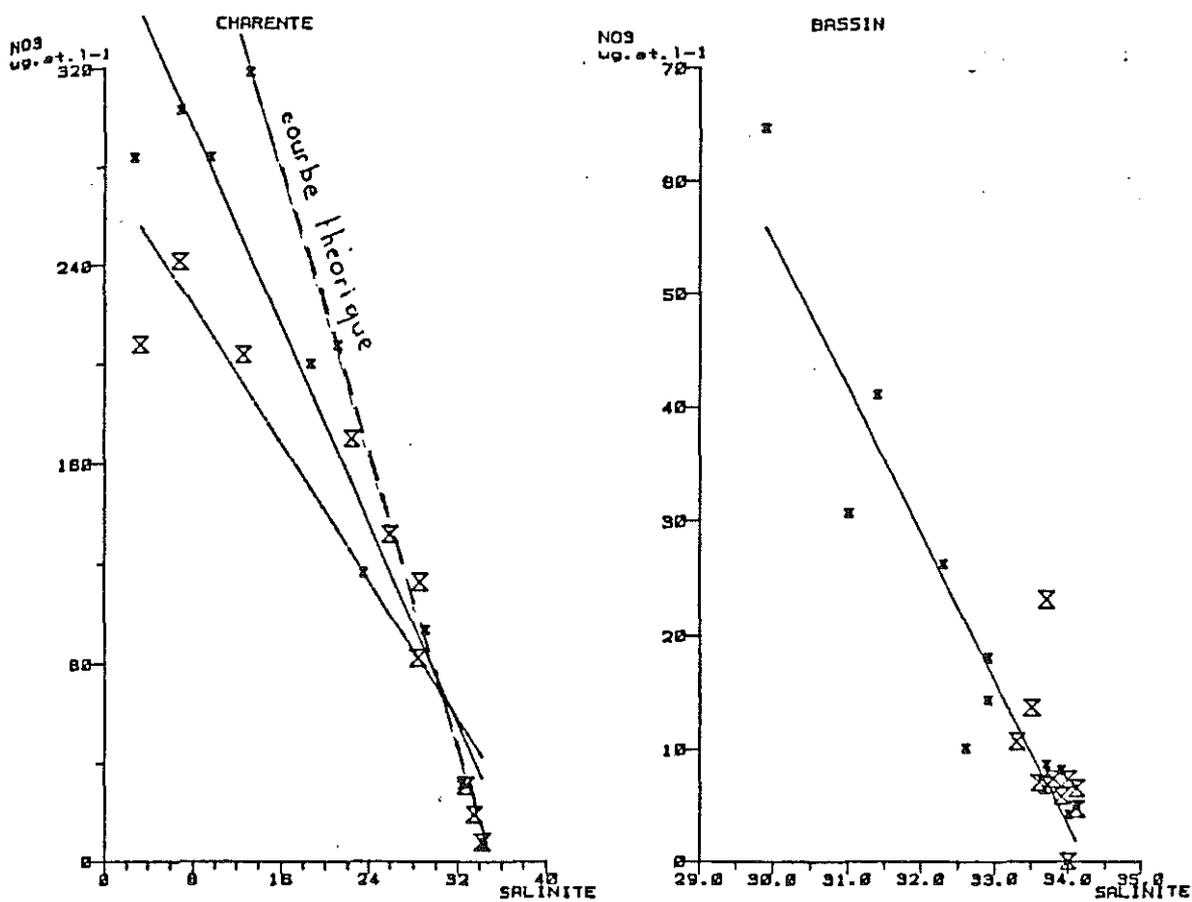


Figure 25 : Evolution des teneurs en nitrates ( $\text{NO}_3$ ) exprimées en  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente et dans le bassin en surface (X) et au fond (Ø), en fonction de la salinité exprimée en  $\text{g.l}^{-1}$ .

Le phosphore (fig. 26 et 27) : Les concentrations en amont de la station 6 varient entre 4,3 et 7,9  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  en surface et 2,9 et 9  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  au fond. Les teneurs sont relativement élevées en cette période automnale. Les teneurs moyennes de surface sont plus importantes que celles du fond.

Dans le bassin, les concentrations sont plus faibles sauf à la station 11 où l'influence des eaux de Charente se fait sentir. Dans le reste du bassin on ne discerne pas de grande différence entre les stations. Les teneurs sont comprises entre 0,7 et 3,8  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

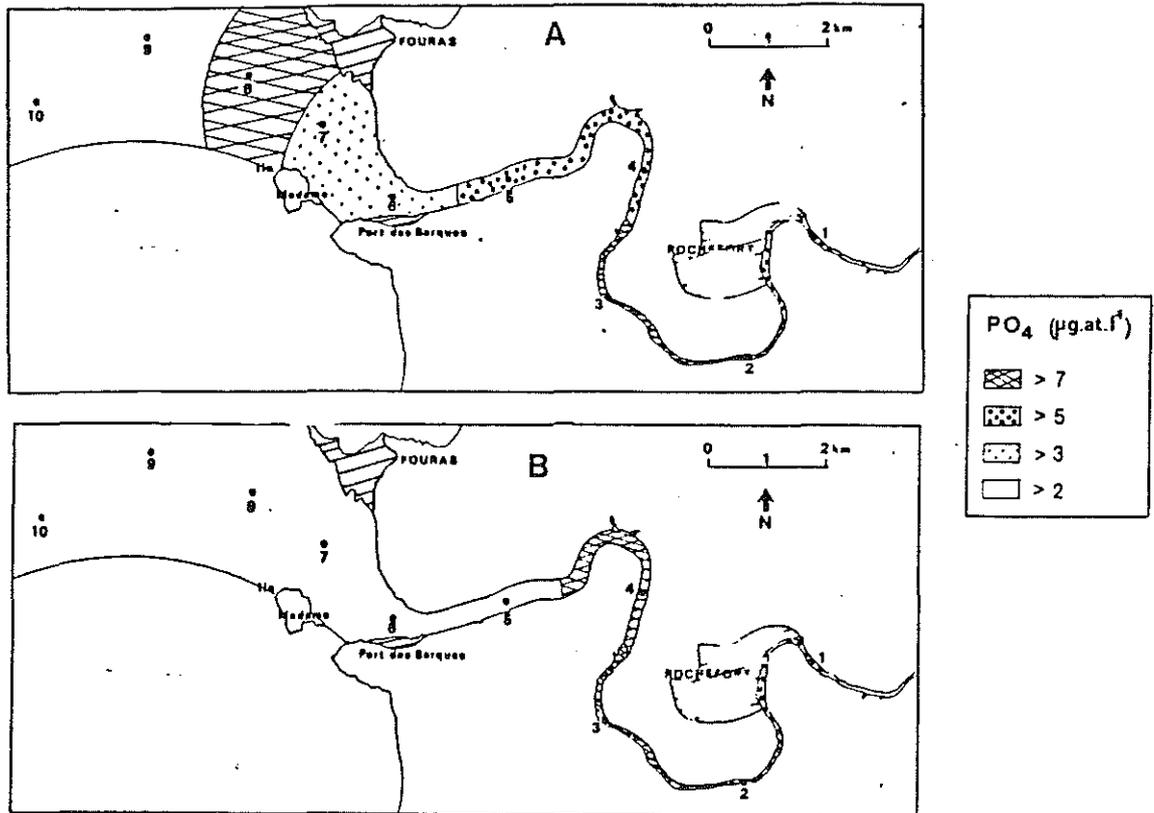


Figure 26 : Répartition des teneurs en phosphates ( $PO_4$ ) exprimées en  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente en surface (A) et au fond (B).

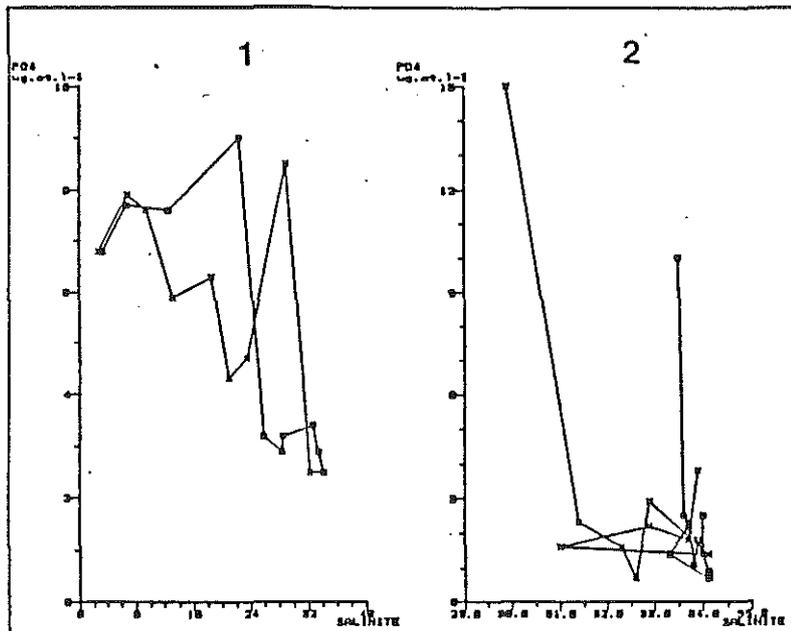


Figure 27 : Evolution des teneurs en phosphates ( $PO_4$ ) exprimées en  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (1) et dans le bassin (2) en surface (x) et au fond (■), en fonction de la salinité en  $\text{g.l}^{-1}$ .

Les silicates (fig. 28) : Les campagnes ayant lieu après le bloom phytoplanctonique, une consommation s'est déjà produite. On enregistre les plus fortes teneurs en amont de la station 6 avec  $130 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ . Dans le bassin, les teneurs sont comprises entre 40 et  $7 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

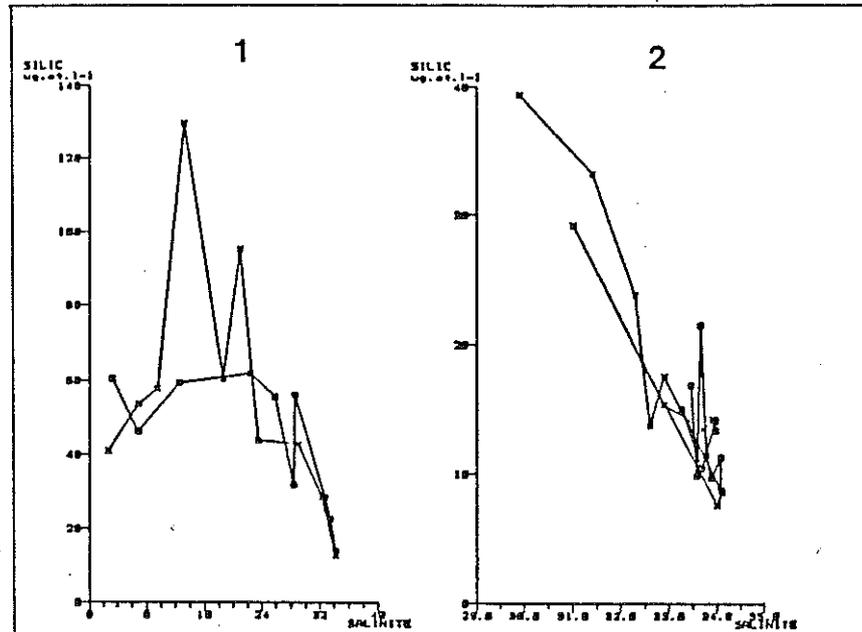


Figure 28 : Evolution des teneurs en silicates (SiO<sub>2</sub>) exprimées en  $\mu\text{gatSil}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (1) et dans le bassin (2) en surface (x) et au fond (■), en fonction de la salinité exprimée en  $\text{g.l}^{-1}$ .

Les matières organiques dissoutes (fig. 29).

L'azote : Les teneurs en azote organique sont comprises entre 230 et  $7 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans les eaux de Charente. Les teneurs maximales sont enregistrées dans les eaux du fond situées en amont de la station 5. Les sources de matière organique dissoute peuvent provenir principalement des effluents urbains et agricoles. La matière organique azotée provient également de la minéralisation des éléments sestoniques organiques très denses à ce niveau du fleuve. Quand la salinité est supérieure à 16 ‰, les teneurs chutent brutalement à  $20 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

Dans le bassin, les charges en azote organique sont très faibles de l'ordre de 20 à  $0,8 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

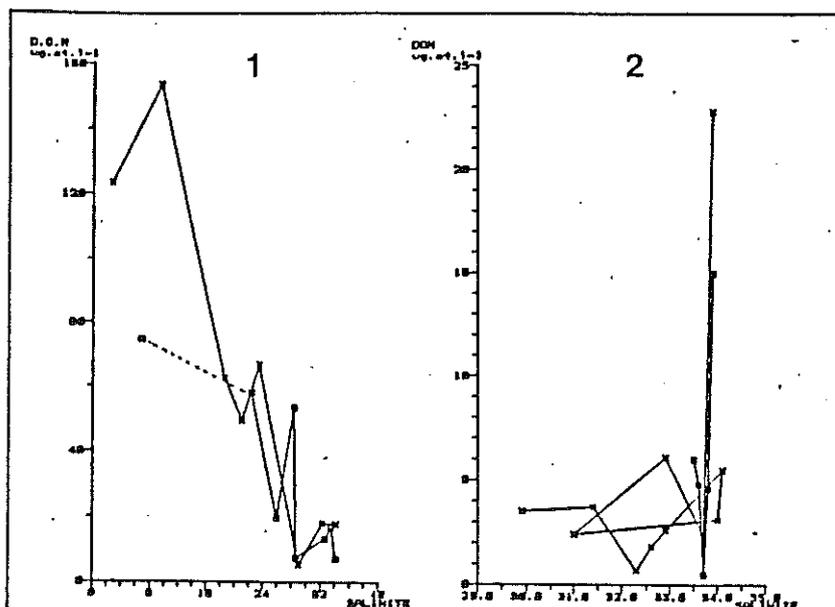


Figure 29 : Evolution des teneurs en azote organique dissous exprimées en  $\mu\text{g.at.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (1) et dans le bassin (2) en surface (x) et au fond (■), en fonction de la salinité exprimée en  $\text{g.l}^{-1}$ .

Le phosphore organique : Les teneurs du phosphore organique dissous des eaux de fond de la Charente suivent la courbe de dilution. Elles sont maximales à la station 1 avec  $42 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  puis chutent à  $1,1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  dès la station 3, elles restent voisines de  $1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  jusqu'à la zone océanique. Pour les eaux de surface les variations sont plus irrégulières, oscillant entre 30 et  $0,1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ .

Dans le bassin, les teneurs restent faibles comprises entre 20 et  $1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ , elles correspondent aux données enregistrées pour des eaux côtières. L'instabilité des teneurs en ce mois d'octobre, est difficile à expliquer, toutefois la tendance générale à une diminution des teneurs peut traduire une minéralisation progressive de la forme organique du P04 au contact des eaux océaniques.

La matière organique particulaire (fig. 30-31) : La biomasse phytoplanctonique est estimée à partir des mesures de chlorophylle a et de ses phéopigments.

L'extraction des pigments chlorophylliens permet de quantifier de façon indirecte la biomasse phytoplanctonique. Dans l'estuaire, les teneurs en chlorophylle sont faibles, comprises entre  $0,1$  et  $2,7 \mu\text{g.l}^{-1}$  en surface et  $0,01$  à  $4,5 \mu\text{g.l}^{-1}$  en fond. On n'observe pas de diminution des teneurs selon un gradient de salinité. La chlorophylle a représente 26 % des pigments totaux dans les eaux de Charente. Les phéopigments provenant de la dégradation du phytoplancton sont majoritaires. Le phytoplancton est donc en voie de dégénérescence. De plus la turbidité très élevée dans le fleuve pourrait inhiber la production primaire.

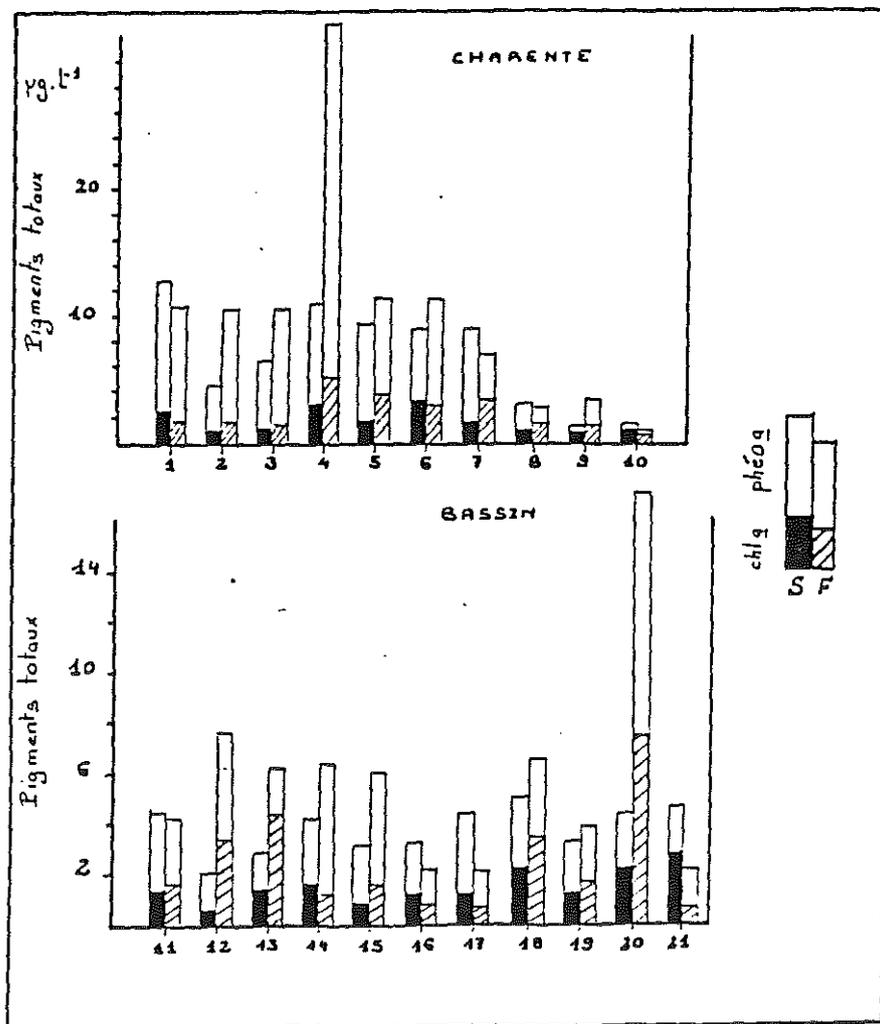


Figure 30 : Répartition des teneurs en chlorophylle a exprimées en  $\mu\text{g.l}^{-1}$  et des teneurs en phéopigments en surface et au fond.

Dans le bassin, les teneurs sont légèrement plus élevées dans la zone océanique elles vont de 0,5 à 2,8  $\mu\text{g.l}^{-1}$  dans les eaux de surface et de 0,7 à 7,4  $\mu\text{g.l}^{-1}$  pour les eaux du fond. La chlorophylle représente alors 41,2 % des pigments totaux.

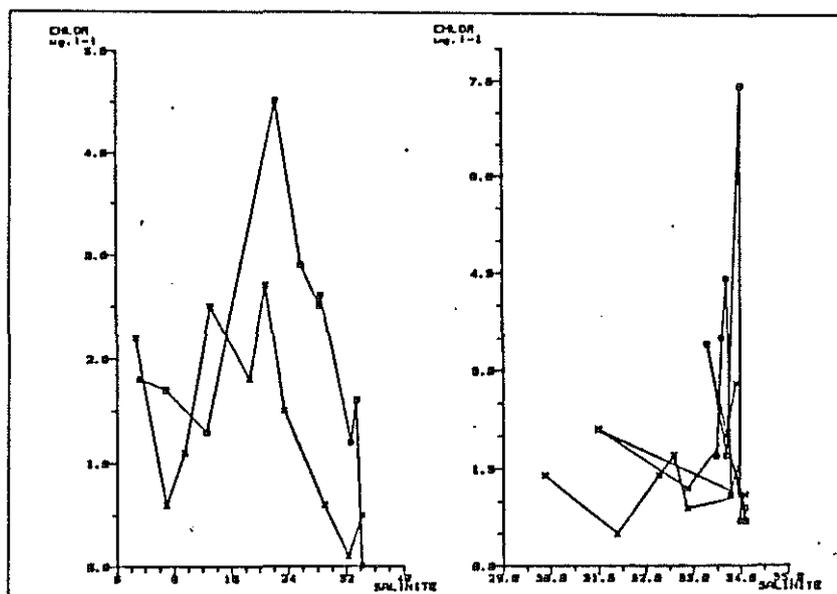


Figure 31 : Evolution des teneurs en chlorophylle a exprimées en  $\mu\text{g.l}^{-1}$  dans l'estuaire de la Charente (1) et dans le bassin (2) en surface (x) et au fond (■), en fonction de la salinité exprimée en  $\text{g.l}^{-1}$ .

Discussion :

Cette campagne caractéristique des débits d'étiage s'est déroulée en mortes-eaux à marée descendante pour préciser les paramètres hydrobiologiques de l'estuaire et pour définir ainsi son aire de dilution. Si l'on se base sur la salinité, seul paramètre véritablement conservatif, on constate que la zone de dessalure caractérisant le panache de l'estuaire de la Charente ne dépasse guère, en direction du Pertuis d'Antioche, le Fort Boyard (fig. 32). Il sera nécessaire d'effectuer plus de points dans le sud de l'estuaire, en direction de Brouage pour préciser la zone d'influence. On peut cependant remarquer que la courbe de dilution d'un facteur 10 atteint Fort Boyard et que si l'on applique ce même taux de dilution aux nitrates par exemple, on devrait trouver des teneurs de  $20 \mu\text{atgNl}^{-1}$  aux stations 14,15,19,20 alors qu'on trouve des valeurs qui oscillent autour de  $10 \mu\text{atgNl}^{-1}$  indiquant ainsi une consommation active des nitrates par le phytoplancton (fig.33)

Les eaux testées sont alors décongelées après 3 mois, à température ambiante, puis 150 ml de chaque échantillon sont répartis dans un erlen de 300 ml. Les cellules algales sont inoculées stérilement suivant une biomasse initiale de  $5,10^3$  cellules par litre. Les cultures sont mises à incuber à une température de  $16^\circ$ , sous un éclairage de 2000 lux, selon un rythme jour-nuit de 12:12. La croissance des cellules algales est suivie à partir du deuxième jour d'incubation par une estimation journalière de la densité numérique en cellules, sur une cellule de type NEWBAUER. Chaque culture est stoppée quand aucune division cellulaire n'est observée. La biomasse maximale obtenue est utilisée comme critère d'estimation de la fertilité, elle est exprimée en densité numérique en cellules et en teneurs en chlorophylle a. Parallèlement, les teneurs en éléments nutritifs : azote, phosphore, silice sont estimés en fin de culture permettant ainsi de déterminer un indice de fertilité rapport de la biomasse algale produite en fonction de la quantité de nutriments apparemment prélevé par les algues.

#### Résultats :

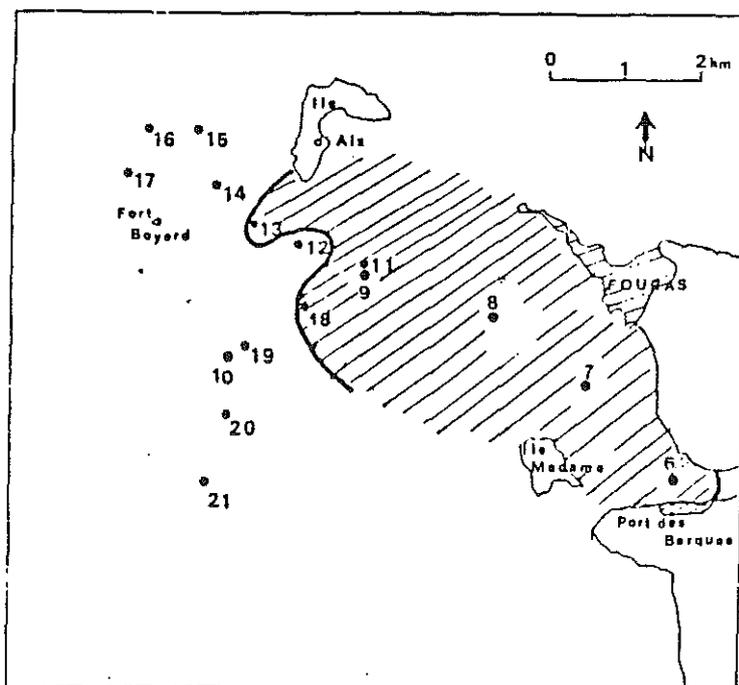
Concentrations initiales en sels minéraux (tableau 1) : Les eaux récoltées au cours de la campagne en Charente s'avèrent être très riches en azote sous forme nitrate ( $107 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  en moyenne). Les teneurs sont relativement plus faibles avec les eaux du bassin, dix fois moins importantes ( $17,6 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ). La réserve azotée risque d'être un peu trop faible pour soutenir un développement optimal des cellules. Les teneurs en  $\text{PO}_4$  sont également faibles (2 à  $0,1 \mu\text{g.at.l}^{-1}$ ), le rapport N/P en est d'autant plus élevé. La silice est en moyenne de  $54 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  pour les eaux de la Charente et de  $14,6 \mu\text{g.at.l}^{-1}$  pour les eaux du bassin.

Utilisation des sels nutritifs par les algues tests : Au cours de la période d'incubation des algues, la réserve des eaux en azote, phosphore et silice n'a pas été totalement utilisée (tableau 2). On note toutefois, que  $\text{NH}_4$  est consommé entièrement dans les eaux du bassin. La consommation de l'azote sous forme nitrate est comprise entre 55 et 98,9 % avec une moyenne de 89,4 %. La part prélevée dans la réserve en phosphore est assez forte pour S. costatum dans les eaux du bassin (station 16 à 21) puisqu'elle est de 33 à 100 % (moyenne  $x = 81$  %). Quant à la silice, la consommation réelle est plus difficile à cerner, un rejet de silice par

les cellules senescentes en fin de croissance ainsi qu'un relargage des parois des erlens, peuvent modifier les résultats et être à l'origine de concentrations élevées en fin d'incubation. La consommation moyenne de silice est de 84,7 % pour les échantillons qui ont supporté une croissance cellulaire.

Estimation de la fertilité : Dans les conditions expérimentales de température et d'éclairement la durée de croissance des algues in vitro varie entre 5 et 10 jours.

Avec l'algue Skeletonema costatum, il n'y a pas de multiplication des cellules dans des eaux de salinité inférieure à 7‰, limite inférieure déterminée au cours de tests pour des eaux de Loire (Ravail-Robert, 1985). Pour les eaux de salinité supérieure à 7 ‰, la croissance algale est significative. Dans l'exposé des résultats, nous ne considérerons que les échantillons pour lesquels une croissance relative a pu être dénombrée.



Zone de fertilité maximale.

La biomasse algale produite présente des variations selon l'échantillon testé. Elle oscille entre 1,9 et 59,8  $\mu\text{g.chl.l}^{-1}$  ainsi qu'entre 30 et 340,10<sup>6</sup>  $\text{cell.l}^{-1}$ . On notera que les densités numériques en cellules et les teneurs en chl a les plus élevées sont obtenues pour les eaux des stations 6, 11, 13 et 18, qui subissent l'influence des apports

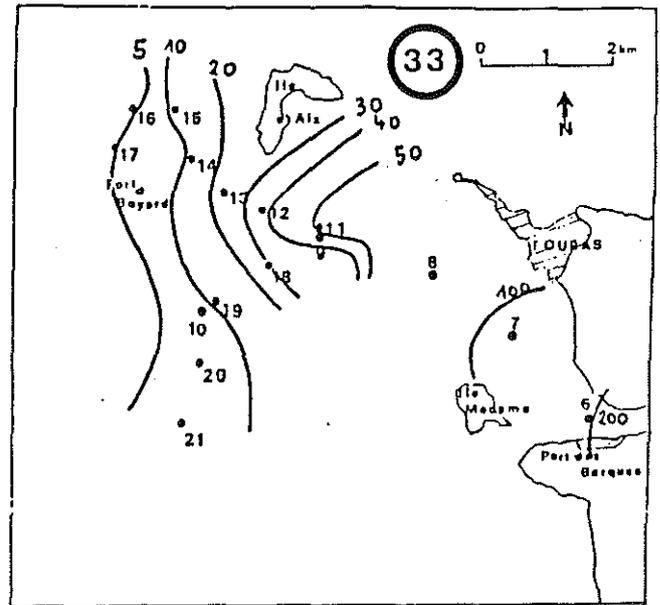
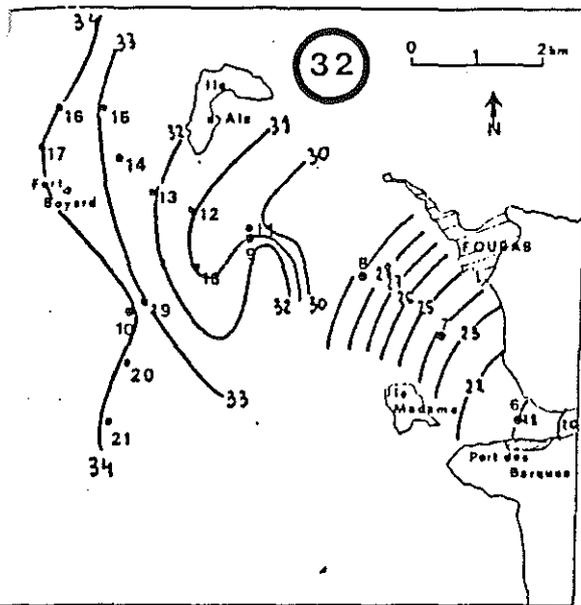


Figure 32 : Répartition de la salinité dans les eaux de surface, campagne du 21-22 octobre basse mer, surface de l'aire de dilution du 1/10ème.

Figure 33 : Répartition des nitrates dans les eaux de surface, campagne du 21-22 octobre basse mer, surface de l'aire de dilution du 1/10ème.

DISPERSION DE LA POLLUTION DANS LES FERTUIS CHARENTAIS

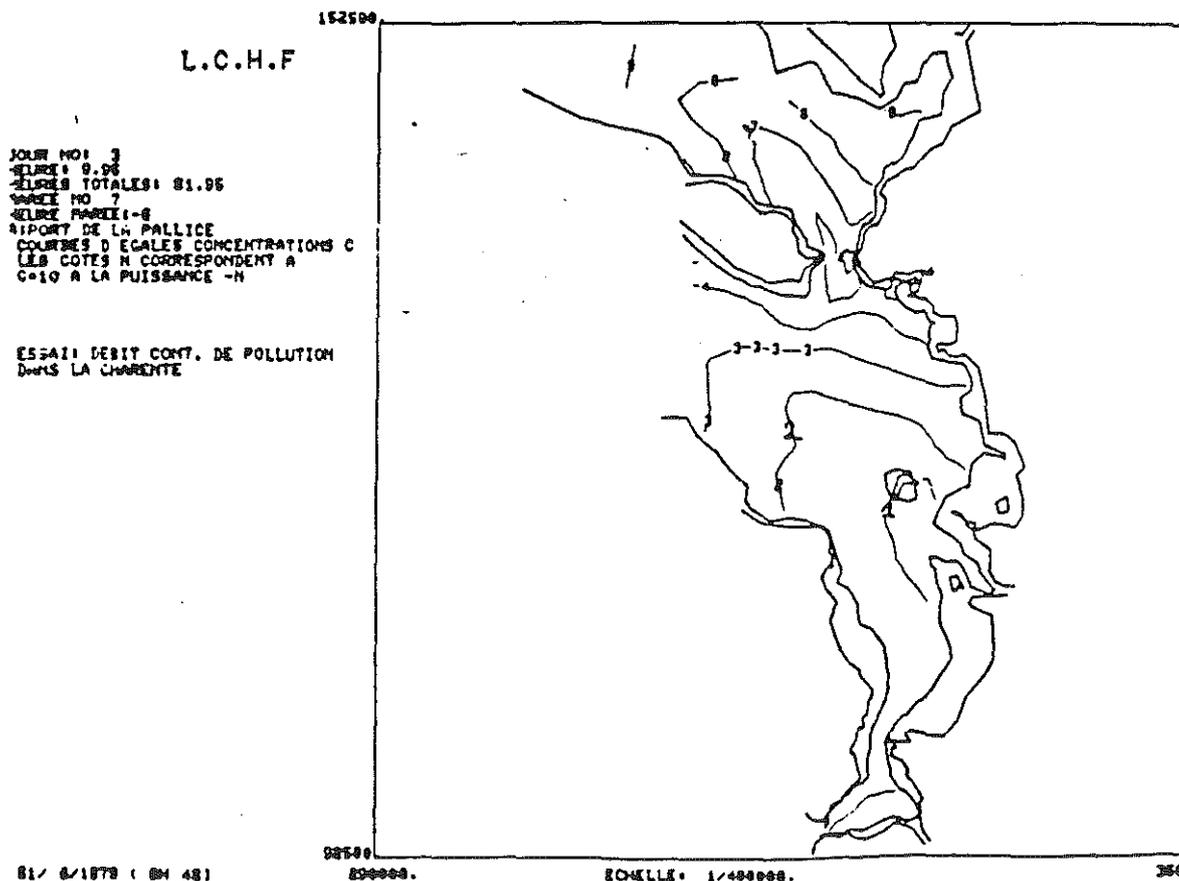


Figure 34 : Simulation de la dispersion d'une pollution issue de Charente surface de l'aire de dilution du 1/10ème.

Si on compare ces résultats avec le modèle mathématique de la dispersion de la pollution dans le pertuis Charentais du LCHF (1979) qui présente une simulation de pollution par la Charente en marées moyennes de vives-eaux à basse mer (fig. 34), on constate que l'aire de dilution au 1/10ème observée dans cette campagne correspond à une surface du même ordre que celle du modèle, exception faite d'une progression plus forte vers le Nord-Ouest englobant toute l'Ile d'Aix.

#### 4) FERTILITE DES EAUX DE LA CHARENTE ET DU BASSIN EN PERIODE D'ETIAGE

La fertilité d'une eau se définit habituellement comme étant la capacité maximale à supporter la croissance algale isolée ou d'une population hétérogène. C'est une notion pondérale représentée par une biomasse potentielle. L'algue test utilisée est Skeletonema costatum (Grev.) Cleve, elle a été isolée des claires ostréicoles de la baie de Bourgneuf, elle présente l'avantage d'être représentative d'un milieu voué à des activités conchylicoles. Les tests biologiques ont été réalisés suivant le protocole utilisé par Smayda (1971), Berland et al. (1979). Ils ont pour but d'estimer la biomasse maximale produite par l'algue test uniquement en fonction de la quantité en éléments nutritifs présents dans les eaux récoltées.

#### Matériel et méthodes

Les eaux testées sont prélevées en surface à chacune des stations déjà mentionnées (stations 7 à 10 ne figurent pas). Les eaux sont filtrées sur membrane de porosité 0,45  $\mu$ m et réparties en échantillons aliquotes de 250 ml. Elles sont stockées à -20° dans l'attente des tests. La décongélation pouvant entraîner des modifications dans la composition en éléments nutritifs, un dosage systématique de ces éléments est réalisé avant la mise en culture. La souche algale est entretenue sous un éclairage de 2000 lux à une température de 16°, selon un rythme nyctéméral de 12/12 h. Les algues devant servir aux tests sont prélevées sur des cultures en phase exponentielle de croissance, concentrées sur membrane de porosité 0,45  $\mu$ , puis lavées en une eau pauvre. Elles sont ensuite mises à incuber dans des erlens stériles contenant de l'eau pauvre, de façon à épuiser leurs réserves en nutriments. Cette incubation dure 4 jours pour S. costatum.

Tableau 1 : Teneurs en éléments nutritifs des eaux, prélevées au cours de la campagne d'octobre 85, avant mise en culture. (teneurs exprimées en ug.at.l<sup>-1</sup>).

Référence	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub>	ΣN	PO <sub>4</sub>	Si	N/P
1	32,9	183,7	217,0	4,0	65,9	54,2
2	11,9	83,7	96,1	3,8	26,9	25,3
3	1,9	113,4	115,8	4,2	107,5	27,5
4	2,9	133,6	137,3	4,4	72,0	31,2
5	3,2	63,4	67,2	2,2	30,7	30,5
6	3,9	68,2	72,8	0,4	23,8	182,0
11	11,6	40,7	53,1	2,0	13,4	26,5
12	3,3	20,8	24,7	0,6	12,6	41,1
13	2,9	25,9	29,7	2,0	13,2	14,8
14	2,8	21,9	25,5	1,2	16,6	21,2
15	2,4	18,3	21,4	0,8	15,2	26,7
16	2,3	6,6	9,7	0,7	9,4	13,8
17	1,0	4,9	6,7	0,8	8,6	8,4
18	3,3	31,4	35,5	1,0	21,6	35,5
19	2,9	10,6	14,1	0,01	10,0	14,1
20	2,8	7,2	10,8	0,6	11,2	59,1
21	3,1	5,3	9,1	1,2	8,2	7,6

Tableau 2 : Proportions (en %) de l'azote (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub>), ammoniac, des nitrates, du silicate et phosphore consommés par *S. costatum* au cours de l'incubation in vitro.

Référence	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	ΣN	PO <sub>4</sub>	Si
1	93,6	52,9	59,0	100	ne
2	89,5	47,2	52,4	84,2	ne
3	13,1	53,2	52,4	85,7	44,8
4	65,5	62,3	62,3	45,4	24,8
5	54,6	59,3	55,9	59,0	ne
6	44,8	54,9	61,1	100	94,4
11	94,8	92,1	70,6	100	90,2
12	90,9	86,0	72,4	33,3	63,4
13	100	98,8	86,2	85,0	95,8
14	85,7	98,6	84,7	75,0	94,0
15	75,0	94,8	81,0	50,0	89,0
16	73,9	96,9	65,9	100	83,0
17	61,9	87,7	63,7	100	100
18	100	99,8	88,3	100	100
19	100	97,1	96,4	100	96,0
20	100	95,8	95,3	66,6	78,5
21	100	98,1	96,7	100	93,0

des eaux de Charente avec en moyenne  $21,3 \mu\text{g.chl}a.l^{-1}$  et  $283,10^6$   $\text{cell}.l^{-1}$ . Les eaux du bassin s'avèrent beaucoup plus fertiles que les eaux de la Charente, bien que proportionnellement moins riches en éléments nutritifs. Il apparaît également que les biomasses potentielles sont très largement supérieures à celles présentes in situ. Les teneurs en chl a représentent 2 à 3 fois celles présentes in situ (tableau 3).

réfèrence	Biomasse obtenue <u>in situ</u>		Biomasse obtenue <u>in vitro</u>	
	chl <sub>a</sub>	pigts tx	chl <sub>a</sub>	pigts tx
1	2,2	12,5	0,1	0,8
2	0,6	4,3	0,1	1,6
3	1,1	6,0	0,01	0,9
4	2,5	10,9	6,8	9,3
5	1,8	8,9	0,5	1,7
6	2,7	8,8	27,3	87,3
11	1,4	3,0	23,5	23,6
12	0,5	1,8	7,8	16,3
13	1,4	2,9	10,1	10,1
14	1,7	4,2	18,1	22,8
15	0,9	3,2	59,8	59,8
16	1,1	2,3	5,1	9,4
17	1,1	2,5	2,3	5,4
18	2,1	5,0	24,3	24,3
19	1,2	3,3	5,9	17,8
20	2,0	4,5	2,1	11,1
21	2,8	4,8	1,9	2,7
x	1,6	5,2	11,5	17,9

Tableau 3 : Biomasse obtenue in situ et biomasse obtenue in vitro avec S. costatum pour les eaux prélevées au cours de la campagne octobre 85.

Discussion :

La salinité est un facteur limitant pour la croissance de l'algue Skeletonema costatum dans les eaux de la Charente, puisque les eaux sont suffisamment riches en éléments nutritifs, notamment en NO<sub>3</sub>. Le phosphore est toutefois légèrement déficient, le rapport N/P oscille entre et 54,3 (tableau 1). Les prochains tests envisagés avec des eaux dont la salinité serait inférieure à 7 ‰ ne pourront se faire avec la même algue, il serait bon d'envisager la choix d'une espèce algale adaptée à de faibles salinités.

Biomasse potentielle : Dans la plupart des cas, une croissance algale a pu être effective. La biomasse obtenue in vitro, exprimée en  $\mu\text{g.chl.l}^{-1}$ , atteint des valeurs 10 fois supérieures à celles estimées in situ en l'absence de filtreurs mais également de M.E.S. qui inhibent aussi la production primaire. C'est à la station 6 (Port des Barques) à la sortie de l'estuaire que la biomasse estimée en densité numérique en cellules est la plus élevée  $340,10^6 \text{ cell.l}^{-1}$  et  $27,3 \mu\text{g.chl.l}^{-1}$ .

Rendements d'utilisation des éléments nutritifs : La souche S. costatum a presque totalement épuisé la réserve en  $\text{NO}_3$  disponible puisque sa consommation moyenne est de 90 %. On note qu'à la station 6, la consommation de  $\text{NO}_3$  est seulement de 54,9 % contre 100 % pour le phosphore. La croissance des cellules a été stoppée faute de  $\text{PO}_4$ .

Si l'on considère que la diagramme de dispersion de la biomasse produite in vitro par rapport à la quantité d'azote prélevée, on obtient une relation significative entre les deux paramètres.

Si l'on exprime la biomasse par  $\mu\text{g.d'azote}$  ou de phosphore (tableau 4), on constate que les biomasses exprimées en densité cellulaire sont du même ordre de grandeur que celles obtenues avec des eaux de claires ostréicoles (Robert, 1983). Les valeurs de l'indice de fertilité sont comprises entre 129 et  $1698,10^4 \text{ cell.}\mu\text{g at N}^{-1}$ . Cependant, la biomasse exprimée en chlorophylle a reste très inférieure à celle des claires ostréicoles. Les valeurs de l'indice de fertilité sont alors de 0,2 à 3  $\mu\text{g chl.a.}\mu\text{g at N}^{-1}$ . Seules les eaux de la station 15 s'avèrent être les plus productrices de chlorophylle a avec un indice de 3,04  $\mu\text{g. chl.a.}\mu\text{g at N}^{-1}$  et 149,5  $\mu\text{g chl.a.}\mu\text{g at P}^{-1}$ .

Nous pouvons, cependant constater que les eaux du bassin restent favorables à la multiplication cellulaire de S. costatum, mais que la quantité intracellulaire en chlorophylle est faible. Au maximum de leur croissance les cellules-test apparaissent excessivement pauvres en chlorophylle. Des analyses complémentaires des résultats nous permettront peut-être de donner une explication plus approfondie de ce phénomène.

Cette étude préliminaire sur les eaux de la Charente et les eaux du bassin ne nous permet pas de tirer une conclusion significative sur la

10 gr l<sup>-1</sup>. Les fortes turbidités varient en fonction du coefficient de marée. les marées de vives-eaux remettant en suspension le sédiment du fond et des berges environnantes. Par ailleurs, l'influence de la marée joue un rôle non négligeable sur la répartition des nutriments en effet si, en octobre, à basse mer de mortes eaux les teneurs en nitrates sont, par exemple de 200 µ atg l<sup>-1</sup> N, la marée précédente de vives eaux, ils ne sont que de 40 µ atg l<sup>-1</sup> N à la même station. Ainsi le volume supérieur à 30 millions de m<sup>3</sup> qui entre dans l'estuaire à chaque marée, dilue et repousse ces éléments vers l'amont.

Pour la période estivale, un étiage prononcé de 3 mois est caractéristique de l'année 1985 avec un débit à Saint Savinien de 12 m<sup>3</sup>/s de la deuxième quinzaine d'août jusqu'en novembre. En l'absence de pluviométrie, l'effet de l'amplitude de la marée est sensible sur la mesure des débits au clapet de Saint Savinien en liaison avec la nature de la gestion de ce barrage. En outre l'amplitude de la marée joue directement sur les volumes d'eau de mer entrant dans l'estuaire (50 millions de m<sup>3</sup> coef. 115 et 26 millions de m<sup>3</sup> coef; 47). En l'absence de débits variables et lorsqu'ils sont de faible intensité (15 m<sup>3</sup>), une modification sensible à la limite de la marée de salinité est détectée (8 à 2 ‰).

La campagne caractéristique des débits d'étiage, pour définir le panache de dilution des eaux de l'estuaire permet de trouver une assez bonne concordance entre la dispersion de la salinité ou des sels nutritifs avec le modèle mathématique de dispersion de la pollution au LCHF, exception faite d'une progression plus forte du panache vers le Nord-Ouest englobant toute l'Ile d'Aix.

Les tests de fertilité réalisés en octobre en période d'étiage, permettent de définir dans l'estuaire externe une zone de productivité maximale avec des teneurs moyennes de 21 µg chla l<sup>-1</sup> et un maximum de 60 µg chla l<sup>-1</sup>.

Ces biomasses sont largement supérieures à celles observées in situ. On peut avancer l'hypothèse que la turbidité dans l'estuaire inhibe le développement phytoplanctonique mais aussi que, au gré des courants de marée, les populations phytoplanctoniques peuvent passer plusieurs fois

au-dessus des cultures de moules et d'huîtres et être progressivement consommées. C'est en suivant des masses d'eau que l'on connaîtra l'évolution précise et les poids relatifs de ces deux hypothèses.

Enfin pour relativiser l'influence de la Charente sur la production phytoplanctonique du bassin de Marennes-Oléron, en se reportant au modèle de dispersion, on peut en déduire que la zone de productivité maximale de  $20 \mu\text{g chl} \text{a l}^{-1}$  induit une augmentation de  $2 \mu\text{g chl} \text{a l}^{-1}$  dans le reste du bassin tout en considérant deux hypothèses absurdes : que ce phytoplancton ne se reproduise pas et qu'il ne soit pas consommé.

Bibliographie:

- BERLAND B.R;BONIN D.J,et MAESTRINI S.Y :1978 -Facteurs limitant la production primaire des eaux oligotrophes d'une aire cotière méditerranéenne.Int.Revue ges.Hydrobiol.63:501-531.
- 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.
- FLAMION G., 1983. Accroissement de la production phytoplanctonique par des amendements minéraux dans une nurserie de mollusques. Mémoire DAA Rennes 32 p.
- HERAL M,RAZET D,DESLOUS-PAOLI J.M.MANAUD F ,TRUQUET I,GARNIER J. 1984-Hydrologie du Bassin de Marennes-Oléron :résultats du réseau national d'observation 1977-1981.Ann.Soc.Sci.nat.Charente-Maritime 7(2):259-277.
- HERAL M,RAZET D,DESLOUS-PAOLI J.M ,BERTHOMÉ J.P,GARNIER J. 1982 Caractéristiques saisonnières de l'hydrologie du complexe estuarien de Marennes-Oléron (France).Rev.Trav.Inst.Pêches marit 46(2):97-119
- \_KOROLEFF F.1969 -Direct determination of ammoniac in natural waters as indophenol blue. CIEM C 2:19-22
- LE PAN B., 1982. Influence des eaux de la Charente sur la salinité dans la baie de Marennes-Oléron. D.E.S.S. Université de Nantes, CNEXC, 19 p.
- LCHF 1979. Etude de l'incidence du débit de la Charente sur la température et la salinité dans l'estuaire.
- LCHF 1979. Dispersion de la pollution dans les pertuis charentais.
- LORENZEN C.J.1967 -Determination of chlorophyll and pheopigments spectrophotometric equations.Limnol.oceano.12,343-346.
- RAVAIL B et ROBERT J.M :1985 -Influence de la salinité sur la multiplication de Skeletonema costatum dans les eaux estuariennes de la LoireCryptogamie:Algologie VI,1:51-60.

- ROBERT J.M, MAESTRINI S.Y., BAGES M, DRENO J.P, et GONZALEZ-RODRIGUEZ E  
1979- Estimation au moyen de tests biologiques de la fertilité pour  
trois diatomées des eaux de claires à huîtres de Vendée. Océanol. Acta  
3, 275-286.

- ROBERT J.M 1983 : Fertilité des eaux des claires ostréicoles et  
verdissement : utilisation de l'azote par les diatomées dominantes  
Thèse. Doct. Etat. (2 vol) Univ. Nantes. 231 + annexes.

- SALVADORI F., 1976. Etude de quelques paramètres chimiques de la  
qualité des eaux dans l'estuaire de la Charente. Thèse 3ème cycle 71 p.

- SMAYDA T.J 1971- Further enrichment experiments using the marine  
centric diatom Cyclotella nana (clone 13-1) as an assay organism  
in Fertility of the sea W.J.D COSTLOW (ed) Gordon and Breach; N.Y, 2  
309-622.

- TREGUER P et LE CORRE P 1975 - Manuel d'analyse des sels nutritifs  
dans l'eau de mer (utilisation de l'auto-analyseur II Technicon)  
2ème édition . Univ. Bretagne occid. 110 pp.