

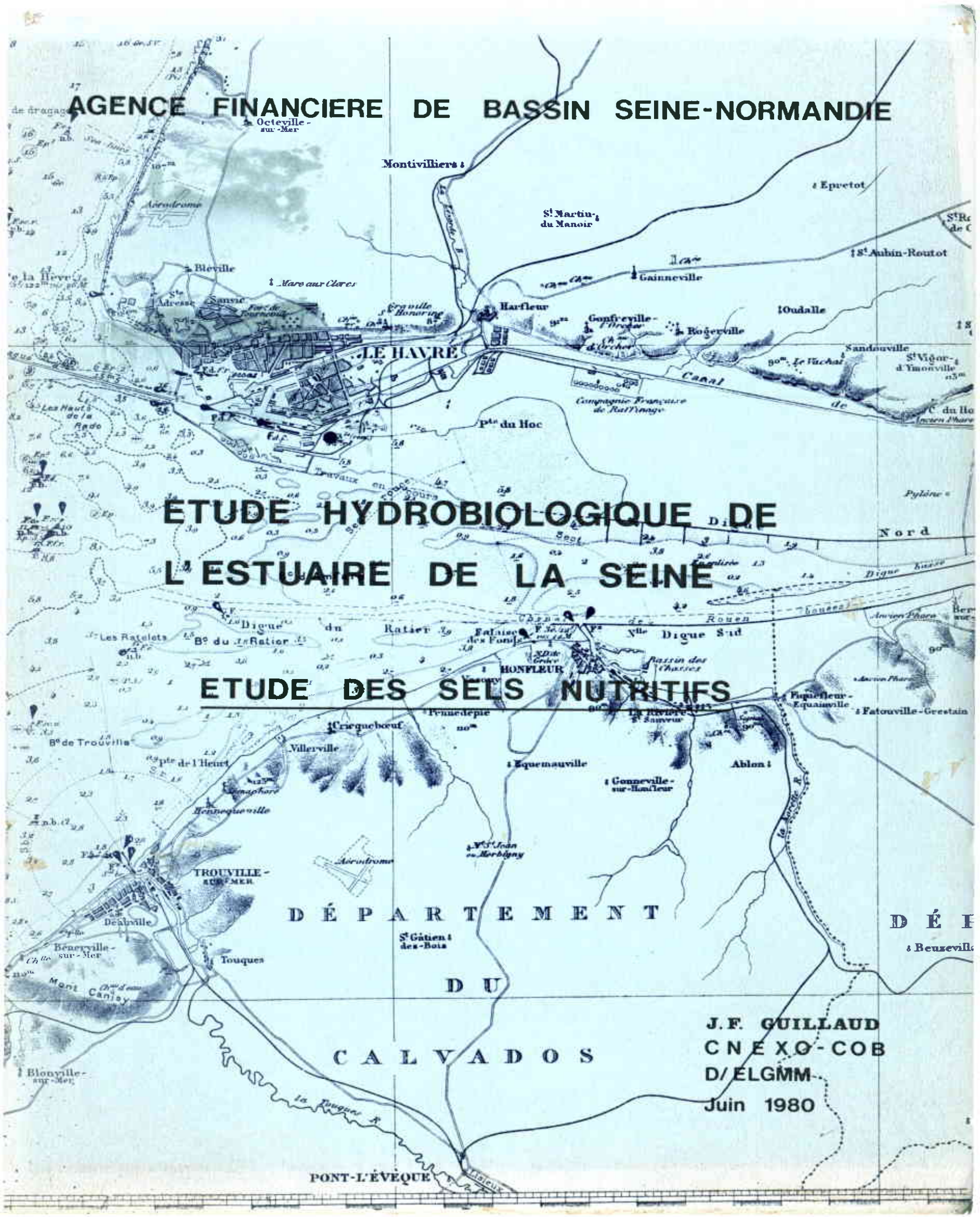
AGENCE FINANCIERE DE BASSIN SEINE-NORMANDIE

ETUDE HYDROBIOLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE

ETUDE DES SELS NUTRITIFS

DÉPARTEMENT DU CALVADOS

J.F. GUILLAUD  
CNE XG-COB  
D/ELGMM  
Juin 1980



AGENCE FINANCIERE DE BASSIN SEINE-NORMANDIE

ETUDE HYDROBIOLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE

(Etude des sels nutritifs)

J.F. GUILLAUD

CNEXO - COB - D/ELGMM

JUIN 1980

## S O M M A I R E

I. INTRODUCTION.	1
II. LA SILICE.	3
1. Les concentrations en silice dans la Seine.	3
2. Les apports en silice par la Seine.	6
3. Les concentrations en silice dans l'estuaire de la Seine.	7
4. Conclusions.	13
III. LES PHOSPHATES.	14
1. Les concentrations en phosphates dans la Seine.	14
2. Les apports en phosphates par la Seine.	20
3. Les concentrations en phosphates dans l'estuaire de la Seine.	24
4. Mesure des phosphates minéraux particuliers dans l'estuaire.	31
5. Conclusions.	34
IV. L'AZOTE MINERAL DISSOUS.	36
1. Les concentrations en azote dans la Seine.	36
2. Les apports en azote par la Seine.	50
3. Les concentrations en azote dans l'estuaire de la Seine.	56
4. Conclusions.	73
V. LES RAPPORTS N/P ET SI/P.	75
1. Le rapport N/P.	75
2. Le rapport Si/P.	78
3. Conclusions.	79
VI. L'AZOTE ORGANIQUE.	80
1. L'azote organique en Seine.	80
2. L'azote organique dans l'estuaire de la Seine.	81
3. Conclusions.	87
VII. CONCLUSIONS.	88
1. Les apports de sels nutritifs par la Seine.	88
2. L'évolution des sels nutritifs dans l'estuaire.	90
3. Conséquences des apports en sels nutritifs.	91
BIBLIOGRAPHIE.	95

## I. INTRODUCTION

Cette étude, engagée à la demande de l'Agence Financière de Bassin Seine-Normandie dans le cadre du SAUM de l'estuaire de la Seine, a deux objectifs principaux qui sont :

- de définir les flux et le cycle des sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine, ainsi que leurs variations, dans le temps et dans l'espace, en fonction des conditions hydrologiques.
- d'évaluer les principaux facteurs chimiques, physiques et biologiques, régissant la distribution de l'oxygène dissous dans l'estuaire et ceci en vue de l'établissement d'un modèle mathématique de l'oxygène dissous.

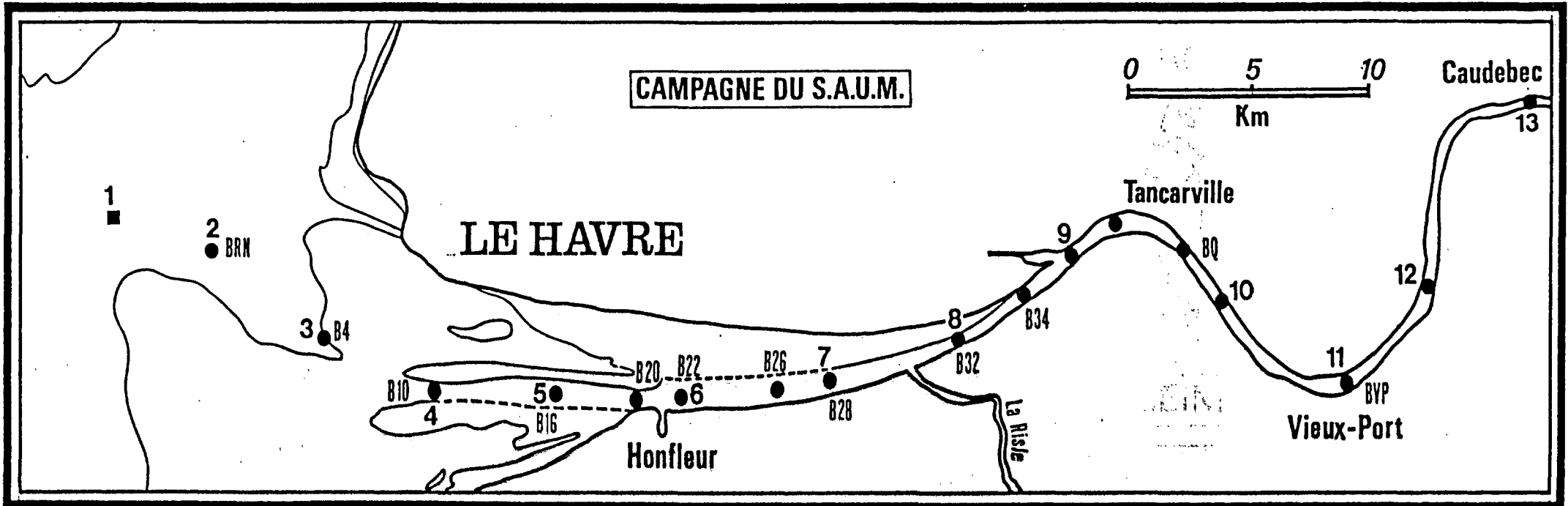
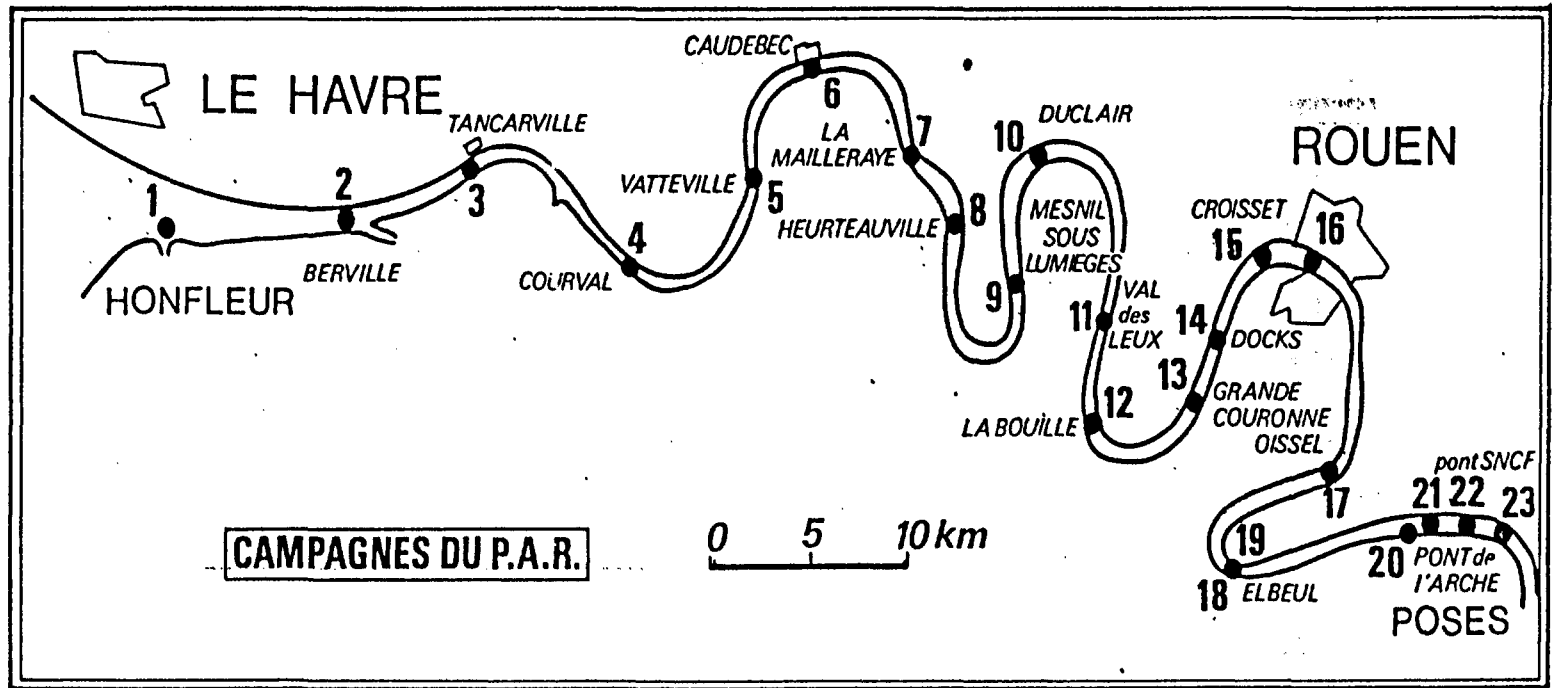
Ce rapport se propose de répondre au premier objectif de l'étude hydrobiologique selon trois axes de travail :

- Pour chaque sel nutritif (silice, phosphore, azote), on a tout d'abord mis en évidence quels sont les teneurs et les apports en sels nutritifs, en amont de l'estuaire, en fonction des conditions hydrologiques.
- Le deuxième axe de travail vise à déterminer comment s'effectue la dilution des sels nutritifs au sein de l'estuaire et quel est le rôle des concentrations élevées en matières en suspension.
- Le troisième axe tente de cerner quelles sont les concentrations en sels nutritifs des eaux à leur arrivée en mer, après passage dans l'estuaire, puis quelle est la part prise par les rejets industriels dans ces flux de sels nutritifs et enfin quelle est la production primaire potentielle, évaluée à partir des flux de sels nutritifs.

Les données utilisées pour la Seine sont celles du Port Autonome de Rouen (Service Maritime de la Seine Maritime - 3ème Section) qui effectue tous les deux mois des mesures de qualité des eaux entre Honfleur et Poses (Fig. 1).

Dans l'estuaire proprement dit, les résultats ont été acquis au cours des campagnes spécifiques du SAUM en 1978 et 1979.

FIG 1 EMBLEMES des STATIONS DANS L'ESTUAIRE DE LA SEINE



## II. LA SILICE

### 1. Les concentrations en silice dans la Seine.

Les concentrations en silice dans la Seine ont été étudiées grâce aux données fournies par le Port Autonome de Rouen (P.A.R.) pour les années 1976 à 1979. Les points étudiés ici, sont :

- En amont, la station de Poses située en amont de Rouen, au niveau du barrage de Poses.
- En aval, la station de Courval située sur la Seine juste avant son entrée dans l'estuaire ; cette station n'est jamais influencée par la marée saline dans les conditions de prélèvements adoptées (prélèvements à basse mer).

#### 1.1. Valeurs absolues des concentrations en silice dans la Seine.

Les moyennes des concentrations en silice observées de janvier 1976 à novembre 1979, à Poses et à Courval sont les suivantes :

Concentrations en Si ; $\mu\text{atg/l}$	Poses	Courval
Moyenne	91,7	98,7
Ecart type	38,5	38,1
Mini	18	25
Maxi	157	167
n obs.	27	27

Les valeurs minimales ont été observées durant l'été 1976 et les valeurs maximales durant le mois de novembre 1978 à Courval et le mois de novembre 1979 à Poses.

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles rencontrées dans la partie amont de l'estuaire de la Gironde (I. PHILIPPS, 1980) et qui sont en moyenne, pour l'année 1976, de 114  $\mu\text{atg/l}$  (mini = 17  $\mu\text{atg/l}$  ; maxi = 182  $\mu\text{atg/l}$ ).

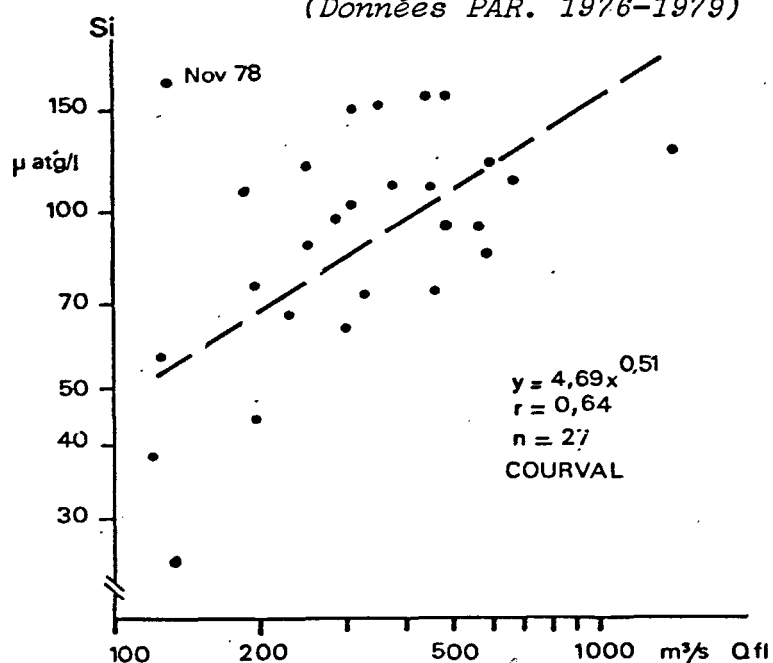
Par contre, ces valeurs paraissent faibles par rapport à celles mesurées dans l'Escaut en 1973 (O. BECKERS et R. WOLLAST, 1976) et qui varient de 280  $\mu\text{atg/l}$  en hiver à 200  $\mu\text{atg/l}$  l'été.

De même dans la rivière de Sacramento, en baie de San Francisco, (PETERSON et al., 1975), les concentrations varient de 200  $\mu\text{atg/l}$  (été) à 300  $\mu\text{atg/l}$  (hiver).

### 1.2. Relation entre le débit et les concentrations en silice.

Les mesures réalisées tous les deux mois par le P.A.R. permettent de voir qu'il existe à Courval, comme à Poses, une relation assez lâche entre les débits et les concentrations en silice (Fig. 2).

Fig. 2 : Relations entre les débits et les concentrations en Silice  
(Données PAR. 1976-1979)

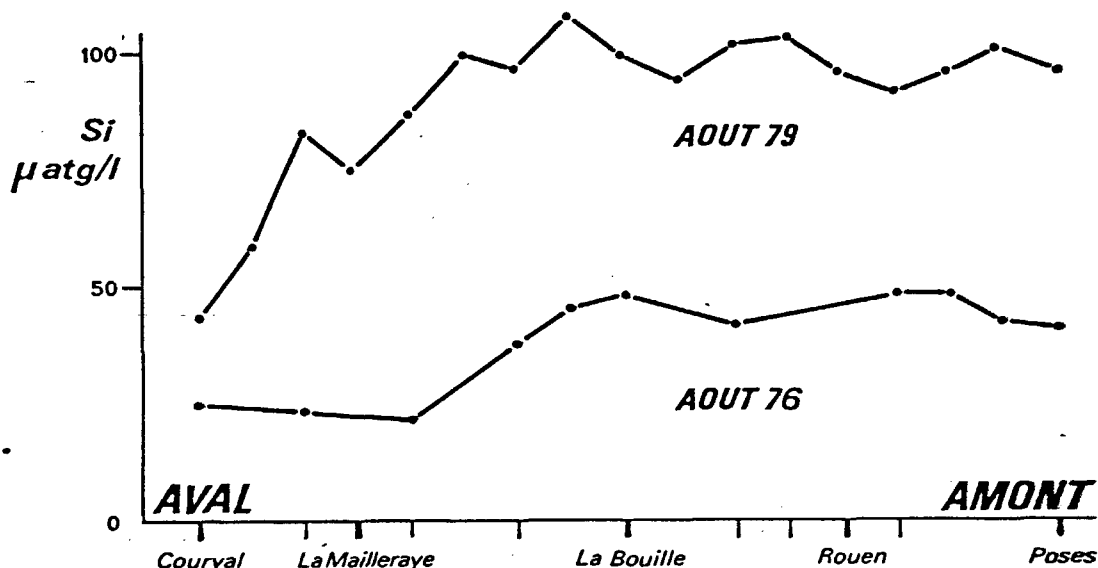


Le point représentatif de la campagne de novembre 1978 sort de ce schéma car l'on a eu durant ce mois d'hiver, un débit exceptionnellement faible (130  $\text{m}^3/\text{s}$ ) après une période de débit plus élevé (200  $\text{m}^3/\text{s}$ ).

Cette relation traduit en fait une tendance à l'augmentation des concentrations en période hivernale du fait du lessivage des terres du bassin versant ; le même phénomène a été observé en Gironde (I. PHILIPPS, 1980). La baisse des concentrations en été provient de la diminution de ce lessivage mais peut aussi être due à une consommation, en amont, de la silice par les diatomées.

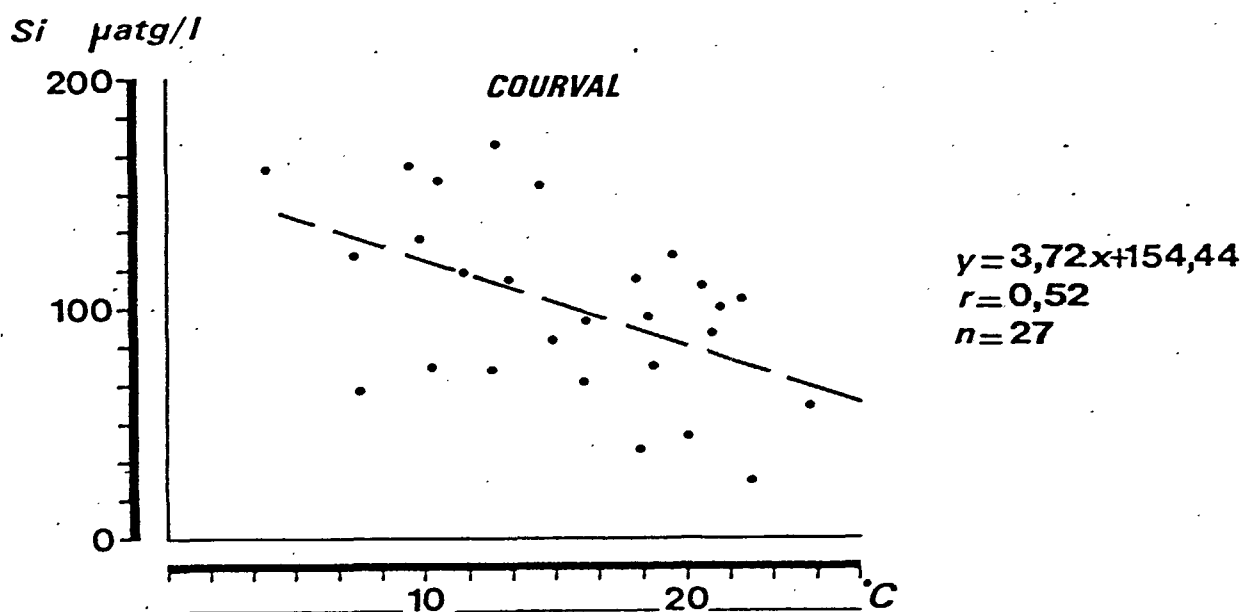
Ce phénomène de consommation, caractérisé par une diminution des concentrations entre Poses et Courval n'apparaît cependant en Seine qu'en août 1976 et août 1979, à l'aval de la Bouille (Fig. 3).

Fig. 3 : Concentrations en Silice dans la Seine (Données PAR).



Il est à remarquer qu'il existe aussi une relation assez lâche entre l'augmentation de la température de l'eau de Seine et la diminution des concentrations en silice (Fig. 4) ; cette relation n'est peut-être due qu'au fait que la température et le débit ne sont pas des paramètres indépendants.

Fig. 4 : Relation entre la température et les concentrations en Silice (Données PAR. 1976-1979).



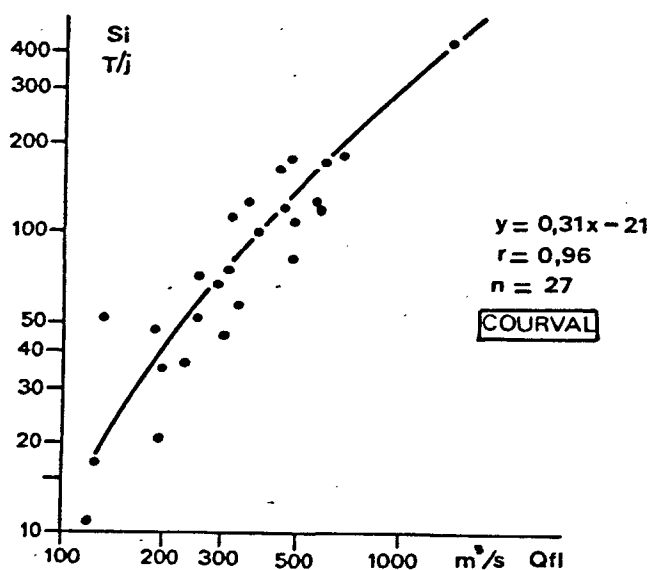


## 2. Les apports en silice par la Seine.

Les flux de silice dissoute ont été calculés en tonnes par jour, pour chaque campagne du P.A.R., en multipliant les concentrations observées par les débits correspondants.

La relation entre ces apports et les débits est très nette (Fig. 5), à Poses comme à Courval, et ces apports varient de 10 t/j en étiage à plus de 400 t/j en période de forte crue (1400 m<sup>3</sup>/s).

Fig. 5 : Apports en Silice en fonction des débits (Données PAR. 1976-1979).



La différence des apports entre Courval et Poses est significativement différente de 0 et correspond à un apport moyen journalier, calculé sur 4 ans, entre Poses et Courval, de 6,2 t/j ; la majorité de ces apports se font au niveau de Rouen (entre les stations de Oissel et la Bouille, apport moyen de 5,9 t/j).

Ces apports correspondent à environ 7 % des apports moyens par la Seine à Poses qui sont de 91,4 t/j ; à Courval ces apports sont de 97,6 t/j.

Le calcul des apports moyens pour chaque année a été fait à partir des débits moyens annuels de la Seine et de la relation établie précédemment entre ces débits et les apports en silice.

Les valeurs obtenues à Courval sont les suivantes :

Années	Débits moyens	Apports moyens annuels Si t/an
1976	244 m <sup>3</sup> /s	19 900
1977	431 -	41 100
1978	525 -	51 700
1979	526 -	51 900

Ces apports sont en relation directe avec les caractéristiques hydrologiques de chaque année et apparaissent légèrement inférieurs à ceux mesurés par I.W. DUEBALL (1977) en Baie de New York (apports fluviaux et rejets) qui s'élèvent à 55 200 t/an de silice. Une évaluation des apports annuels en Gironde durant l'année 1976, à l'aide des données de I. PHILIPPS (1980), conduit à une valeur de 74 200 t/an.

### 3. Les concentrations en silice dans l'estuaire de la Seine.

Dans le cadre du SAUM, les sels nutritifs ont été analysés au cours de deux types de campagnes qui sont :

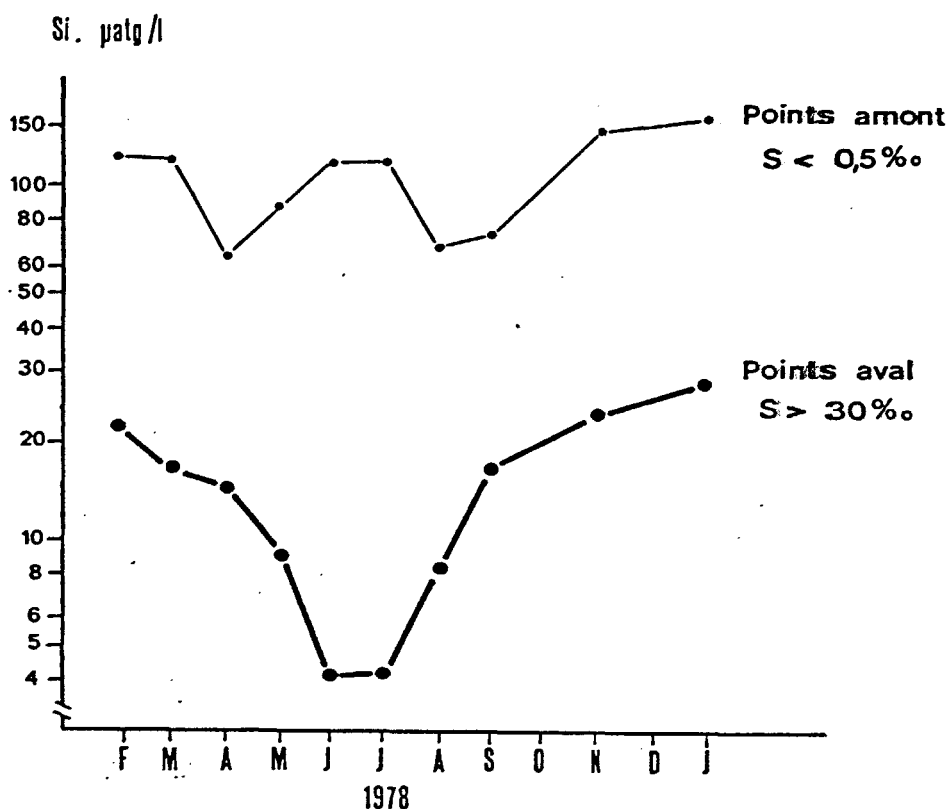
- Les coupes synoptiques, c'est-à-dire des remontées dans l'estuaire au moment de la pleine mer et de la basse mer (ces coupes ont eu lieu de février 1978 à janvier 1979 à raison d'une par mois sauf en mars 78, septembre 78, octobre 78 et décembre 78).
- Les campagnes de points fixes en six stations de l'estuaire durant un cycle de marée (ces points fixes ont eu lieu en vive eau et en morte eau en mars 78, septembre 78, mars 79 et septembre 79).

#### 3.1. Valeurs absolues des concentrations en silice dans l'estuaire.

Bien que les premières coupes synoptiques ne comportaient pas beaucoup de mesures de sels nutritifs, ces campagnes, complétées par celles des points fixes en mars et en septembre 78, permettent de suivre l'évolution saisonnière des concentrations en sels nutritifs en amont de l'estuaire (S % < 0,5 %) et

en aval de l'estuaire ( $S\text{‰} > 30\text{‰}$ ) ; ces mesures ne correspondent pas toujours à la même station car les salinités varient à une même station avec les coefficients, et les débits.

Fig. 6 : Concentrations moyennes en Silice dans l'estuaire de la Seine (amont et aval).



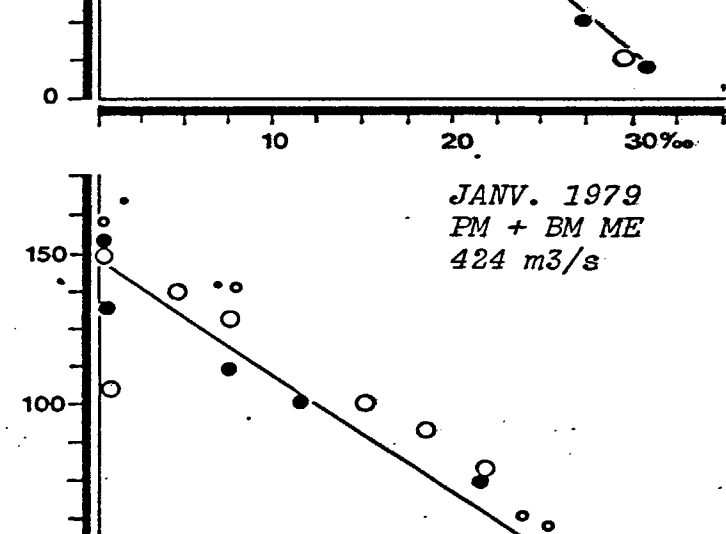
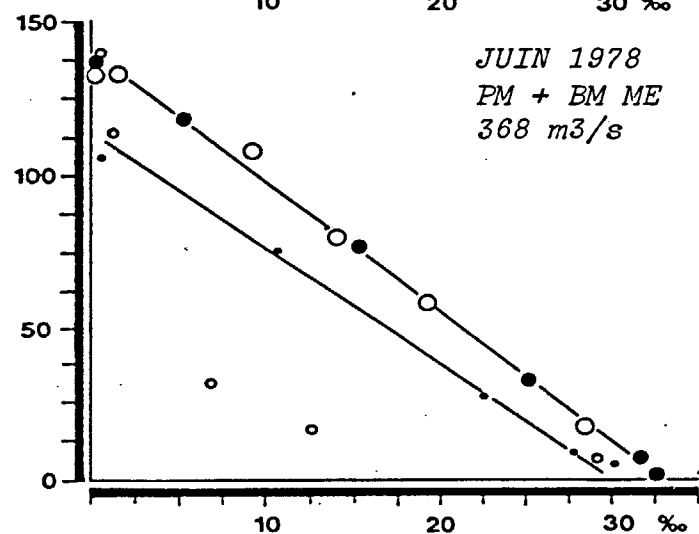
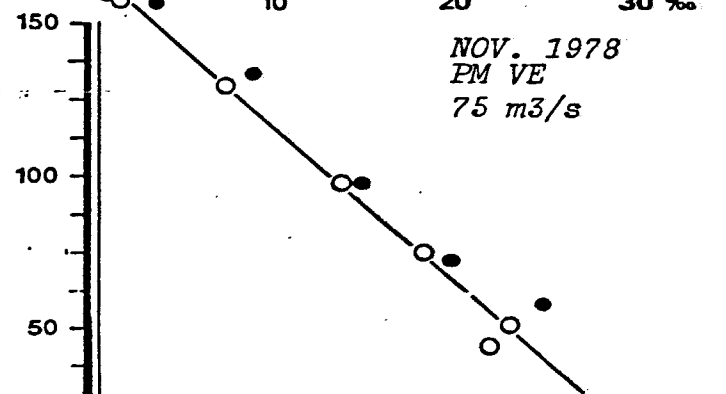
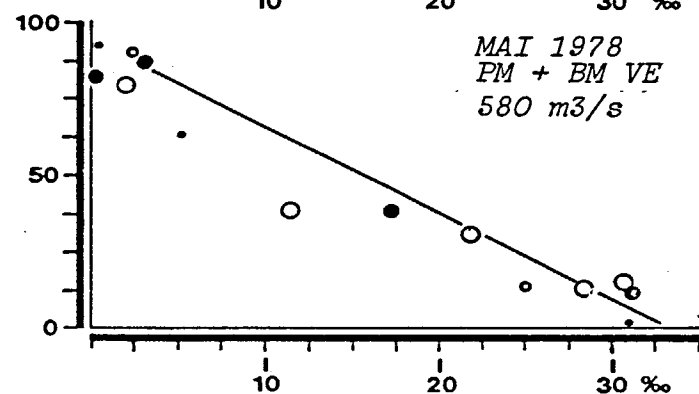
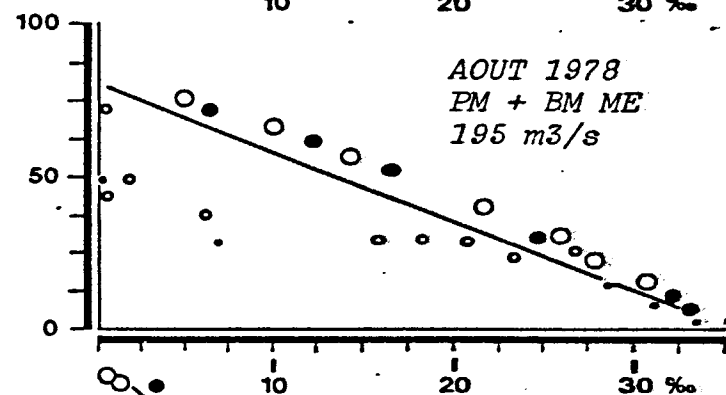
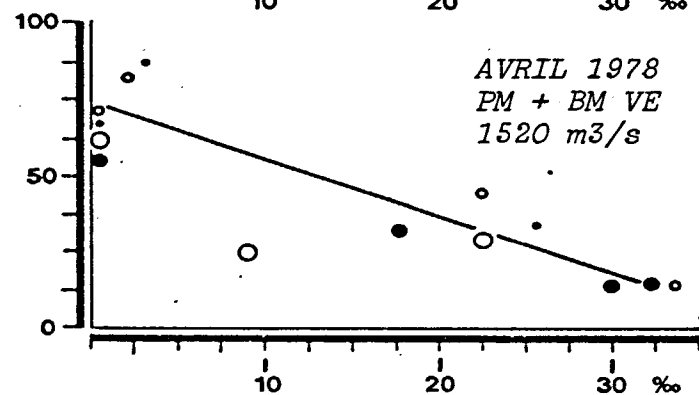
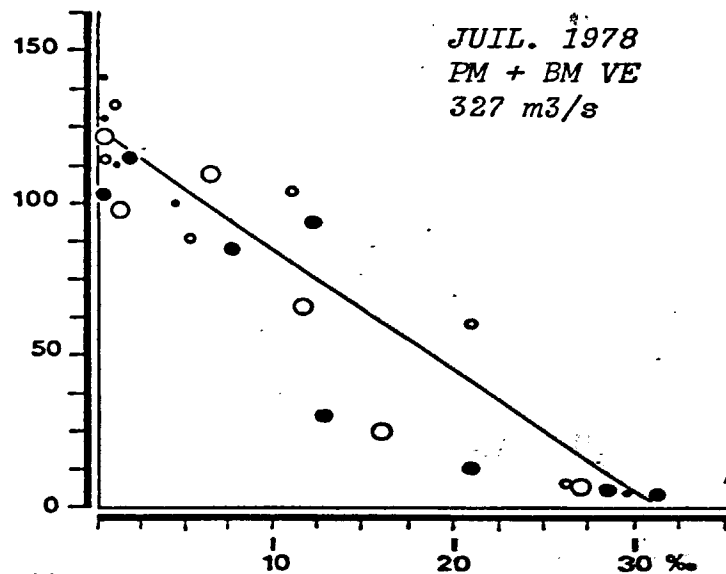
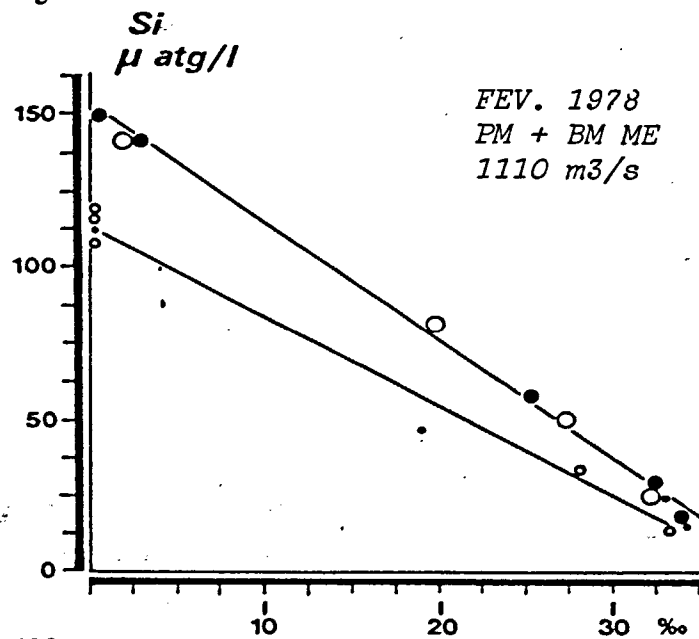
Néanmoins, on peut observer (Fig. 6) une relative stabilité des concentrations à l'amont de l'estuaire alors qu'à l'aval, il y a une baisse des concentrations durant la période estivale, ce qui laisse supposer que les eaux de la Seine sont, durant cette saison, diluées par de l'eau de mer dans laquelle la silice a été en partie consommée par les diatomées.

### 3.2. Relations entre les concentrations en silice et la salinité.

L'étude des concentrations en silice dissoute dans l'estuaire en fonction des salinités lors des coupes synoptiques de février 1978 à janvier 1979, montre (Fig. 7) pour les campagnes où l'on possède un nombre suffisant de points que :

- La silice a dans la plupart des cas, un comportement conservatif.

Fig 7 : Concentrations en silice dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.



PM {  $\circ$  surface  
       $\bullet$  fond

BM {  $\circ$  surface  
       $\bullet$  fond

Fig. 8 : Concentrations en Silice en fonction de la salinité  
(points fixes - étiage)

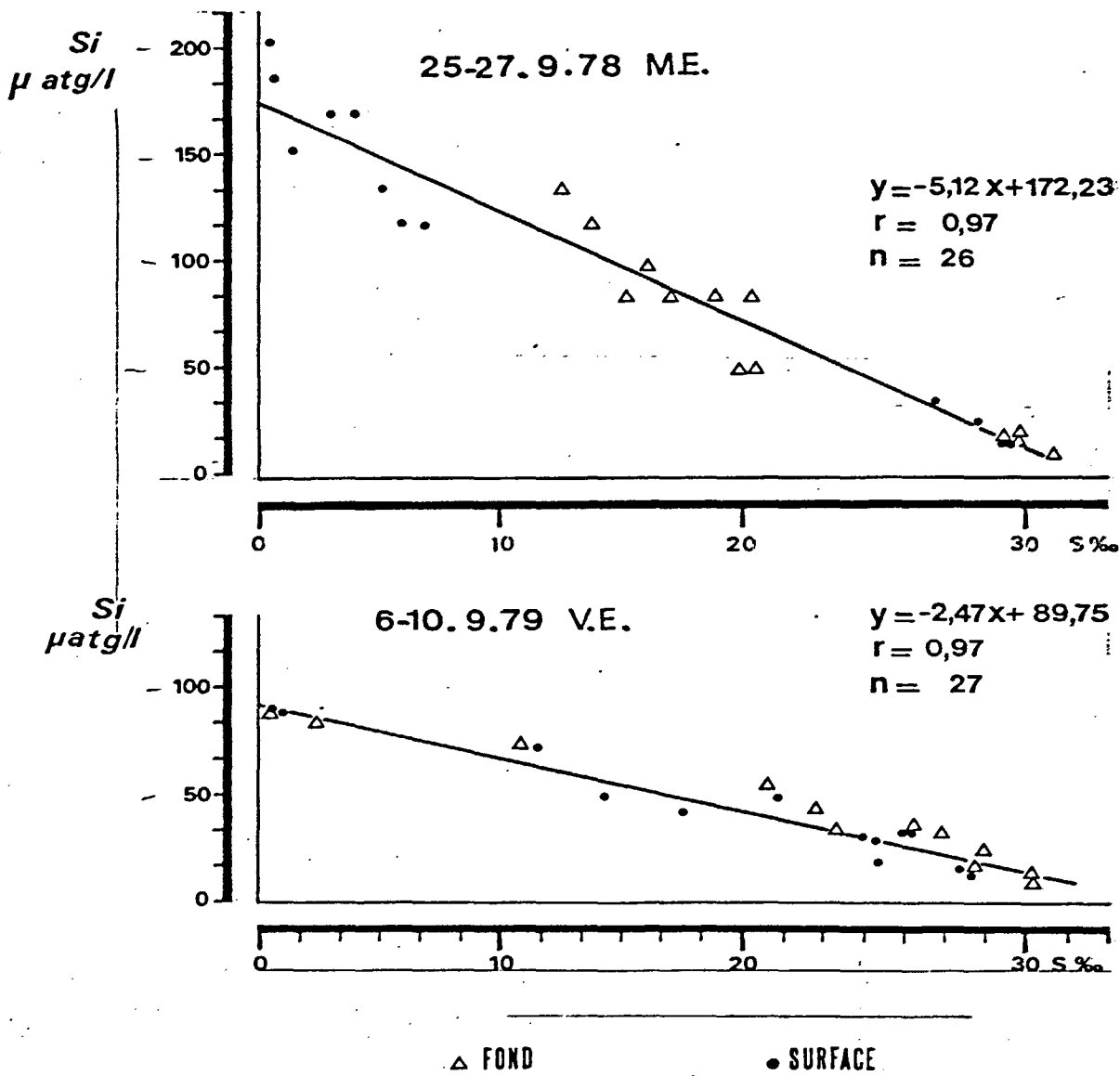
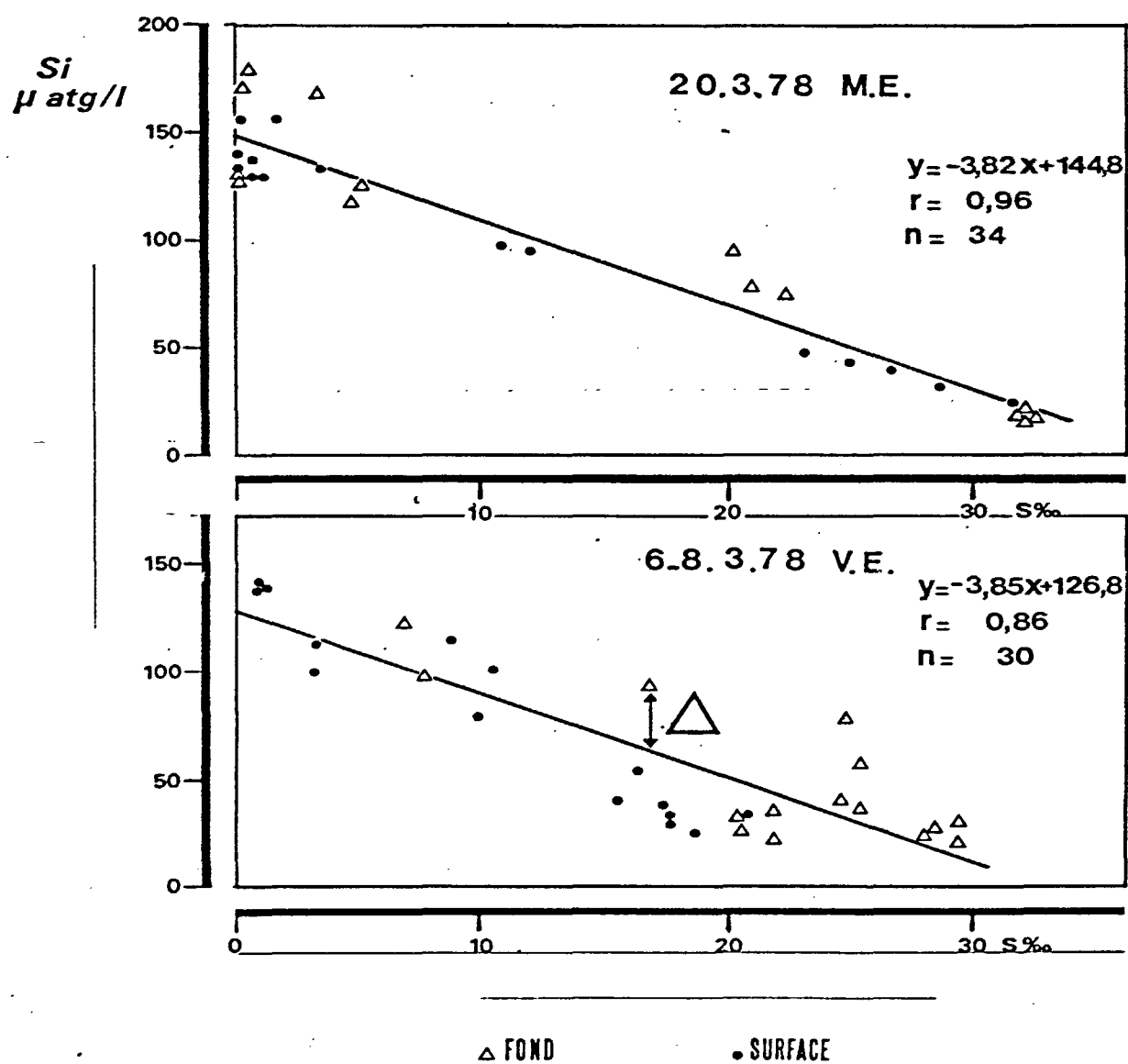


Fig. 9 : Concentrations en Silice en fonction de la salinité  
(points fixes - crue).



- Les seuls déficits qui apparaissent par rapport à la droite de dilution théorique ont lieu :

- . en mai 1978 (PM - BM)
- . en juin 1978 (BM - surface)
- . en juillet 1978 (PM)
- . en août 1978 (BM)

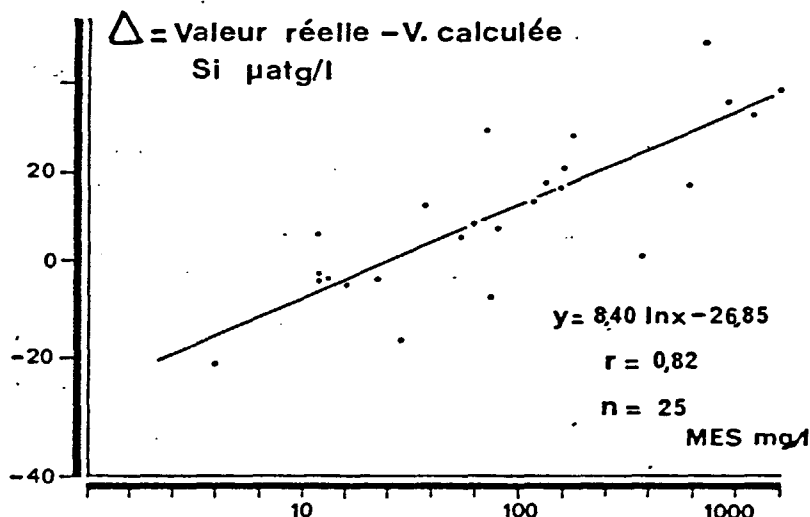
Ces déficits peuvent correspondre à une consommation de silice dans l'estuaire par le phytoplancton. Cependant, ces déficits sont moins nets que ceux constatés par BECKERS et WOLLAST (1976) dans l'Escaut et par PETERSON et al. (1975) dans la Baie de San Francisco.

Les mesures en points fixes, faites en mars et septembre 1978 et 1979, semblent confirmer le comportement conservatif de la silice dans l'estuaire de la Seine, (Fig. 8 et 9) malgré une certaine imprécision des résultats due au fait que :

- Les mesures en 6 points sur l'ensemble de l'estuaire étaient faites à 2 jours d'intervalle par trois laboratoires différents.
- Certains laboratoires n'étaient pas habitués à mesurer les faibles concentrations en milieu marin.

Pour les campagnes points fixes de crue (mars 78 et 79), l'étude de l'écart entre les concentrations réelles au fond et les valeurs estimées par la droite de régression (Fig. 10) montre qu'il semble y avoir un excès de silice au fond pour les fortes concentrations en matières en suspension.

*Fig. 10 : Ecart entre les concentrations réelles en Silice dissoute au fond et les concentrations calculées (Mars 78 et 79).*



WOLLAST (1973), après avoir démontré la consommation de silice par les diatomées dans l'Escaut lorsque la turbidité n'est pas un facteur limitant, a aussi mis en évidence une zone de production de silice dans le bouchon vaseux qu'il attribue à une dissolution partielle des minéraux argileux en suspension.

I. PHILIPPS (1980) constate le même phénomène dans la Gironde en période estivale. Enfin, A.J. VAN BENNEKOM et al. (1974) estiment qu'en Mer de Wadden, cette libération de silice provient des échanges entre l'eau et les sédiments superficiels où se produit une reminéralisation de la silice.

#### 4. Conclusions.

Les apports en silice par la Seine, qui sont en étroite relation avec les débits (lessivage) apparaissent comme modérés (de 20 000 à 52 000 t/an) ; les rejets au niveau de l'agglomération rouennaise ne représentent que 7 % des apports par la Seine.

Dans l'estuaire, la dilution de la silice dissoute est un phénomène de type essentiellement conservatif et les processus de consommation par le phytoplancton semblent limités par la turbidité. Par ailleurs, au sein de l'estuaire, il apparaît en période de crue un relargage de silice par les matières en suspension ou les sédiments du fond.

Enfin, le fait que les apports en silice par la Seine soient assez modestes vis-à-vis des apports en phosphore et en azote, peut avoir des implications écologiques non négligeables pour la Baie de Seine ; BECKERS et WOLLAST (1976) qui observent le même déséquilibre dans les eaux de l'Escaut, estiment que lorsque toute la silice dissoute est consommée par les diatomées, d'autres organismes tels que les flagellés, myxophycées et chlorophycées se développent à leur tour dans le milieu.



### III. LES PHOSPHATES

#### 1. Les concentrations en phosphates dans la Seine.

Les concentrations en phosphate minéral dissous dans la Seine ont été étudiées grâce aux données du Port Autonome de Rouen.

##### 1.1. Valeurs absolues des concentrations en phosphates dans la Seine.

Les valeurs moyennes des concentrations à Poses et à Courval sur la période de janvier 1975 à novembre 1979 sont les suivantes :

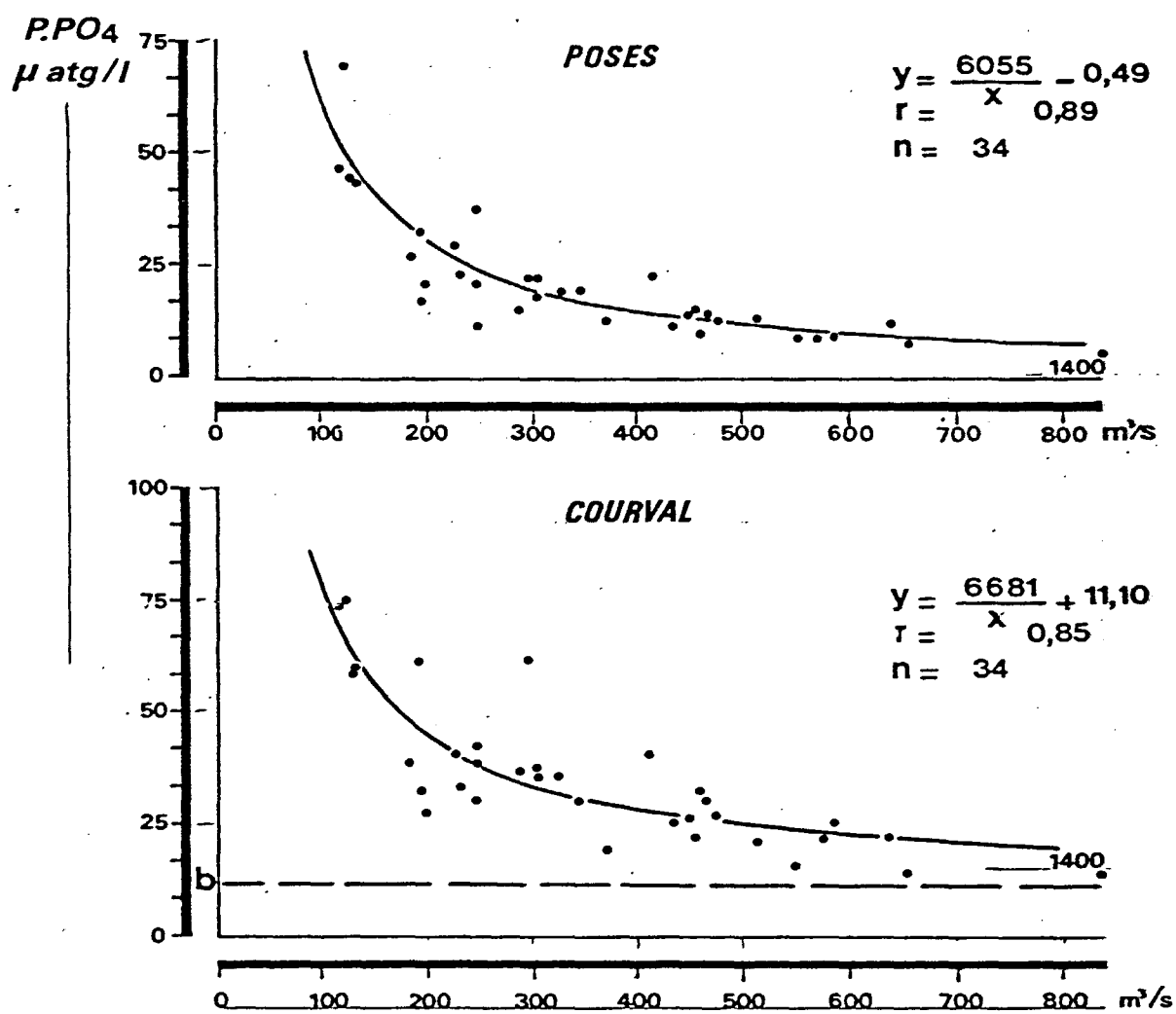
Concentrations en P.PO <sub>4</sub> µatg/l	Poses	Courval
Moyenne	21,0	34,8
Ecart type	13,6	15,7
Mini	7,4	13,7
Maxi	46,3	73,6
n obs.	34	34

La différence entre ces deux moyennes est hautement significative et elle est due aux apports qui ont lieu à Rouen et qui seront étudiés en détail dans le chapitre suivant.

Ces concentrations moyennes apparaissent très élevées par rapport à celles mesurées par PHILIPPS (1980) en 1976 en amont de l'estuaire de la Gironde (moyenne : 5,2 µatg/l ; maxi : 10,32 µatg/l), par COSTE (1974) dans les eaux du Rhône (moyenne : 2,8 µatg/l ; maxi : 4,7 µatg/l) et par l'Université de Nantes (1977) en Loire à Cheviré (moyenne : 1,9 µatg/l ; maxi : 4,4 µatg/l).

Les concentrations en Seine dépassent largement le critère de qualité proposé par l'U.S. Environmental Protection Agency (1971) pour le Potomac afin d'éviter les croissances algales excessives en été et qui est de 3,2 µatg/l P.PO<sub>4</sub>.

Fig. 11 : Relation entre les débits et les concentrations en phosphates dissous (Données PAR. 1975-1979).

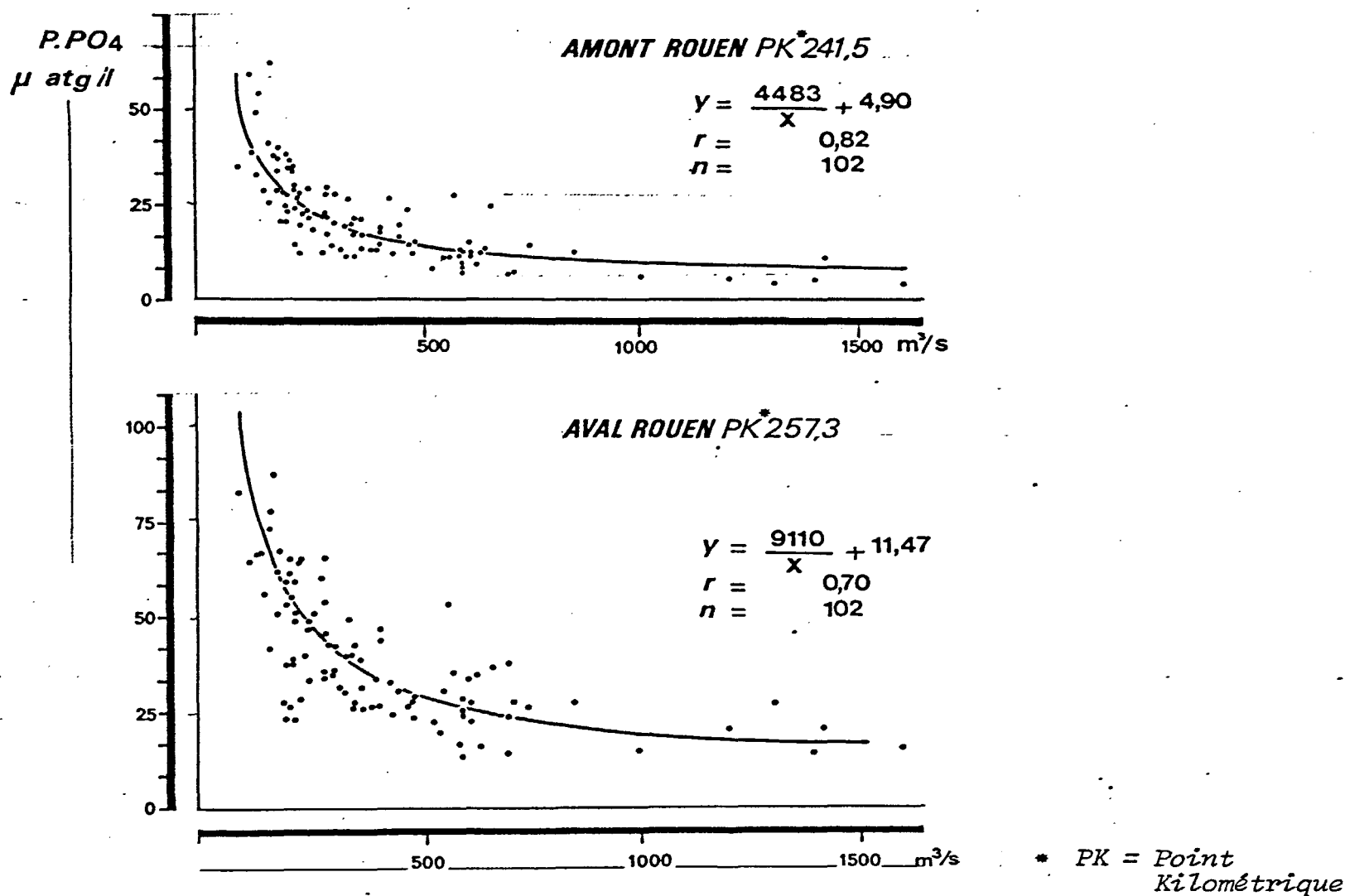


## 1.2. Relations entre les débits et les concentrations en phosphates.

Le tracé des concentrations en phosphate minéral dissous à Poses et à Courval, en fonction des débits de la Seine pour la période de janvier 1975 à novembre 1979 (Fig. 11), met en évidence une relation de type hyperbolique entre ces deux paramètres.

Cette relation se trouve confirmée par les mesures plus nombreuses dont on dispose en amont de Rouen (P.K. \* : 241,5) et en aval de l'agglomération (Moulineaux : P.K. : 257,8), de janvier 1975 à décembre 1978 (Fig. 12).

Fig. 12 : Relation entre les débits et les concentrations en phosphates dissous (Données PAR. 1975-1978).



\* Point Kilométrique : distance kilométrique sur la Seine, comptée à partir de Paris.

La relation ainsi trouvée est de la forme  $y = a/x + b$  où :

$y$  = concentration en phosphate ( $\mu\text{atg/l}$ )

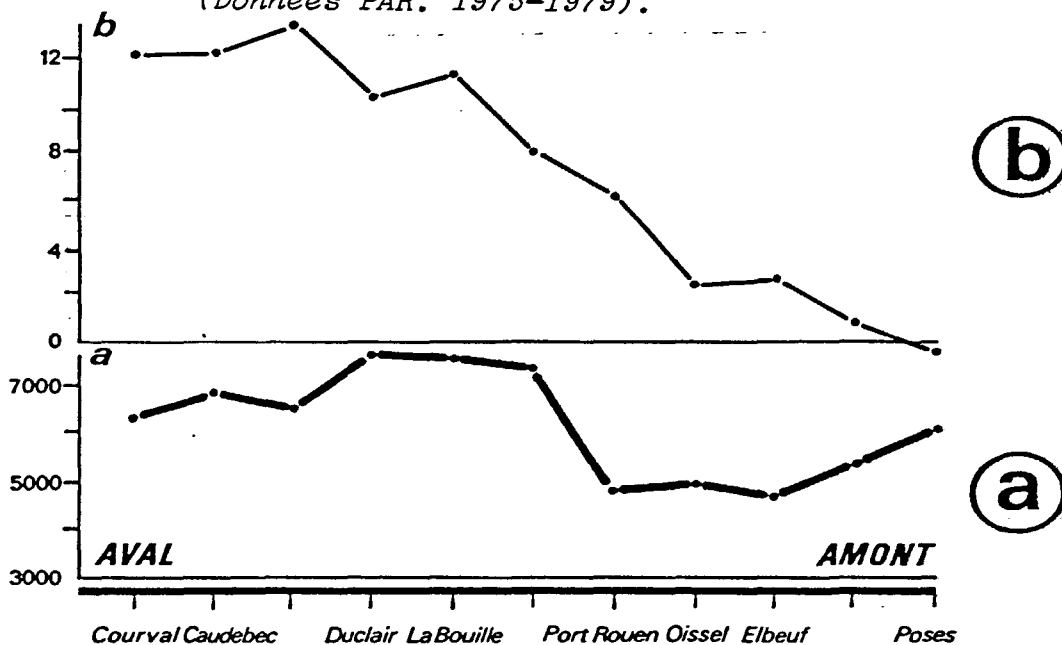
$x$  = débit de la Seine à Poses ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

Le terme constant  $a$  dans cette équation peut être considéré comme l'expression d'un apport constant de phosphate dans la Seine, indépendant du débit, et qui correspond à des rejets urbains ou industriels.

Le terme constant  $b$  dans cette même équation représente une concentration constante, quel que soit le débit, et donc un apport de phosphate croissant avec le débit.

Les équations de la forme  $y = a/x + b$  ont été calculées à l'aide des débits et des concentrations observés de 1975 à 1979, en 11 points répartis de l'amont (Poses) à l'aval (Courval) ; alors que l'on observe (Fig. 13) une augmentation régulière du terme  $b$  de l'amont vers l'aval, le terme  $a$  (indicateur de rejets constants) croît rapidement au niveau de Rouen.

Fig. 13 : Calcul des coefficients  $a$  et  $b$  dans l'équation  $y = a/x + b$   
(Données PAR. 1975-1979).



Il y a donc, dans la Seine, entre Poses et Courval, une augmentation de près de 70 % des concentrations qui est due non seulement à la présence de rejet (terme  $a$ ) mais aussi à une croissance régulière d'amont en aval des concentrations moyennes (terme  $b$ ) dont les variations ne sont pas liées à celles du débit.

Fig. 14 : Accroissements des concentrations en phosphates et en fluorures entre l'amont et l'aval de Rouen  
(Données PAR. 1975-1978).

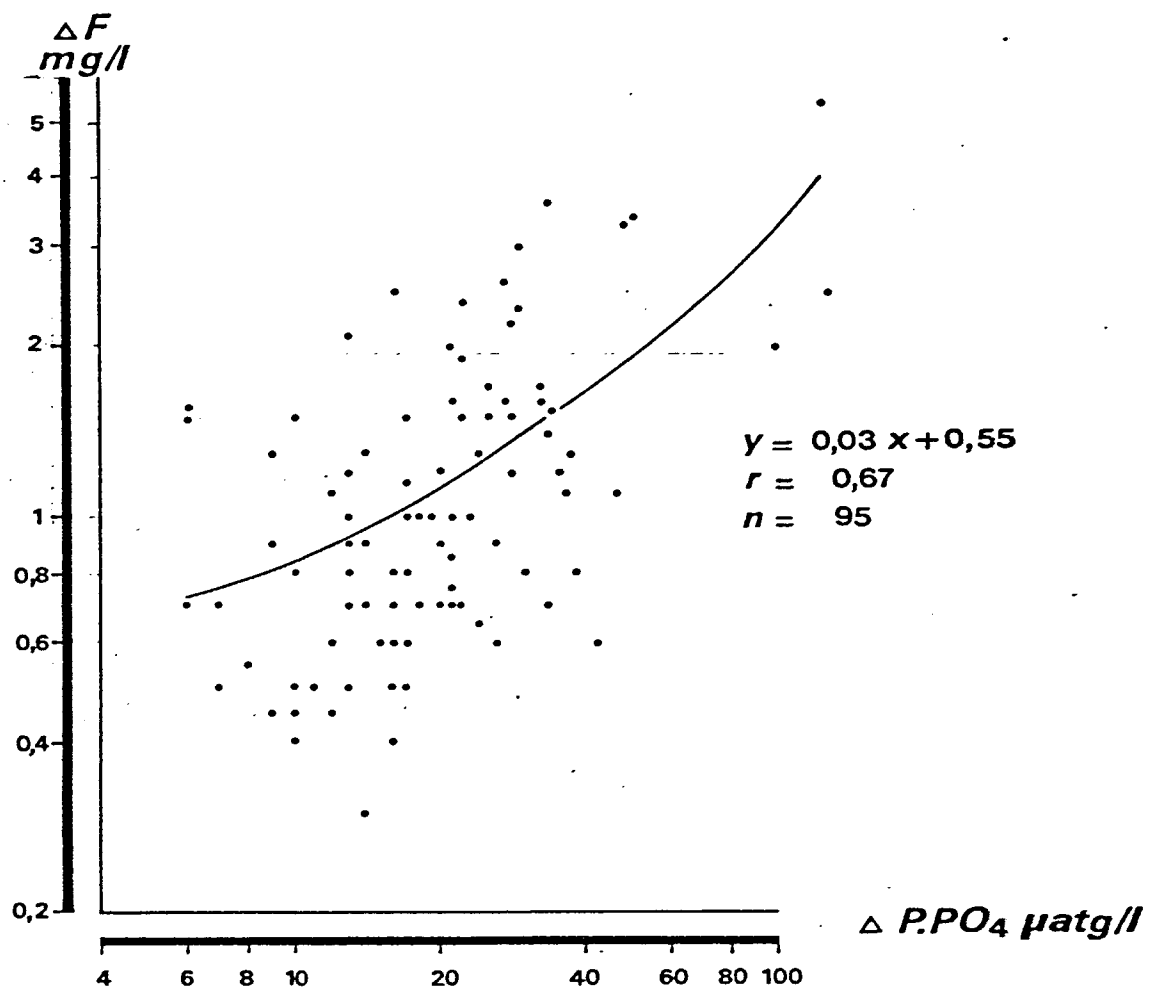
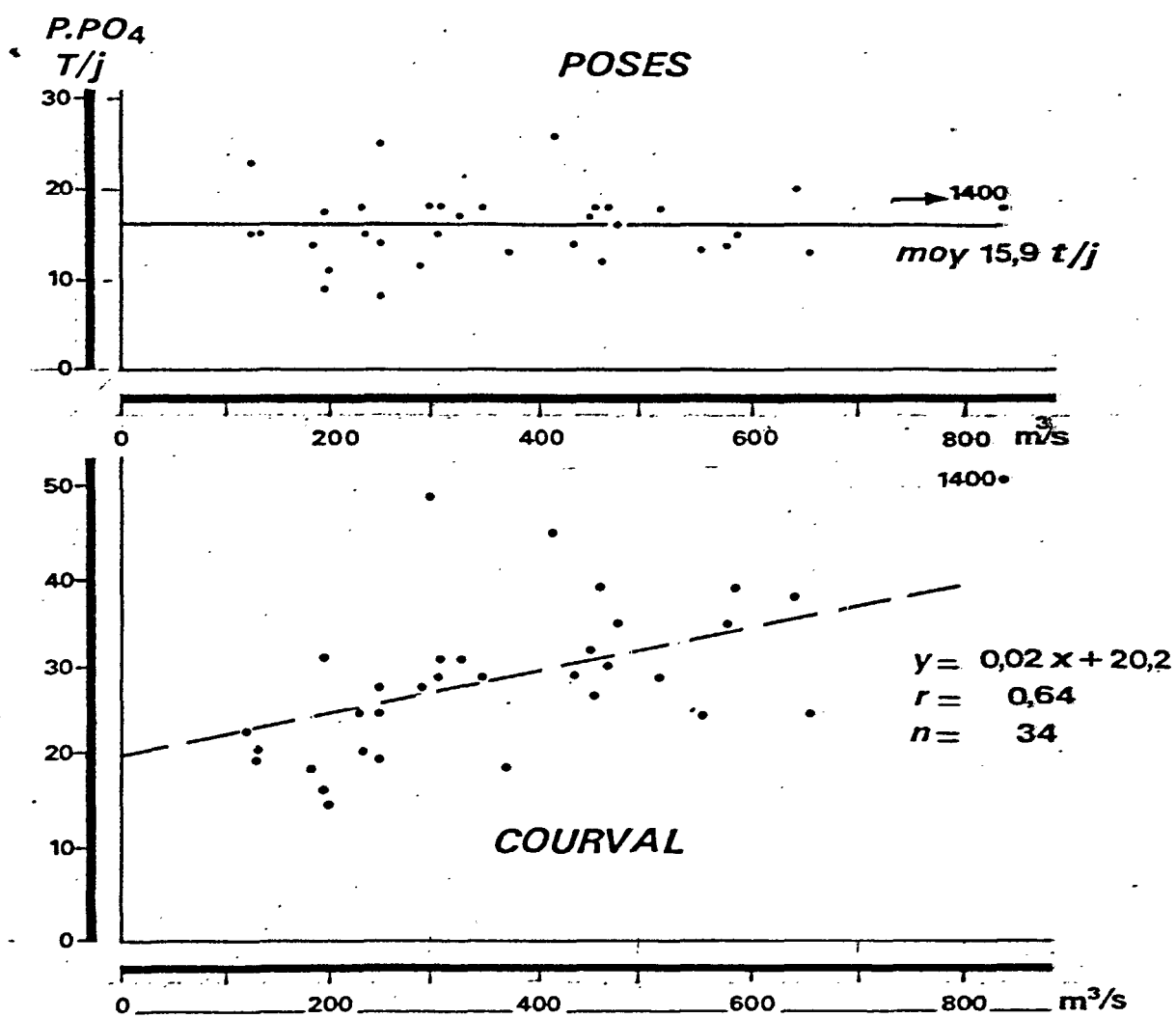


Fig. 15 : Apports en phosphates en fonction des débits  
(Données PAR. 1975-1979).



Enfin, l'étude des différences des concentrations en fluorures et en phosphates entre l'amont de l'agglomération rouennaise (P.K. 241,5) et l'aval (Moulineaux : P.K. 257,8) montre qu'il existe une liaison statistique entre l'accroissement des concentrations en fluorures et celles des phosphates à Rouen, les fluorures étant essentiellement rejetés par les industries productrices d'engrais (Fig. 14).

## 2. Les apports en phosphates par la Seine.

Les apports en phosphates dissous ont été obtenus en multipliant les débits par les concentrations observées, au cours des différentes campagnes de mesures du P.A.R.

Le tracé de ces apports, en fonction du débit, à Poses et à Courval (de janvier 1975 à novembre 1979) montre, comme on pouvait s'y attendre au vu des relations entre le débit et les concentrations (Fig. 15) :

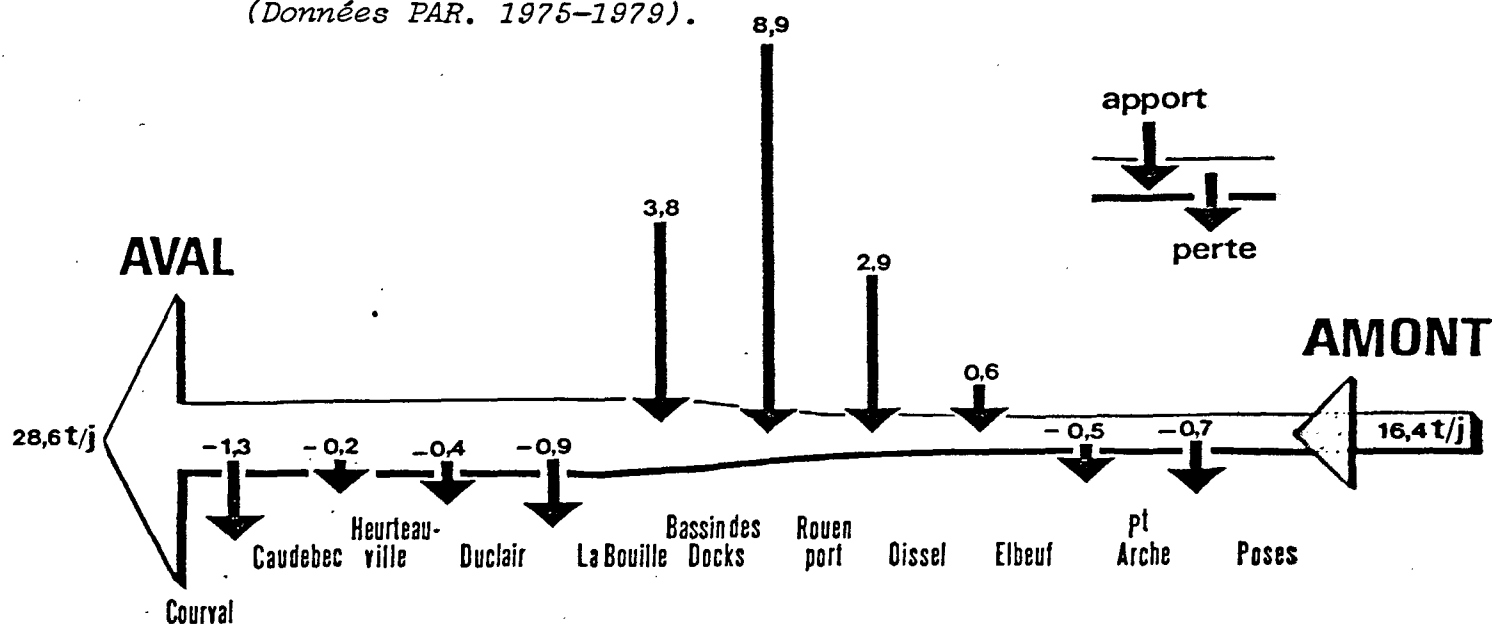
- Un apport moyen à Poses de 15,9 t/j indépendant du débit.

- Un apport croissant avec le débit à Courval.

Ces relations confirment celles déjà mises en évidence par C. BESSINETON (1978).

Le même calcul des flux moyens journaliers (de janvier 1975 à novembre 1978) au niveau de 9 stations entre Poses et Courval permet d'estimer, par différence, les apports moyens (ou les disparitions) de phosphates sur chaque portion fluviale (Fig. 16).

Fig. 16 : Apports moyens journaliers en phosphates en tonnes/jour  $P_2O_5$   
(Données PAR. 1975-1979).



Cette schématisation confirme l'importance des apports au niveau de l'agglomération rouennaise (15,6 t/j) ; selon les normes OCDE données par VOLLENWEIDER (1971) qui estime l'apport de phosphore à 2,25 g/habitant/jour, les rejets à Rouen correspondraient à une agglomération de 6,9 millions d'habitants ; ceci montre en fait l'importance de la pollution industrielle par rapport à la pollution purement urbaine. Par ailleurs, il apparaît dans le calcul des flux moyens journaliers, des pertes de phosphore en amont et en aval de Rouen ; ces pertes peuvent provenir de la consommation par le phytoplancton ou de l'adsorption par les matières en suspension, bien qu'il n'existe aucune relation entre ces pertes et les variations saisonnières de la température d'une part, et les concentrations en matières en suspension d'autre part.

La comparaison des apports en phosphates de la Seine à ceux d'autres fleuves montre bien l'importance de la pollution par le phosphore dans la Seine.

Fleuves	Débit moyen m <sup>3</sup> /s	Apport moyen en P (tonnes/an)	Population x10 <sup>6</sup> hts	Références bibliographiques
Seine	347	10 400	15,5	Présente étude
Rhône	1 830	4 800	6,7	COSTE - 1974
Gironde	748	2 030	2,7	PHILIPPS - 1980
Loire	870	3 900	4,4	R.N.O. - 1978
Potomac	184	4 850	3,3	JAWORSKY - 1972
Escaut	80	1 400	8	WOLLAST - 1976
Clyde	-	600	2,5	R.N.O. - 1978
Rade de Brest	35	200	0,38	R.N.O. - 1978
Meuse	300	2 100	10	R.N.O. - 1978
Vistule	1 000	2 600	20	R.N.O. - 1978
Rhin	2 000	13 500	55	R.N.O. - 1978
Nil	6 300-7 400	1 271-5 800	-	BOZZINI - 1973
Po	1 490-1 570	1 806	-	BOZZINI - 1973

Seul, parmi les fleuves recensés dans ce tableau, le Rhin avec une population de plus de 50 millions d'habitants sur son bassin versant dépasse ceux de la Seine (Fig. 17).



Fig. 17 : Apports annuels en phosphates en fonction de la population des bassins versants (d'après R.N.O., 1978).

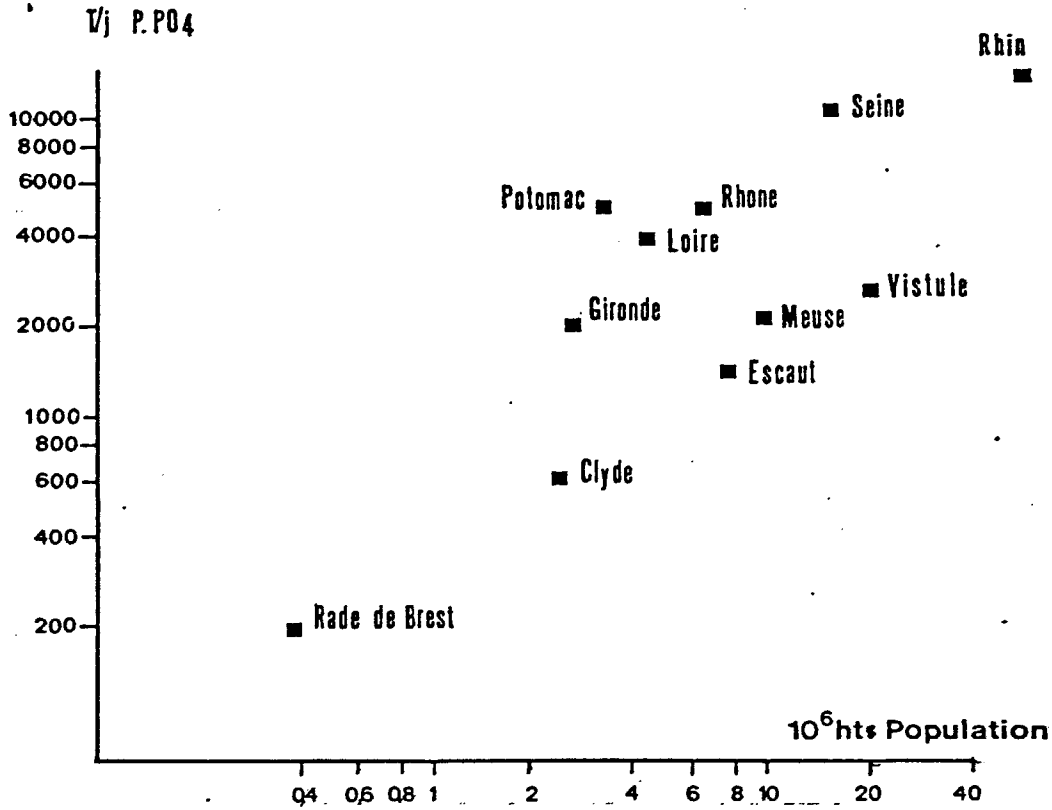
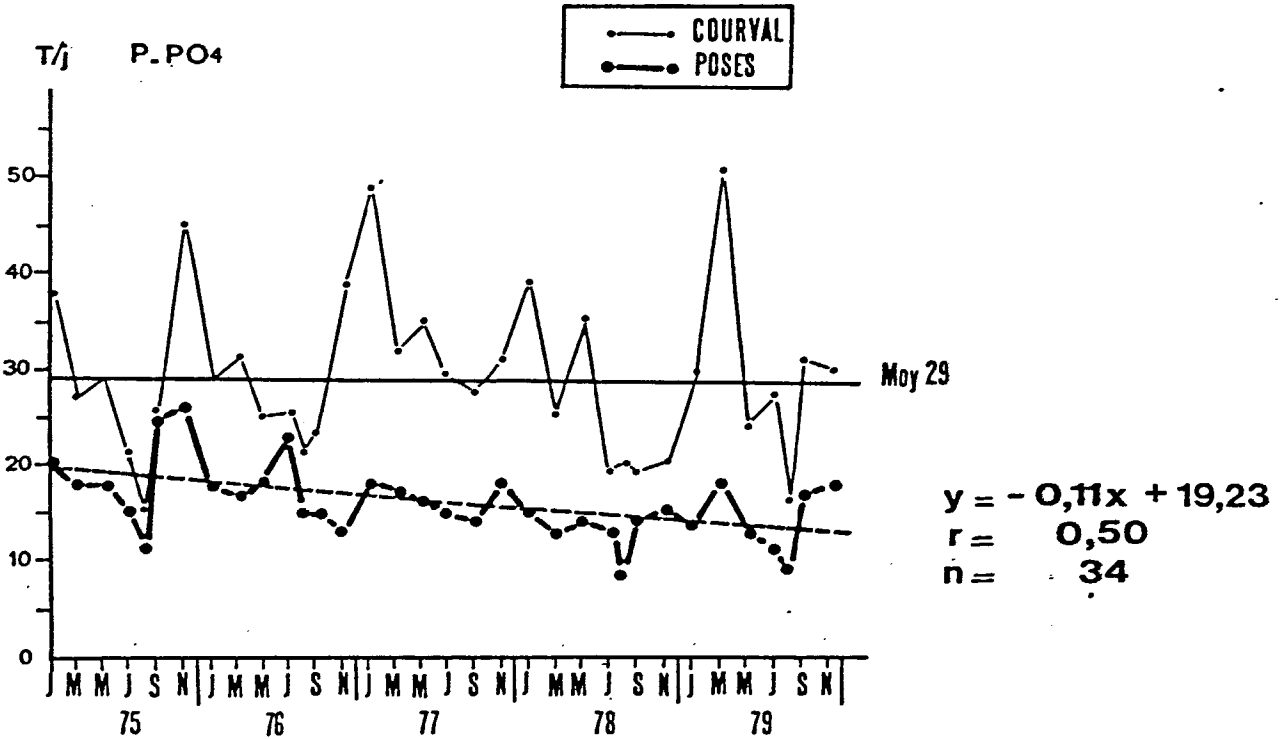


Fig. 18 : Evolution des apports moyens en phosphates (Données PAR 1975-1979)



L'étude des variations pluriannuelles des apports en phosphates à Poses et à Courval a été faite sur la période de janvier 1975 à novembre 1979 (Fig. 18).

Les apports à Courval, caractérisés par une grande variabilité, montrent une baisse en période estivale et ne présentent pas d'évolution pluriannuelle nette. Les apports à Poses ont, depuis 1975, une tendance significative à la baisse de l'ordre de 7 % par an.

La comparaison des apports en phosphates par la Seine et par les déversements de phosphogypses par barges et par émissaires, a été faite grâce aux données de MAGGI, LASSUS et BESSINETON (1980) :

Années	Apports de phosphogypses t/an		
	par émissaire	par barges	Total
1976	278 400	914 300	1 192 700
1977	431 900	1 157 130	1 589 030
1978	621 160	1 382 280	2 003 440

Si l'on admet, comme le proposent les auteurs précédents, que les phosphogypses contiennent 0,84 % de phosphates dont 46% sont solubles, les rejets de phosphogypses équivalent en tonnes de phosphore soluble par an à :

Années	Apports de phosphore par les phosphogypses t/an
1976	2 012
1977	2 680
1978	3 380

Ces apports de phosphates dans l'embouchure correspondent, d'après les critères de VOLLENWEIDER (1971) aux rejets de 2,4 à 4,12 millions équivalents habitants. Ils représentent de 19 % (1976) à 33 % (1978) des apports par la Seine à Courval.

### 3. Les concentrations en phosphates dans l'estuaire de la Seine.

Comme pour la silice, le phosphore minéral dissous a été mesuré lors des coupes synoptiques mensuelles de 1978 et lors des campagnes points fixes de mars et de septembre 1978 et 1979.

#### 3.1. Valeurs absolues des concentrations en phosphates dans l'estuaire.

Le calcul des concentrations moyennes en phosphates à l'amont de l'estuaire ( $S \% < 0,5 \%$ ) et à l'aval ( $S \% > 30 \%$ ) pour chaque mois de l'année 1978 montre que (Fig. 19) :

- Les concentrations en amont de l'estuaire sont inversement proportionnelles au débit (forte crue en avril et étiage prononcé durant tout l'automne).
- Les concentrations en aval ne sont pas, contrairement à celles de la silice, minimales en juin et juillet, mais suivent grossièrement la même évolution que les concentrations amont.

Les phénomènes de consommation de phosphates par le phytoplancton ne semblent donc pas prépondérants vis-à-vis des apports importants par la Seine et les concentrations en aval de l'estuaire restent élevées (moyenne :  $3,15 \mu\text{atg/l}$  ; mini :  $1,21$  ; maxi :  $5,13$ ).

Fig. 19 : Concentrations moyennes en phosphates dans l'estuaire de la Seine (amont et aval).

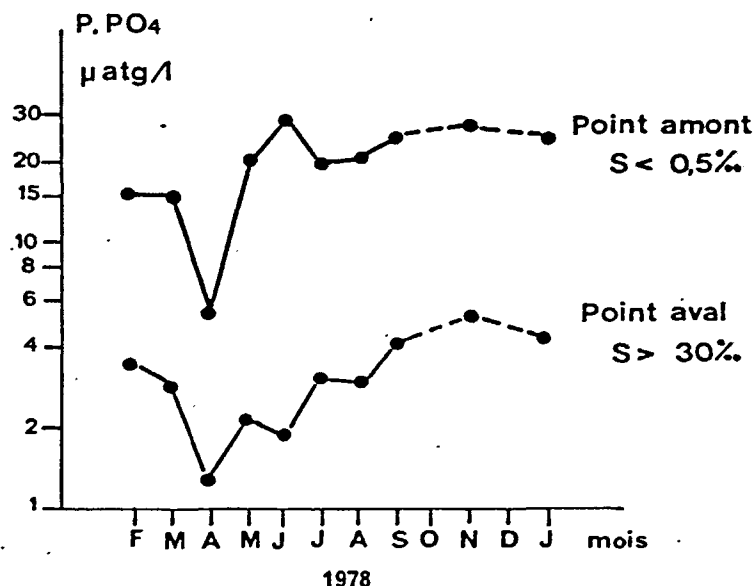
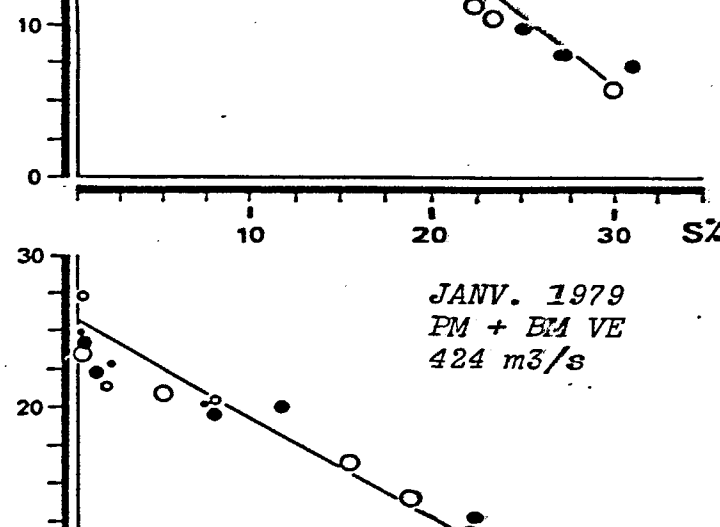
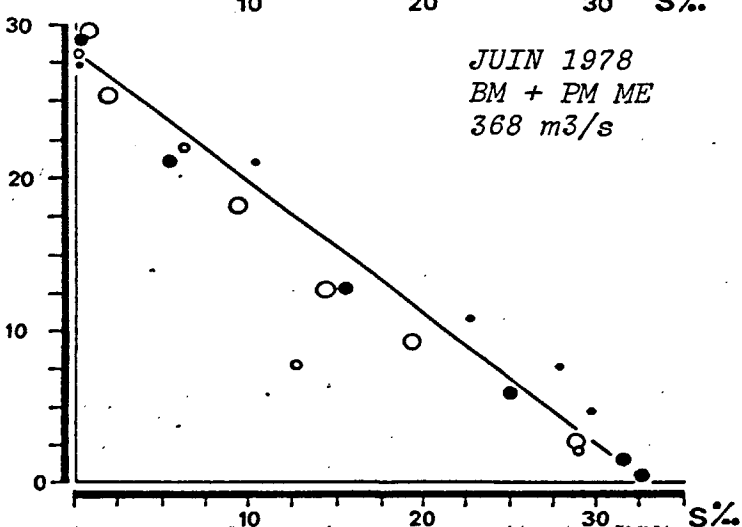
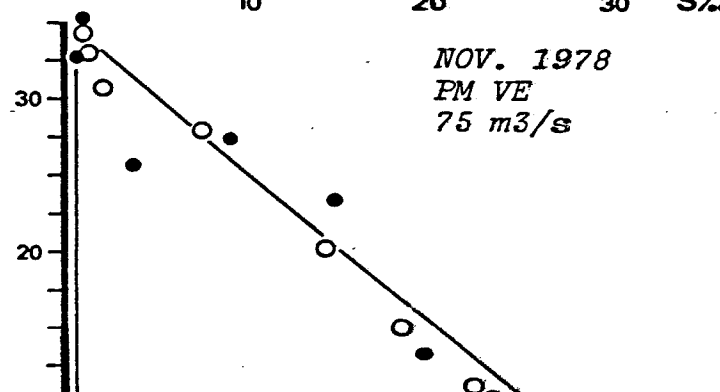
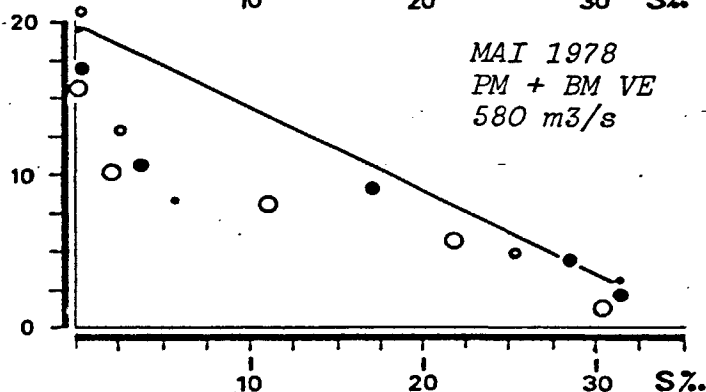
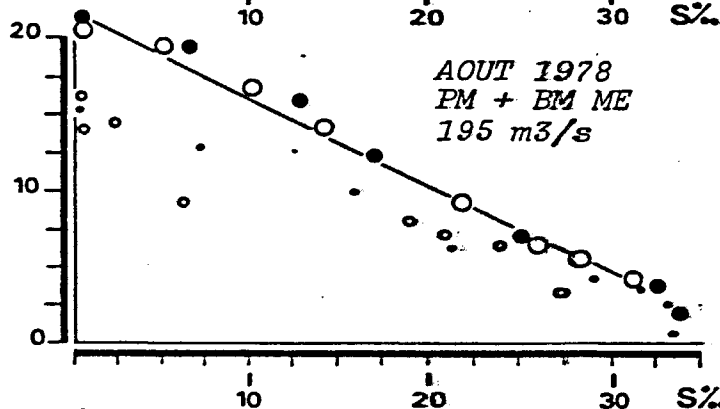
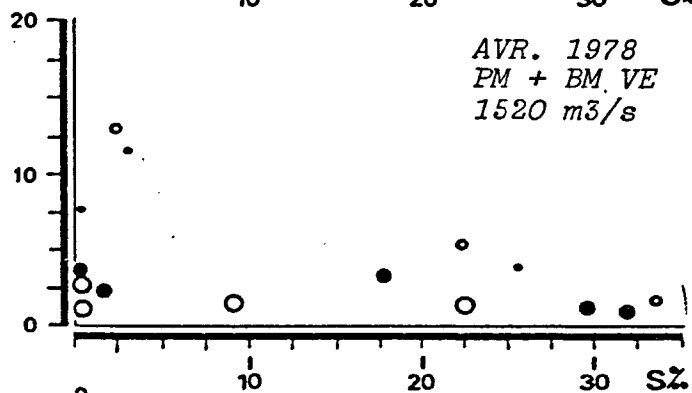
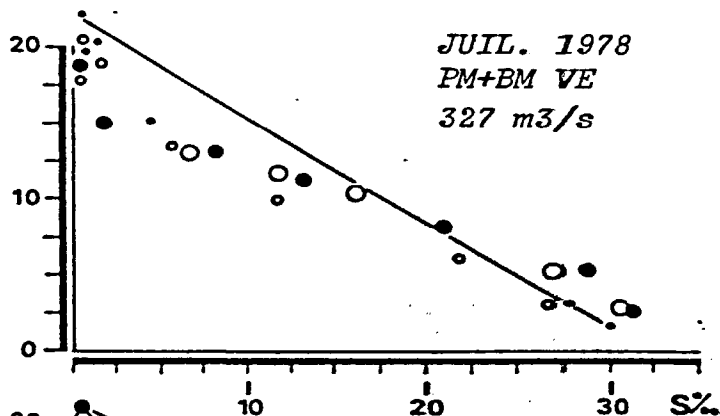
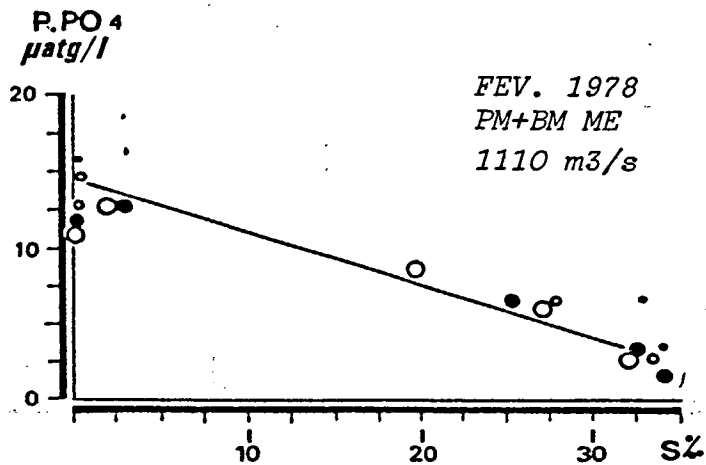


Fig. 20 : Concentrations en phosphates dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.



PM { s ○  
f ●

BM { s ●  
f ●

Fig:21

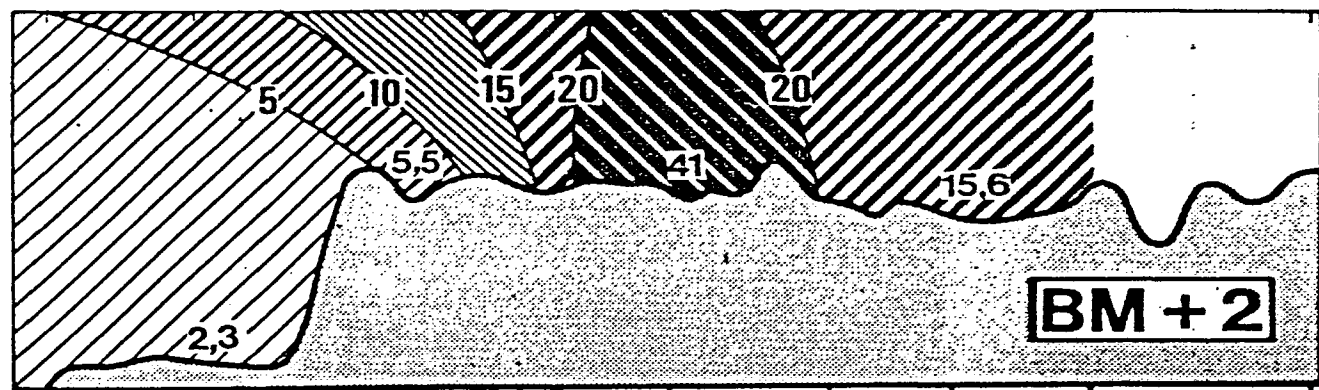
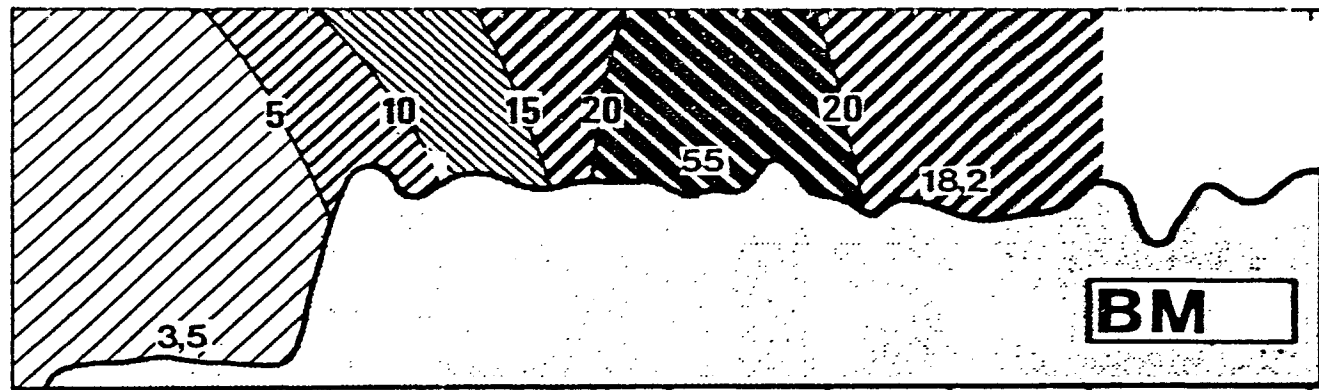
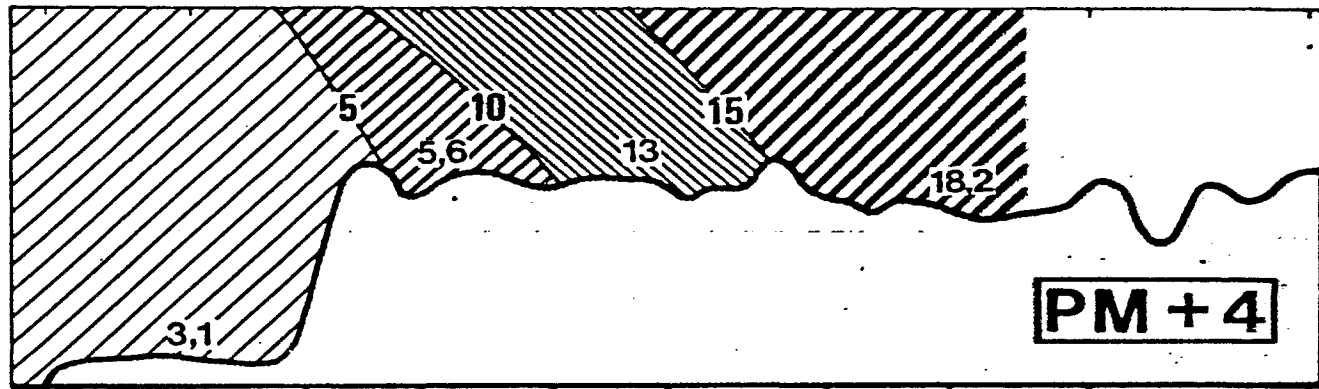
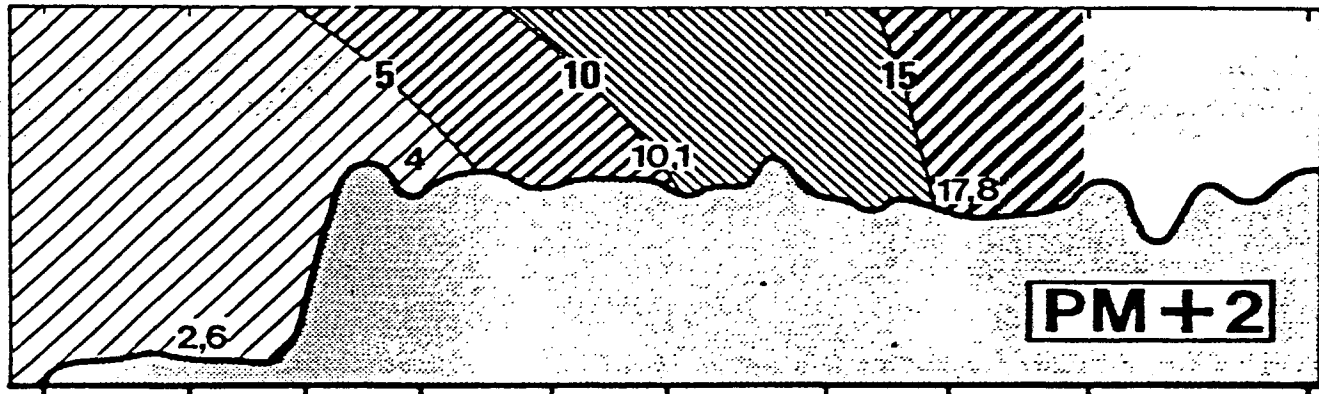
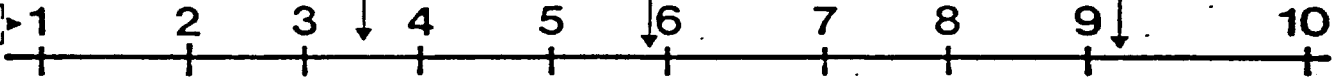
**ESTUAIRE DE LA SEINE**  
**PO<sub>4</sub> (μ atg/L)**  
**20 MARS 1978 - CRUE / V.E**

Le Havre

Honfleur

Tancarville

STATIONS



### 3.2. Relations entre les concentrations en phosphates et la salinité.

Comme pour la silice, les concentrations en phosphates mesurées lors des coupes synoptiques de février 1978 à janvier 1979 montrent que (Fig. 20) :

- Les concentrations sont dans la plupart des cas régies par des phénomènes de dilution et que les phosphates se comportent comme un paramètre conservatif.
- Il apparaît cependant en mai, et en juillet 78, un déficit par rapport à la droite de dilution (consommation possible par le phytoplancton en période estivale).

Les mesures en points fixes faites en mars et septembre 1978 et 1979, mettent en évidence :

- En mars 78 (Fig. 21) un excès de phosphate aux environs de la basse mer à la station 6 dans l'estuaire (Honfleur) qui peut provenir des rejets de phosphogypses par barges dans les zones de replis ; ces rejets ont en effet été assez fréquents en début d'année 1978 (7 en janvier, 2 en février, 8 en mars).
- Pour les autres campagnes (septembre 1978, mars et septembre 1979) (Fig. 22, 23, 24), les phosphates ont un comportement apparemment conservatif lors de leur dilution dans l'estuaire ; cependant, il y a souvent pour des salinités proches de 0 ‰ des valeurs élevées en phosphates qui ne peuvent être expliquées totalement par une pollution localisée (ces valeurs élevées ne correspondent pas toujours à la même station) ou par une désorption des phosphates adsorbés sur les matières en suspension (il n'y a pas de relation avec les teneurs en MES).

Il pourrait s'agir par contre, soit d'une consommation rapide par le phytoplancton entre 0 et 3 ‰ (ce qui est peu probable étant donné l'évolution des autres sels nutritifs), soit d'une adsorption par les matières en suspension de l'estuaire dans la zone des faibles salinités ; PHILIPPS (1980) fait aussi, pour la Gironde, l'hypothèse d'une adsorption des phosphates par les matières en suspension dans la partie non salée de l'estuaire en période de crue.

Fig. 22 : Concentrations en phosphates en fonction de la salinité (points fixes - étiage).

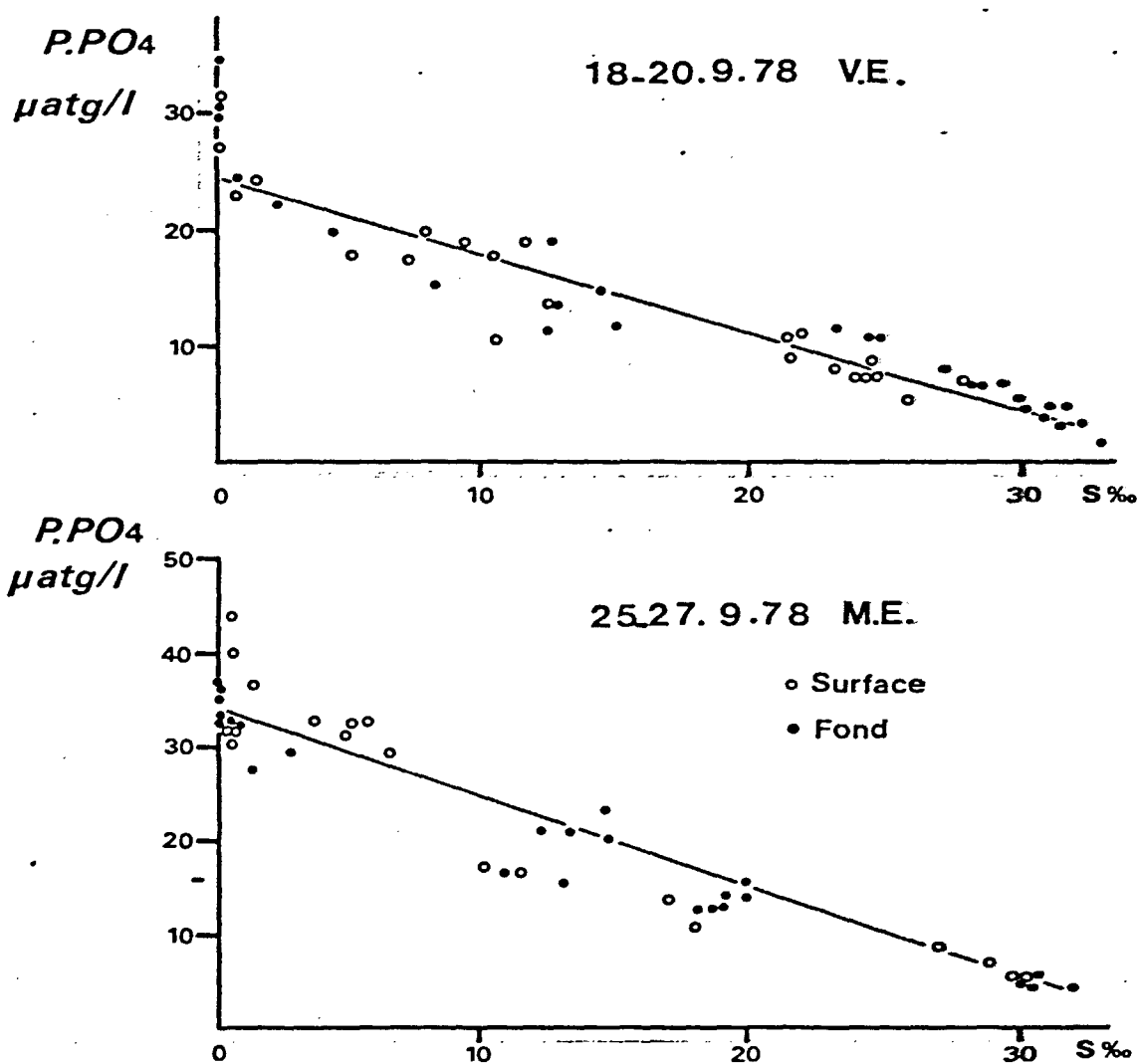


Fig. 23 : Concentrations en phosphates en fonction de la salinité (points fixes - crue).

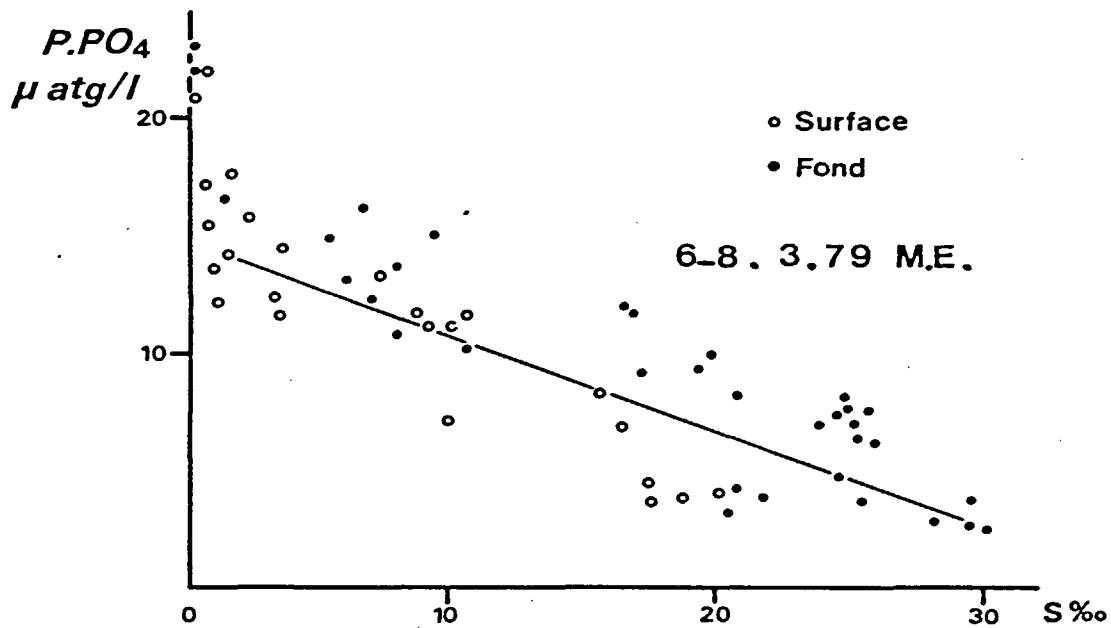
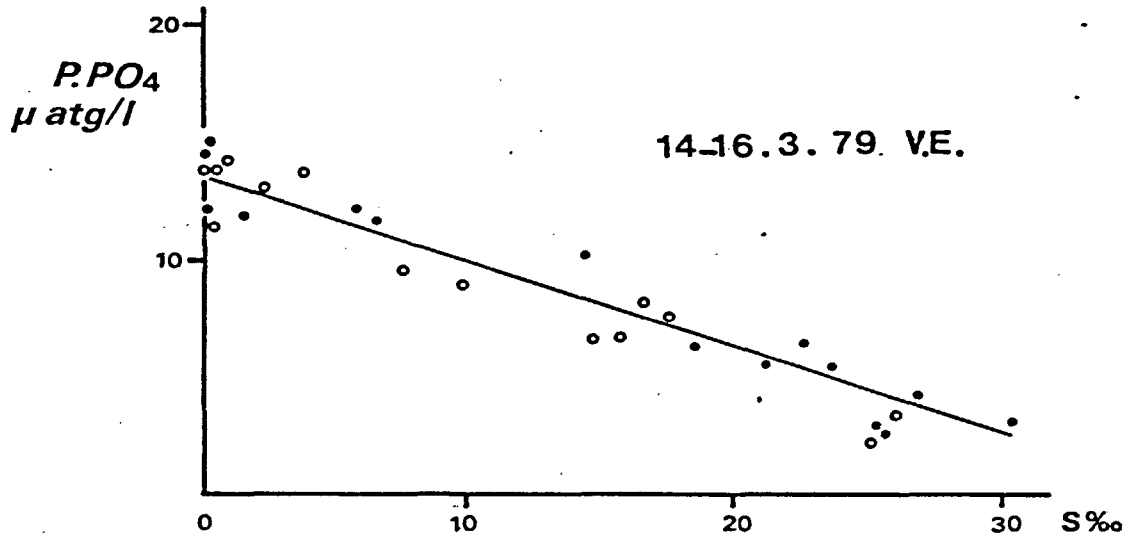
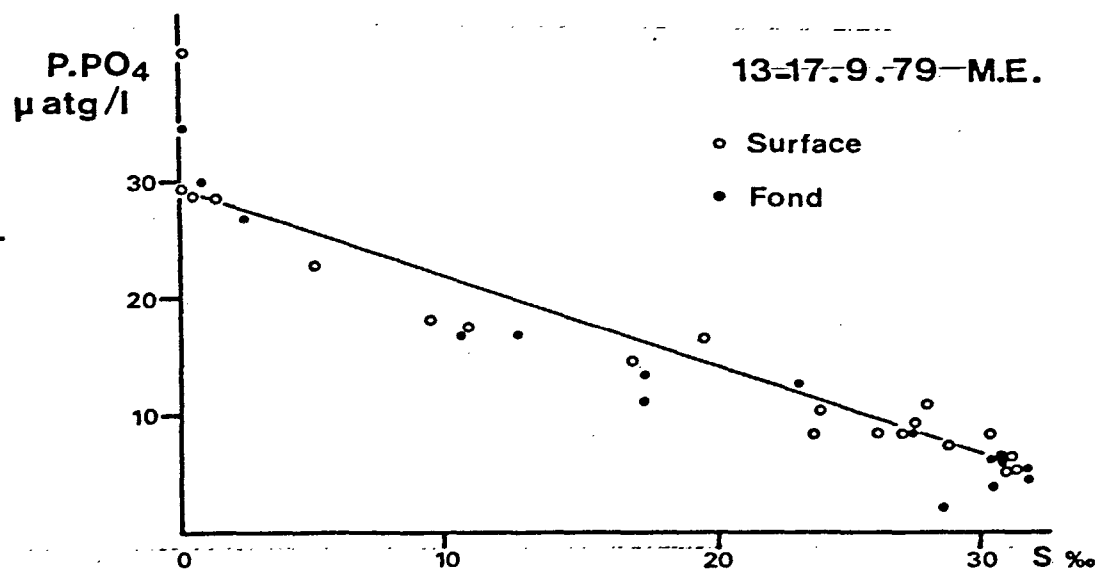
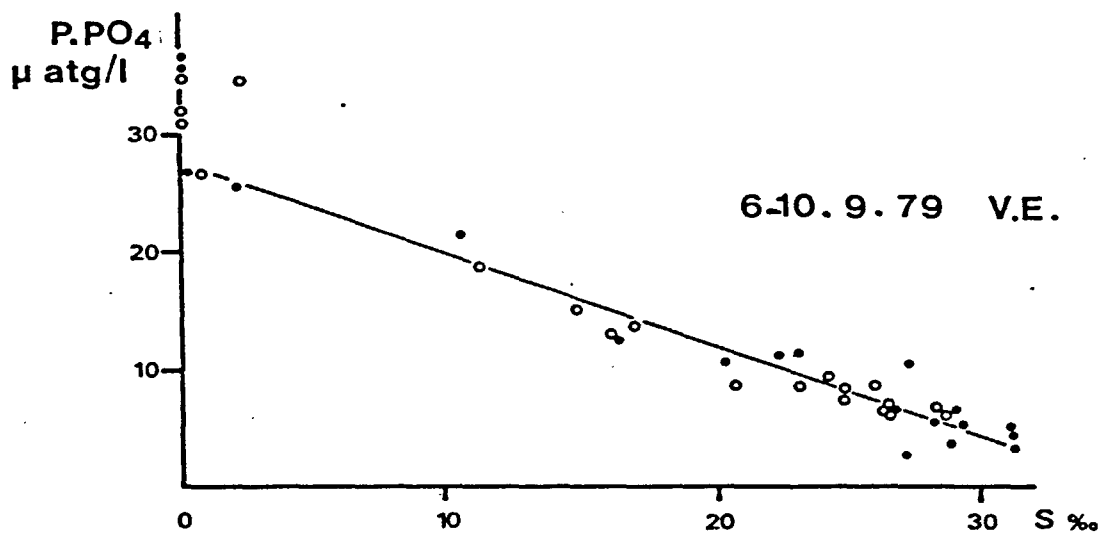




Fig. 24 : Concentrations en phosphates en fonction de la salinité (points fixes - étiage).

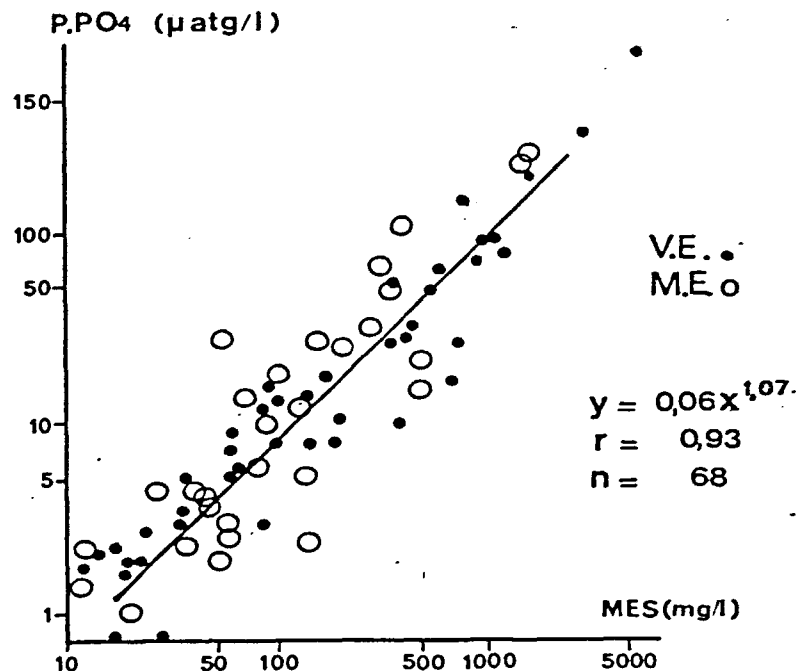


#### 4. Mesure des phosphates minéraux particulaires dans l'estuaire.

Afin d'évaluer dans l'estuaire, les éventuels échanges de phosphates entre la phase particulaire et la phase dissoute, des analyses de phosphate minéral total (particulaire + dissous) ont été faites en septembre 1979 suivant la méthode de STRICKLAND et PERSONS (1972) mais en faisant agir le réactif habituel (molybdate d'ammonium, acide sulfurique, acide ascorbique, émetite) sur l'eau non filtrée, et en effectuant ensuite une filtration à 0,45  $\mu\text{m}$  afin de pouvoir faire la mesure de densité optique sans être gêné par la turbidité ; le blanc de turbidité a été fait sur l'eau de l'échantillon, filtrée sans réactif. Cette méthode doit permettre de doser, dans les eaux très chargées en MES, les phosphates minéraux dissous et adsorbés sur les particules. Les phosphates particulaires sont déterminés par différence entre les phosphates totaux et les phosphates dissous.

Les mesures ainsi réalisées au cours des campagnes points fixes de septembre 1979 ont permis de montrer l'étroite relation qu'il y avait entre les concentrations en phosphates particulaires et la charge en matières en suspension (Fig. 25). Cette relation est voisine de celles mises en évidence par DE JONGE et POSTMA (1974) dans la Wadden Sea.

Fig. 25 : Concentrations en phosphates particulaires dans l'estuaire de la Seine (Sept. 79).



Ces fortes charges en phosphates particulaires au niveau du bouchon vaseux n'influencent cependant pas de façon significative les concentrations en phosphates dissous dans l'eau observées au cours de la dilution des eaux de la Seine dans l'estuaire. De nombreux auteurs ont mis en évidence des processus d'adsorption des phosphates sur les matières en suspension et les sédiments ; de plus, ces phénomènes semblent réversibles et les sédiments peuvent relarguer des phosphates dans l'eau lorsque les concentrations en phosphates dans ce dernier milieu deviennent inférieures à un seuil variable suivant les expériences faites par plusieurs auteurs (in H.P. STIRLING et A.P. WORMALD, 1977) :

- . 0,77 - 0,90  $\mu\text{atg/l P.PO}_4$  pour POMEROY et al. (1965).
- . 0,67 - 0,93  $\mu\text{atg/l P.PO}_4$  pour BUTLER et TIBBITTS (1972).
- . 1,19  $\mu\text{atg/l P.PO}_4$  pour STEFANSSON et RICHARDS (1963).
- . 0,09 - 0,29  $\mu\text{atg/l P.PO}_4$  pour SIRLING et WORMALD (1977).

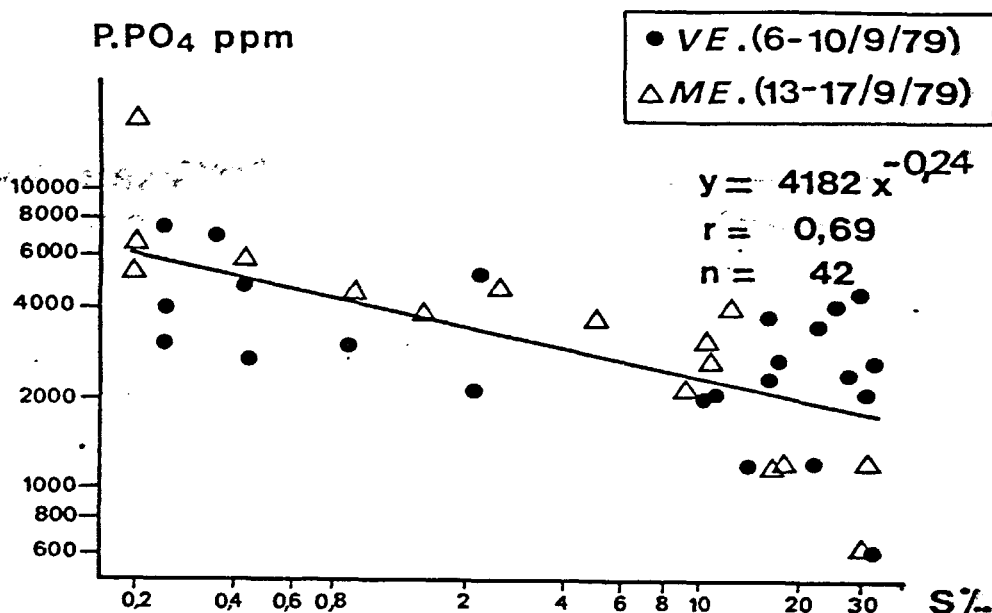
Toutes ces valeurs sont bien inférieures aux concentrations en phosphates dissous mesurées dans l'estuaire de la Seine et expliqueraient le manque d'observation de phénomène de désorption dans l'estuaire. Ces désorptions à partir des matières en suspension devraient se produire beaucoup plus au large lorsque les concentrations en phosphates dissous auront été suffisamment diluées par l'eau de mer.

Le calcul des concentrations en phosphates des matières en suspension ( $\mu\text{g P.PO}_4$  particulaire/g de MES = ppm) donne une valeur moyenne de 3540 ppm (s = 2865 ; mini = 620 ; maxi = 17 360) dans l'estuaire.

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles trouvées (4000 ppm) par GOLTERMAN (1973) dans les matières en suspension de la rivière Kasi (Afrique), et que celles mesurées par DE JONGE et POSTMA (1974) dans la Wadden Sea (moy : 1580 ppm) et dans Ijsselmeer (moy : 5330 ppm). Elles sont cependant largement supérieures à celles mesurées par ASTON et HEWITT (1977) dans les sédiments de la Baie de Walton (Angleterre) et par BINET et THAMMAVONG (1980) dans les sédiments des marais de l'estuaire de la Seine qui trouvent respectivement des valeurs moyennes de 490 ppm (mini : 10 ; maxi : 2040) et de 352 ppm (mini : 149 ; maxi : 422).

Par ailleurs, le report des concentrations en phosphates des matières en suspension dans l'estuaire en fonction de la salinité (Fig. 26) indique, en septembre 1979, une décroissance de ces concentrations lorsque la salinité augmente.

Fig. 26 : Concentrations en phosphates dans les M.E.S. en fonction de la salinité.



Ceci pourrait provenir, comme l'ont montré expérimentalement STIRLING et WORMALD (1977), d'une moindre grande capacité d'adsorption des phosphates par les sédiments lorsque la salinité et le pH augmentent, phénomènes qui prennent place lors de la dilution des eaux de la Seine dans l'estuaire. Ce phénomène ne modifie cependant pas de façon significative les concentrations en phosphates dans l'eau, car il n'y a pas à proprement parler de processus de désorption mais plutôt une capacité moins grande d'adsorption par les matières en suspension.

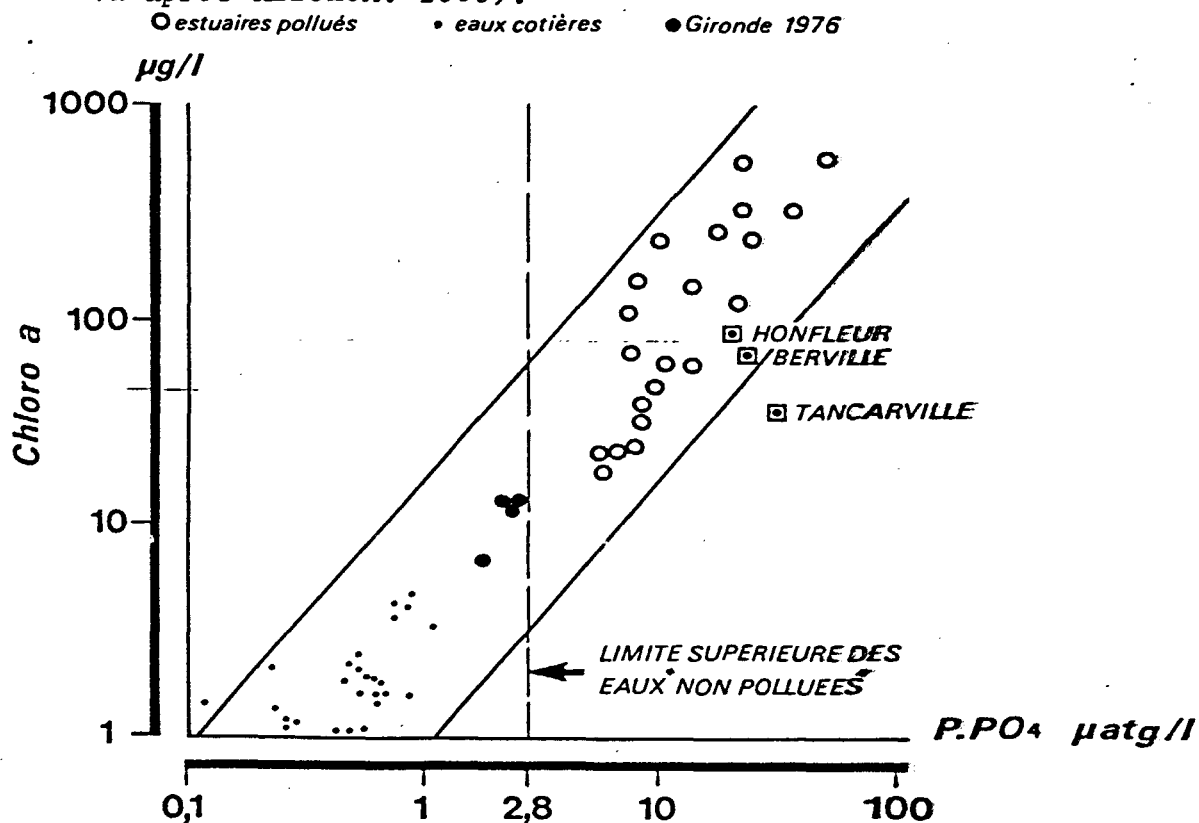
L'évaluation des concentrations moyennes en phosphates des matières en suspension d'une part, et l'évaluation de la masse du bouchon vaseux en Seine d'autre part (AVOINE, LARSONNEUR et QUESNEY, 1980) permettent de calculer la masse de phosphates présente dans l'estuaire sous forme particulaire. En morte eau, le bouchon vaseux, évalué à 15.000 t. contiendrait donc 50 t. de phosphore ; en vive eau, le bouchon, beaucoup plus développé (200.000 t. en étiage) renfermerait 700 t. de phosphore, ce qui équivaut aux apports sous forme dissoute durant 29 jours. Le stockage de phosphore sous forme particulaire dans le bouchon vaseux reste donc limité par rapport aux apports sous forme dissoute.

## 5. Conclusions.

Les concentrations en phosphates dans la Seine sont très élevées (moyenne = 34,8  $\mu\text{atg/l}$ ) et leur évolution en fonction des débits montre qu'elles sont régies non seulement par le lessivage, mais surtout par la présence de rejets constants.

Le report des concentrations moyennes en phosphates et en chlorophylle a, à Honfleur, Berville et Tancarville en 1979 (J.F. GUILLAUD et X. SANDRIN, 1980) dans le diagramme proposé par KETCHUM (1969) montre bien que l'estuaire de la Seine peut être considéré comme pollué par les phosphates (Fig. 27).

Fig. 27 : Concentrations moyennes en chlorophylle a et en phosphates (d'après KETCHUM, 1969).



Les concentrations en chlorophylle a apparaissent faibles en comparaison des estuaires pollués envisagés par l'auteur ; la turbidité, qui limite la production primaire dans l'estuaire, est sans doute à l'origine de ce phénomène. Le report des valeurs moyennes de ces deux paramètres en Gironde durant 1976 (I. PHILIPPS, 1980) montre aussi la plus grande pollution de l'estuaire de la Seine.

Les apports en phosphates par la Seine sont eux aussi très élevés et les rejets au niveau de l'agglomération rouennaise doublent le flux de phosphates provenant du Bassin Parisien ; ce dernier flux montre une légère décroissance depuis 1975 (7 % par an). Les rejets industriels par barges et par émissaire dans l'embouchure représentaient en 1978, 33 % du flux de phosphates arrivant dans l'estuaire.

Au sein de l'estuaire, les concentrations en phosphate minéral dissous sont essentiellement régies par la dilution, et les phénomènes de désorption, à partir des matières en suspension, ne semblent pas jouer. Le stockage éventuel de phosphates sous forme particulaire dans le bouchon vaseux reste limité mais les rejets dans l'estuaire (rejets par barges dans les zones de repli) peuvent faire augmenter localement les concentrations dans l'eau (cas de mars 1978).

IV. L'AZOTE MINERAL DISSOUS

1. Les concentrations en azote dans la Seine.

Les concentrations en azote minéral dissous dans la Seine ont été étudiées grâce aux mesures du Port Autonome de Rouen.

1.1. Valeurs absolues des concentrations en azote dans la Seine.

Les moyennes des concentrations en azote minéral dissous (ammoniaque, nitrites, nitrates, azote total minéral) dans la Seine, à Poses et à Courval, pour la période de janvier 1975 à décembre 1979, sont les suivantes (34 observations) :

	Concentrations $\mu\text{atg/l N}$	Poses	Courval
NH <sub>4</sub>	moyenne	138,6	112,0
	écart type	74,9	95,9
	mini	30,5	0
	maxi	361,1	316,6
NO <sub>2</sub>	moyenne	12,5	9,8
	écart type	12,2	10,6
	mini	2,6	0
	maxi	71,8	52
NO <sub>3</sub>	moyenne	196,6	247,7
	écart type	60,9	67,2
	mini	62,9	147,8
	maxi	320,7	392,1
N total	moyenne	347,7	369,5
	écart type	68	86,9
	mini	250,8	231,3
	maxi	480,6	524,3

En premier lieu, ces valeurs mettent en évidence une diminution de l'amont (Poses) vers l'aval (Courval) des concentrations moyennes en ammoniaque et en

nitrites et une augmentation des nitrates et de l'azote total qui permettent de penser à des phénomènes d'oxydation de l'azote au cours du transit de Poses à Courval ; cependant, seule l'augmentation des nitrates est statistiquement différente de zéro.

Ces concentrations en azote apparaissent plus fortes que celles mesurées en amont de l'estuaire de la Gironde durant l'année 1976 par PHILIPPS (1980) :

$\mu\text{atg/l N}$	Moyenne	Maxi	Mini
NH <sub>4</sub>	23	200	1,31
NO <sub>2</sub>	2,6	7,39	0,28
NO <sub>3</sub>	98	144	42

Pour le Rhône, COSTE (1974) trouve durant l'année 1968 une concentration moyenne annuelle en nitrates de 65  $\mu\text{atg/l N}$  avec un maximum de 128  $\mu\text{atg/l N}$ .

Dans la partie amont de l'estuaire de la Loire, les mesures de l'Université de Nantes (1977) permettent d'estimer les concentrations moyennes annuelles en nitrates et nitrites à 68,6  $\mu\text{atg/l}$  et à 1,4  $\mu\text{atg/l}$ .

Les concentrations en Seine dépassent largement le critère de qualité proposé par l'U.S. Environmental Protection Agency (1971) pour le Potomac afin d'éviter les croissances algales excessives en été, et qui est de 35,7  $\mu\text{atg/l}$  d'azote minéral dissous.

En ce qui concerne l'ammoniaque, les concentrations en Seine sont supérieures au seuil de 111  $\mu\text{atg/l}$ , niveau pour lequel LESOUEF (in MARTIN, 1979) dit que "les nuisances causées deviennent très importantes" ; par ailleurs, les concentrations en ammoniaque pour les rivières cyprinicoles doivent être impérativement inférieures à 56  $\mu\text{atg/l}$  (Journal de la CEE. 14/08/78 in MARTIN, 1979).

#### 1.2. Relations entre les concentrations en azote dans la Seine et les conditions hydrologiques (débit-température).



### 1.2.1. L'azote total minéral dissous ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ).

Les concentrations en azote total minéral dissous à Poses et à Courval, ne montrent pas d'évolution très nette en fonction du débit de la Seine. Elles sont simplement marquées par une plus grande variabilité à l'aval (coefficient de variation à Courval : 24 %) qu'à l'amont (coefficient de variation à Poses : 20 %).

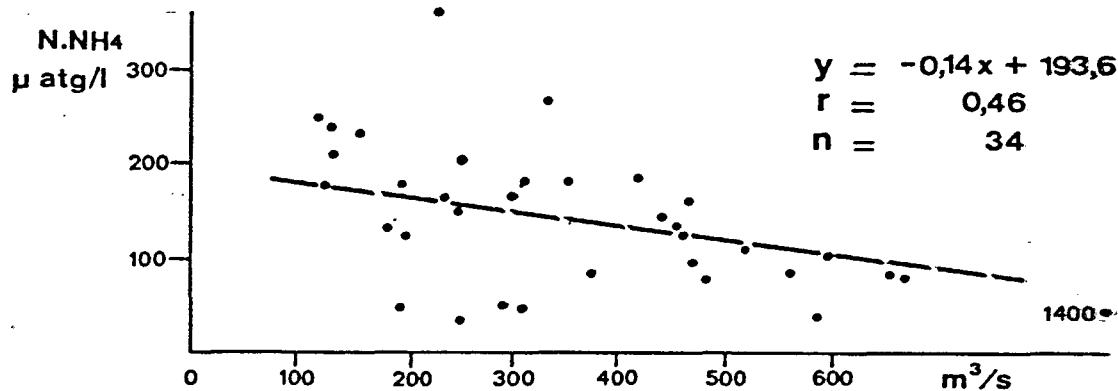
Entre Poses et Courval, la seule évolution des concentrations qui apparaissent constamment, est une augmentation statistiquement significative au niveau de l'agglomération rouennaise ; l'accroissement moyen des concentrations en azote total minéral est en effet de  $35,5 \mu\text{atg/l}$  entre Oissel (P.K. : 299) et la Bouille (P.K. : 260), soit 10 % .

Cette augmentation est apparemment indépendante du débit et de la température.

### 1.2.2. L'ammoniaque.

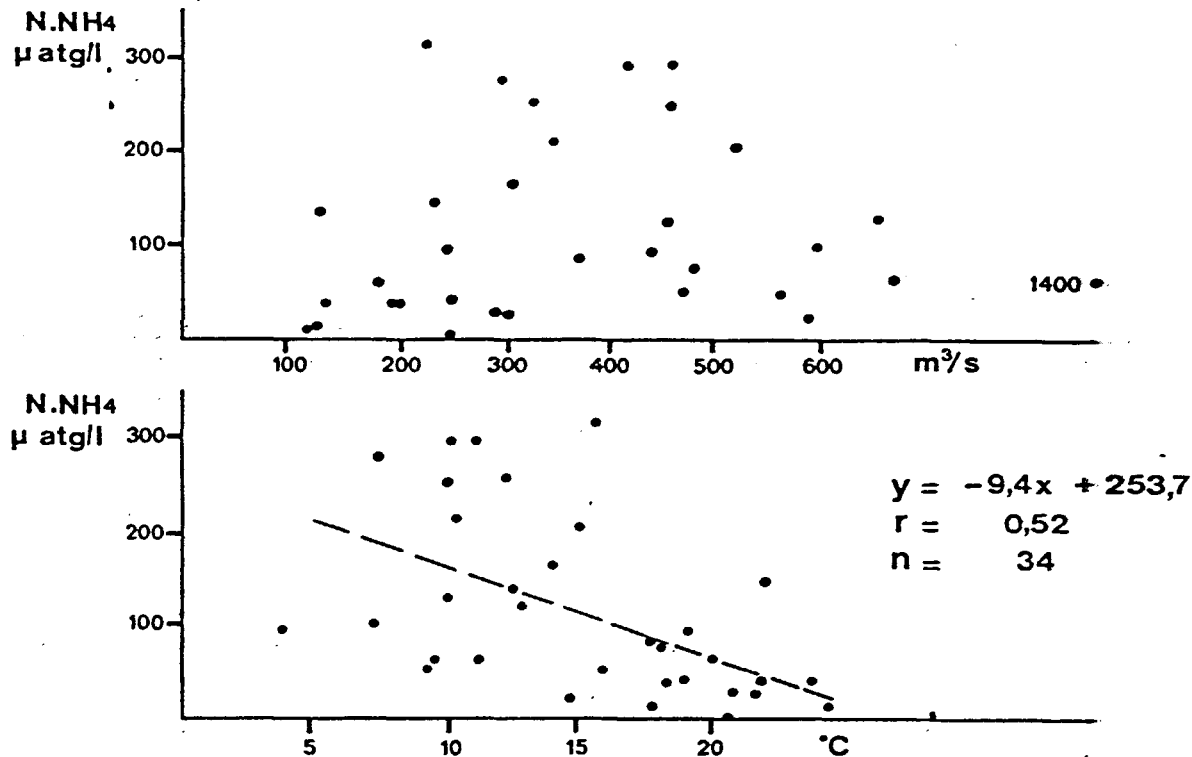
Sur la période d'étude des 5 années (1975-1979), les concentrations en ammoniaque à Poses ne montrent qu'une relation assez peu marquée de décroissance lorsque les débits augmentent (Fig. 28). Ceci pourrait correspondre à un effet de dilution des apports par la rivière.

Fig. 28 : Concentrations en ammoniaque à Poses (Données PAR. 1975-1979)



Les concentrations à Courval apparaissent quant à elles, minimales en été, lorsque les températures élevées ont permis une oxydation en amont (Fig. 29).

Fig. 29 : Concentrations en ammoniacque à Courval (Données PAR.1975-1979)

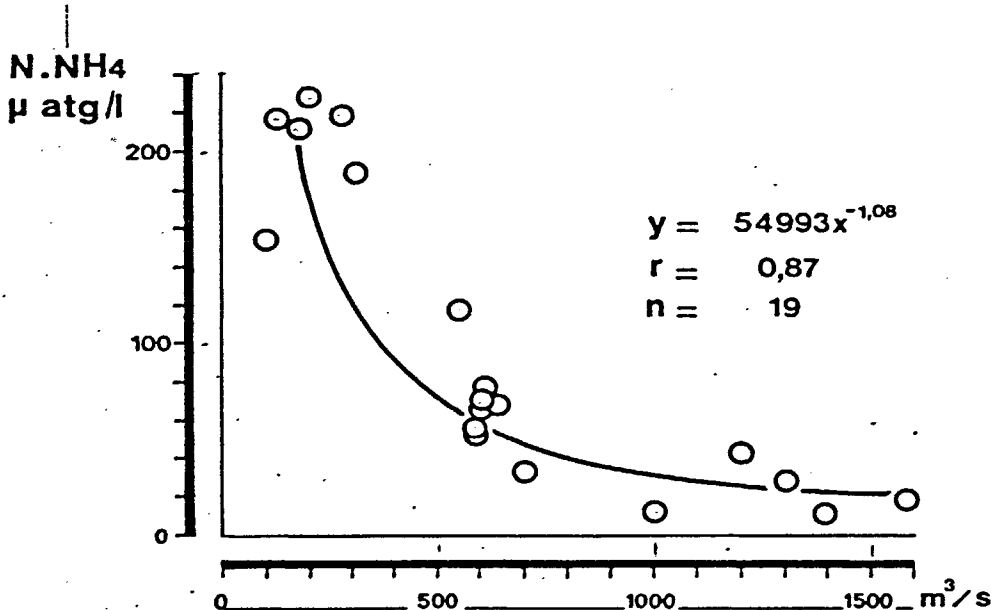
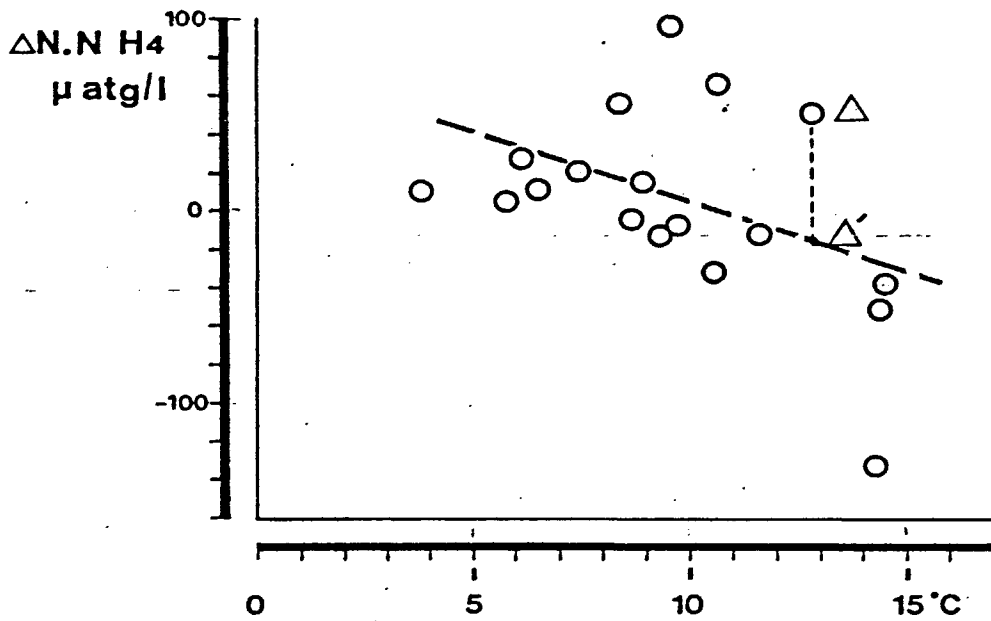
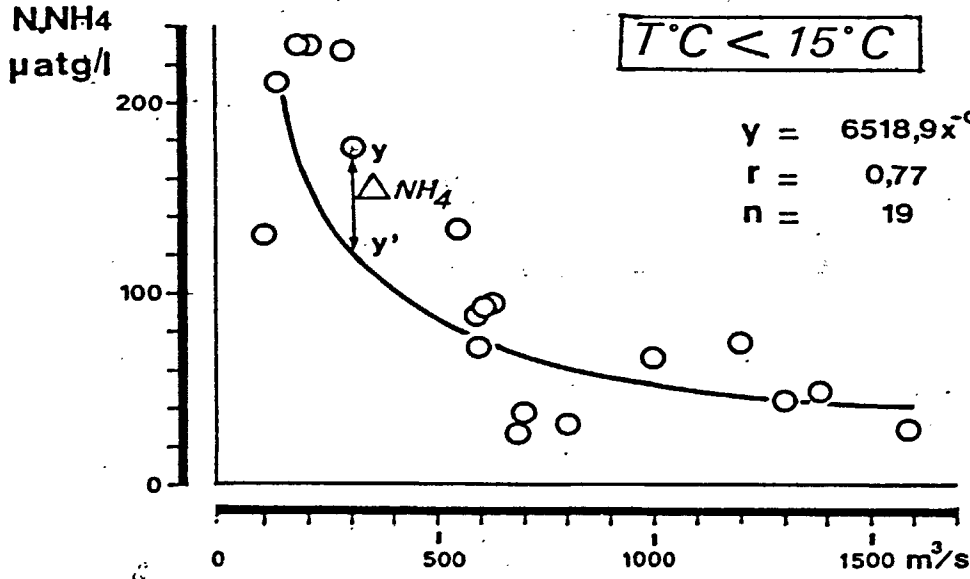


L'étude des concentrations en ammoniacque à Poses comme à Courval de 1975 à 1979, en fonction des conditions hydrologiques est cependant gênée par l'évolution pluriannuelle des apports (cf. plus loin l'évolution des apports) car les mesures ne sont faites que tous les deux mois.

Des mesures plus fréquentes réalisées à Oissel (en amont de Rouen) 2 ou 3 fois par mois permettent de mettre en évidence, sur la période plus courte de août 1977 à décembre 1978 (39 observations), les phénomènes suivants :

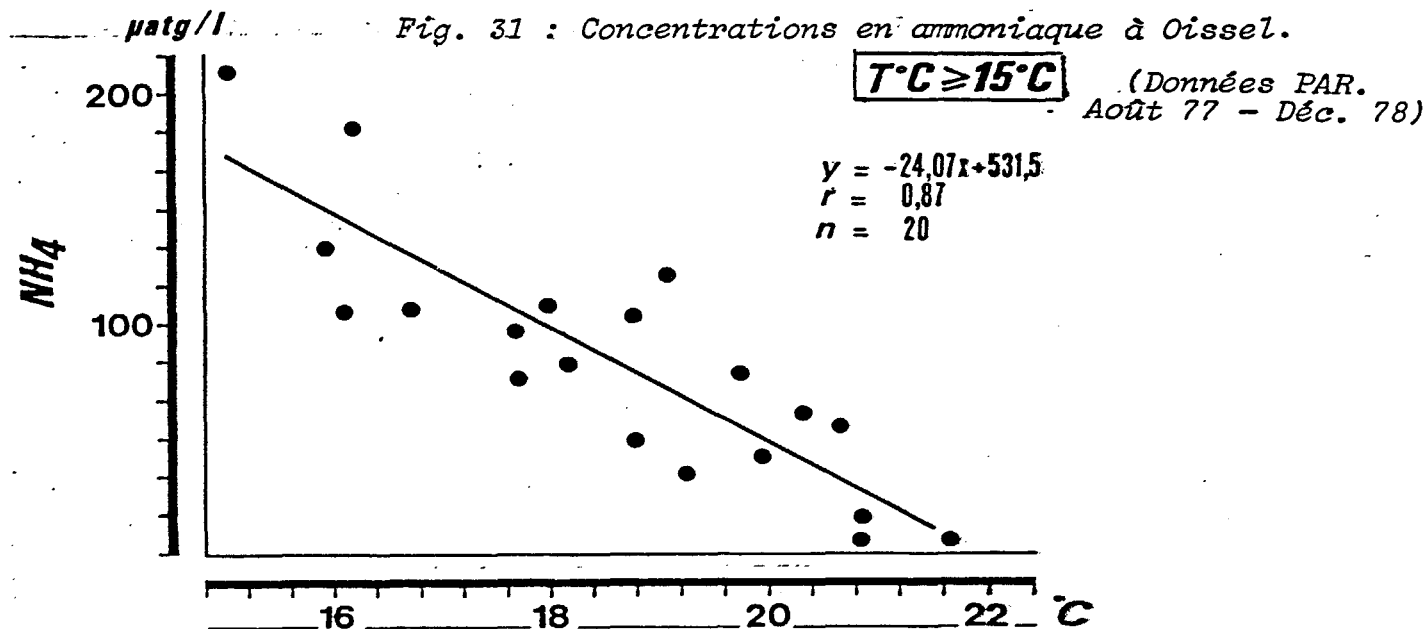
- Pour les températures de l'eau inférieures à 15°C (Fig. 30), les concentrations en ammoniacque sont essentiellement régies par les débits ; tout se passe comme s'il y avait un apport constant plus ou moins dilué par la rivière en fonction des débits. Cependant, si l'on reporte les écarts entre les valeurs réelles et la courbe d'ajustement, ( $\Delta NH_4$ ) en fonction de la température, il apparaît une relation linéaire inverse entre ces écarts et la température, significative au seuil de probabilité 5 % . (L'excès en  $NH_4$  par rapport à la courbe d'ajustement est d'autant plus grand que la température est plus basse) ; cette dernière relation permet de corriger, en fonction de la température, les valeurs brutes d'ammoniacque, et conduit à la détermination d'une nouvelle et meilleure relation entre les valeurs corrigées d'ammoniacque et les débits. Cette correction traduit le fait que le phénomène

Fig. 30 : Concentrations en ammoniac à Oissel  
(Données PAR. Août 77-Déc. 78).



d'oxydation de l'ammoniaque commence en dessous de 15°C ; MARTIN (1979) estime quant à lui que la nitrification, qui peut commencer à 6°C, est assez réduite en dessous de 10°C.

- Pour les températures de l'eau supérieures ou égales à 15°C, il semble bien que les phénomènes d'oxydation de l'ammoniaque prédominent car l'on trouve une relation linéaire inverse entre les températures et les concentrations en ammoniaque (Fig. 31) ; ces dernières sont alors indépendantes du débit.

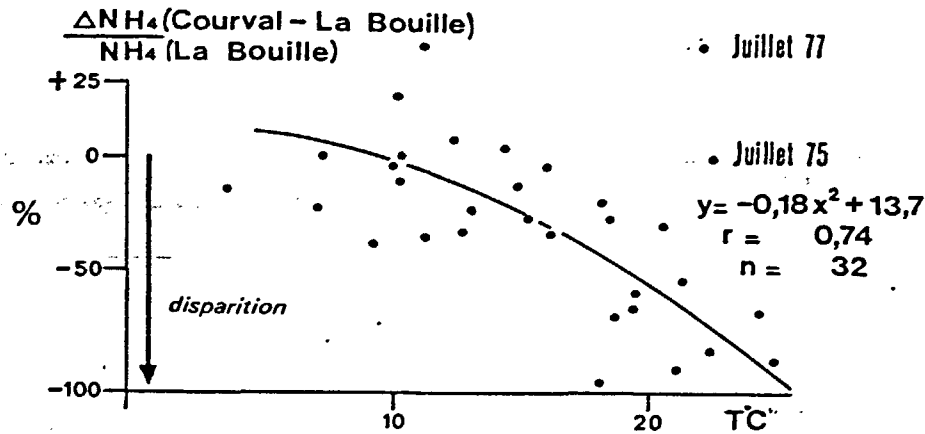


Le calcul des différences des concentrations en ammoniaque entre l'amont de Rouen (Oissel) et l'aval de Rouen (la Bouille) montre qu'il y a une augmentation moyenne de 16,7 µatg/l N.NH<sub>4</sub> mais que cette augmentation n'est pas statistiquement significative.

Par contre, le même calcul réalisé entre la Bouille et Courval met en évidence une diminution moyenne en ammoniaque de 34,7 µatg/l N.NH<sub>4</sub> ; cette baisse est hautement significative.

Si l'on calcule le pourcentage de disparition d'ammoniaque entre la Bouille et Courval par rapport à la concentration à la Bouille, on observe que ce pourcentage est fonction de la température (Fig. 32) ; cette relation fait penser à des phénomènes d'oxydation de l'ammoniaque plus importants en été auxquels peut s'ajouter une consommation par le phytoplancton.

Fig. 32 : Pourcentage de disparition d'ammoniaque  
entre La Bouille et Courval  
(Données PAR. 1975-1979).



Cependant deux points font exception à ce schéma ; il s'agit de juillet 1977 où la concentration en ammoniaque était déjà faible à la Bouille (17  $\mu\text{atg/l}$ ), et où la concentration à Courval, légèrement plus élevée (25  $\mu\text{atg/l}$ ), entraîne un fort pourcentage d'augmentation ; par contre en juillet 75, il semble que la très faible concentration moyenne en oxygène dissous entre la Bouille et Courval (0,7 mg/l) ait ralenti l'oxydation de l'ammoniaque qui se trouve présent à des concentrations élevées (144  $\mu\text{atg/l}$ ).

En effet, les processus de nitrification et de croissance des bactéries nitrifiantes, qui suivent une loi de Michaelis vis-à-vis de l'oxygène dissous, sont fortement ralentis pour des concentrations en oxygène dissous inférieures à 1 mg/l (MARTIN, 1979 ; BESSINETON, 1978).

Fig. 33 : Evolution saisonnière des pourcentages d'ammoniaque à Courval (Données PAR. 1975-1979).

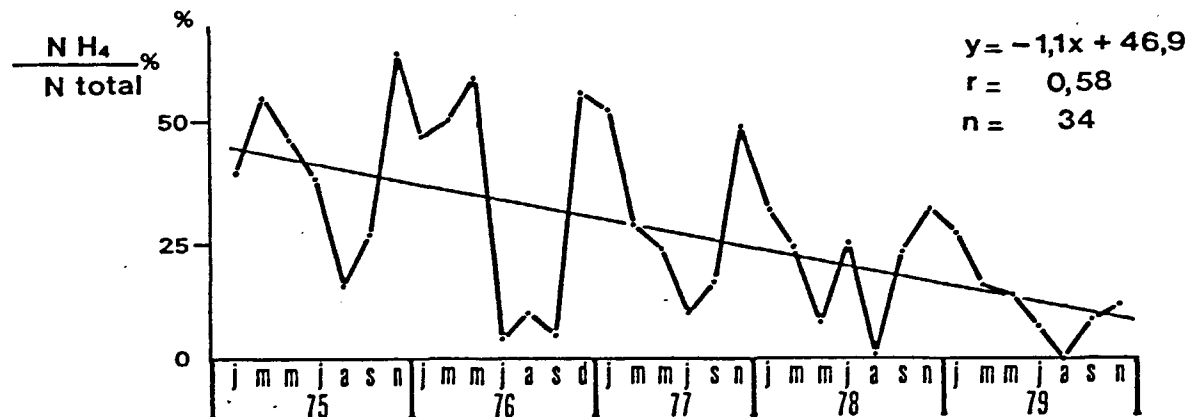


Fig. 34 : Concentrations en nitrites à Poses  
(Données PAR. 1975-1979).

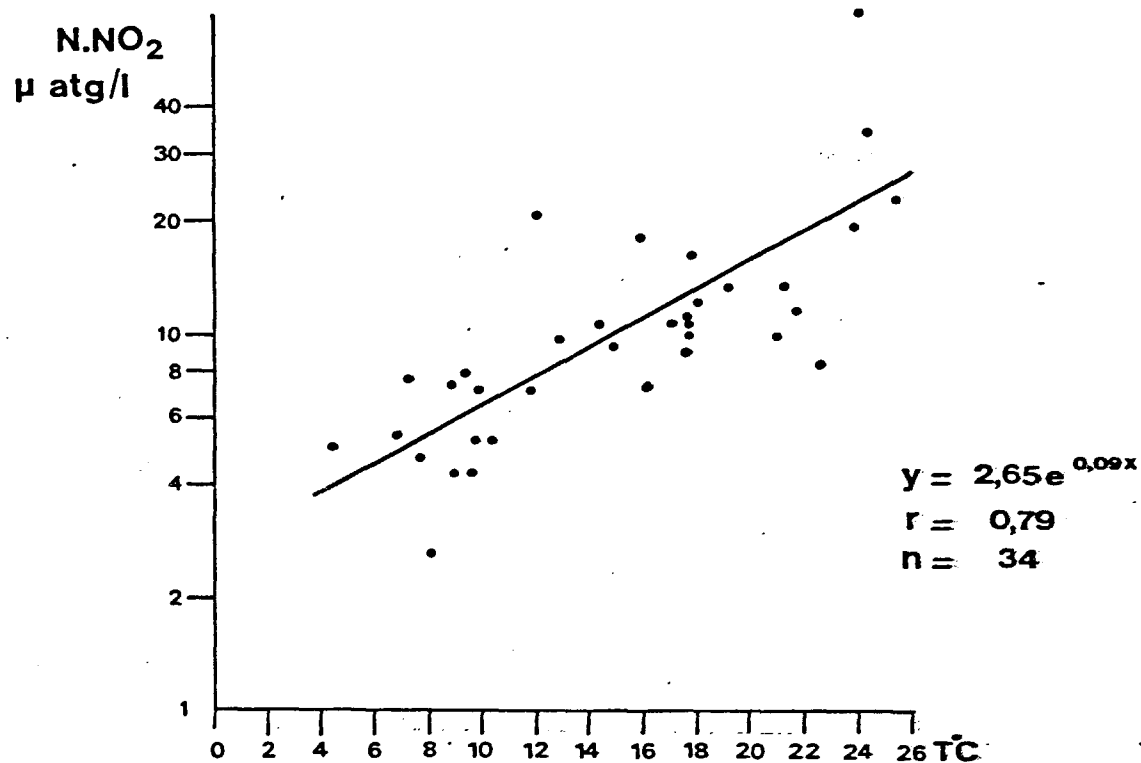
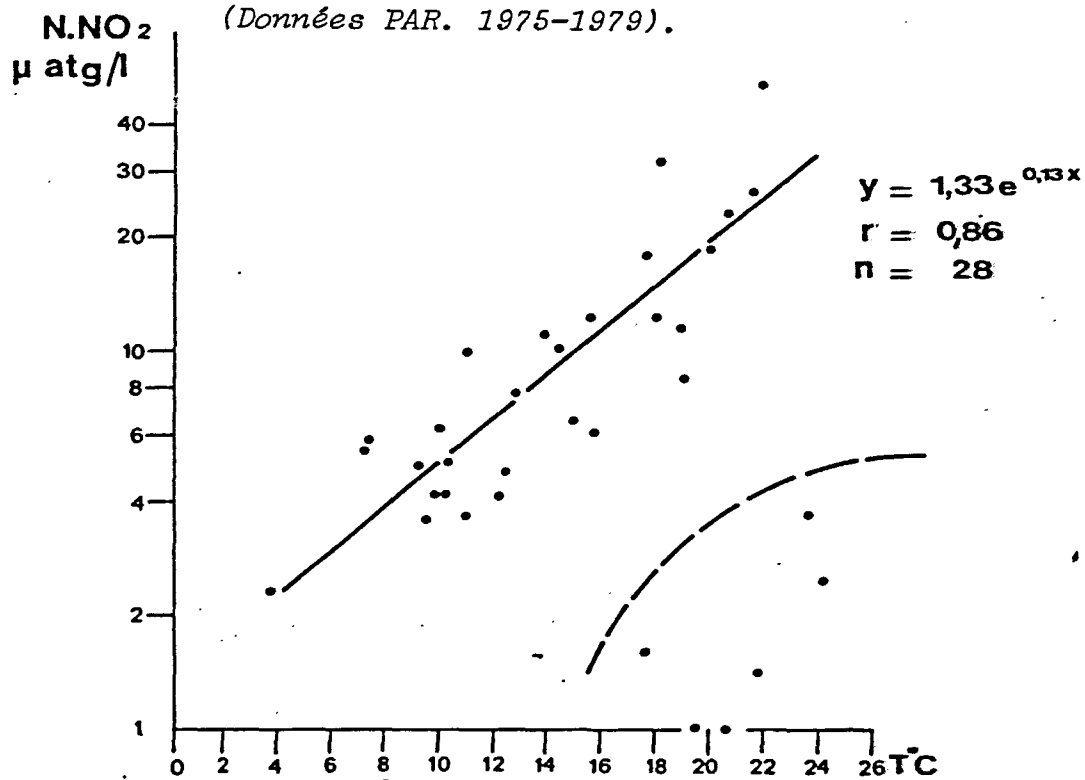


Fig. 35 : Concentrations en nitrites à Courval  
(Données PAR. 1975-1979).



L'évolution, dans le temps, du pourcentage d'ammoniaque par rapport à l'azote total minéral dissous à Courval confirme la part bien moindre que prend l'ammoniaque dans les apports en été (Fig. 33). Par ailleurs, cette dernière figure met en évidence une baisse significative, au cours des cinq années envisagées, des pourcentages d'ammoniaque.

### 1.2.3. Les nitrites.

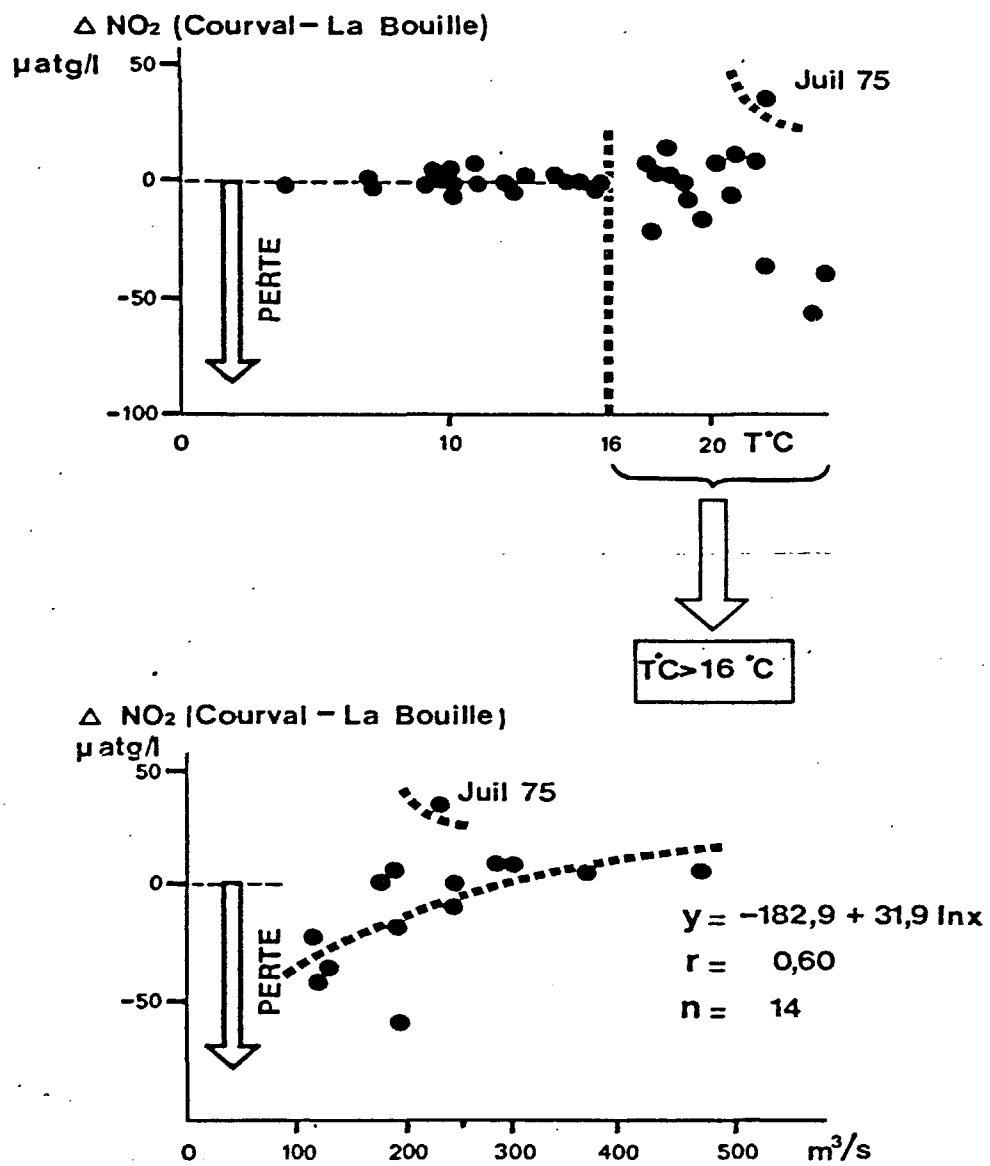
Les concentrations en nitrites, à Poses, suivent une loi de croissance exponentielle en fonction de la température (Fig. 34) ; cette relation rappelle les lois de croissance en fonction de la température des bactéries responsables de la nitrification (*Nitrosomonas*) ; les concentrations en nitrites observées à Poses proviennent donc très probablement de l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque. Le même type de relation se retrouve à Oissel et à la Bouille. La seule évolution significative des concentrations en nitrites au cours du transit entre Poses et Courval concerne la baisse des concentrations moyennes entre la Bouille (moyenne  $N.NO_2 = 13,8 \mu\text{atg/l}$ ) et Courval (moyenne  $N.NO_2 = 2,8 \mu\text{atg/l}$ ).

La légère augmentation moyenne ( $1,3 \mu\text{atg/l}$ ) constatée au niveau de Rouen, entre Oissel et la Bouille, n'est pas statistiquement significative.

Les concentrations en nitrites à Courval suivent, en fonction de la température, le même type de relation exponentielle qu'à Poses (Fig. 35) ; cependant, au cours de la période d'étude (1975 à 1979) 6 points font exception et présentent des teneurs en nitrites très inférieures à celles attendues ; il s'agit de campagnes estivales (août 1975, juillet-août-septembre 1976, août 1978 et août 1979) au cours desquelles les nitrites produits par oxydation de l'ammoniaque ont à leur tour été oxydés en nitrates avant Courval.

L'étude des différences de concentrations en nitrites entre Courval et la Bouille ( $\Delta NO_2$ ) en fonction de la température (Fig. 36), montre qu'en dessous de  $16^\circ\text{C}$  il y a peu de variation dans les concentrations en nitrites entre les deux stations ; par contre, au dessus de  $16^\circ$  il y a des gains et surtout des pertes importantes de nitrites (notamment au dessus de  $20^\circ\text{C}$ ) entre les deux stations considérées.

Fig. 36 : Différences des concentrations en nitrites entre Courval et La Bouille (Données PAR. 1975-1979).





Le report des valeurs de  $\Delta\text{NO}_2$  en fonction du débit, pour les températures supérieures à  $16^\circ\text{C}$ , montre que le temps de transit joue aussi un rôle dans la disparition des nitrites :

- Pour les débits supérieurs à  $250 \text{ m}^3/\text{s}$ , il y a une stabilité ou une augmentation faible en nitrites entre la Bouille et Courval du fait du temps de transit assez court entre les deux stations (les nitrites produits n'ont pas le temps d'être totalement oxydés en nitrates).
- Pour les débits inférieurs à  $250 \text{ m}^3/\text{s}$ , le temps de transit plus long du au faible débit, ainsi que les températures plus élevées, permettent l'oxydation des nitrites (il y a une tendance à la diminution des nitrites entre la Bouille et Courval).

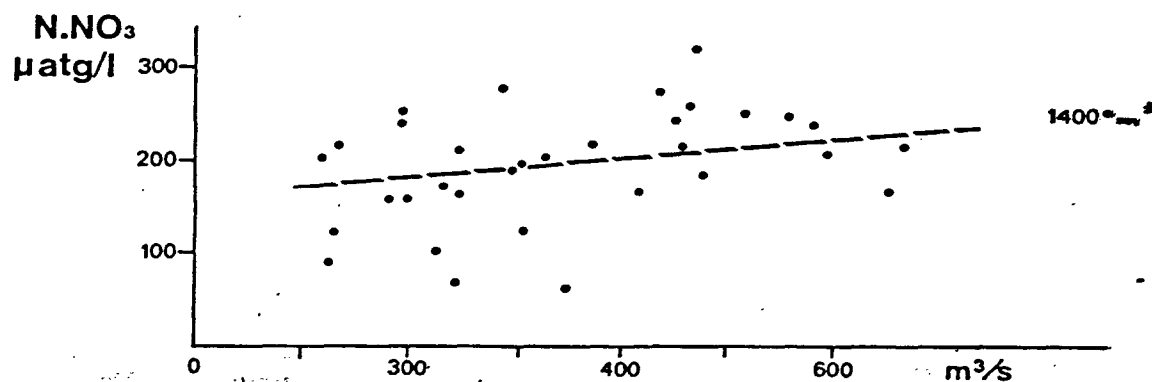
La campagne de juillet 75 fait cependant exception et il semble bien que les très faibles concentrations en oxygène dissous entre la Bouille et Courval ( $0,7 \text{ mg/l}$ ) aient bloqué la nitratisation (il n'y a pas d'apparition de nitrates entre les deux stations).

#### 1.2.4. Les nitrates.

Les concentrations moyennes en nitrates subissent un accroissement significatif au niveau de l'agglomération rouennaise ( $\Delta\text{NO}_3 = 17,6 \text{ } \mu\text{atg/l}$  entre Oissel et la Bouille) et entre la Bouille et Courval ( $\Delta\text{NO}_3 = 26,8 \text{ } \mu\text{atg/l}$ ) ; l'accroissement à l'amont de Rouen (entre Poses et Oissel,  $\Delta\text{NO}_3 = 6,8 \text{ } \mu\text{atg/l}$ ) n'est pas statistiquement significatif.

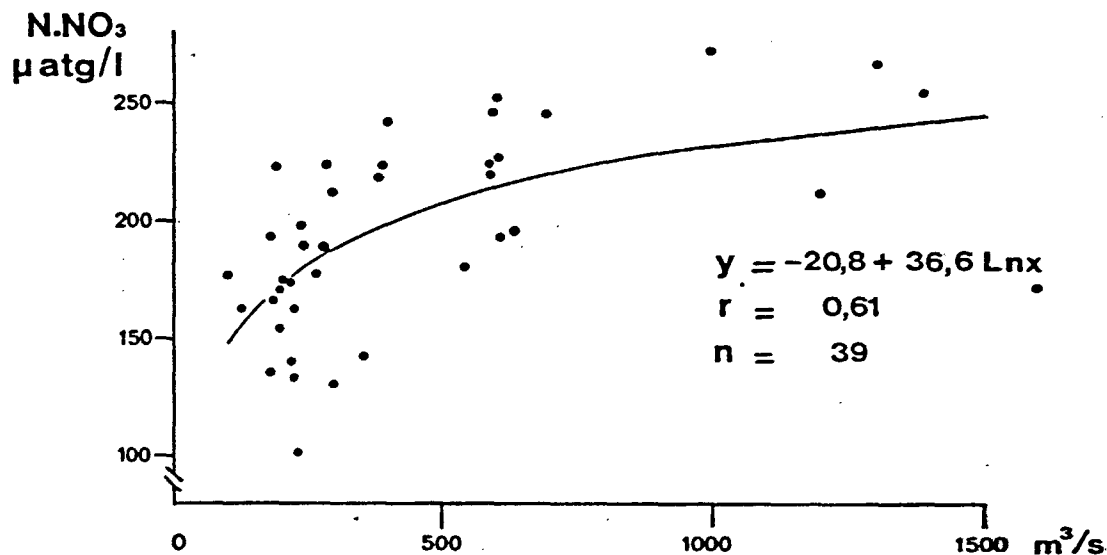
Les concentrations en nitrates sur la période de 1975 à 1979, à Poses, ne montrent qu'une légère augmentation en fonction du débit (Fig. 37) ; la recherche d'une évolution plus précise avec le débit est ici gênée par l'évolution pluriannuelle des concentrations en nitrates (cf. évolution des apports).

Fig. 37 : Concentrations en nitrates à Poses (Données PAR. 1975-1979).



Par contre, à Oissel où l'on dispose de mesures plus fréquentes (39 observations entre août 1977 et décembre 1978), il apparaît une augmentation des nitrates, en fonction du débit (Fig. 38), due probablement au lessivage du bassin versant.

Fig. 38 : Concentrations en nitrates à Oissel (Données PAR. Août 77-Déc. 78).

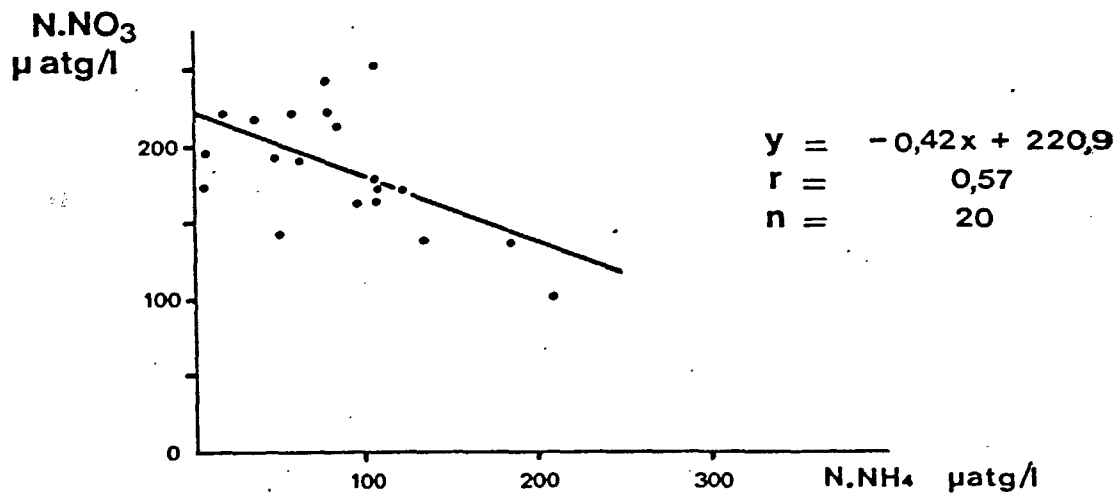
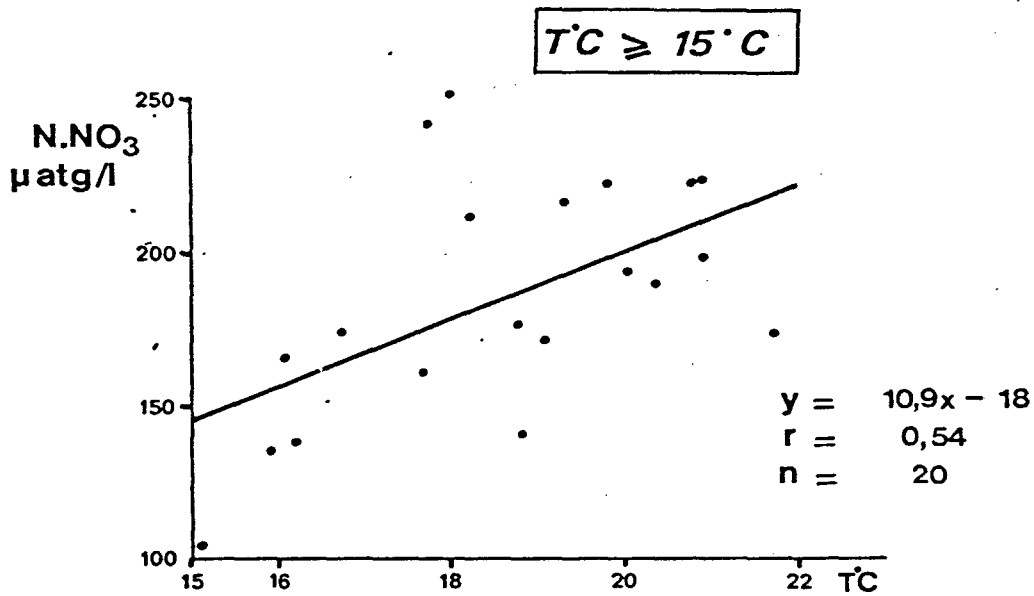
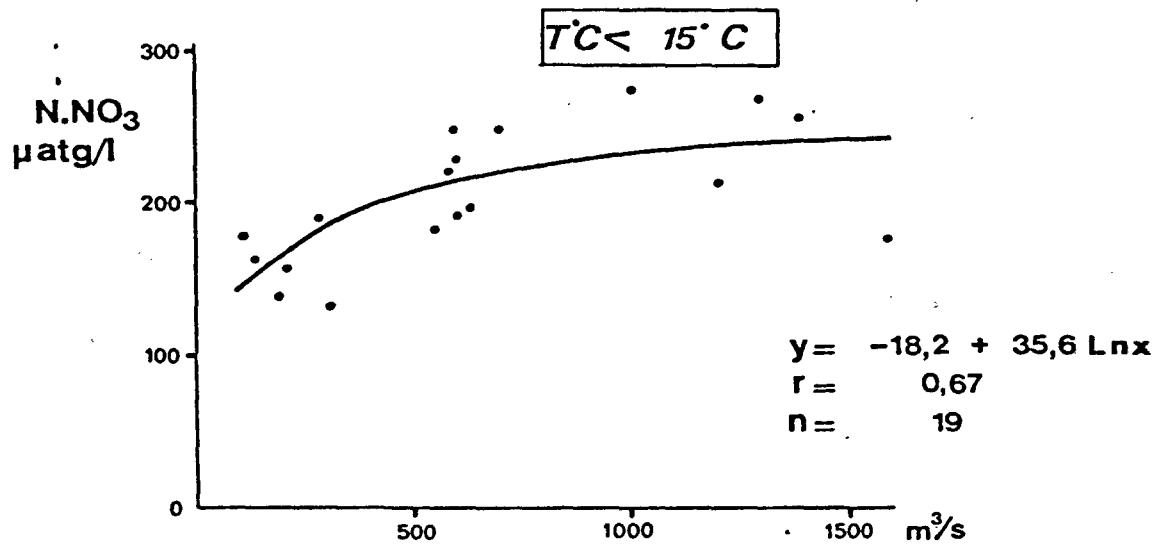


L'étude des concentrations en nitrates à Oissel peut, comme cela a été fait pour l'ammoniaque, être affinée en considérant les campagnes de prélèvements au cours desquelles la température de l'eau était inférieure à 15°C et celles où la température était supérieure ou égale à 15°C.

- Pour les températures inférieures à 15°C (Fig. 39), on retrouve la fonction logarithmique liant les concentrations en nitrates au débit.
- Pour les températures supérieures ou égales à 15°C, les concentrations en nitrates ne sont plus liées au débit, mais il apparaît une liaison avec la température due aux phénomènes d'oxydation de l'ammoniaque.

En effet, pour cette même gamme de température, le report des concentrations en nitrates à Oissel, en fonction des concentrations en ammoniaque, montre qu'il y a bien une relation entre la diminution des concentrations en ammoniaque et l'augmentation des concentrations en nitrates en période estivale ; cependant, l'oxydation d'un microatome-gramme d'azote ammoniacal ne donne apparemment que 0,42 microatome-gramme d'azote nitrique ; les faibles concentrations en nitrites ne peuvent expliquer cette différence.

Fig. 39 : Concentrations en nitrates à Oissel (Données PAR. Août 77-Déc.78)

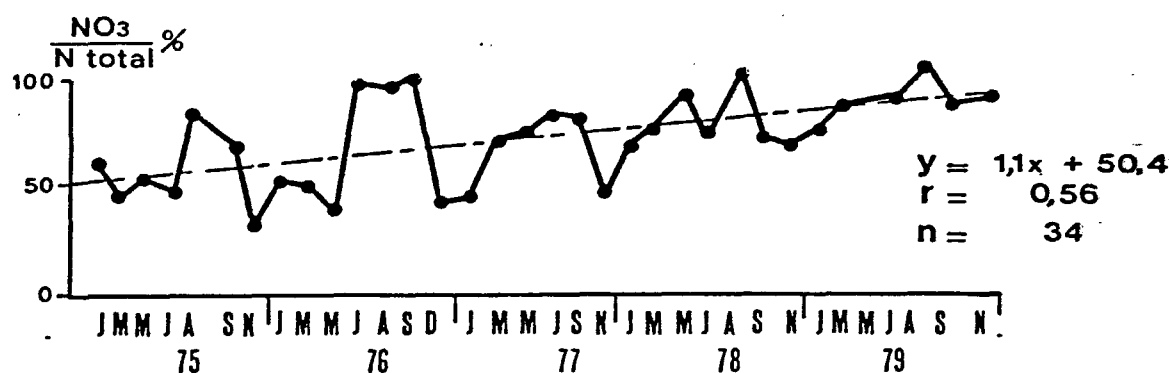


Il est à remarquer que de nombreux auteurs constatent que la vitesse de disparition de l'ammonium en rivière est souvent largement supérieure à la vitesse d'apparition des nitrates (LESOUËF in MARTIN, 1979).

L'augmentation des nitrates au niveau de l'agglomération rouennaise (entre Oissel et la Bouille) ne semble pas, quant à elle, directement liée à l'oxydation de l'ammoniaque car l'on observe aussi entre ces deux stations, une légère augmentation de l'ammoniaque ; la part la plus importante de cet accroissement provient sans doute de rejets.

Les concentrations en nitrates à Courval ne présentent pas de relation avec le débit ou la température, du fait des rôles antagonistes joués par ces deux facteurs ; en effet, l'accroissement de la température en période d'étiage entraîne une augmentation des concentrations en nitrates par oxydation de l'ammoniaque, mais il y a parallèlement une baisse de ces mêmes concentrations car les apports par lessivage sont plus faibles. Cependant, l'évolution temporelle du pourcentage de nitrates par rapport à l'azote total minéral dissous à Courval montre bien la part prépondérante que prennent les nitrates en période estivale, du fait de l'oxydation de l'ammoniaque (Fig. 40).

Fig. 40 : Evolution saisonnière des pourcentages de nitrates à Courval (Données PAR. 1975-1979).

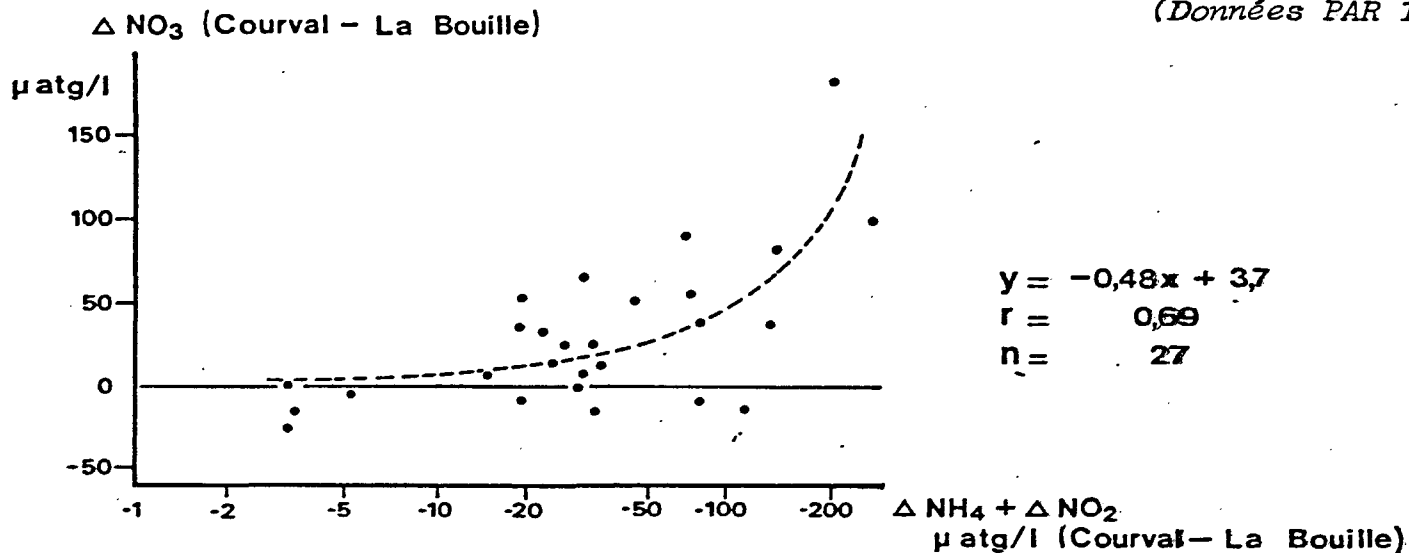


De plus, il apparaît une évolution pluriannuelle significative du pourcentage de nitrates ; cette évolution est parfaitement symétrique de celle constatée pour l'ammoniaque (cf. Fig. 33) ; cet accroissement des nitrates provient donc d'une meilleure oxydation de l'ammoniaque.

L'examen des différences entre les concentrations (entre Courval et la Bouille) en nitrites ( $\Delta\text{NO}_2$ ) et en ammoniaque ( $\Delta\text{NH}_4$ ) d'une part, et en nitrates ( $\Delta\text{NO}_3$ )

d'autre part (Fig. 41), montre qu'en moyenne lorsqu'il disparaît un micro-atome-gramme d'azote sous forme réduite ( $\text{NH}_4$  et  $\text{NO}_2$ ), il apparaît 0,48 microatome-gramme d'azote nitrique ( $\text{NO}_3$ ).

Fig. 41 : Relations entre ammoniacque + nitrites et nitrates entre La Bouille et Courval.  
(Données PAR 1975-1979)



Ce rapport est assez proche de celui que l'on peut calculer grace aux données de LESOUF (in MARTIN, 1979) qui a déterminé sur la Sorgue, les constantes de vitesse de disparition de l'ammoniaque et d'apparition des nitrates ( $\text{K N.NO}_3/\text{K N.NH}_4 = 6 \text{ mg/1/j} / -13,55 \text{ mg/1/j} = -0,44$ ).

Ceci confirme que l'oxydation de l'ammoniaque en nitrates n'est pas le seul processus responsable de la disparition de l'ammoniaque et qu'il peut y avoir (LESOUF in MARTIN, 1979) :

- . consommation de l'ammoniaque par le phytoplancton.
- . passage du gaz ammoniac dans l'atmosphère.
- . dénitrification suivie d'un départ d'azote gazeux, notamment dans les sédiments.

## 2. Les apports en azote par la Seine.

Ces apports ont été calculés en multipliant les concentrations observées par les débits au cours des différentes campagnes du PAR entre 1975 et 1979.

Le tracé de ces apports d'azote total en tonnes/jour, à Poses et à Courval (Fig. 42), en fonction du débit, montre bien la proportionnalité qu'il existe entre ces deux paramètres ; cette relation avait déjà été mise en évidence par BESSINETON (1978).

Fig. 42 : Apports en azote total à Poses et à Courval (Données PAR. 1975-1979).

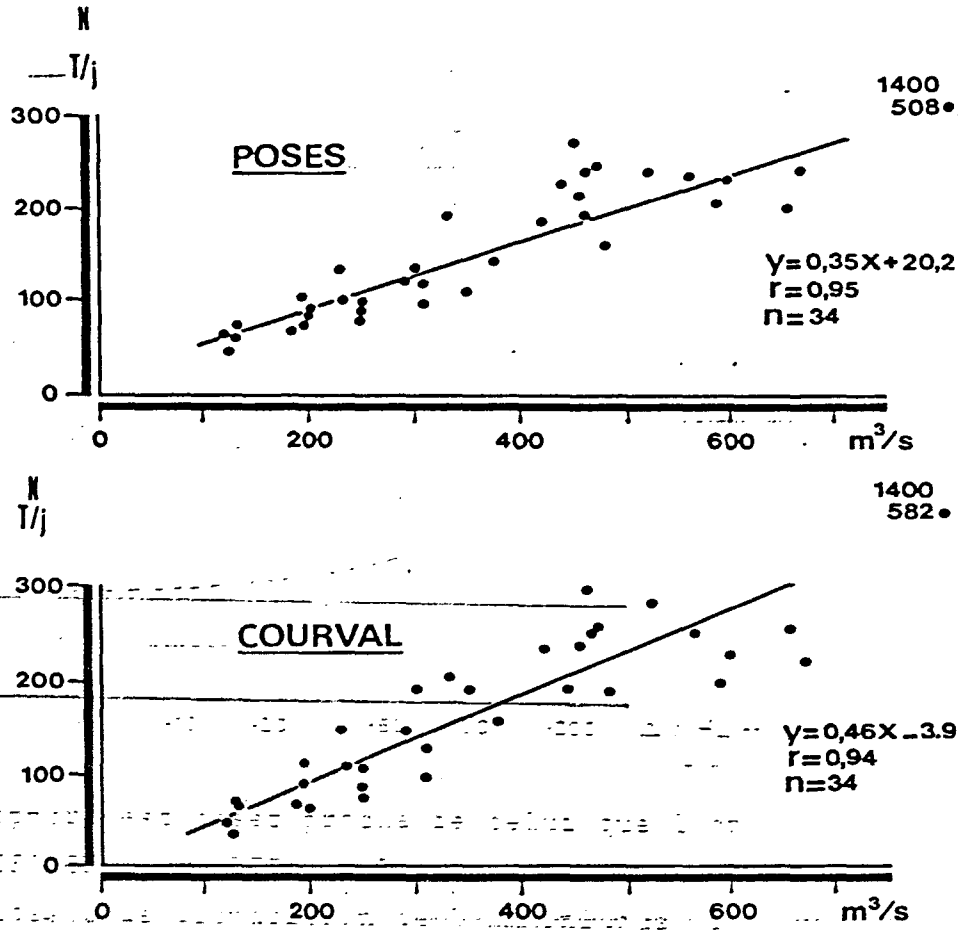
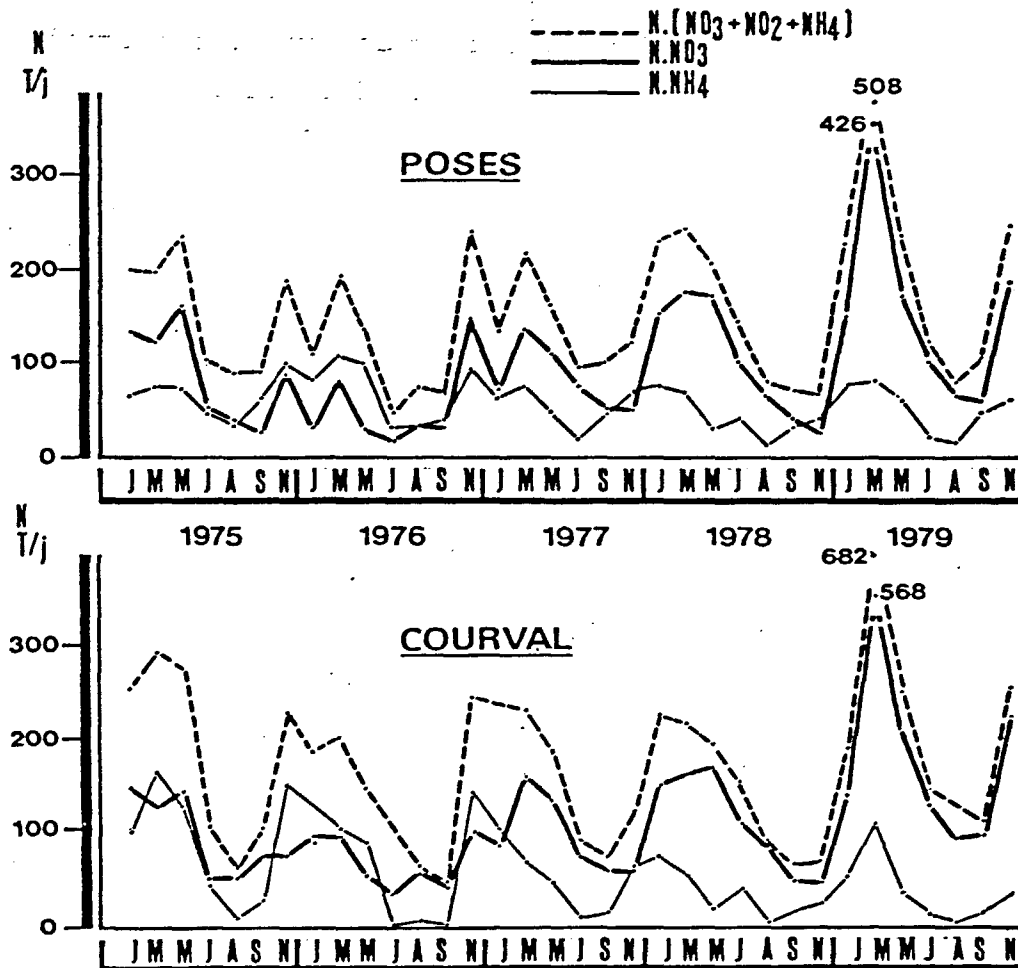


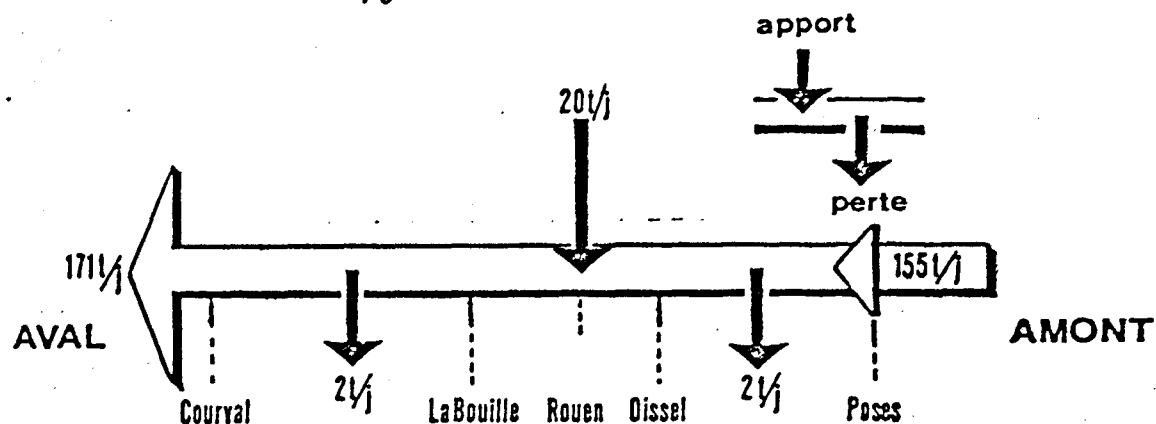
Fig. 43 : Evolutions saisonnières des apports en azote à Poses et Courval (Données PAR. 1975-1979).



La représentation graphique, en fonction du temps, des apports journaliers en azote total minéral dissous, en nitrates, et en ammoniacque, à Poses et à Courval, (Fig. 43) confirme la baisse de ces apports en période d'étiage et met en évidence la part faible, à Courval et à Poses, que prennent les apports d'ammoniacque en été (oxydation, consommation) ; par contre, en période hivernale, les apports en ammoniacque plus élevés à Courval sont le signe d'une oxydation ralentie et de rejets au niveau de l'agglomération rouennaise.

Le calcul des flux moyens journaliers (de janvier 1975 à novembre 1979) au niveau de Poses, Oissel, La Bouille et Courval, permet d'estimer par différence, les apports moyens (ou les pertes) d'azote sur chaque portion fluviale (Fig. 44).

Fig. 44 : Apports moyens journaliers en azote minéral dissous en tonnes/jour (Données PAR. 1975-1979).

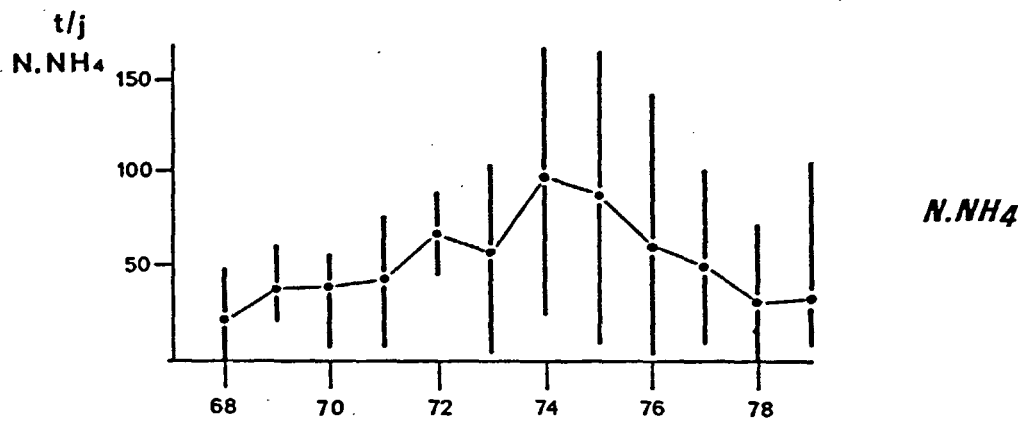
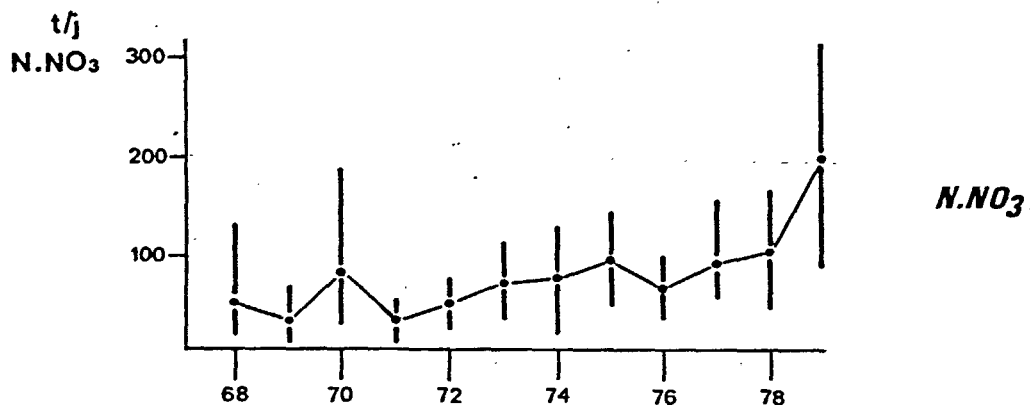
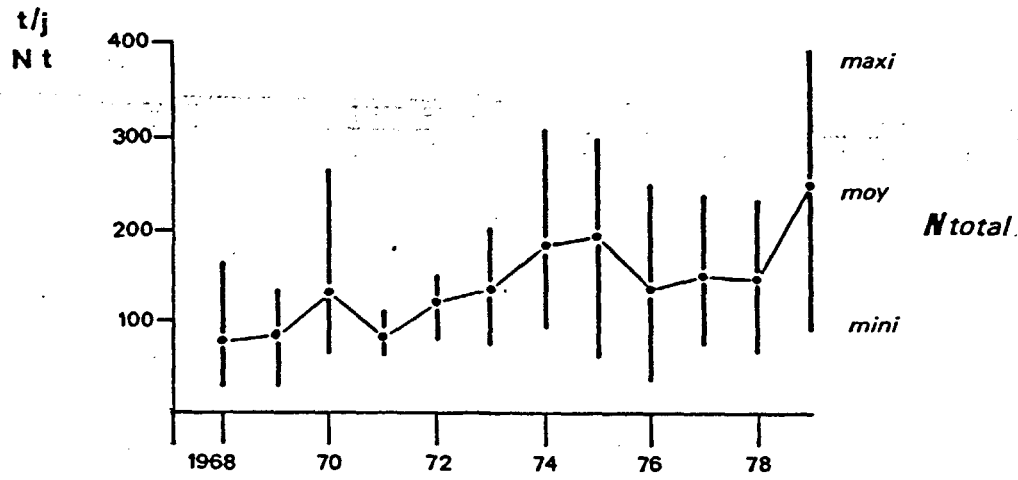


Outre l'augmentation des apports au niveau de Rouen, on constate, comme pour le phosphore, une perte d'azote total en amont et en aval de l'agglomération rouennaise ; cette simultanéité fait penser que des phénomènes de consommation de sels nutritifs par le phytoplancton prennent place dans la partie fluviale de la Seine.

Le calcul, à Courval, des apports moyens journaliers (réalisé à l'aide des 6 ou 7 campagnes de mesures faites chaque année par le PAR) montre, depuis 1968, les évolutions suivantes (Fig. 45) :

- . il y a une progression jusqu'en 1975 des apports en azote total.
- . il y a une progression constante des apports en nitrates depuis 1968.
- . il y a une tendance à la diminution des apports en ammoniacque depuis 1974.

Fig. 45 : Evolutions des apports moyens en azote minéral dissous  
à Courval  
(Données PAR. 1968-1979)





Il y a donc depuis 1974, une stabilisation des apports en azote total par la Seine, mais celle-ci s'accompagne d'un changement qualitatif, la part des nitrates devenant prépondérante par rapport à celle de l'ammoniaque ; ceci peut être dû à l'amélioration des conditions d'épuration des rejets ou à une meilleure oxydation de ceux-ci dans la Seine.

Il faut remarquer que l'évolution des apports à Poses (qui n'est pas représentée sur la figure) est tout à fait parallèle de celle mise en évidence à Courval.

Le calcul des apports moyens annuels en azote total, à l'aide des débits moyens annuels et de la relation linéaire liant les débits et les apports (cf. Fig. 42), donne les valeurs suivantes à Courval :

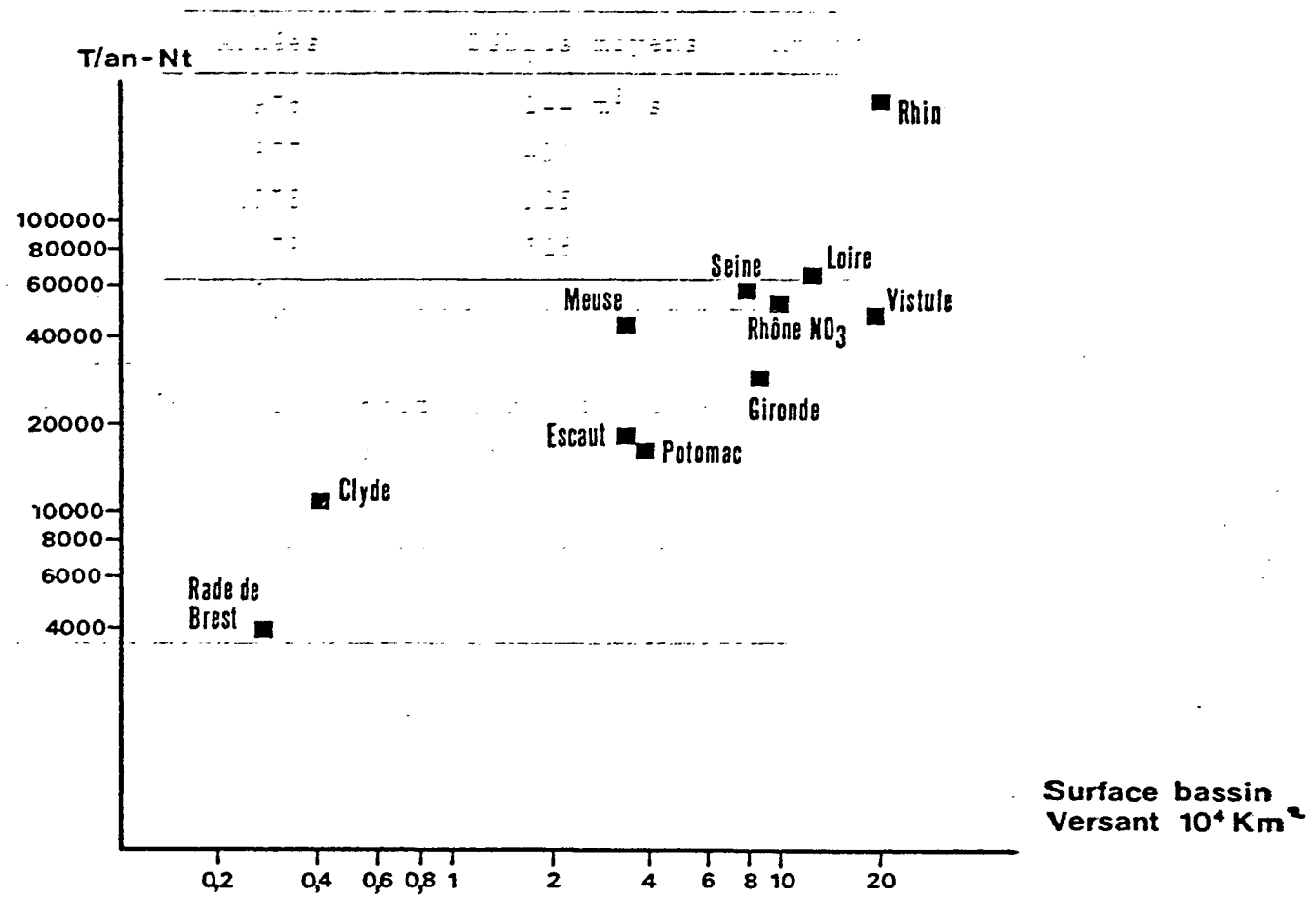
Années	Débits moyens	Apports N.t/an
1976	244 m <sup>3</sup> /s	39 500
1977	431	70 900
1978	525	86 700
1979	526	86 900

Ces valeurs, qui de part leur méthode de calcul, sont en relation étroite avec les débits, sont à comparer à celles d'autres rivières :

Fleuves	Débits moyens m <sup>3</sup> /s	Apports en N tonnes/an	Surface Bassin versant (10 <sup>4</sup> km <sup>2</sup> )	Références bibliographiques
Seine	347	56 800 (N.t)	7,8	Présente étude
Rhône	1 830	53 700 (N.NO <sub>3</sub> )	9,9	COSTE - 1974
Gironde	748	29 700 (N.t)	8,5	PHILIPPS - 1980
Loire	870	66 999 (N.t)	12,2	R.N.O. - 1978
Potomac	184	16 500 (N.t)	3,8	JAWORSKY - 1972
Escaut	80	18 500 (N.t)	3,3	WOLLAST - 1976
Clyde	-	11 000 (N.t)	0,4	R.N.O. - 1978
Rade de Brest	35	4 000 (N.t)	0,27	R.N.O. - 1978
Meuse	300	45 000 (N.t)	3,3	R.N.O. - 1978
Vistule	1 000	49 000 (N.t)	19	R.N.O. - 1978
Rhin	2 000	263 000 (N.t)	20	R.N.O. - 1978
Nil	6 300-7 400	9 300 (N.NO <sub>3</sub> )	-	BOZZINI - 1973
Po	1 490-1 570	52 200 (N.t)	-	BOZZINI - 1973

(N.t. = azote total minéral dissous ; N.NO<sub>3</sub> = azote nitrique).

Fig. 46 : Apports annuels en azote minéral dissous en fonction de la surface des bassins versants (d'après R.N.O. 1978).



Le report de ces valeurs, en fonction de la surface des vassins versants (Fig. 46), montre, d'une part la relation entre ces deux paramètres, et d'autre part que la Seine ne s'écarte pas de cette relation. Parmi les fleuves étudiés, seuls la Loire et le Rhin ont des apports supérieurs en azote minéral dissous.

### 3. Les concentrations en azote dans l'estuaire de la Seine.

Les concentrations en azote ont été étudiées dans l'estuaire de la Seine lors des coupes synoptiques mensuelles de 1978 et lors des campagnes points fixes de mars et septembre 1978 et 1979.

#### 3.1. Valeurs absolues des concentrations en azote minéral dissous dans l'estuaire.

Le calcul des concentrations moyennes en azote minéral dissous à l'amont de l'estuaire (S % < 0,5 %) et à l'aval (S % > 30 %), pour chaque mois de l'année 1978, montre que :

- Les concentrations en ammoniacque (Fig. 47) à l'amont décroissent fortement durant la période estivale (juillet-août) ; par contre, à l'aval de l'estuaire, on observe durant ces deux mois d'été des concentrations en ammoniacque plus élevées qu'à l'amont ; ceci peut provenir soit du fait que l'eau de mer s'est enrichie en ammoniacque par les excréments de la faune, soit qu'il y ait une oxydation des matières organiques stockées dans le bouchon vaseux, soit encore qu'il y ait un rejet à l'aval de l'estuaire (Ville du Havre).

Par ailleurs, les minima des concentrations à l'aval apparaissent en période printanière, époque durant laquelle la consommation phytoplanctonique est maximale.

- Les concentrations en nitrates et en azote total minéral dissous (Fig. 48), à l'amont de l'estuaire, varient sans relation nette avec les saisons. A l'aval, on observe une tendance à la baisse durant la période estivale, à l'exception du mois de juillet.

Fig. 49 : Concentrations en ammoniac dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.

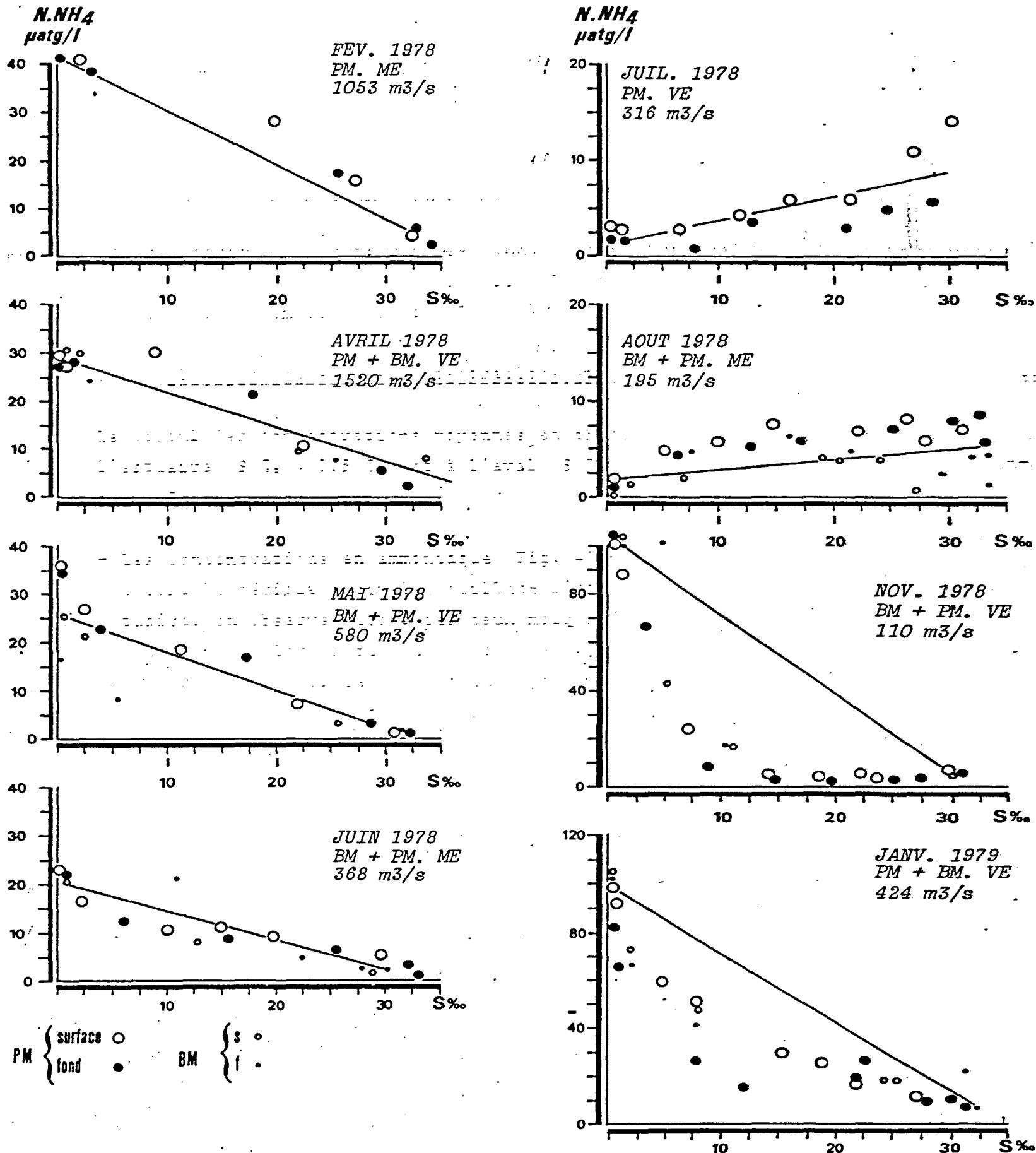


Fig. 47 : Concentrations moyennes en ammoniacque dans l'estuaire de la Seine (amont et aval)

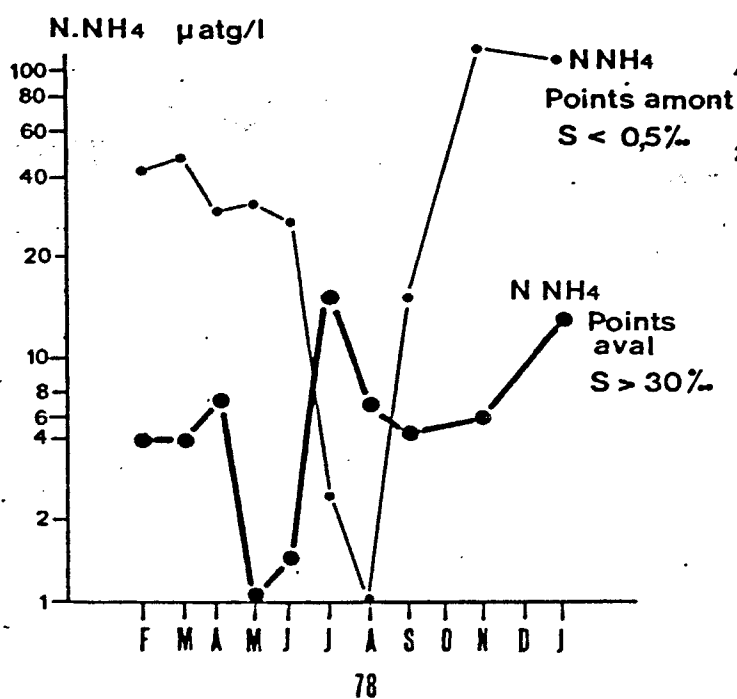
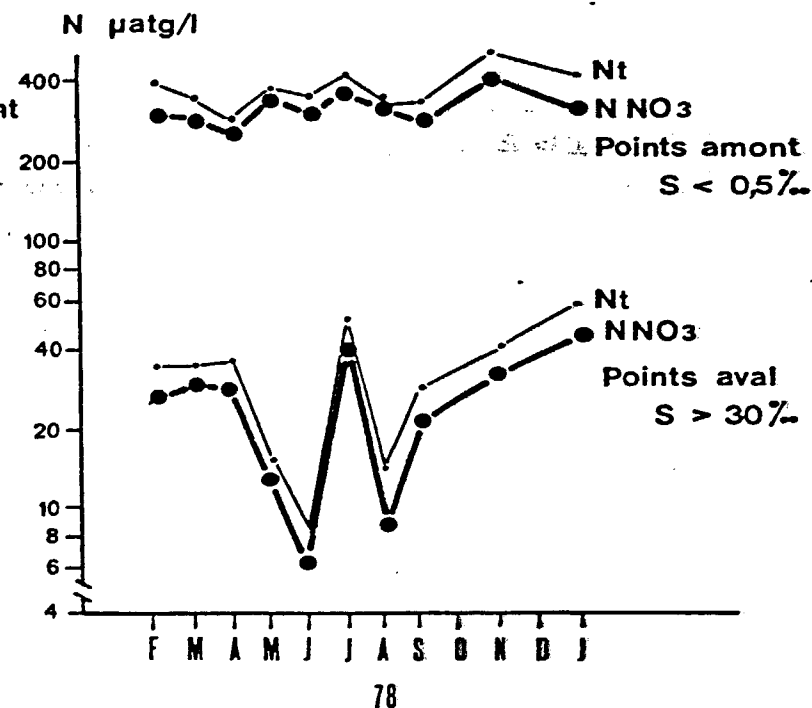


Fig. 48 : Concentrations moyennes en nitrates et azote total dans l'estuaire de la Seine (amont et aval).



### 3.2. Relations entre les concentrations en azote minéral dissous et la salinité. Variations saisonnières.

Les relations entre la salinité et les concentrations en azote ont tout d'abord été étudiées à l'aide des mesures mensuelles faites lors des coupes synoptiques aval-amont, de l'année 1978.

#### 3.2.1. L'ammoniacque.

Les concentrations en ammoniacque dans l'estuaire de la Seine obéissent, durant le premier semestre 1978, à une loi de dilution classique car les concentrations à l'amont sont encore élevées du fait des débits soutenus (temps de transit et donc d'oxydation réduit) et des températures encore basses (Fig. 49).

Par contre, en juillet et en août, époque durant laquelle les rejets sont plus faibles et tout l'ammoniacque contenu dans la Seine a été oxydé en amont, on observe dans l'estuaire une production d'ammoniacque due à l'oxydation des matières organiques stockées dans le bouchon vaseux.

Fig. 50 : Pourcentage d'ammoniaque ( $NH_4 / N_t \times 100$ ) dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.

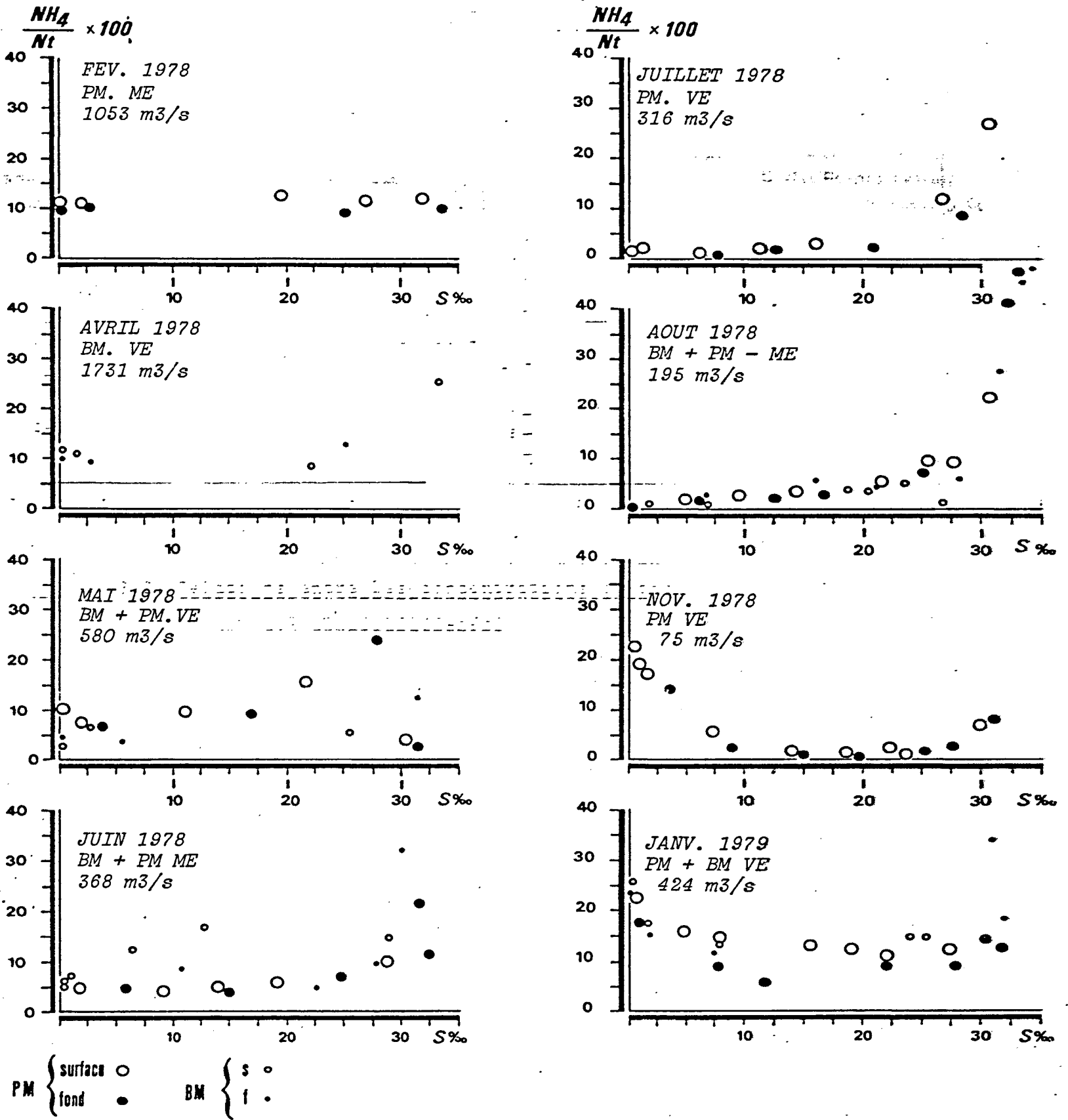
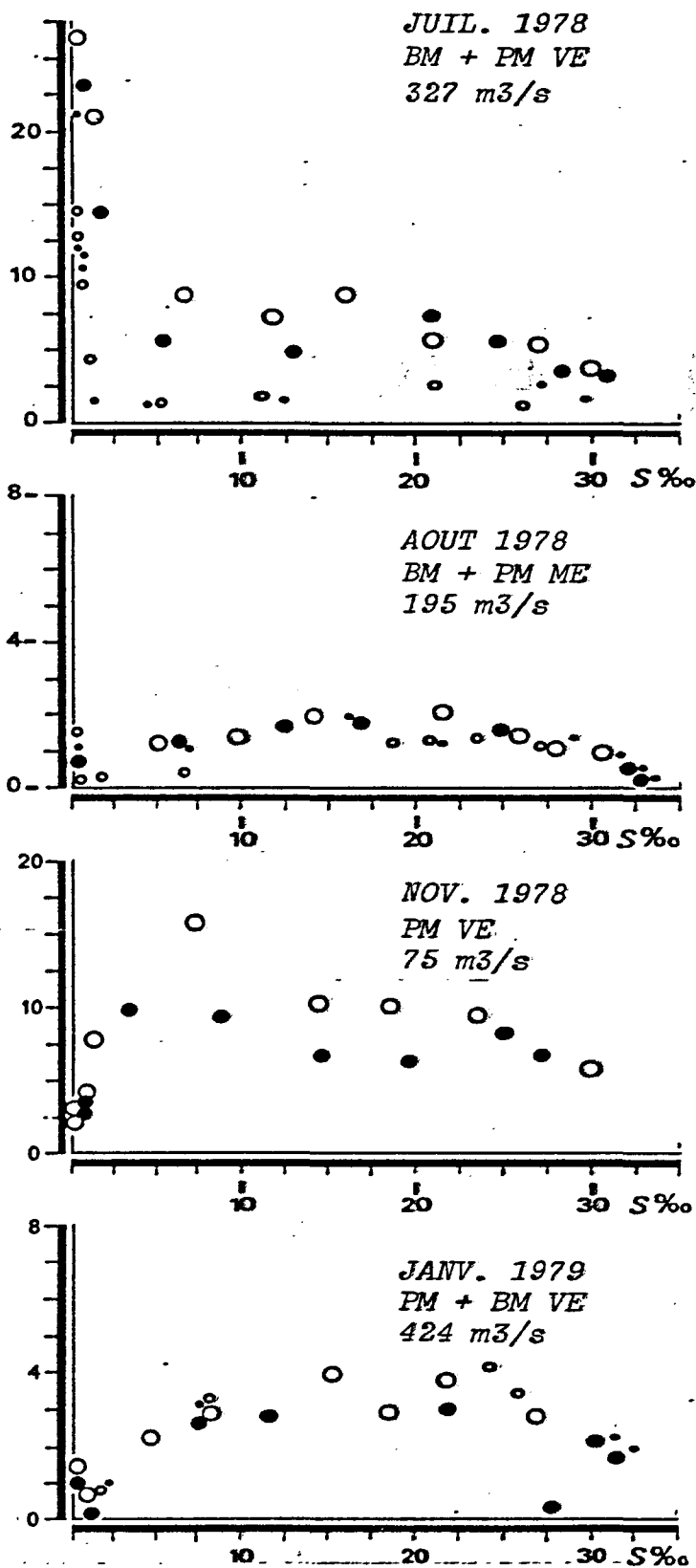
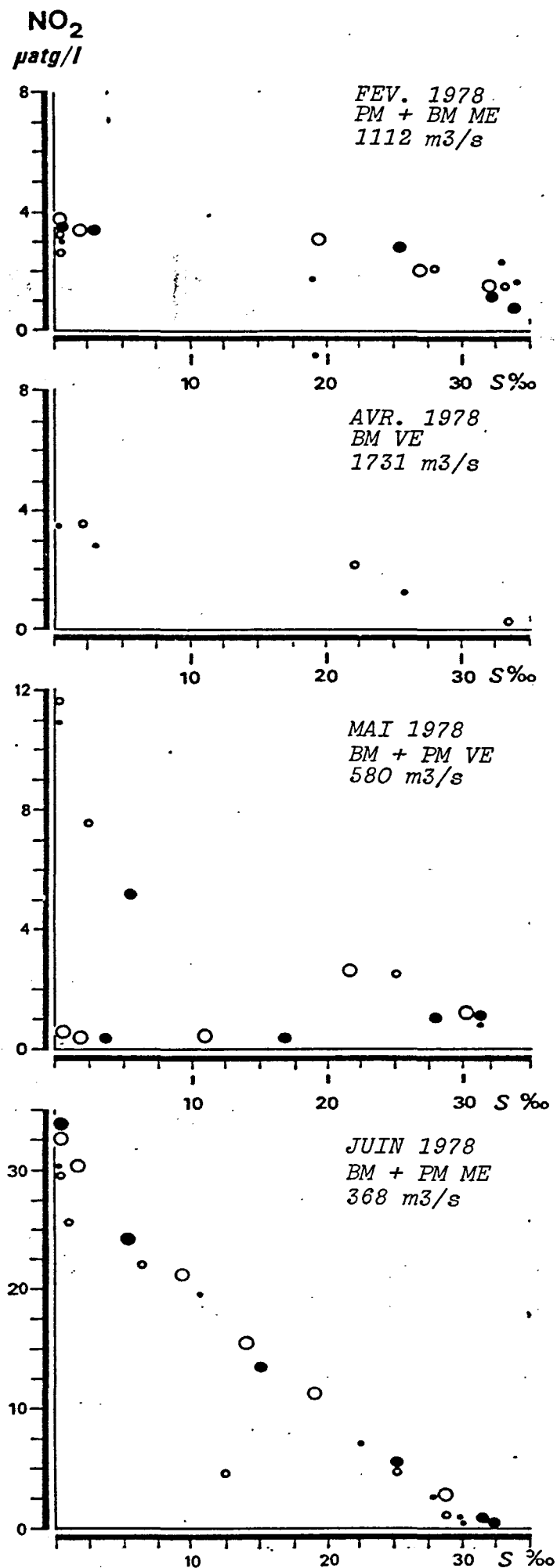


Fig. 51 : Concentrations en nitrite dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.

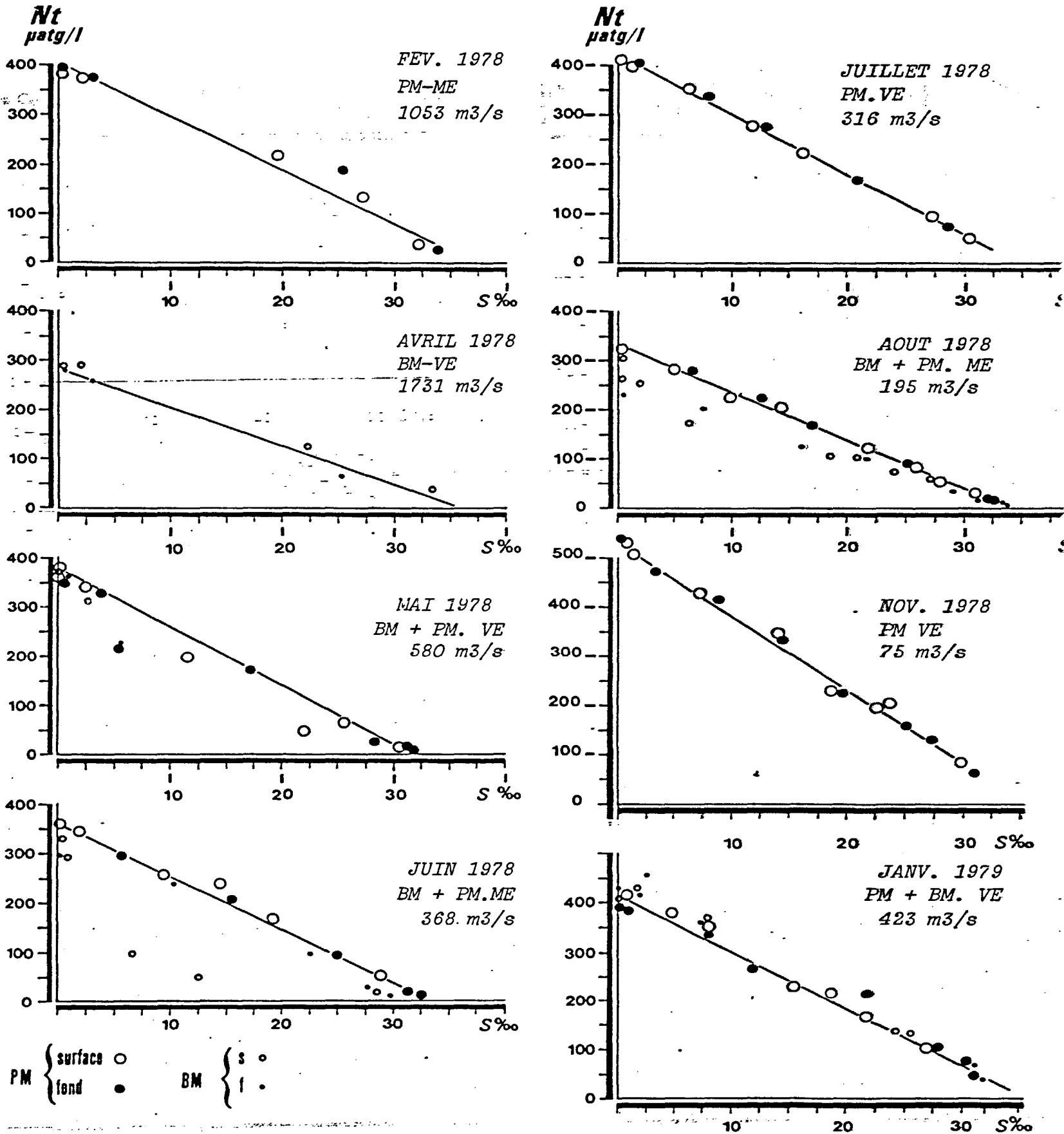
NO<sub>2</sub>  $\mu$ atg/l



PM { surface ○  
fond ●

BM { s ○  
f ●

Fig. 52 : Concentrations en azote total minéral dissous dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.





En novembre 78 et en janvier 79, les concentrations à l'amont sont redevenues très élevées (supérieures à 100  $\mu\text{atg/l}$ ) et il y a dans l'estuaire, une perte d'ammoniaque au cours de la dilution par passage de l'azote à un degré d'oxydation supérieur ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ).

Le report du pourcentage d'ammoniaque, par rapport à l'azote total minéral dissous, en fonction de la salinité (Fig. 50) montre en général une croissance de ce même pourcentage (à l'exception de février 1978) à partir de 20 ou 25 % de salinité ; il y aurait donc, soit présence d'un rejet, soit production d'ammoniaque (de l'ordre de 5  $\mu\text{atg/l}$ ) in situ par oxydation de matières organiques ou par excrétion de la faune dans la partie aval de l'estuaire. Ces phénomènes sont beaucoup moins visibles en hiver, car ils sont masqués par les fortes concentrations provenant de l'amont.

### 3.2.2. Les nitrites.

Les concentrations en nitrites, dans l'estuaire de la Seine (Fig. 51), sont essentiellement régies par la dilution au mois de février, avril, mai (BM) et juin 1978. Au mois de juillet 1978, on observe une chute brusque des concentrations entre 0 et 5 % suivie d'une production de nitrites dans l'estuaire.

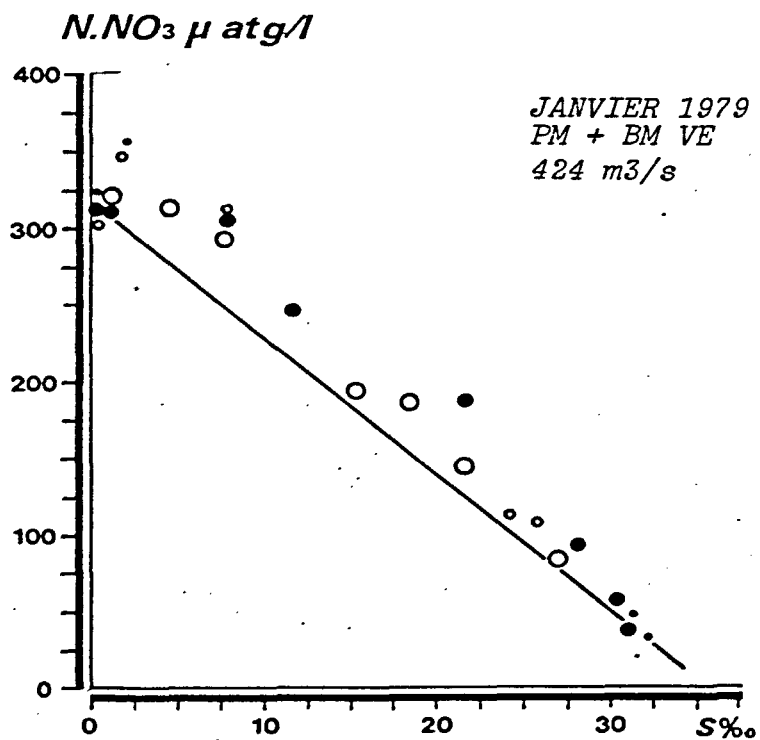
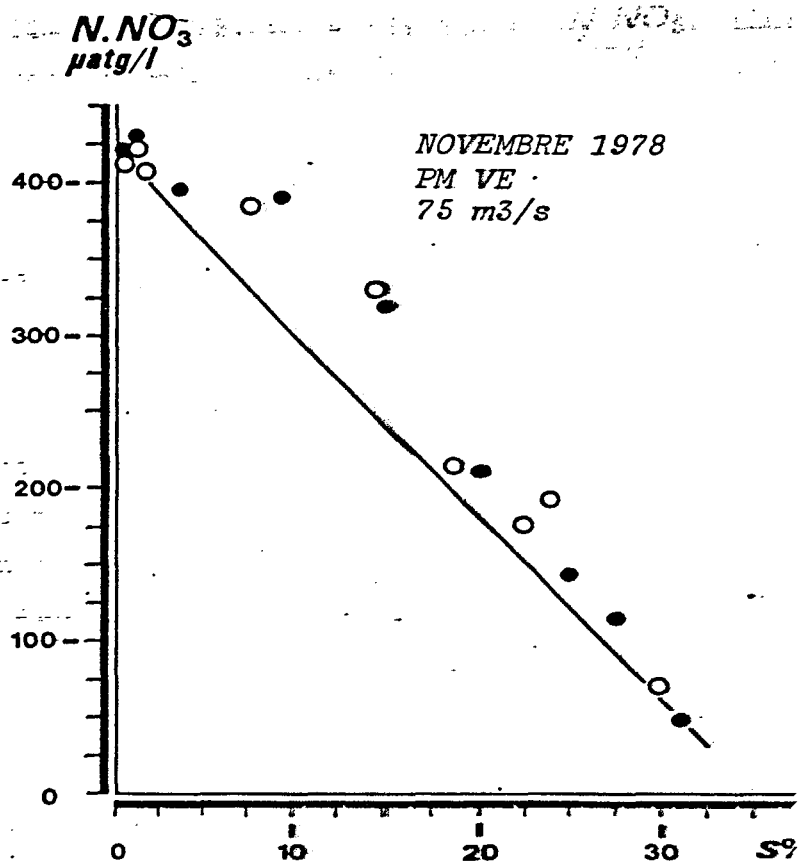
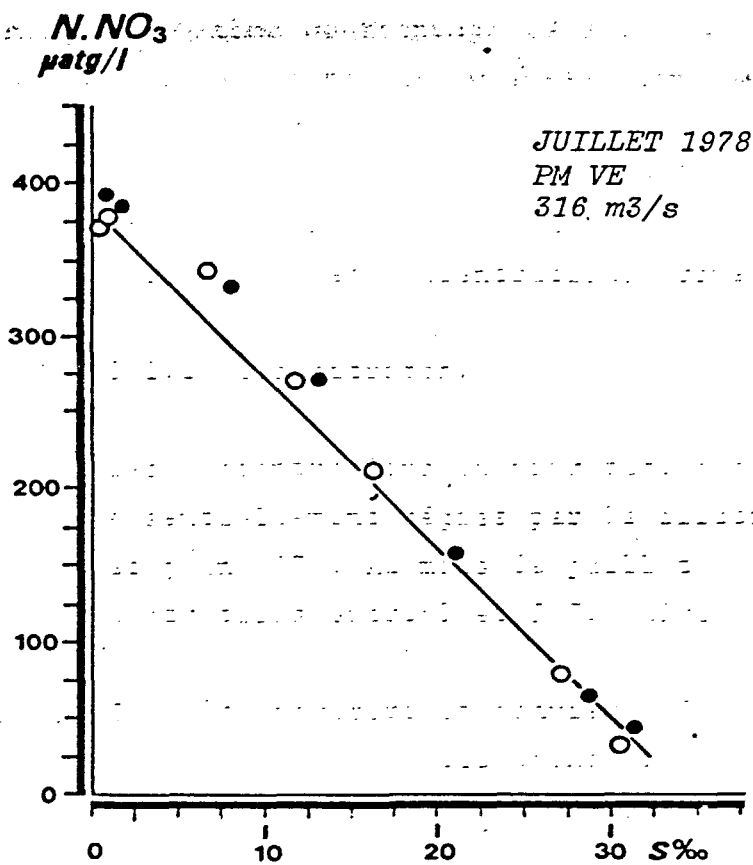
En août, novembre et janvier 1979, il y a, à partir de concentrations très basses dans la partie amont de l'estuaire, une production de nitrites (de 2 à 10  $\mu\text{atg/l}$ ) par oxydation au sein de l'estuaire.

### 3.2.3. L'azote total minéral dissous.

L'azote total minéral dissous a dans l'estuaire de la Seine, au cours de l'année 1978, un comportement essentiellement conservatif (Fig. 52).

Seules les mesures du mois de mai, de juin (BM - surface) et d'août (BM) présentent un léger déficit par rapport à la droite de dilution théorique (consommation). Cette relative faiblesse, par rapport aux apports, de la consommation de l'azote minéral dissous par le phytoplancton est due très probablement à la limitation de la production primaire par les fortes turbidités dans l'estuaire. Ce phénomène a été mis en évidence par des mesures de production phytoplanctonique au Carbone 14 (CNEXO-COB, 1979) qui ont montré un minimum de production dans le bouchon vaseux.

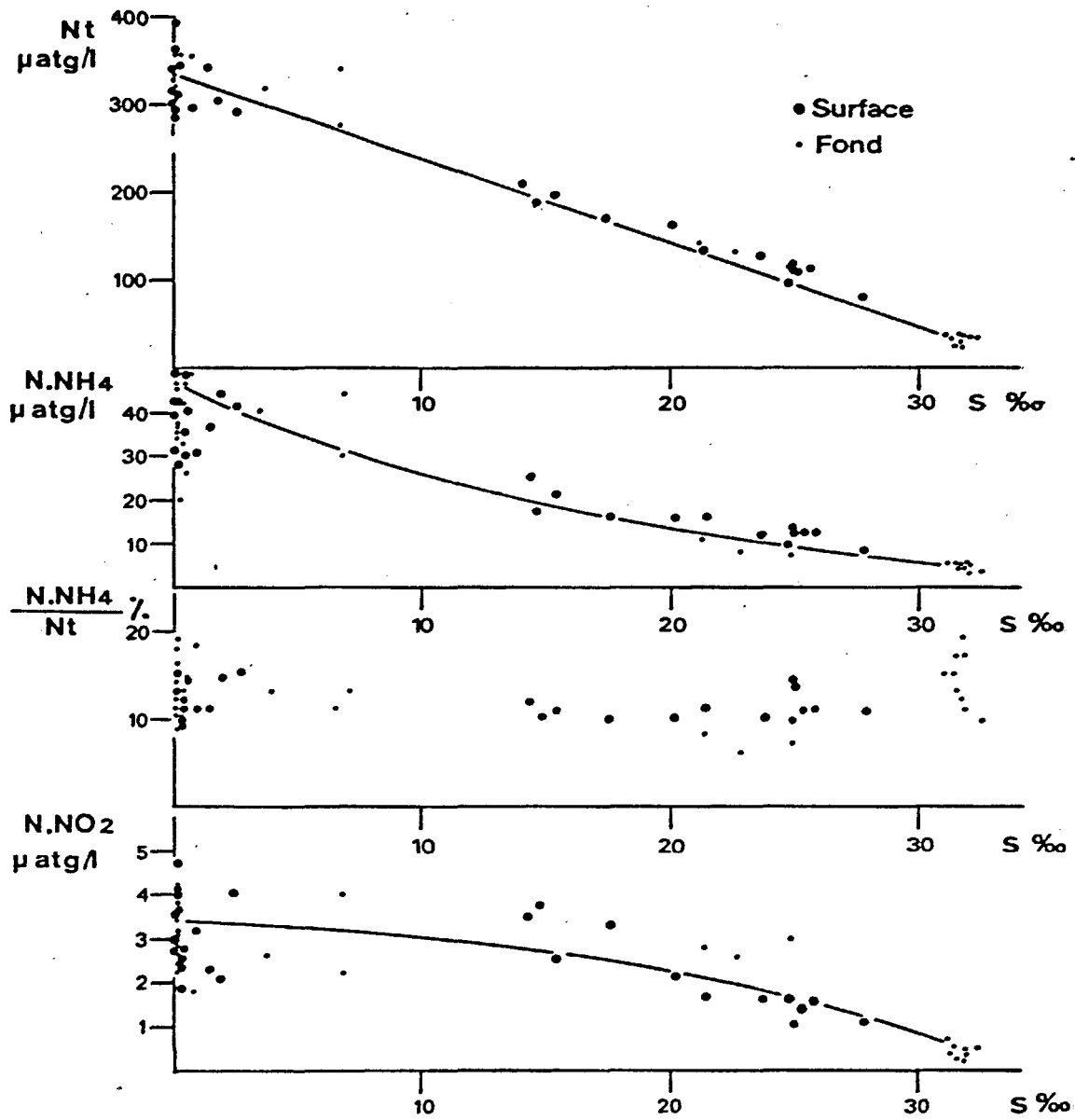
Fig. 53 : Concentrations en nitrates dans l'estuaire de la Seine en fonction de la salinité.



PM } surface ○  
PM } fond ●

BM } s ○  
BM } f ●

Fig. 54 : Concentrations en azote en fonction de la salinité  
(Points fixes - crue) 8 - 10 Mars 1978 - VE.



PHILIPPS (1980) arrive à des conclusions similaires en ce qui concerne les faibles consommations d'azote dans l'estuaire de la Gironde et MALONE (1977) a montré que dans l'estuaire de l'Hudson, les concentrations en azote étaient essentiellement régies par la dilution des eaux douces dans l'eau de mer ; les phénomènes de consommation n'intervenant au maximum que pour 10 % .

#### 3.2.4. Les nitrates.

Les nitrates ont un comportement, vis-à-vis de la salinité, tout à fait similaire de celui de l'azote total minéral dissous (dilution) à l'exception (Fig. 53) :

- Du mois de juillet 1978 où il y a une légère production de nitrates à l'amont de l'estuaire correspondant à la chute des nitrites que l'on y observe.
- Des mois de novembre 1978 et janvier 1979 où la perte d'ammoniaque et la production de nitrites dans l'estuaire s'accompagne aussi d'une production de nitrates (oxydation).

#### 3.3. Concentrations en azote minéral dissous dans l'estuaire en période de crues (mars 78 et mars 79).

Les mesures faites aux points fixes en période de crue (mars 1978 et 1979) précisent et confirment le comportement essentiellement conservatif des différentes formes de l'azote au cours de leur dilution dans l'estuaire, avec toujours une grande similitude entre les nitrates et l'azote total minéral dissous (Fig. 54) ; la faible disparition d'ammoniaque au cours de la campagne de mars 1978 est en partie compensée par l'apparition de nitrites dans l'estuaire (oxydation).

#### 3.4. Concentrations en azote minéral dissous dans l'estuaire en période d'étiage (septembre 78 et septembre 79).

Les mesures faites aux points fixes en septembre 78 et 79 permettent de dégager les faits suivants pour les différentes formes de l'azote :

Fig. 55 : Concentrations en ammoniacque en amont de l'estuaire au cours de la marée (étiage).

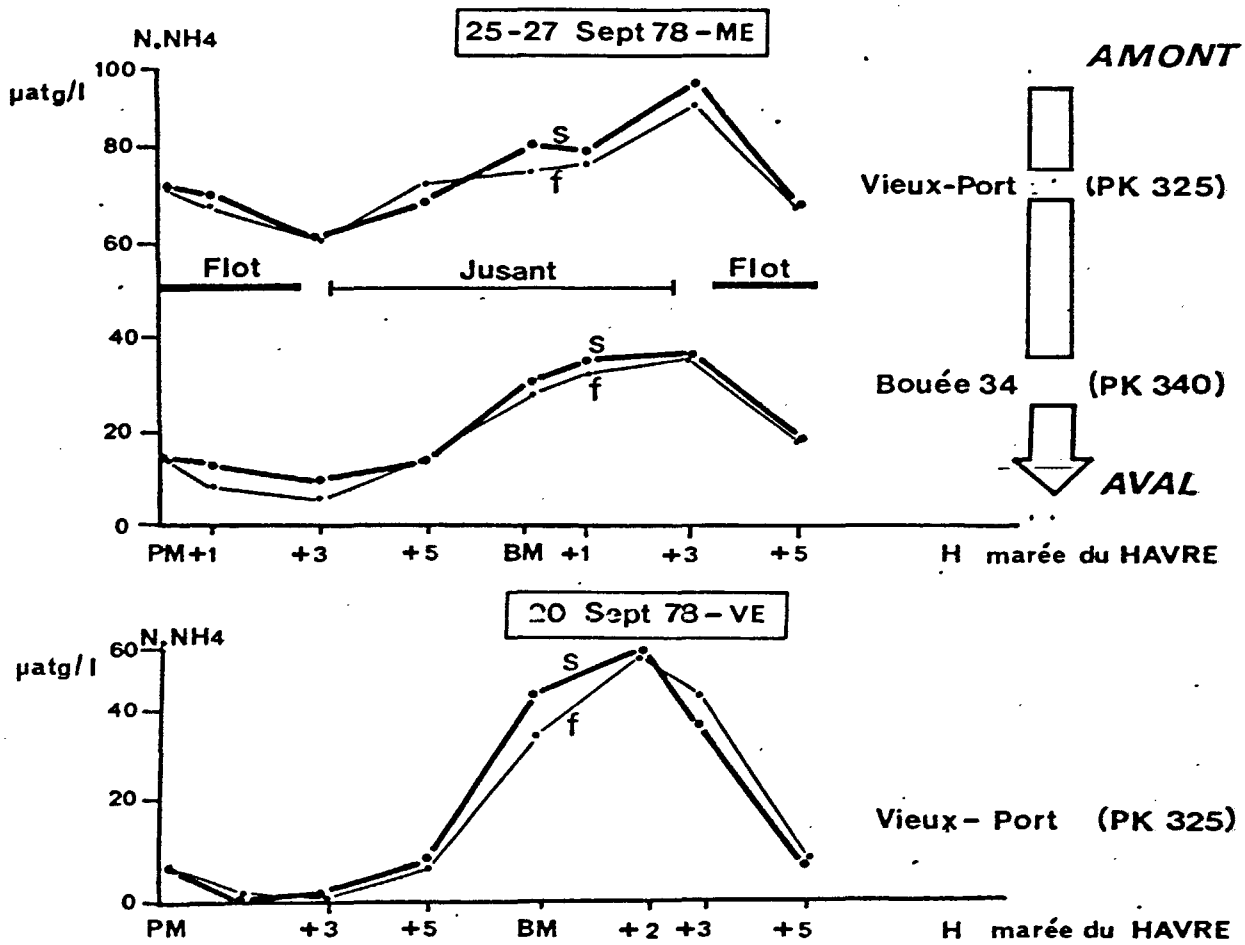
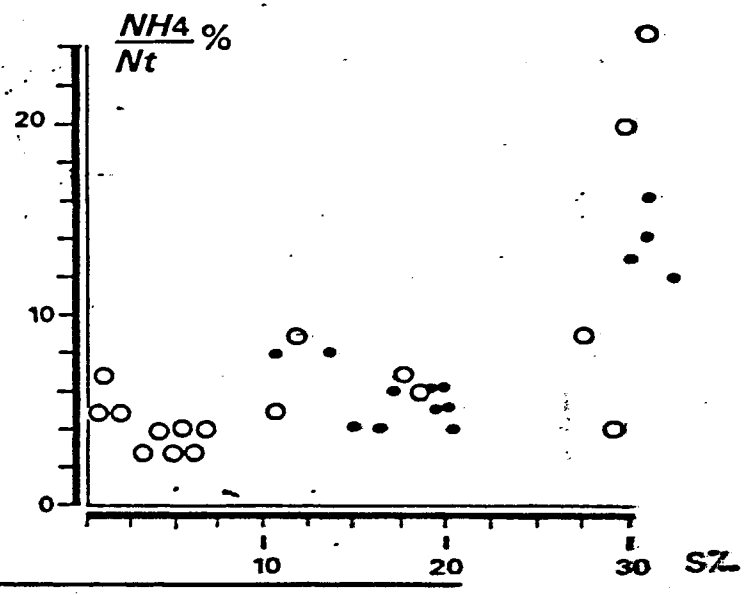
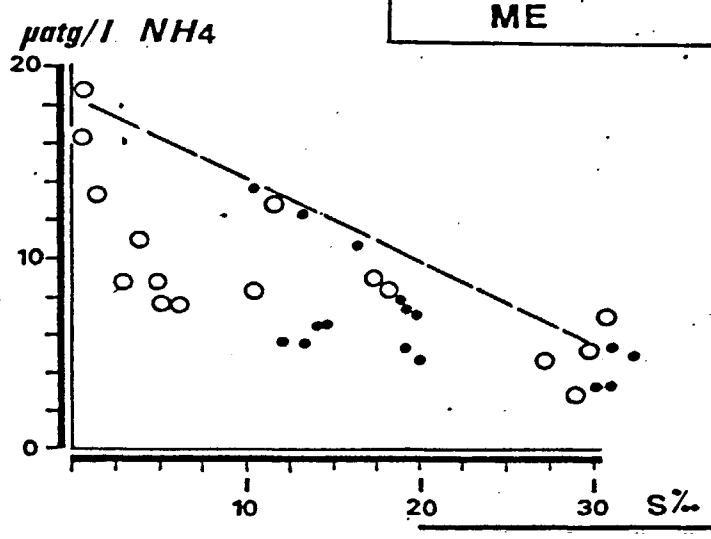
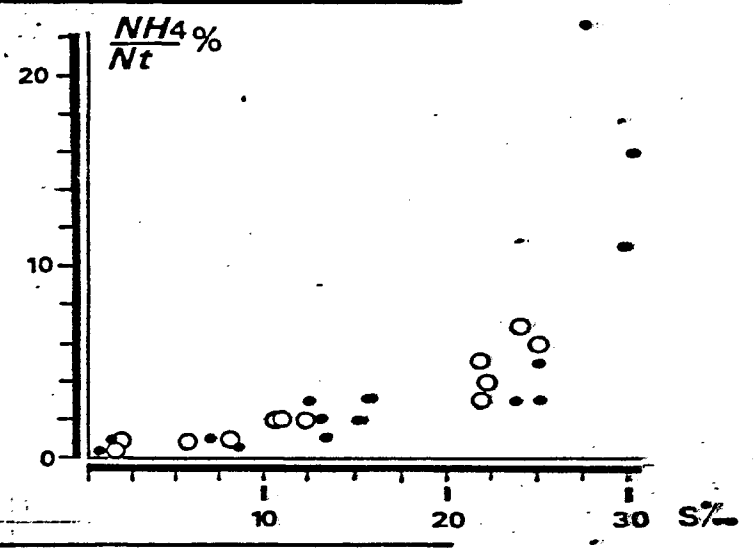
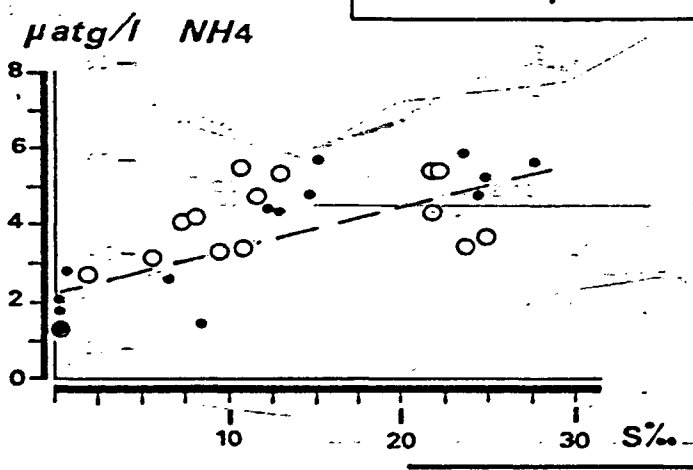


Fig. 56 : Concentrations et pourcentages d'ammoniaque dans l'estuaire en période d'étiage.

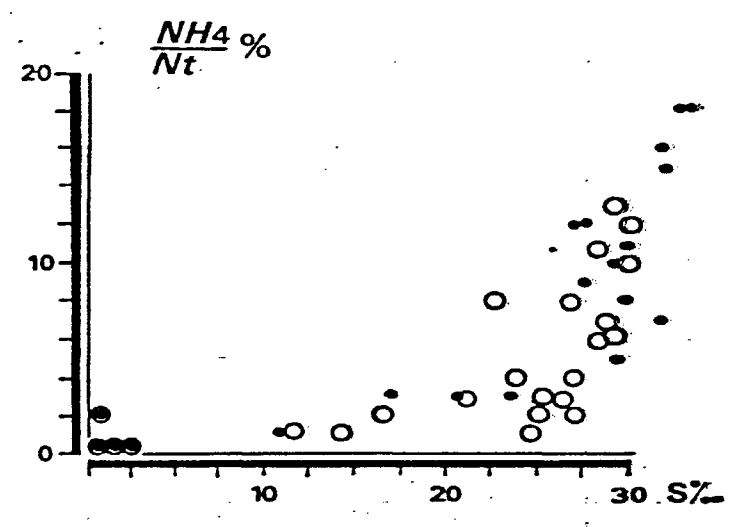
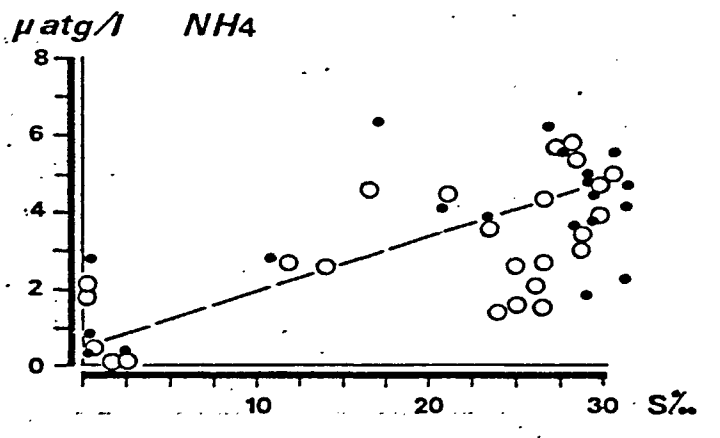
25 - 27 Sept 78  
ME



18 - 20 Sept 78 .VE



6 - 10 Sept 79 .VE



○ surface  
● fond

### 3.4.1. L'ammoniaque.

Dans tous les cas on observe en amont de l'intrusion saline, une forte oxydation de l'ammoniaque, durant le transit des eaux douces, qui est mise en évidence par des teneurs, au cours du cycle de marée, beaucoup plus faibles en fin de flot qu'en fin de jusant, et en aval qu'en amont (Fig. 55).

Par contre, en aval de l'intrusion saline, deux cas peuvent se présenter (Fig. 56) :

- Soit l'oxydation de l'ammoniaque n'a pas été totale en amont (25-27 septembre 1978) et l'on observe, au sein de l'estuaire une dilution, avec cependant un certain nombre de valeurs qui indique une disparition d'ammoniaque dans l'estuaire (oxydation).
- Soit l'oxydation de l'ammoniaque a été quasiment totale en amont (18-20 septembre 1978 ; 6-10 septembre 1979) et il apparaît alors une source d'ammoniaque dans l'estuaire ou dans sa partie aval.

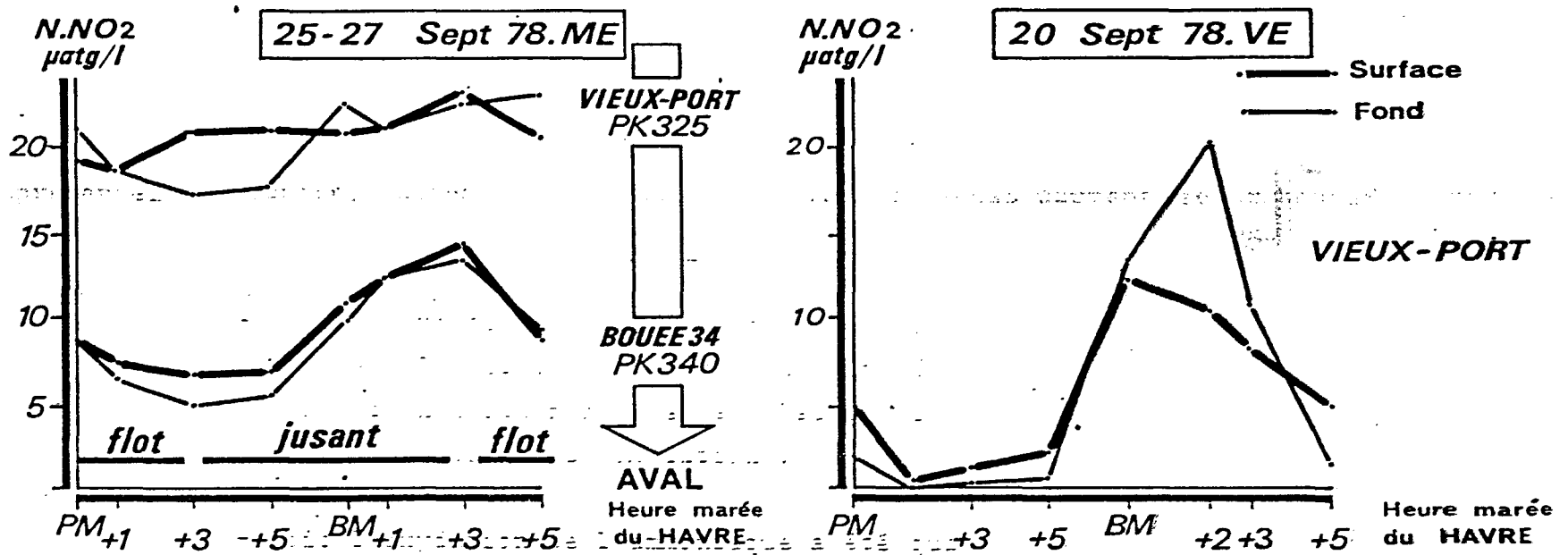
Cependant, il est à remarquer que dans tous les cas, le pourcentage d'ammoniaque croît assez fortement à partir de 20 %.

Il y a donc en période estivale, et notamment au mois de septembre, une stabilisation des concentrations en ammoniaque aux environs de 5  $\mu\text{atg/l}$  à l'aval de l'estuaire ; ce niveau de base, supérieur aux concentrations observées à l'aval en période printanière (mai-juin 78) pourrait provenir d'une moins grande consommation par la phytoplancton et, soit d'une reminéralisation partielle, soit des phénomènes d'excrétion par la faune ; l'hypothèse d'un rejet en aval de l'estuaire peut être écartée car, dans ce cas, on devrait observer des concentrations élevées même durant la période printanière.

### 3.4.2. Les nitrites.

Comme dans le cas de l'ammoniaque, on peut mettre en évidence, en amont de l'intrusion saline (Fig. 57), une forte disparition des nitrites en période estivale (oxydation). Il est à remarquer qu'en vive-eau (20 septembre 78) les concentrations en nitrites, comme en ammoniaque, à Vieux Port sont beaucoup plus variables qu'en morte-eau (25-27 septembre 78) du fait de l'oscillation plus importante de la masse d'eau au cours de la marée.

Fig. 57 : Concentrations en nitrites en amont de l'estuaire au cours de la marée (étiage.)



Par ailleurs, c'est sans doute la température, légèrement supérieure en vive-eau (19,1°C) qu'en morte-eau (18,6°C), et la charge initiale moindre en ammoniacque qui a permis une oxydation totale des formes réduites de l'azote en vive-eau.

Dans l'estuaire lui-même (aval de l'intrusion saline) on retrouve les deux cas mis en évidence pour l'ammoniacque (Fig. 58) :

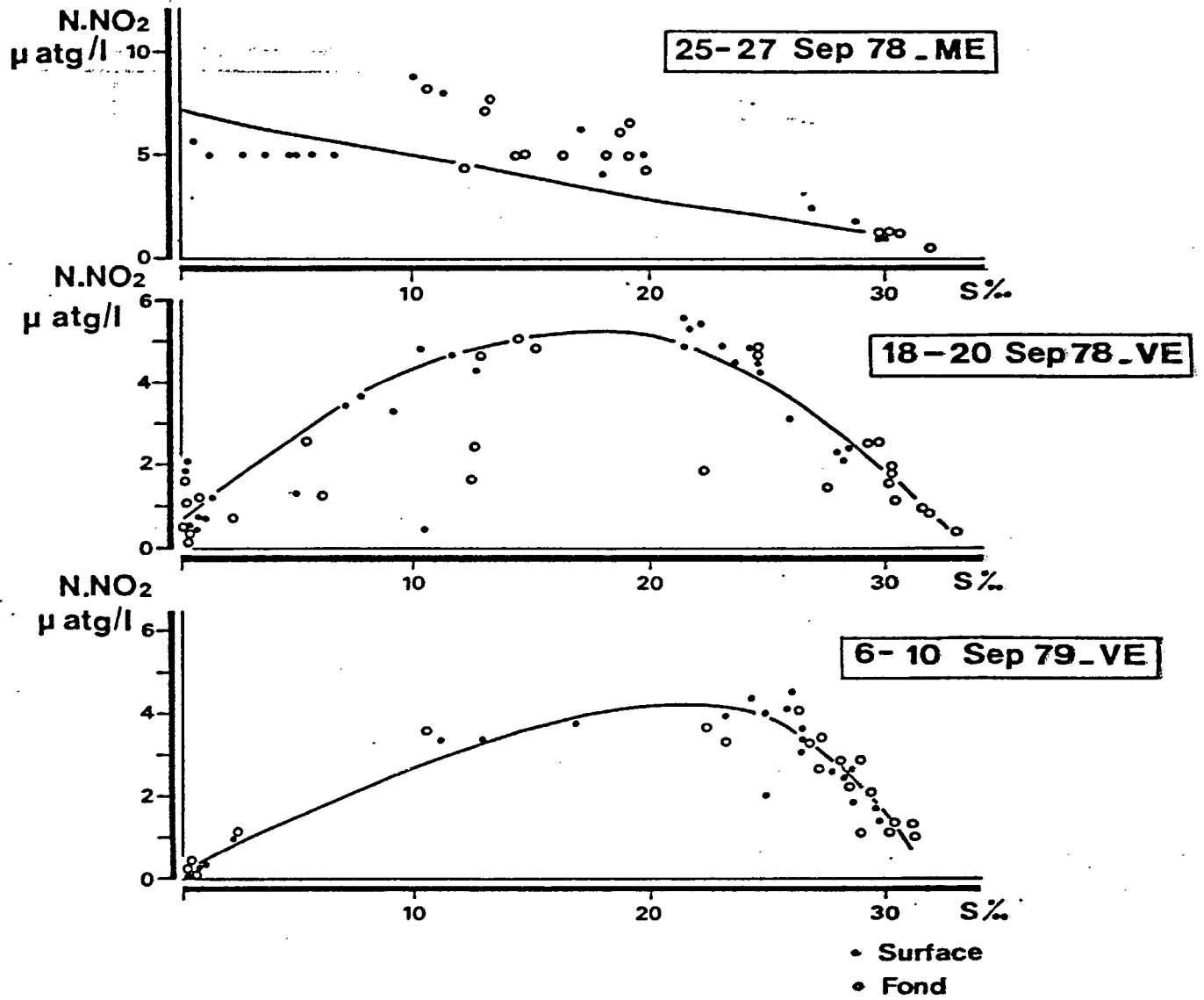
- Soit il n'y a pas eu disparition totale des nitrites en amont et on a alors une dilution avec une certaine tendance à la production de nitrites dans l'estuaire, correspondant à la disparition de l'ammoniacque par oxydation (cas du 25-27 septembre 1978).
- Soit il y a eu disparition quasiment totale des nitrites en amont et on observe alors au sein même de l'estuaire, une production de nitrites de l'ordre de 5 µatg/l (18-20 septembre 78 ; 6-10 septembre 79). Dans ce dernier cas, et contrairement à l'ammoniacque, les concentrations en aval de l'estuaire retombent à un niveau faible compris entre 0,5 et 1 µatg/l.

### 3.4.3. Les nitrates et l'azote minéral total dissous.

En amont de l'intrusion saline, les concentrations en nitrates sont fortement influencées par l'oxydation de l'ammoniacque et des nitrites mise en évidence

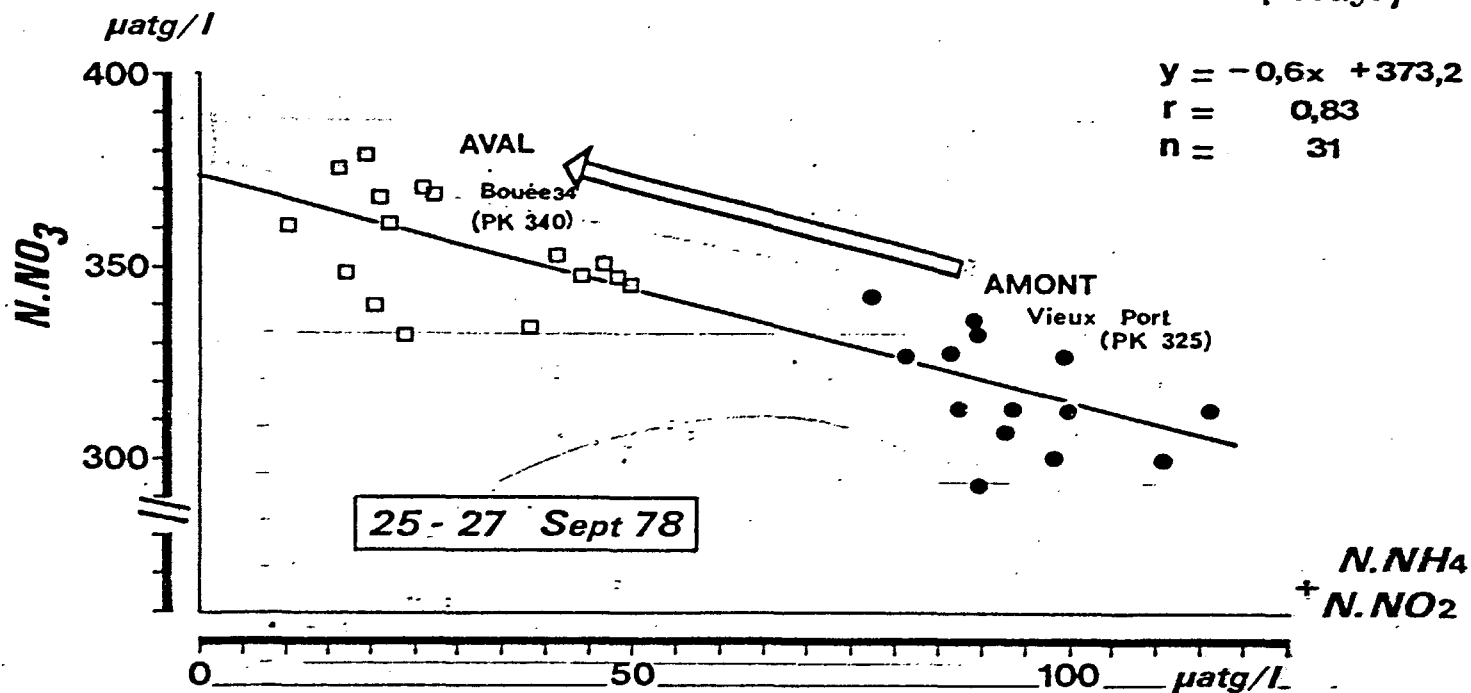


Fig. 58 : Concentrations en nitrites dans l'estuaire en période d'étiage.



précédemment (Fig. 59) ; cependant, comme cela avait déjà été constaté en Seine (entre la Bouille et Courval), la disparition d'un atome-gramme d'azote sous forme réduite ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_2$ ) ne donne que 0,6 atome-gramme de nitrates (25-27 septembre 78).

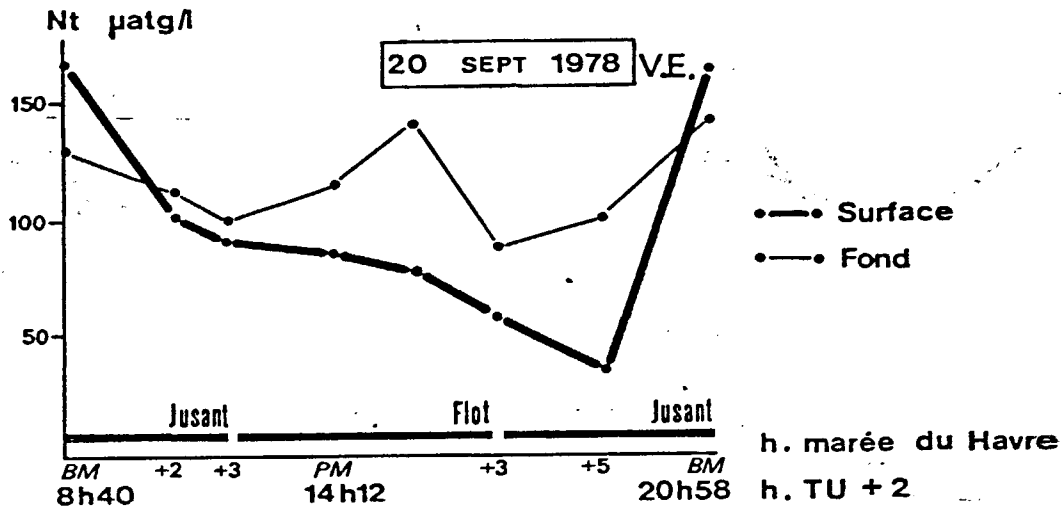
Fig. 59 : Concentrations en nitrates en amont de l'estuaire (étiage)



Les concentrations en azote total minéral dissous, dans le cas du 25-27 septembre 78, sont donc logiquement inférieures à la Bouée 34 (moyenne  $\text{Nt} = 385 \mu\text{atg/l}$ ) par rapport à Vieux Port (moyenne  $\text{Nt} = 412 \mu\text{atg/l}$ ) mais le tracé des valeurs d'azote total en fonction de l'heure marée ne permet pas d'expliquer les causes de cette disparition d'azote lors du passage de l'ammoniaque en nitrates (consommation, dénitrification, passage du gaz ammoniac dans l'atmosphère) (LESOUÉF in MARTIN, 1979).

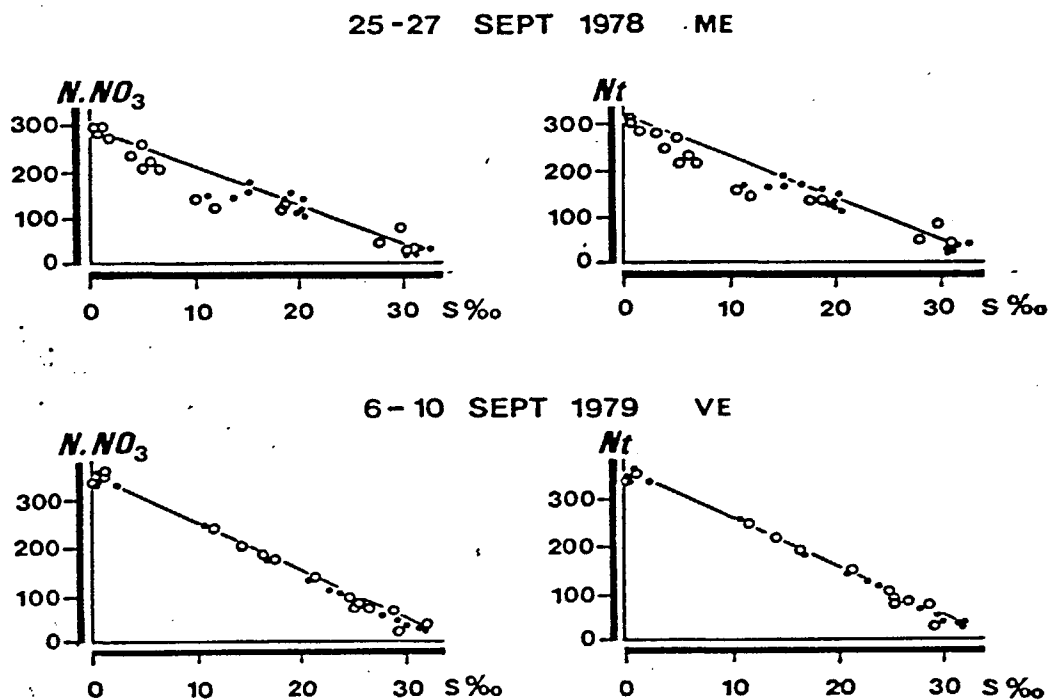
Par contre, le report des concentrations en azote total minéral dissous, le 20 septembre 78 à Vieux Port en fonction de l'heure marée (Fig. 60), montre une chute de l'azote total au cours de la journée, et notamment en surface, qui laisse supposer qu'il y a consommation par le phytoplancton ; l'hypothèse de la dénitrification est à exclure car les concentrations en oxygène dissous sont relativement élevées ( $> 2,8 \text{ mg/l}$ ) et l'oxydation de l'ammoniaque et des nitrites a été démontrée précédemment.

Fig. 60 : Concentrations en azote total en amont de l'estuaire au cours de la marée - étiage.



En aval de l'intrusion saline, les concentrations en azote total minéral dissous et en nitrates apparaissent comme régies par une dilution de type conservatif à l'exception du 25-27 septembre 1978 (ME) où l'on observe un déficit en azote entre 5 et 15 %. (Fig. 61).

Fig. 61 : Concentrations en nitrates et en azote total minéral dissous dans l'estuaire en période d'étiage.



Au sein de l'estuaire lui-même, les phénomènes de consommation semblent donc assez limités ; les concentrations en azote total sont essentiellement régies par les fortes teneurs en nitrates, ce qui explique que les apparitions ou disparitions de l'ammoniaque et des nitrites sont peu visibles sur la droite de dilution de l'azote total minéral dissous.

#### 4. Conclusions.

##### 4.1. L'azote minéral dissous dans la Seine.

Dans la Seine, en amont de l'estuaire, les concentrations en azote minéral dissous (moyenne = 340  $\mu\text{atg/l}$ ), en nitrites (moyenne = 10  $\mu\text{atg/l}$ ) et en ammoniaque (moyenne = 112  $\mu\text{atg/l}$ ) sont élevées.

En ce qui concerne l'ammoniaque, les concentrations en amont de l'agglomération rouennaise ont une évolution hivernale qui montre que ce constituant provient essentiellement de rejets au niveau du Bassin Parisien ; en période estivale, lorsque la température de l'eau dépasse 15°C, les phénomènes d'oxydation jouent alors un grand rôle, et le pourcentage d'ammoniaque dans les apports d'azote parvenant à l'estuaire, est inversement proportionnel à la température ; cette oxydation ne semble que très rarement limitée par le manque d'oxygène dissous dans l'eau (cas de juillet 1975).

Les concentrations en nitrites, dans la Seine, croissent régulièrement avec la température (oxydation de l'ammoniaque) jusqu'à la Bouille ; à l'aval de ce point, les nitrites peuvent à leur tour être oxydés et disparaître dans les apports d'azote à Courval, lorsque la température est suffisamment élevée (> 16°C) et le temps de transit suffisamment long (débit < 250  $\text{m}^3/\text{s}$ ).

Les concentrations en nitrates traduisent en période hivernale des apports par lessivage du bassin versant. En période estivale, et plus particulièrement à l'aval de Rouen, les concentrations en nitrates sont augmentées par l'azote provenant de l'oxydation de l'ammoniaque. Cependant, il y a, au cours du passage de l'ammoniaque et des nitrites en nitrates, une perte d'azote pouvant provenir, en amont de l'estuaire, de la consommation d'ammoniaque par le phytoplancton ou du passage du gaz ammoniac dans l'atmosphère.

Les apports d'azote dans l'estuaire par la Seine, qui sont augmentés de près de 13 % par les rejets rouennais, se placent à surface de bassin versant égale, dans la limite supérieure de la moyenne des grands fleuves européens.

Ces apports, en augmentation depuis 1968, sont relativement stables depuis 1974 (moyenne = 57 000 t/an) mais on assiste à un changement qualitatif dans la composition de ces apports ; en effet, soit à cause d'une meilleure oxydation dans le bassin versant, soit à cause d'un meilleur fonctionnement des stations d'épuration, la proportion d'ammoniaque par rapport aux nitrates baisse régulièrement dans ces apports depuis 1974. Ceci devrait contribuer à améliorer la situation de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Seine.

#### 4.2. L'azote minéral dissous dans l'estuaire.

Les concentrations en ammoniaque dans l'estuaire de la Seine sont, en période hivernale, essentiellement régies par la dilution et par une possible disparition par oxydation. Par contre, en période estivale, lorsque les concentrations en Seine sont devenues faibles, on assiste dans l'estuaire et dans sa partie aval, à une production d'ammoniaque, probablement par oxydation de la matière organique, qui stabilise les concentrations entre 5 et 10  $\mu\text{atg/l}$  ; ces concentrations aval sont diminuées en période printanière par la consommation phytoplanctonique dans l'embouchure.

Pour les nitrites, lorsque les concentrations ont été ramenées par oxydation à des niveaux faibles en Seine, il est possible de mettre en évidence dans l'estuaire une production de nitrites, à partir de l'ammoniaque, de l'ordre de 5  $\mu\text{atg/l}$  ; par contre, lorsque les concentrations amont sont élevées, ce sont les processus de dilution qui prédominent.

Les concentrations en nitrates dans l'estuaire de la Seine sont dans la plupart des cas, une fonction linéaire de la salinité et les phénomènes de production (par oxydation des formes réduites de l'azote) où de consommation par le phytoplancton apparaissent comme relativement faibles vis-à-vis des fortes concentrations initiales ; ces mêmes conclusions s'appliquent aux concentrations en azote total minéral dissous dans l'estuaire.

## V. LES RAPPORTS N/P ET Si/P

### 1. Le rapport N/P.

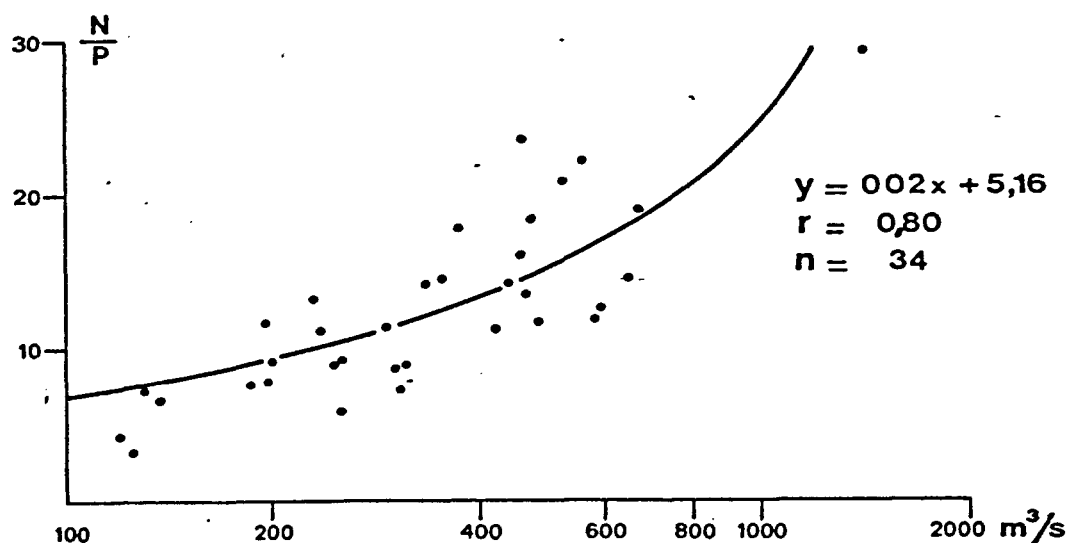
Le rapport des concentrations (en  $\mu\text{atg/l}$ ) entre l'azote minéral total dissous et le phosphore minéral dissous, est un paramètre de qualité des eaux qu'il est nécessaire de suivre afin de voir les évolutions différentielles de ces deux sels nutritifs au cours de leur passage dans l'estuaire.

Par ailleurs, le phytoplancton a une composition chimique dans laquelle l'azote et le phosphore ont un rapport moyen voisin de 16 qui peut varier de 3 à 30 en fonction des espèces et des conditions de milieu (RYTHER et DUNSTAN, 1971) ; il est donc intéressant de connaître la qualité des eaux, de ce point de vue, afin d'en déterminer les conséquences éventuelles sur la croissance du phytoplancton.

#### 1.1. Le rapport N/P en Seine.

Les mesures d'azote et de phosphore minéral dissous, réalisées à Courval par le PAR depuis 1975, permettent de calculer le rapport N/P et de voir son évolution en fonction des débits (Fig. 62) ; le rapport N/P croît lorsque le débit augmente, ce qui est tout à fait logique étant données les lois d'évolution en Seine les concentrations en azote et en phosphore, en fonction du débit, mises en évidence précédemment.

Fig. 62 : Rapport N/P à Courval (Données PAR. 1975-1979)



Les valeurs rencontrées deviennent faibles ( $< 10$ ) en période d'étiage et sont inférieures à celles que l'on trouve en Manche et qui sont de l'ordre de 14 (POSTMA et VAN BENNEKOM, 1974).

Les valeurs du rapport N/P en Seine sont inférieures à celles rencontrées en amont de l'estuaire de la Gironde (PHILIPPS, 1980 ; N/P = 34), dans les eaux du Rhin (POSTMA et VAN BENNEKOM, 1974 ; N/P = 21) ; elles traduisent en fait la prédominance des apports en phosphore, notamment en période estivale.

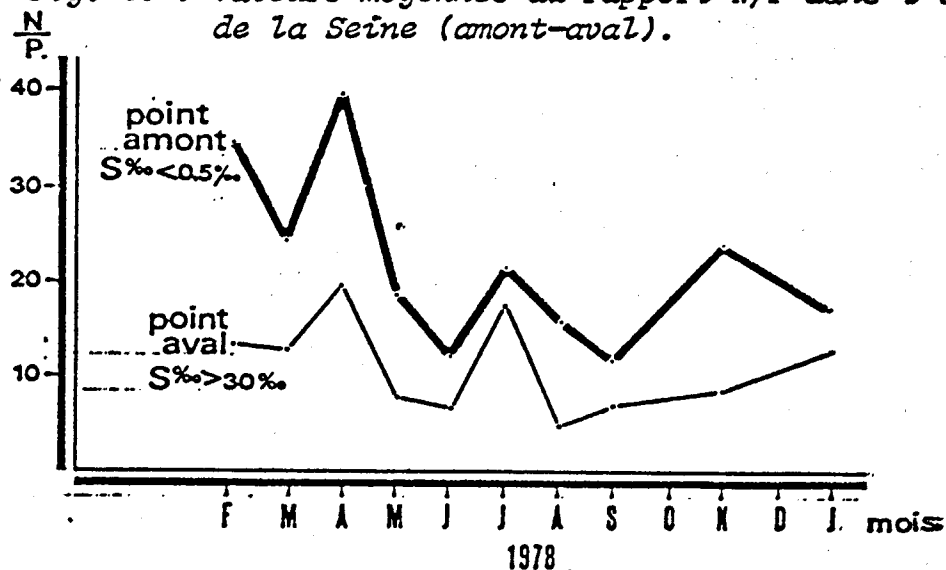
## 1.2. Le rapport N/P dans l'estuaire de la Seine.

### 1.2.1. Valeurs moyennes du rapport N/P.

Les valeurs moyennes du rapport N/P dans l'estuaire sont caractérisées au cours de l'année 1978 par (Fig. 63) :

- . des valeurs amont toujours supérieures aux valeurs aval.
- . des valeurs amont qui baissent durant la période estivale (cf. relation avec les débits).
- . des valeurs aval basses qui peuvent descendre à 5 (cas de août 78).

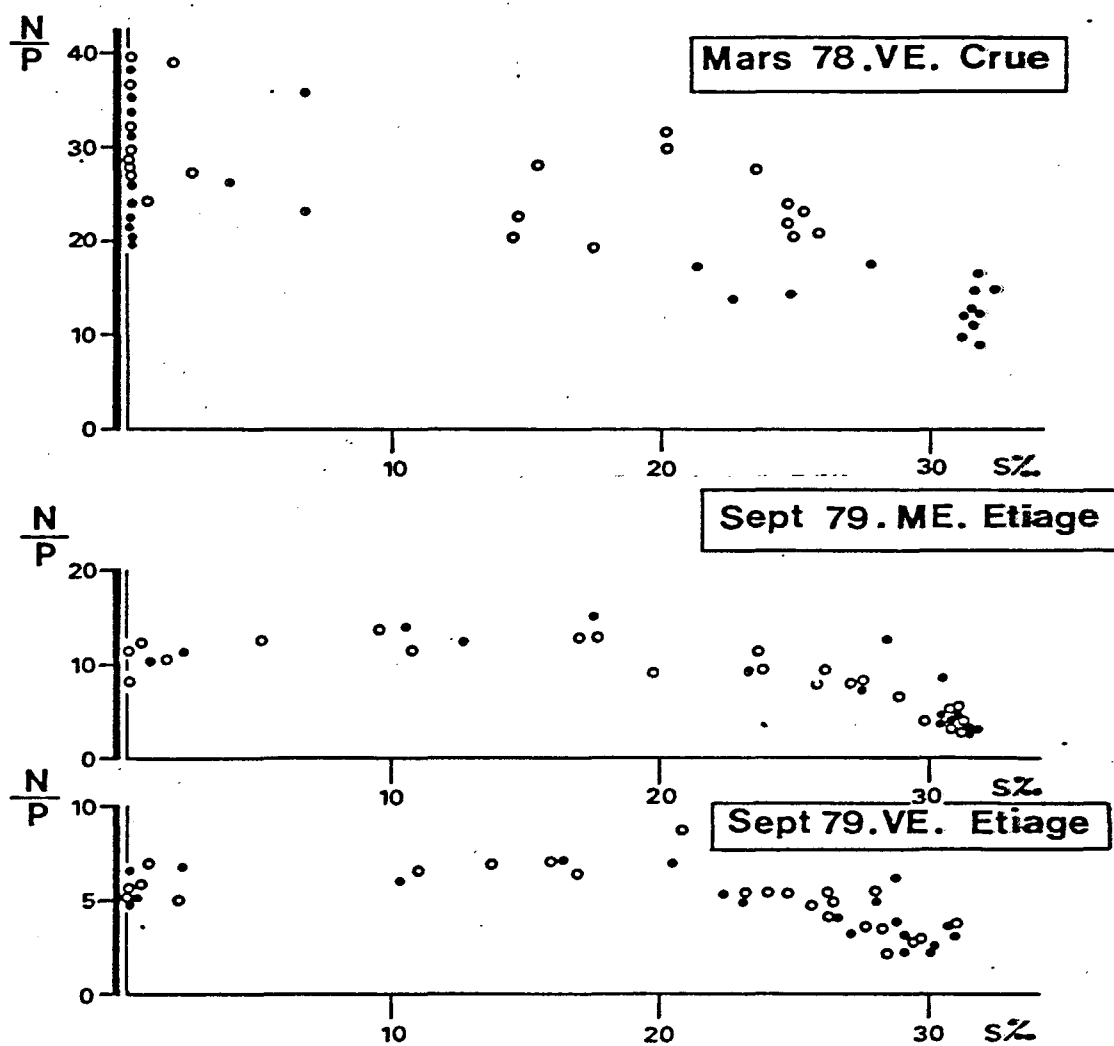
Fig. 63 : Valeurs moyennes du rapport N/P dans l'estuaire de la Seine (amont-aval).



### 1.2.2. Relations entre le rapport N/P et la salinité.

Dans l'estuaire, en période de crue (Fig. 64), le rapport N/P semble décroître régulièrement lorsque la salinité augmente. En période d'étiage, les valeurs, au niveau des faibles salinités, sont logiquement beaucoup plus faibles qu'en crue, mais elles se maintiennent où ont même tendance à croître jusqu'à 20 ‰ ; ensuite elles chutent à des valeurs de N/P voisines de 5.

Fig. 64 : Valeurs du rapport N/P dans l'estuaire de la Seine





Cette légère croissance du rapport N/P, en septembre, dans la partie centrale de l'estuaire (S % < 20 %) doit être due à un apport d'azote minéral significatif par rapport aux concentrations en phosphore, du fait de la minéralisation des matières organiques dans l'estuaire. Par contre, au large, le rapport N/P tombe à des valeurs plus faibles à cause d'un épuisement "relatif" de l'azote vis-à-vis du phosphore (ce dernier élément étant largement excédentaire) mais aussi peut être à un relargage, dans les eaux du large, du phosphore adsorbé sur les MES. Les rejets de phosphogypses contribuent probablement aussi à enrichir les eaux du large en phosphore minéral (BESSINETON, 1978) et donc à faire baisser le rapport N/P.

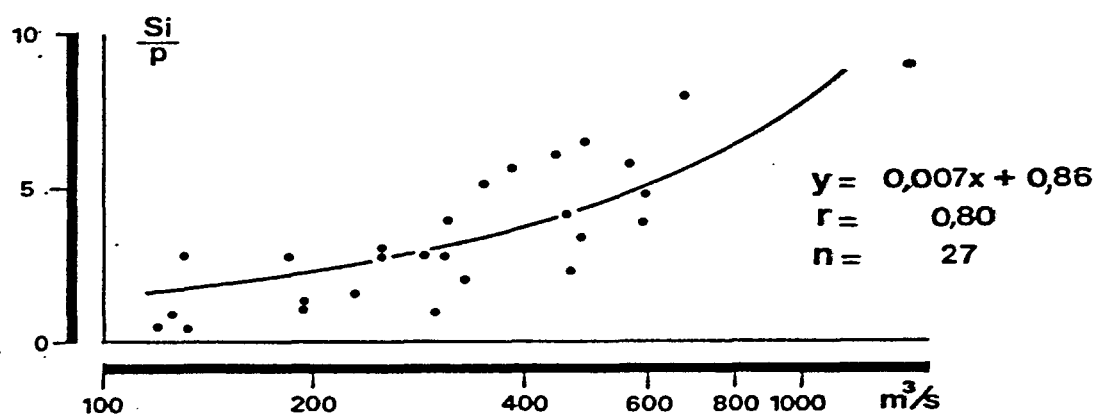
Il est à remarquer que PHILIPPS (1980) constate, sans l'expliquer, la même décroissance du rapport N/P dans l'estuaire de la Gironde ; cependant, dans ce dernier estuaire, les valeurs dans l'embouchure se stabilisent à un niveau voisin de 30, ce qui montre bien que l'estuaire de la Seine et son embouchure sont largement déséquilibrés par des apports excédentaires en phosphore.

## 2. Le rapport Si/P.

Les déséquilibres mis en évidence précédemment sont aussi confirmés par le calcul des valeurs du rapport Si/P.

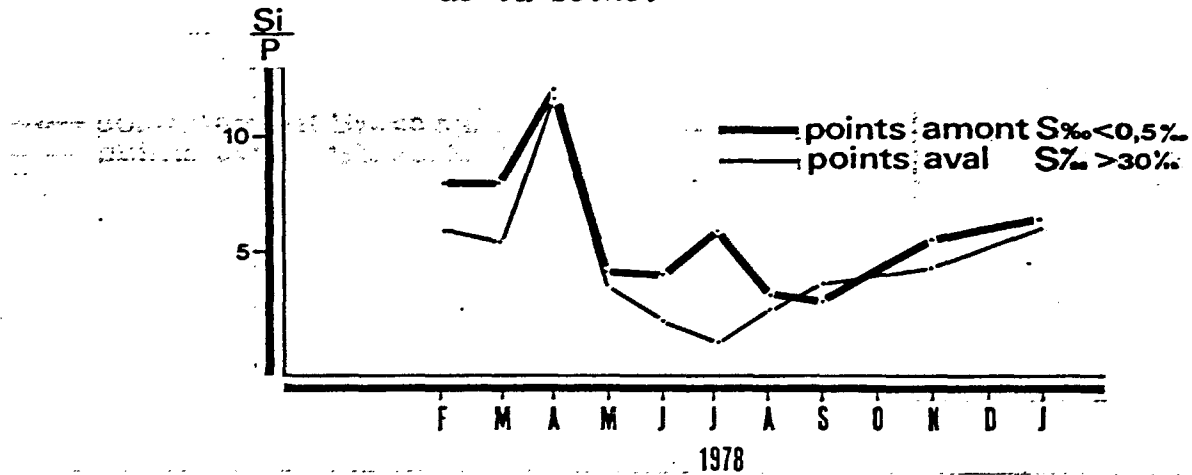
En Seine, à Courval, ce rapport est toujours inférieur à 10 et atteint des valeurs inférieures à 3 pour des débits inférieurs à 300 m<sup>3</sup>/s (Fig. 65).

Fig. 65 : Rapport Si/P à Courval (Données PAR. 1976-1979).



Dans l'estuaire (Fig. 66), au cours de l'année 1978, les valeurs amont sont légèrement supérieures aux valeurs aval (notamment en juin-juillet) et montrent, comme pour le rapport N/P, une baisse en période estivale.

Fig. 66 : Valeurs moyennes du rapport Si/P dans l'estuaire de la Seine.



Dans les eaux du Rhin, où le rapport Si/P est voisin de celui de la Seine, et oscille de 7 en hiver à 3 en été, POSTMA et VAN BENNEKOM (1974) estiment que le milieu présente un déficit prononcé en silice qui peut avoir des conséquences biologiques notables sur la flore phytoplanctonique (BECKERS et WOLLAST, 1979).

Rappelons qu'en rade de Brest, MONBET et al. (1979) trouvent, dans ce milieu assez peu perturbé, des rapports Si/P qui varient de 20 à 75.

### 3. Conclusions.

Le rapport N/P est surtout caractérisé par des valeurs faibles en Seine notamment en période estivale ; ce rapport a encore tendance à s'affaiblir à l'aval de l'estuaire, ce qui peut traduire soit un "épuisement relatif" de l'azote par rapport au phosphore dans les eaux de l'embouchure, soit, plus probablement, l'effet des apports de phosphore dans ces mêmes eaux, par désorption à partir des matières en suspension ou par rejets des phosphogypses. L'étude du rapport Si/P, qui présente lui aussi des valeurs faibles, confirme en fait le déséquilibre des eaux par excès d'apports en phosphore ; dans certaines conditions estivales, il est possible que la silice devienne limitante vis-à-vis de la croissance des diatomées. (CNEXO-COB, 1979 ; A.J. VAN BENNEKOM et al., 1974).

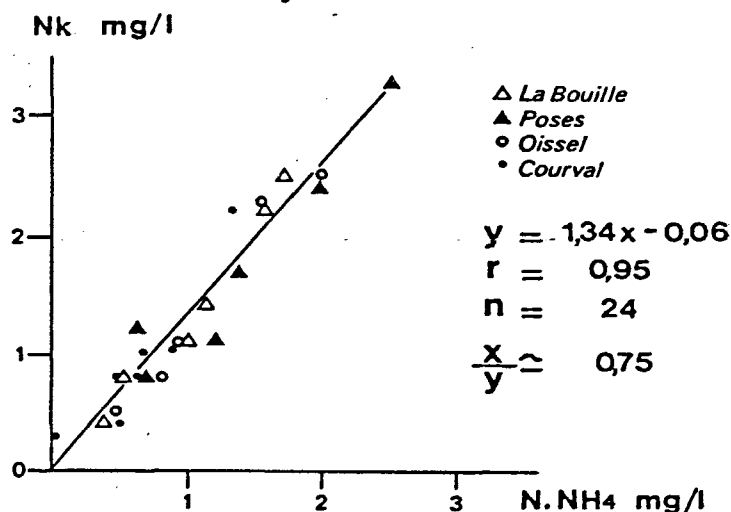
## VI. L'AZOTE ORGANIQUE

### 1. L'azote organique en Seine.

Des mesures d'azote organique sont faites régulièrement en Seine, par le Port Autonome de Rouen depuis août 1978, selon la méthode de Kjeldahl (azote organique + ammoniacale).

Les analyses sont réalisées à la fois sur l'eau brute et sur l'eau filtrée, la différence des deux mesures donnant l'azote organique particulaire. Il convient tout d'abord de remarquer que, en 1979, l'ammoniacale constitue 75 % de l'azote "Kjeldahl" mesuré sur l'eau filtrée (Fig. 67).

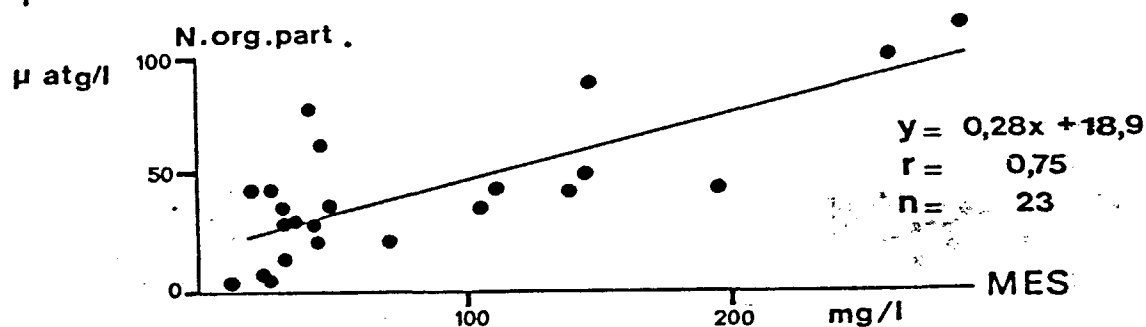
Fig. 67 : Relation entre ammoniacale et azote Kjeldahl (eau filtrée) (Données PAR.1979).



Les concentrations en azote organique dissous (azote Kjeldahl sur l'eau filtrée moins l'ammoniacale) varient à Courval, au cours de l'année 1979, de 7 µatg/l à 63 µatg/l (moyenne = 24 µatg/l) alors que les concentrations en azote organique particulaire varient de 36 µatg/l à 114 µatg/l (moyenne = 64 µatg/l).

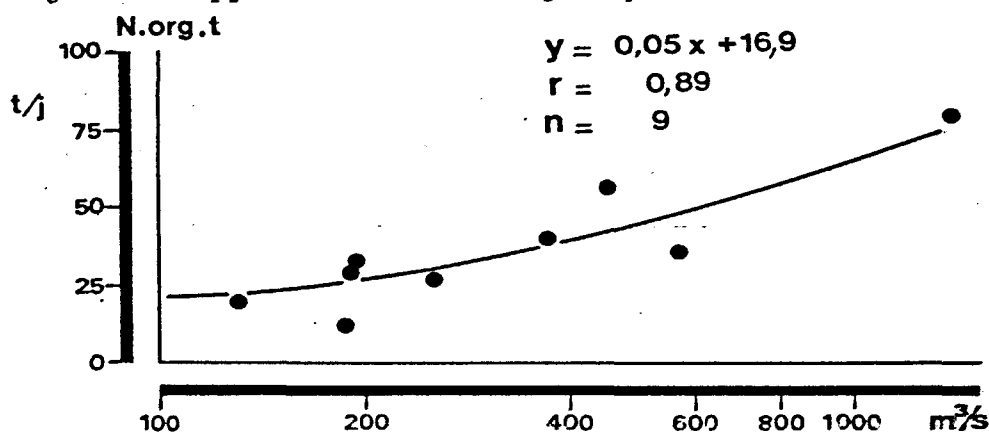
Le nombre encore faible de résultats ne permet pas, pour l'azote organique dissous, de discerner d'évolution saisonnière ou d'évolution amont-aval en Seine. Par contre, il existe une relation logique entre l'azote organique particulaire et les matières en suspension (Fig. 68).

Fig. 68 : Relation entre les M.E.S. et l'azote organique particulaire (Données PAR. 1979)



Les apports, à Courval, en azote organique total (dissous plus particulaire en T/j de N) sont directement proportionnels au débit durant la période de août 1978 à novembre 1979 (Fig. 69).

Fig. 69 : Apports en azote organique total à Courval (Données PAR. 1979)



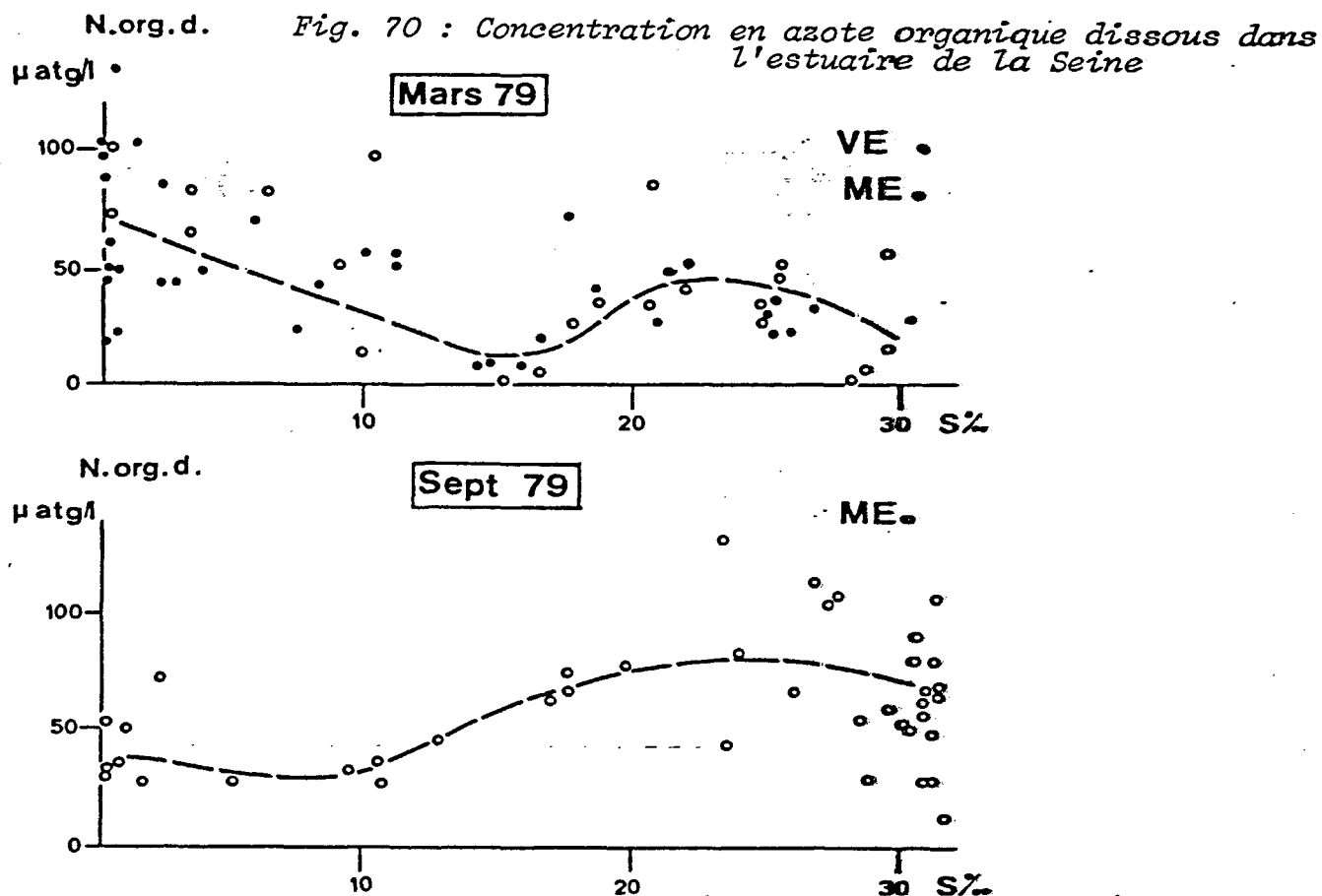
Pour un débit moyen annuel de  $379 m^3/s$ , ces apports s'élèvent à 13 100 T/an et apparaissent bien inférieurs à ceux mesurés par PHILIPPS (1980) dans la Gironde en 1976 (75 700 T/an) et par MUELLER et al. (1976) dans la Baie de New York (69 300 T/an) ; par contre, ils sont du même ordre de grandeur que ceux évalués par WOLLAST (1973) pour l'Escaut (17 300 T/an).

## 2. L'azote organique dans l'estuaire de la Seine.

Des mesures d'azote organique ont été faites dans l'estuaire, au cours des campagnes points fixes de mars et septembre 1979, selon la méthode de Kjeldahl (eau brute et eau filtrée).

### 2.1. L'azote organique dissous.

Les concentrations en azote organique dissous dans l'estuaire de la Seine, ne suivent pas une loi de dilution linéaire en fonction de la salinité (Fig. 70).



En période hivernale (mars 1979), comme en période estivale (septembre 1979), il y a, dans l'estuaire, une source d'azote organique dissous provenant sans doute de l'hydrolyse des matières organiques particulaires (ce schéma n'est cependant pas respecté en VE de septembre 1979). Par ailleurs, les concentrations à l'entrée de l'estuaire sont plus faibles en été qu'en hiver, mais la production au sein de l'estuaire apparaît comme plus importante (accélération des processus de dégradation du fait de la température plus élevée).

### 2.2. L'azote organique particulaire.

Les concentrations en azote organique particulaire dans l'estuaire sont régies par les teneurs en MES (Fig. 71) ; cependant, la relation linéaire entre les MES et l'azote organique particulaire est moins bonne pour les faibles concentrations en MES à cause de l'imprécision des mesures à ces bas niveaux. Les équations linéaires ont été calculées pour les quatre campagnes (mars 79, septembre 79, VE, ME) et donnent les résultats suivants :

Fig. 71 : Relation entre les MES et l'azote organique particulaire dans l'estuaire de la Seine. (Mars 79. VE)

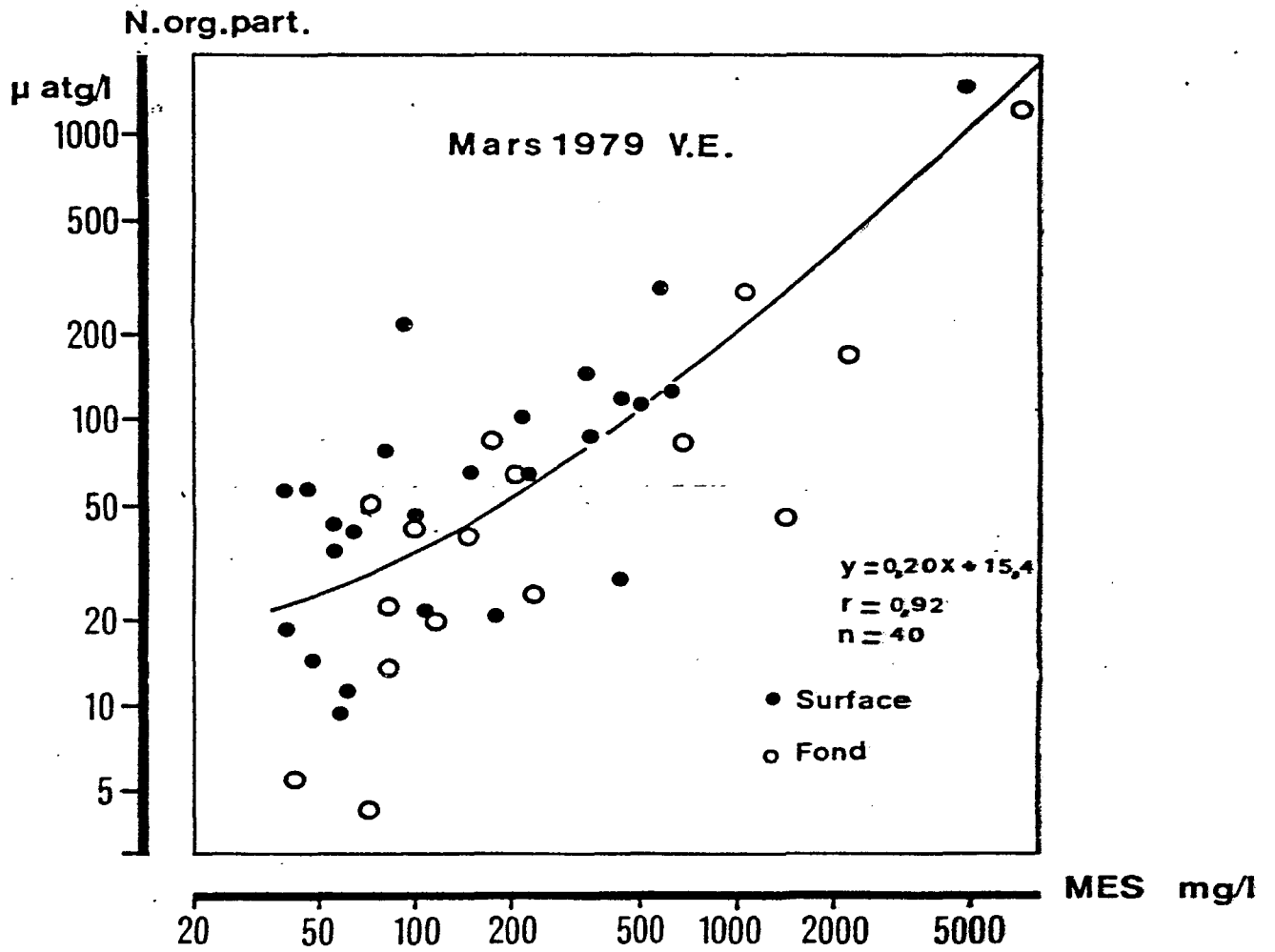
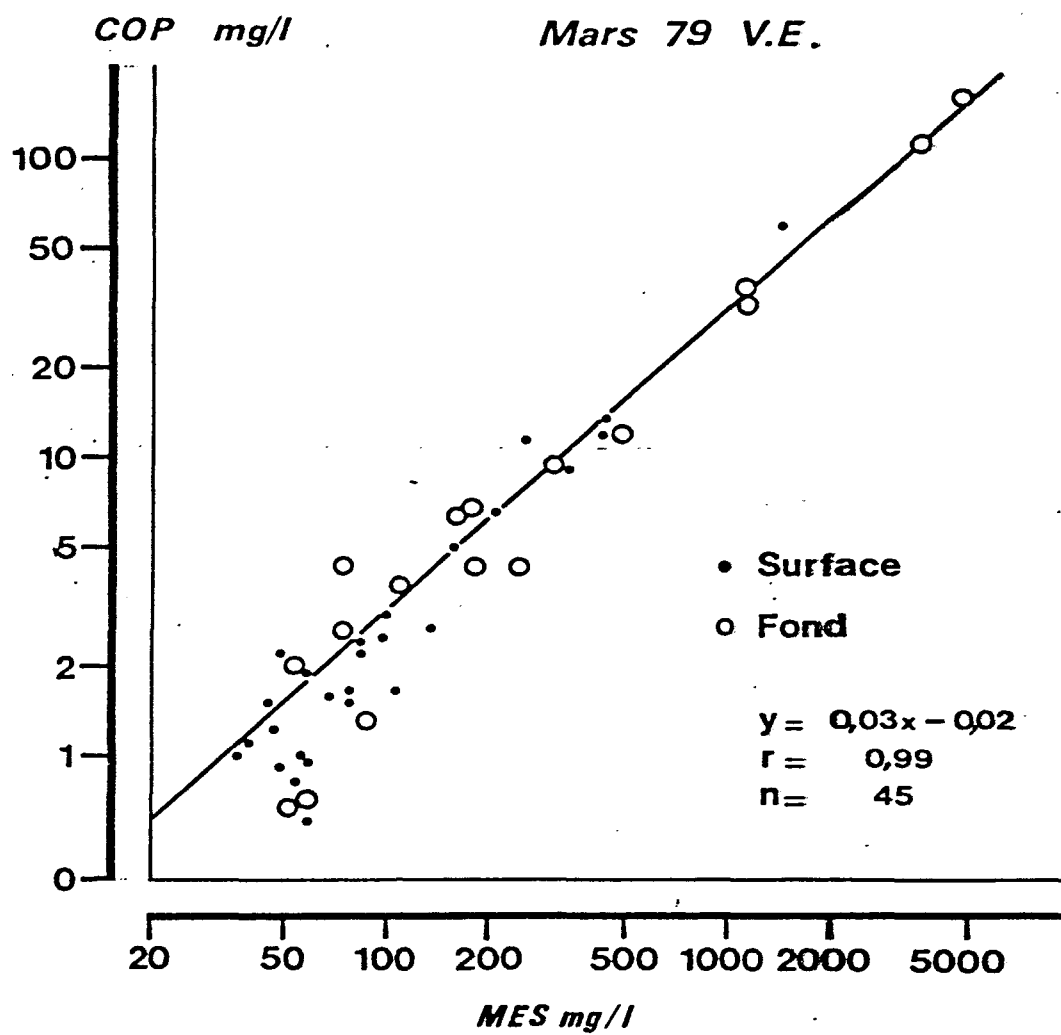


Fig. 72 : Relation entre les MES et le carbone organique particulaire dans l'estuaire de la Seine.



N.org. part. (µatg/l) = a <sub>x</sub> MES (mg/l) + b				
	a	b	Coefficient de corrélation	Nombre de couples
Mars 79 VE	0,20	15,4	0,92	40
Mars 79 ME	0,25	13,6	0,80	38
Septembre 79 VE	0,19	39,1	0,84	44
Septembre 79 ME	0,29	9,1	0,96	42

Les valeurs variables du coefficient b (ordonnée à l'origine) traduisent en fait l'imprécision des mesures au niveau des faibles valeurs en MES.

Le coefficient a, qui exprime le rapport entre l'azote organique particulaire et les MES a des valeurs sensiblement plus élevées en ME qu'en VE ; en effet, durant les VE, les courants plus violents remettent en suspension beaucoup plus de matériaux et des sédiments plus grossiers, moins riches en matières organiques, et présentant donc un rapport N org. part./MES plus faible.

Le calcul du pourcentage d'azote organique particulaire par rapport aux MES ( $100 \times N. \text{ mg/l} / \text{MES mg/l}$ ) donne des valeurs qui vont de 0,27 % (septembre 79 en VE) à 0,41 % (septembre 79 en ME).

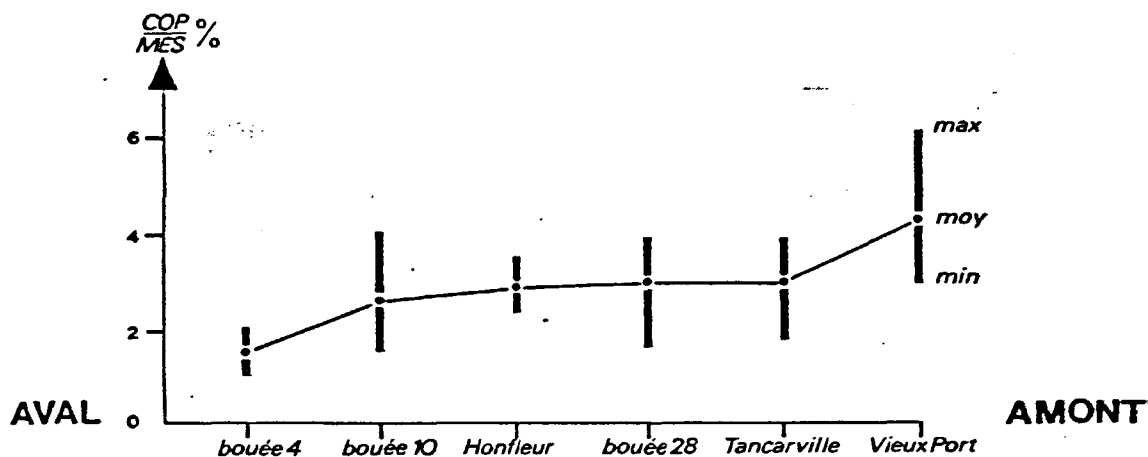
Ces valeurs permettent d'estimer, à partir des évaluations de la masse du bouchon vaseux (AVOINE, LARSONNEUR et QUESNEY, 1980), la quantité d'azote organique particulaire contenue dans l'estuaire ; les valeurs varient de 61 tonnes d'azote en morte eau à 540 tonnes en vive eau ; le stockage d'azote sous forme organique particulaire dans le bouchon vaseux apparaît donc comme faible par rapport aux apports sous forme dissoute, qui s'élèvent en moyenne à 171 t/j.

Par ailleurs, des mesures de carbone organique particulaire ont été faites dans l'estuaire de la Seine par l'Ecole Normale Supérieure en mars 1979 (VE). Les concentrations en carbone organique particulaire (COP) sont en étroite relation avec les MES (Fig. 72). Cependant, le pourcentage moyen (sur le cycle de marées) de COP dans les MES diminue d'amont en aval (de 4,3 % à 1,5 %), (Fig. 73) ; ces valeurs, ainsi que cette diminution d'amont en aval, sont



tout à fait en accord avec les résultats trouvés par ETCHEBER (1978) dans la Gironde. Cette décroissance amont-aval proviendrait du passage du domaine fluviatile au domaine estuarien où les matières en suspension plus grossières sont moins riches en matières organiques.

Fig. 73 : Pourcentage moyen de COP dans les MES (Mars 1979. VE)



ETCHEBER (1978) observait de plus, en aval de l'estuaire, une remontée de ce pourcentage COP/MES due à la part plus importante prise par le phytoplancton dans les MES ; dans le cas de la Seine, les mesures faites par le RNO en mars 79, au large de l'estuaire, donnent aussi des pourcentages plus élevés que dans l'estuaire (point 3 : COP/MES = 10 % ; point 6 : COP/MES = 11 % ; point 5 : COP/MES = 19 %).

L'évaluation, en mars 79 (VE), des rapports moyens COP/MES et N org. part./MES permet de calculer un rapport moyen C/N pour les suspensions de l'estuaire de la Seine, égal à 10,7 ; ETCHEBER (1978) trouve une valeur de 9 dans la zone centrale de l'estuaire de la Gironde.

Pour PARSONS et TAKAHASHI (1973), un rapport C/N égal ou supérieur à 10 est caractéristique des sédiments, alors que celui du phytoplancton est compris entre 3 et 6. Les matières en suspension dans l'estuaire seraient donc essentiellement d'origine minérale.

Les mesures de chlorophylle a, faites dans le cadre du SAUM en mars 79 à BM (Q. VU DO et J. HOUSSEMAINE, 1980), permettent d'estimer la part prise par le phytoplancton dans les MES de l'estuaire à cette époque de l'année. En effet, les concentrations en chlorophylle a varient de 16,5 à 0,5 mg/m<sup>3</sup> à BM ; de plus, le rapport entre le carbone phytoplanctonique et la chlorophylle a est donné par de nombreux auteurs (JAWORSKI et al., 1972 ; PARSONS et TAKAHASHI, 1973) comme voisin de 45.

Les concentrations en chlorophylle a observées, correspondent donc de 0,02 à 0,74 mg de carbone organique par litre. Si l'on rapporte ces concentrations en carbone d'origine phytoplanctonique au carbone organique particulaire total, on trouve un pourcentage moyen de 7,5 % dans l'estuaire avec des valeurs minimales au fond (1 à 4 %) et maximales en surface (13,8 à 14,5 %).

La part de matière organique particulaire d'origine végétale reste donc faible dans l'estuaire à cette époque de l'année, et ne s'élève que très légèrement dans l'embouchure (moyenne aux points 4 et 5 du RNO = 13,9 % ; mini = 12 % ; maxi = 15,4 %).

### 3. Conclusions.

Les apports d'azote organique par la Seine, qui sont en relation avec le débit, apparaissent comme modérés.

Dans l'estuaire il y a une production d'azote organique dissous, notamment en été, très probablement par hydrolyse des matières organiques.

L'azote organique particulaire qui est proportionnel à la concentration en matières en suspension, montre qu'en ME, ces matières en suspension sont légèrement plus riches en azote organique qu'en VE. Cependant, le stockage d'azote organique sous forme particulaire dans le bouchon vaseux reste faible par rapport aux apports d'azote sous forme minérale dissoute. Enfin, les mesures de carbone organique particulaire, le calcul des rapports C/N et l'évaluation du carbone organique particulaire d'origine phytoplanctonique montrent que le carbone organique particulaire ne constitue en moyenne que 3 % des matières en suspension du bouchon vaseux, et que, dans ces matières organiques, le phytoplancton ne représente que 7,5 % .

## VII. CONCLUSIONS

À l'issue de l'étude analytique des différentes mesures de sels nutritifs réalisées dans la Seine et dans l'estuaire, il apparaît nécessaire de regrouper les résultats en considérant tout d'abord les apports de sels nutritifs par la Seine et leurs variations, puis l'évolution de ces sels nutritifs au sein de l'estuaire et enfin, les conséquences de ces apports sur la production primaire dans l'estuaire et dans la Baie de Seine.

### 1. Les apports de sels nutritifs par la Seine.

- Les concentrations en sels nutritifs dans la partie fluviale de la Seine sont essentiellement fonction de l'origine de ces mêmes sels. C'est ainsi que pour la silice, l'augmentation des concentrations en fonction des débits montre que les apports se font essentiellement par lessivage du bassin versant.

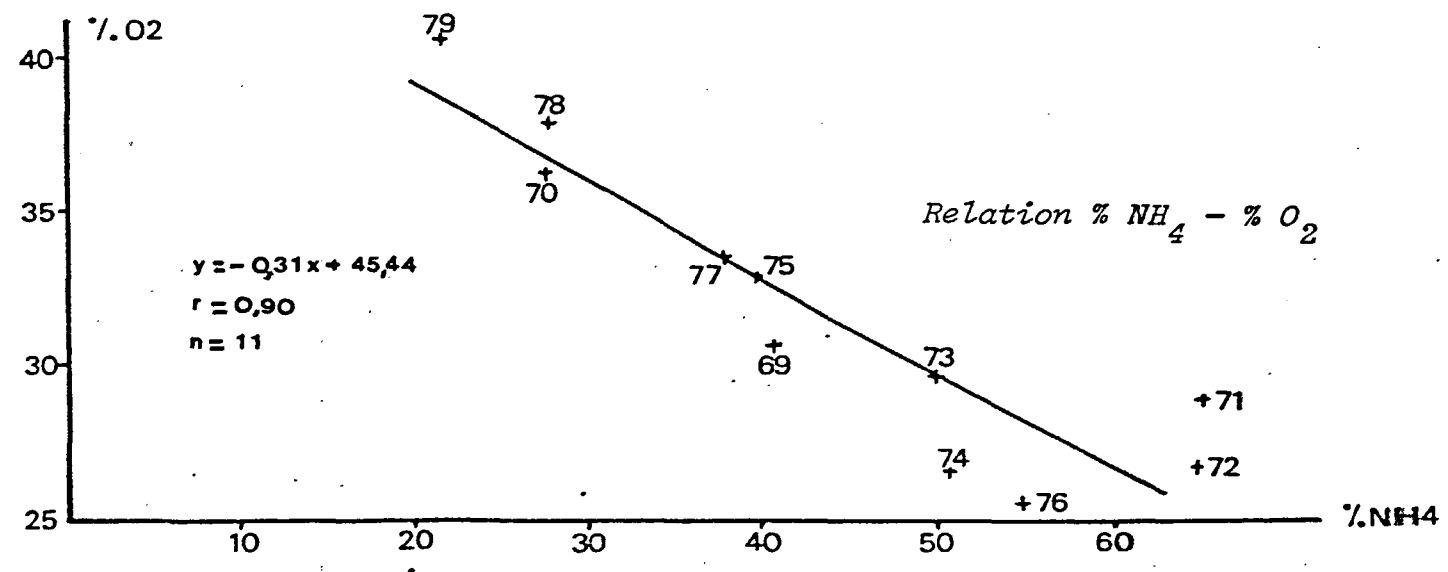
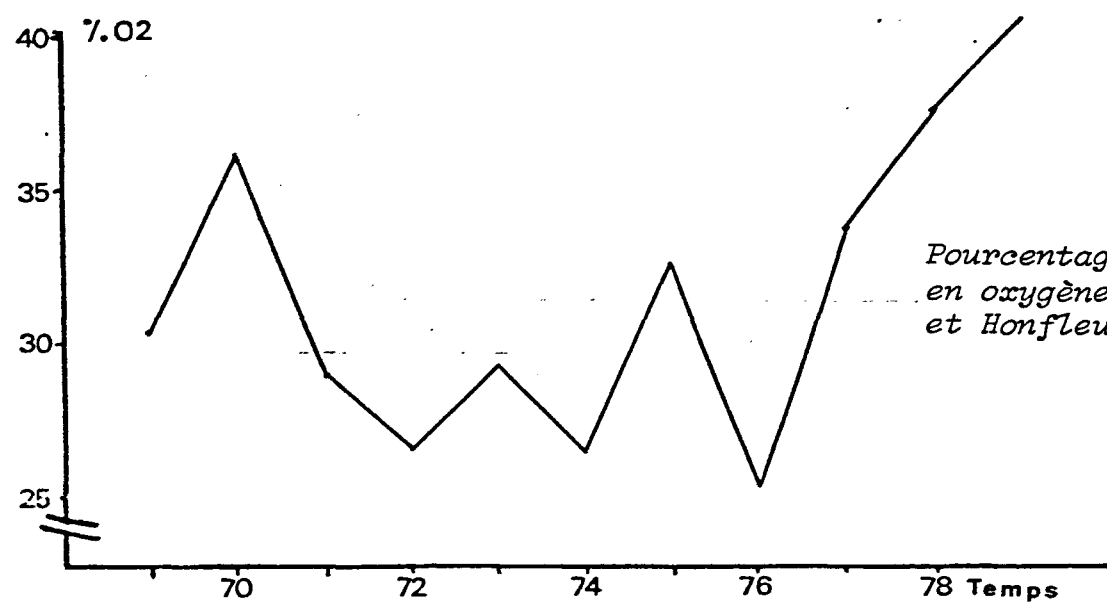
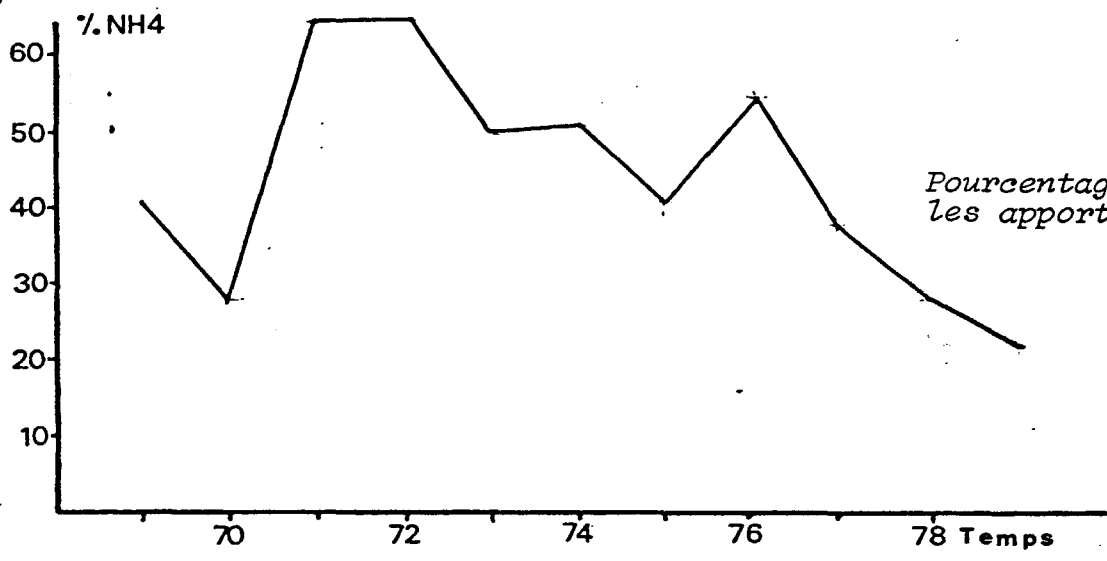
Par contre, pour les phosphates, la relation inverse entre les concentrations et les débits met en évidence des apports relativement constants d'origine urbaine ou industrielle.

Enfin pour l'azote minéral dissous, les apports d'ammoniaque semblent provenir principalement de rejets constants alors que les nitrates sont surtout liés au lessivage ; cependant, en période estivale, les phénomènes d'oxydation des formes réduites de l'azote deviennent prépondérants et ceux-ci tendent alors à faire augmenter les concentrations en nitrates aux dépens de l'ammoniaque.

Cette oxydation n'est que très rarement limitée par le manque d'oxygène en Seine. Par contre, il se produit, au cours du passage de l'ammoniaque en nitrites et en nitrates, une perte d'azote qui peut provenir d'une consommation par les végétaux ou d'un passage du gaz ammoniac dans l'atmosphère ; la dénitrification ne semblant pas se produire dans la masse d'eau, ce phénomène pourrait contribuer à la perte d'azote uniquement au niveau des sédiments (BONTOUX et al., 1979).

- Les apports en sels nutritifs par la Seine peuvent être qualifiés de normaux pour la silice, d'importants pour l'azote et de très importants pour les phosphates.

Fig. 73b : Evolutions des pourcentages d'ammoniaque et d'oxygène dissous en Seine.  
(Données PAR 1969-1979)



Les apports de sels nutritifs provenant du Bassin Parisien (mesurés à Poses) sont augmentés de 7% pour la silice, 13% pour l'azote et 98% pour les phosphates, au niveau de l'agglomération rouennaise. Les rejets de phosphogypses dans l'embouchure représentaient à leur tour, en 1978, 33% des phosphates parvenant à l'estuaire (mesurés à Courval).

Les seules tendances d'évolution pluriannuelles de ces apports concernent une baisse de l'ordre de 7% du flux de phosphates à Poses depuis 1975 et un changement qualitatif des apports en azote qui restent quantitativement stables depuis 1974 ; en effet, la proportion d'ammoniaque (contrairement à celle des nitrates) tend à diminuer dans les apports d'azote depuis 1974 ; ce processus, dont la cause est peut-être à rechercher dans un meilleur fonctionnement des stations d'épuration dans le Bassin Parisien, semble contribuer à faire augmenter les concentrations moyennes en oxygène dissous dans les eaux de la Seine entre Rouen et Honfleur et donc à en améliorer la qualité (Fig. 73b). Les mêmes phénomènes ont été constatés lors de l'amélioration de la qualité des eaux dans la Tamise. (diminution de l'ammoniaque, augmentation de l'oxygène dissous et des nitrates).

## 2. L'évolution des sels nutritifs dans l'estuaire.

Au sein de l'estuaire de la Seine, les concentrations en silice sont essentiellement régies par la dilution et les phénomènes de consommation par la phytoplancton apparaissent comme limités. Par ailleurs, les matières en suspension ou les sédiments du fond semblent, en période de crue, susceptibles de ralentir de la silice dissoute dans l'estuaire.

Les phosphates se diluent aussi de façon linéaire dans l'estuaire de la Seine et les phénomènes de désorption à partir des matières en suspension n'ont pas été observés dans l'estuaire probablement à cause des trop fortes concentrations en phosphates dissous ; par contre ceux-ci sont susceptibles de se produire dans la Baie de Seine ; les rejets de phosphogypses par barges, à l'intérieur de l'estuaire, semblent parfois faire augmenter les concentrations en phosphates au sein de l'estuaire.

Dans le cas de l'azote on assiste, en période hivernale, à une dilution classique des différentes formes avec cependant une possibilité de disparition d'ammoniaque par oxydation et de production d'azote organique dissous. En période estivale, on peut mettre en évidence dans l'estuaire, une production d'ammoniaque, de nitrites et d'azote organique dissous. Au niveau des nitrates et plus encore de l'azote total minéral dissous, les phénomènes de consommation ou de production apparaissent comme faibles vis-à-vis de la dilution, dans les eaux marines, des fortes concentrations amont.

Le stockage de phosphates particulaires et d'azote organique particulaire dans l'estuaire est limité vis-à-vis des apports sous forme minérale dissoute.

Le bouchon vaseux apparaît de plus contenir une quantité faible de matières organiques, par rapport au stock de sédiments, et le phytoplancton ne représente que de l'ordre de 7 % de cette matière organique.

Le bouchon vaseux a donc un rôle restreint de stockage vis-à-vis des sels nutritifs étant donné d'une part, sa masse relativement faible, et d'autre part, les apports massifs par la Seine ; les fortes turbidités qu'il entraîne, limitent la consommation de ces sels par le phytoplancton. Par contre, il se produit au sein de l'estuaire, une oxydation des matières organiques avec libération d'ammoniaque et de nitrites, favorisée en été par des températures plus élevées et par un temps de renouvellement des eaux douces plus long dans l'estuaire en étiage (AVOINE et al., 1980).

### 3. Conséquences des apports en sels nutritifs.

Afin de juger des conséquences des apports de sels nutritifs dans la Baie de Seine, une première approche peut consister à appliquer le modèle d'eutrophisation proposé par VOLLENWEIDER (in J.S. TAPP, 1976) ; ce modèle, mis au point sur les réservoirs et les lacs du Sud-Est des Etats-Unis, permet de faire un diagnostic sur le degré d'eutrophisation des eaux en fonction des apports en phosphore par  $m^2$  et par an, de la profondeur moyenne du plan d'eau considéré, et du temps de rétention des eaux. L'application d'un tel modèle à la Baie de Seine, qui est un milieu soumis à des échanges avec la Manche suppose la détermination précise du temps moyen de rétention des eaux dans la Baie par des travaux d'océanographie physique poussés ; cependant, les premières études menées sur la Baie de Seine (CNEXO-COB, 1979) ont permis de calculer, à partir des salinités, un temps de stockage de l'eau douce en Baie de l'ordre de 1,5 mois. L'évaluation du temps de rétention, à partir du temps de stockage, qui devra être confirmé par des études ultérieures, permet de placer provisoirement la Baie de Seine dans le diagramme de VOLLENWEIDER et fait apparaître ce milieu comme intermédiaire entre les zones oligotrophes et eutrophes (Fig. 74).

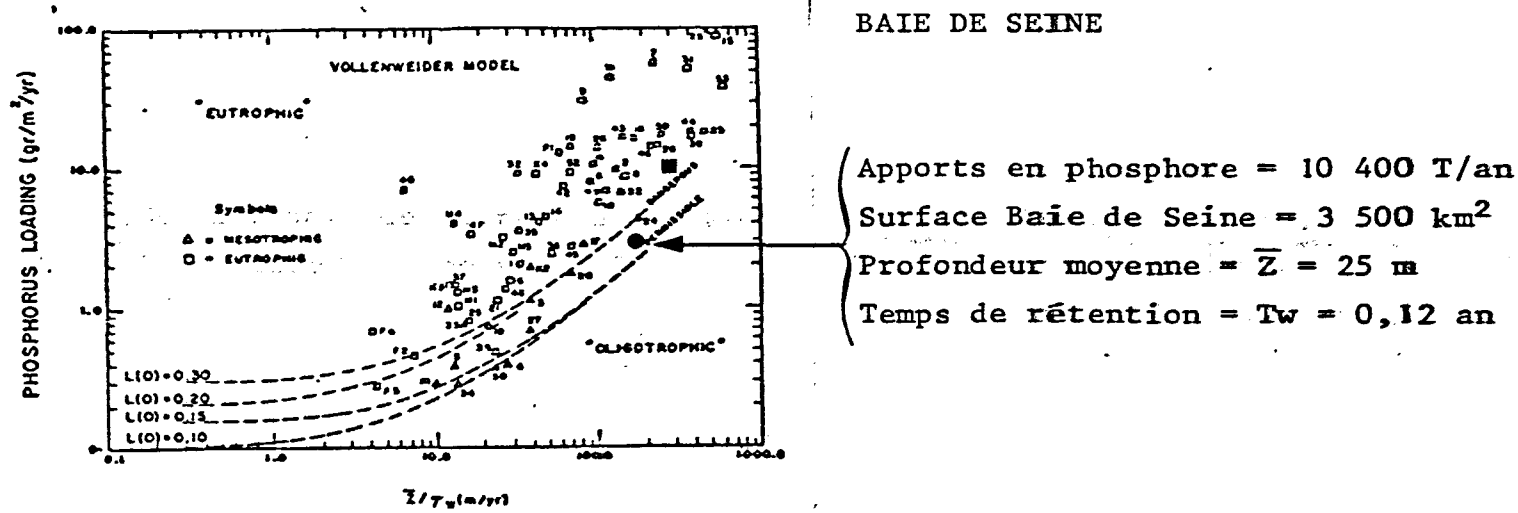


Fig. 74 : Modèle de VOLLENWEIDER (in TAPP, 1976).

Il faut remarquer que si l'on considère que les apports de la Seine intéressent essentiellement la moitié Est de la Baie, et si l'on prend en compte les apports de phosphore par les rejets de phosphogypses dans l'embouchure, le point représentatif de la Baie de Seine dans le diagramme de VOLLENWEIDER se situe dans la zone eutrophe (■) ; dans ce dernier cas, le temps de stockage des eaux douces a été évalué à 24 jours (communication personnelle ; LE HIR).

Une deuxième approche, réalisée sur d'autres sites par de nombreux auteurs (P. LE CORRE et P. TREGUER, 1976 ; B. COSTE, 1975 ; M. MINAS, 1976) consiste à appliquer la relation qui lie les rapports atomiques du carbone, de l'azote et du phosphore au cours de la photosynthèse pour évaluer, à partir des apports en sels nutritifs, la production primaire théorique :

$$C : N : P = 106 : 16 : 1 \text{ (REDFIELD et al., in B. COSTE, 1975).}$$

En considérant que les apports de la Seine intéressent essentiellement la moitié Est de la Baie de Seine (1750 km<sup>2</sup>), on parvient à une évaluation de la production primaire théorique égale à :

- . 244 g C/m<sup>2</sup>/an à partir du phosphore
- . 184 g C/m<sup>2</sup>/an à partir de l'azote

Cette production primaire théorique qui ne tient pas compte de la reminéralisation des éléments nutritifs au sein de la masse d'eau durant l'année, apparaît comme élevée par rapport à d'autres sites :

Lieu	Production primaire g C/m <sup>2</sup> /an	Références bibliographiques
Ijsselmeer	400	G.C. CADEE and J. HEGEMAN (1974)
Wadden Sea	100	"
Golfe de Marseille	85	MINAS in COSTE (1974)
Etang de Berre	102-384	MINAS (1976)
Chesapeake	73	FLEMER in SUBBA RAO (1978)
Lagon Venitien	147	"
Baie de New York	160	YENTSCH (1977)

Cette évaluation de la production primaire est sans doute supérieure aux valeurs réelles car la production n'est pas maximale, d'une part durant toute l'année, et d'autre part sur toute la hauteur d'eau étant donné la turbidité de l'eau.

G.C. CADEE et J. HEGEMAN (1974) ont bien montré que dans la zone littorale des Pays-Bas, la turbidité (mesurée par la profondeur de disparition du disque de Secchi) influençait grandement la production primaire :

Lieu	Disque de Secchi (m)	Production primaire g C/m <sup>2</sup> /an
Wadden Sea Ouest	1,25	100
Wadden Sea Est	0,75	120
Estuaire de l'Eems	0,70	55
Dollard	0,17	13

Il est fort probable qu'un schéma similaire doit prendre place dans l'estuaire et la Baie de Seine, avec une réduction très nette de la production au sein de l'estuaire, confirmée par les mesures in situ (CNEXO-COB, 1979).



L'évaluation de la production primaire théorique des diatomées à partir du rapport moyen en poids Si/C = 0,8 chez ces algues (T.R. PARSONS et M. TAKAHASHI, 1973) et des apports en silice par la Seine (34 200 T/an) conduit à une valeur de 24 g C/m<sup>2</sup>/an ; cette estimation, beaucoup plus faible que la production primaire théorique calculée à partir de l'azote ou du phosphore, semble confirmer qu'il puisse y avoir une limitation du développement des diatomées en Baie de Seine. La faiblesse des rapports Si/P en période estivale et les concentrations basses en silice, dans la Baie de Seine, (CNECO-COB, 1979) corroborent cette hypothèse.

Enfin, il peut être intéressant d'évaluer la consommation de sels nutritifs au niveau des zones intertidales de l'estuaire où se développent le microphytobenthos et les plantes supérieures halophiles.

En prenant 100 g C/m<sup>2</sup>/an (G.C. CADEE et J. HEGEMAN, 1974) comme valeur moyenne de la production primaire du microphytobenthos sur les quelques 30 km<sup>2</sup> de zones intertidales dans l'estuaire de la Seine, on peut estimer, d'après les rapports entre atome au cours de la photosynthèse (REDFIELD et al., in B. COSTE, 1975), à 72 t de phosphore et 528 t d'azote prélevés annuellement par le microphytobenthos.

Pour les plantes supérieures halophiles des marais de l'estuaire de la Seine, BINET et THAMMAVONG (1980) ont évalué la quantité de phosphore et d'azote prélevée chaque année par les principaux groupements végétaux dans l'estuaire, à respectivement 9 t et 78 t.

La somme des prélèvements d'azote et de phosphore par le microphytobenthos et les plantes halophiles représenterait donc, en première évaluation, respectivement 600 t et 80 t par an, soit 1 % et 0,7 % des apports sous forme dissoute.

Cette production primaire, au niveau des zones intertidales, constitue sans doute la plus grande part de la production primaire au sein de l'estuaire, car la production phytoplanctonique dans la masse d'eau est très limitée par la turbidité ; cependant, l'estuaire n'apparaît pas, par le biais de cette consommation, comme une zone importante de piégeage des sels nutritifs par l'assimilation végétale.

BIBLIOGRAPHIE

- S.R. ASTON et C.N. HEWITT, 1977. Phosphorus and carbon distribution in a polluted coastal environment. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5.
- J. AVOINE, C. LARSONNEUR et A. QUESNEY, 1980. Etudes hydrosédimentaires. SAUM de l'estuaire de la Seine.
- O. BECKERS et R. WOLLAST, 1976. Comportement de la silice dissoute dans l'estuaire de l'Escaut. *Projet Mer. Rapport final*, vol. 10.
- C. BESSINETON, 1978. Les apports en azote dans l'estuaire de la Seine. Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en Baie de Seine.
- C. BESSINETON, 1978. Les apports en phosphates de la Seine. Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en Baie de Seine.
- P. BINET et B. THAMMAVONG, 1980. Productivité et dynamique de la végétation des marais de l'estuaire de la Seine. Relation avec les propriétés des sols. Université de Caen. Laboratoire de physiologie végétale. SAUM Seine (sous presse).
- J. BONTOUX, A. REBOUL et LESOUEFF, 1979. Cycle et bilan de l'azote en rivière. L'eau, la recherche, l'environnement. 3e Journée Scientifique et Technique, Limoges, oct. 79.
- G. BOZZINI, 1973. Enrichment phenomena and danger of eutrophication in marine environment. *Marine Pollution and marine waste disposal. Proceedings of the 2nd International Congress. San Remo, 17-21 dec. 1973. Pergamon press.*
- G.C. CADEE et J. HEGEMAN, 1974. Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 8 (2).
- CNEXO-COB, 1979. Distribution de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Seine. Modèle mathématique. *Rapport Scientifique*, 1979.
- CNEXO-COB, 1979. Les éléments nutritifs en Baie de Seine. Equipe Chimie Pollution. *Rapport Scientifique*, 1979.

B. COSTE, 1974. Rôle des apports nutritifs minéraux rhodaniens sur la production organique des eaux du Golfe du Lion. *Tethys*, 6 (4).

V.N. DE JONGE et H. POSTMA, 1974. Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 8 (2-3).

I.W. DUEDELL et al., 1977. The abundances, distribution and flux of nutrients and chlorophyll a in the New York Bight Apex. In *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5, 81-105.

H. ETCHEBER, 1978. Etude de la répartition et du comportement de quelques oligo-éléments métalliques (Zn, Pb, Cu et Ni) dans le complexe fluvio-estuarien de la Gironde. Thèse de 3ème cycle, Université Bordeaux I, n° 1455.

H.L. GOLTERMAN, 1973. Natural phosphate sources in relation to phosphates budgets : a contribution to the understanding of eutrophication. *Water Research Pergamon press*, 1973, vol. 7.

J.F. GUILLAUD et X. SANDRIN, 1980. Interprétation des résultats du RNO. (Données de 1975 à 1978). Point d'appui Baie de Seine. CNEXO-COB.

N.A. JAWORSKY, D.W. LEAR and J. and O. VILLA, 1972. Nutrient management in the Potomac estuary ; in *Nutrient and Eutrophication : the limiting nutrient controversy*. Special symposia, vol. 1. G.E. Likens editor.

B.H. KETCHUM, 1969. Eutrophication of estuaries. *Natural Academy of Sciences*. Washington (D.C.).

P. LE CORRE et P. TREGUER, 1976. Contribution à l'étude de la matière organique dissoute et des sels nutritifs dans l'eau de mer. Caractéristiques chimiques du Golfe de Gascogne et des upwellings côtiers de l'Afrique du Nord-Ouest. Thèse Université de Bretagne Occidentale, n° 36-37.

P. MAGGI, P. LASSUS et C. BESSINETON, 1980. Les phénomènes d'eaux colorées en 1978 en Baie de Seine. ISTPM Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en Baie de Seine (sous presse).

T.C. MALONE, 1977. Environmental regulation of phytoplankton productivity in the Lower Hudson Estuary. In *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5, 157-171.

G. MARTIN, 1979. Le problème de l'azote dans les eaux. Coll. Technique et Documentation.

M. MINAS, 1976. Production organique primaire dans un milieu saumâtre eutrophe (Etang de Berre). Effets d'une forte dilution (dérivation des eaux de la Durance). *Marine Biology*, 35, 13-29.

Y. MONBET et al., 1979. The use of nutrients, salinity and water circulation data as a tool for coastal zone planning. *Proceedings of the International Symposium on the effects of nutrients enrichment in estuaries, Williamsburg (Va.)*, mai 1979 (sous presse).

J.A. MUELLER, A.R. ANDERSON et J.S. JERIS, 1976. Contaminants in the New York Bight. *Journal Water Pollution Control*. Vol. 48, n° 10.

T.R. PARSONS et M. TAKAHASHI, 1973. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon press.

D.H. PETERSON et al., 1975. Processes controlling the dissolved silica distribution in San Francisco Bay. *Estuarine Research*, vol. 1. Academic press, Inc.

I. PHILIPPS, 1980. Qualité des eaux dans l'estuaire de la Gironde. Répartition et comportement des sels minéraux dissous : azote, phosphore et silice. Thèse, Université de Bordeaux.

H. POSTMA et A.J. VAN BENNEKOM, 1974. Budget aspects of biologically important chemical compounds in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 8 (2-3).

RNO, 1978. Synthèse des observations 1975, 1976, 1977.

J.H. RYTHER et W.M. DUNSTAN, 1971. Nitrogen, Phosphorus and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science*, vol. 171, mars 1971.

H.P. STIRLING et A.P. WORMALD, 1977. Phosphate sediment interaction in Tolo and Long Harbours, Hong Kong and its role in estuarine phosphorus availability. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5.

J.D.H. STRICKLAND et T.R. PARSONS, 1972. A practical handbook of sea water analysis. Fisheries Research Board of Canada. Bull. 167.

D.V. SUBBA RAO, 1978. Some aspects of spatial and temporal variations of phytoplankton production in coastal lagoons. Working paper. Marine Ecology Laboratory, Bedford Institute of Oceanography, Canada.

J.S. TAPP, 1976. Comparison of eutrophication models. Proceedings of the conference on environmental modeling and simulation. EPA 600/9-76-016.

UNIVERSITE DE NANTES, 1977. Etude générale d'environnement de l'estuaire de la Loire préalable à son aménagement industrialo-portuaire. OBEAM Pays de la Loire.

U.S./E.P.A., 1971. A water resource, water supply study of the Potomac estuary. Technical Report, 35.

A.J. VAN BENNEKOM et al., 1974. The seasonal cycles of reactive silicate and suspended diatoms in the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 8 (2-3).

R.A. VOLLENWEIDER, 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. OCDE, Paris. Rapport DAS, 45L.

Q. VUDO et J. HOUSSEMAINE, 1980. Etude qualitative et quantitative du phytoplancton dans l'estuaire de la Seine. SAUM, Estuaire de la Seine (sous presse).

Q. VUDO et J. HOUSSEMAINE, 1980. Premiers résultats de l'étude qualitative et quantitative du microphytobenthos dans l'estuaire de la Seine. SAUM, Estuaire de la Seine (sous presse).

R. WOLLAST, 1976. Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut. Projet Mer. Rapport final, vol. 10.

R. WOLLAST, 1973. Impact of estuarine processes on the input of nutrients and pollutant from the Scheldt to the North-Sea. Programme national sur l'environnement physique et biologique. Pollution des eaux. Projet Mer. Université de Bruxelles.

C.S. YENTSCH, 1977. Plankton production. MESA, New York Bight, atlas monograph, n° 12.