

# Dynamique des nutriments et du phytoplancton dans la Seine en 1999 et 2000.

Garnier Josette, Julien Némery, Séverine Pinault & Anun Martinez

UMR Sisyphe 7619, CNRS/UPMC, Boite 123, Tour 26, étage 54 place Jussieu, 75005 Paris

Au cours de l'année 2000, des suivis saisonniers des nutriments (phosphates, silice, nitrates et ammonium), de la biomasse phytoplanctonique et des MES ont été analysés dans la colonne d'eau aux exutoires de l'Oise, de la Seine et de Marne, aux stations de Méry, Neuilly et Choisy respectivement. Nous avons également suivi la station de St Maurice dans la Marne, située à l'aval de Neuilly à environ une douzaine de kilomètres où nous y avons analysé, outre les nutriments « classiques », la silice biogénique.

La mobilité du phosphore dans les MES a également été appréhendée à St Maurice, mais surtout à l'aval de Paris (Andrésy et Poses). La mobilité du phosphore dans les MES a été occasionnellement comparée à celle des sédiments du fond de la rivière aux mêmes stations.

## 1. Introduction

Les études que nous avons menées sur l'eutrophisation de 1989 à 1996 ont permis, par la modélisation, de montrer que la réduction du développement algal et l'amélioration de l'oxygénation nécessitait un traitement drastique du phosphore en station d'épuration, y compris dans les produits lessiviels.

Au terme de cette phase du programme PIREN-Seine, il apparaît nécessaire que les modèles soient à nouveau explorés pour les situations les plus récentes en tenant compte de nouvelles informations sur les apports, notamment. En effet, les travaux de l'année 2000 révèle que les charges spécifiques en phosphore des effluents bruts ont considérablement diminués, de 4 à 2.3 g hab<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> (Garnier *et al.*, ce rapport thème 4). Les apports diffus en phosphore sont par ailleurs mal pris en compte, considérés comme négligeables en regard des apports ponctuels. Le phosphore diffus participe pourtant à l'eutrophisation des eaux de surface.

En outre, peu d'attention a été portée à la mobilité potentielle du phosphore, qui est un concept relativement nouveau, surtout pour le phosphore provenant des sols agricoles, longtemps considéré comme immobile (Haygarth & Stephen, 1999).

Au cours de cette année 2000, tout en explorant une méthode de recherche de mobilité du phosphore dans le cas des matières en suspension et sédiment (rappelons que la méthode utilisée - celle des échanges isotopiques au <sup>32</sup>P- a été développée sur les sols agricoles, Fardeaux *et al.*, 1982, Morel *et al.*, 1994), nous avons en collaboration avec l'étude de la dynamique des suspensions (thème 6), analysé la mobilité du phosphore dans les MES à une échelle saisonnière, à l'aval d'Achères et à Poses. Quelques investigations ont aussi été réalisées à St Maurice, site qui fera avec le Grand Morin, l'objet d'une étude plus complète en 2001.

Il apparaît également qu'aux concentrations en phosphore rencontrées dans la Seine, la silice pouvait devenir limitante dans le réseau hydrographique aux moments des blooms printaniers de diatomées. Comme les diatomées ont tendance à sédimenter et que par ailleurs la redissolution de la silice est relativement lente, il se produit donc une immobilisation de la silice dans les réseaux hydrographiques, encore plus grande quand les rivières sont aménagées de réservoirs (Conley *et al.*, 1993; Humborg *et al.*, 1997). Nous avons en outre montré que les variations des rapports Si/P dans les réseaux hydrographiques affectent l'eutrophisation côtière (Billen & Garnier, 1997).

C'est dans ce contexte qu'il nous a semblé important de progresser encore dans la connaissance des facteurs de contrôle de l'eutrophisation en appréhendant les formes réellement biodisponibles des nutriments.

## 2. Stratégie d'investigations & matériel et méthodes

### 2.1 Les investigations en 2000

Comme en 1999, des suivis saisonniers des nutriments (phosphates, silice, nitrates et ammonium), de la biomasse phytoplanctonique et des MES ont été analysés en 2000 aux stations de Méry et Neuilly aux exutoires de l'Oise, de la Seine et à Choisy et St Maurice à l'aval de la Marne (Figure 1) Cette étude a été réalisée en même temps que l'étude des flux larvaires (cf Akopian *et al.*, ce rapport). Les prélèvements ont été réalisés à une fréquence bi-hedomadaire, dès la baisse des débits au printemps.

C'est encore à la station de St Maurice, que nous avons effectué les prélèvements pour analyser la silice sous sa forme biologique, c-à-d incorporée dans le frustule des diatomées. Le phosphore biodisponible y a été également analysé dans les MES (Figure 1).

La mobilité du phosphore a surtout été étudiée dans les MES à l'aval de Paris (Andrésy et Poses, Figure 1)

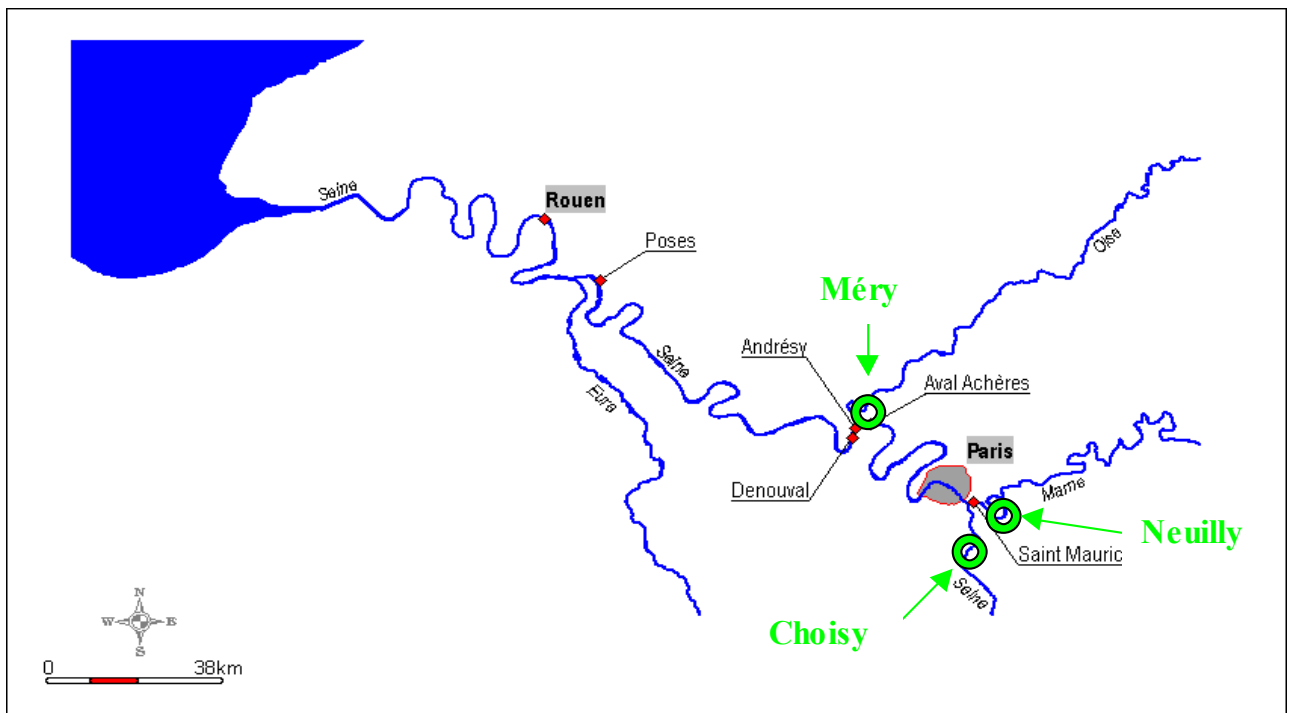


Figure 1. Représentation des stations de prélèvements

### 2.2 Matériel et méthodes

#### 2.2.1 Les variables de qualité "de routine"

La chlorophylle a été mesurée par la méthode de Lorenzen (1967). Phosphates, silice, nitrate et ammonium ont été analysés par des méthodes colorimétriques selon Eberlein et Kattner (1987), Rodier (1984) et Jones (1984) respectivement. Les MES ont été analysées par pesée après séchage à 50°C du matériel recueilli sur un filtre GF/F pré-pesé. Le carbone organique particulaire des matières en suspension a été analysé avec un analyseur DC-180 (Dohrman) sur des filtres de 12 mm de diamètre GF/F grillés à 500 °C.

### 2.2.2 La silice biogénique

La silice biogénique est déterminée par une extraction à la soude chaude (puis neutralisation à l'acide) sur des matières en suspension (au moins 100 mg recueilli par centrifugation d'environ 10 litres d'eau). L'extrait est dosé par la méthode classique (Rodier, 1984) en fonction du temps, environ toutes les 30 mn pendant 5-6 heures. La cinétique d'apparition de la silice montre deux phases, caractérisées par des pentes bien différenciées qui permettent de distinguer la silice rapidement dissoute (biogénique) de la silice dissoute (Ragueneau & Tréguer, 1994).

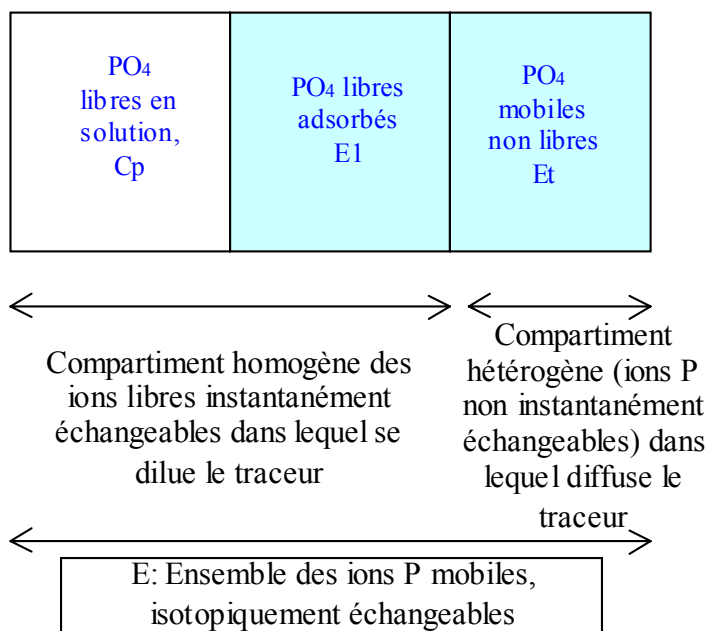
### 2.2.3 Le phosphore mobile

La mobilité du phosphore a été déterminée par la méthode d'échange isotopique (Fardeau & Jappe, 1982; Fardeau *et al.*, 1991; Fardeau, 1993). Le phosphore isotopiquement échangeable est le compartiment où les végétaux puisent leur phosphore, et correspond donc au compartiment du phosphore assimilable. Cette méthode permet par rapport aux méthodes de spéciation chimique (William *et al.*, 1976) de s'affranchir de la non-spécificité des extractions et permet par rapport aux méthodes de bioessais (Williams *et al.*, 1980; Qotbi *et al.* 1996) d'obtenir des résultats à l'échelle de la journée; elle est donc utilisable en routine. Cette méthode utilise le traceur  $^{32}\text{P}$  et permet de visualiser les échanges qui s'effectuent entre les phases solide et liquide du sédiment. En théorie, elle décrit l'aptitude d'un sédiment à réapprovisionner le milieu en ions phosphate.

*NB : Elle ne prend pas en compte la transformation du phosphore organique vers les formes assimilables.*

## 3. Les compartiments d'ions phosphates

Un traceur ( $^{32}\text{P}$ ) sous forme de  $\text{PO}_4^{3-}$  est injecté dans un système sédiment (ou MES) et eau ( $10 \text{ g } 100 \text{ ml}^{-1}$  soit  $0.1 \text{ kg l}^{-1}$ ) dans lequel on considère un compartiment d'ions libres instantanément échangeables et un compartiment d'ions non instantanément échangeables, mais mobiles. Le compartiment des ions phosphates libres comprend deux unités, l'une comprenant les ions en solution, l'autre comprenant des ions adsorbés qui passent de la phase adsorbée à la phase liquide en un temps très bref (Figure 2).



**Figure 2.** Représentation schématique des différents compartiments qui constituent l'ensemble des ions mobiles.

Expérimentalement, on injecte une quantité de traceur  $R_0$  dans une suspension en état d'équilibre (concentration en  $^{31}\text{P}$  constante au cours du temps). La radioactivité restante est déterminée, par la technique de scintillation liquide, à différents intervalles de temps en prélevant

quelques millilitres de suspension que l'on filtre immédiatement sur une membrane de porosité 0.22 µm.

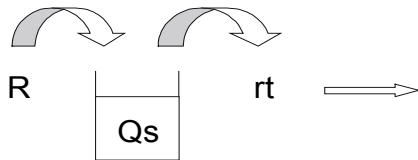
Les hypothèses liées à la stationnarité sont:

- la concentration des ions phosphate mesurée dans la solution (appelée  $C_p$  ( $\text{mgP l}^{-1}$ ) =  $Q_s$  ( $\text{mgP kg}^{-1}$ ) \* 0.1  $\text{kg l}^{-1}$ ) est constante au cours du temps
- le traceur isotopique est uniformément et instantanément dispersé dans la solution du sédiment
- La mesure des flux d'ions  $^{32}\text{PO}_4$  dans le sens *liquide* → *solide* est égale aux flux d'ions phosphate dans le sens *solide* → *liquide*

La quantité  $E_t$  d'ions phosphate isotopiquement échangeable à l'instant  $t$  est calculée en faisant l'hypothèse qu'à tout instant  $t$  la radioactivité spécifique de l'ensemble des ions phosphate isotopiquement échangeables est égale à celle des ions phosphate présents dans la solution selon le principe de la dilution isotopique :

$$R * Q_s = r_t * E_t$$

$$\text{d'où } E_t = Q_s * R / r_t \quad (\text{soit } E_t = Q_s * R / r_t) \quad [1]$$



$R$  = radioactivité injectée dans le système en état stationnaire

$r_t$  = radioactivité restant en solution au temps  $t$

$Q_s$  = quantité d'ions phosphate présents dans le système  $\text{mgP/kg}$

$E_t$  = quantité d'ions phosphate isotopiquement échangés

D'après Fardeau (1981) le transfert des ions phosphate depuis la solution vers la phase solide du sédiment est représenté par la fonction  $r_t/R = f(t)$  de la forme générale :

$$r_t/R = (r_1/R) * [t + (r_1/R)^{1/n}]^{-n} + \text{req}/R \quad [2]$$

Fardeau (1985) a vérifié que pour des valeurs de  $t$  comprises entre 1 minute et 1 an, les termes correctifs  $(r_1/R)^{1/n}$  et  $\text{req}/R$  n'influençaient de manière significative la valeur de  $r_t/R$  (proportion de radioactivité restant en solution au temps  $t$ ) que pour certains sols aux caractéristiques très particulières. L'équation 2 se simplifie et donne :

$$r_t/R = (r_1/R) t^{-n} \quad [3]$$

avec :

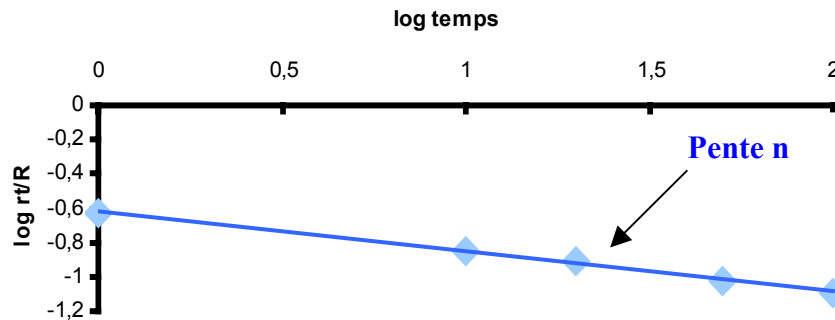
$r_t/R$  = radioactivité restant en solution au temps  $t$

$r_1/R$  = radioactivité restant en solution après 1 minute d'échange isotopique

$n$  = paramètre décrivant la décroissance avec de la radioactivité restant en solution (pente de la régression linéaire  $\log r_t/\log t$ )

Le paramètre  $n$  est déterminé à partir des données expérimentales de  $r/R$  aux temps de prélèvements 1, 10, 40, 70 et 100 minutes représentées par la droite de la forme :  $y = a - n x$  (Figure 3) :

$$\log r_t/R = \log (r_1/R) - n \log t$$



**Figure 3:** représentation de la radioactivité restant en solution ( $\log r_t$ ) en fonction du temps ( $\log t$ )

Les quantités d'ions phosphate isotopiquement échangés au temps  $t$  ( $E_t$ ) sont obtenues en combinant les équations [1] et [3] :

$$E_t = E_1 t^n \quad [4]$$

Avec :

$E_t$  = quantité d'ions phosphate isotopiquement échangés au temps  $t$  ( $\text{mgP kg}^{-1}$ )

$E_1$  = quantité d'ions phosphate isotopiquement échangés en 1 minute ( $\text{mgP kg}^{-1}$ )

( $E_t = Q_s * R / r_t$ , et  $C_p$  ( $\text{mgP l}^{-1}$ ) =  $Q_s$  ( $\text{mgP kg}^{-1}$ ) \*  $0.1 \text{ kg l}^{-1}$ )

$n$  = paramètre calculé par la régression linéaire  $\log r_t / \log t$

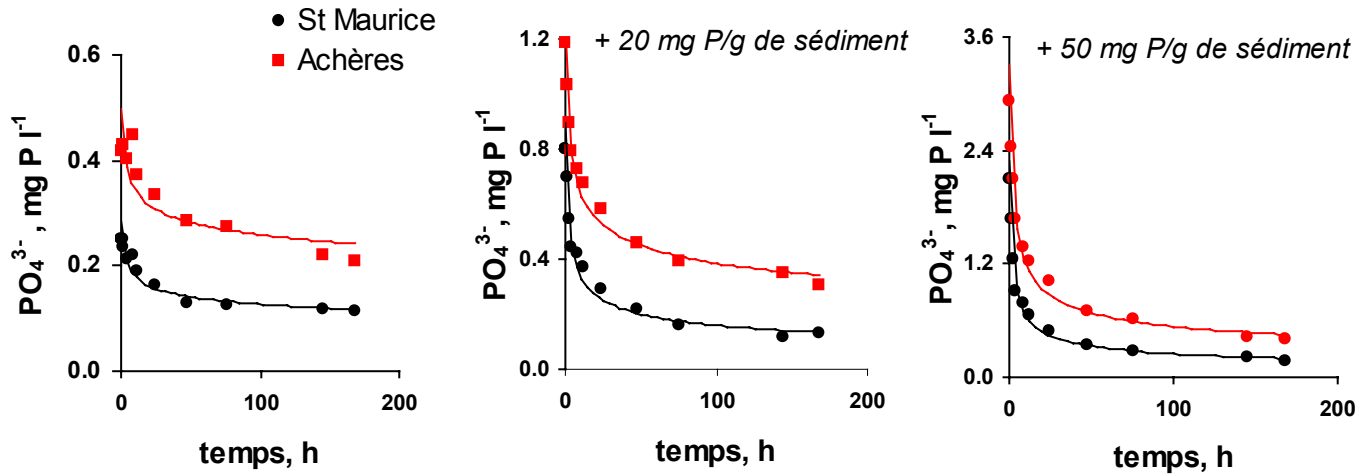
On peut ainsi calculer par exemple, la quantité d'ions isotopiquement échangeables entre 1 mn et 2 mois (Pool A), entre 2 mois et 1 an (Pool B), et en plus d'1 an (Pool C).

## 4. Résultats et discussion

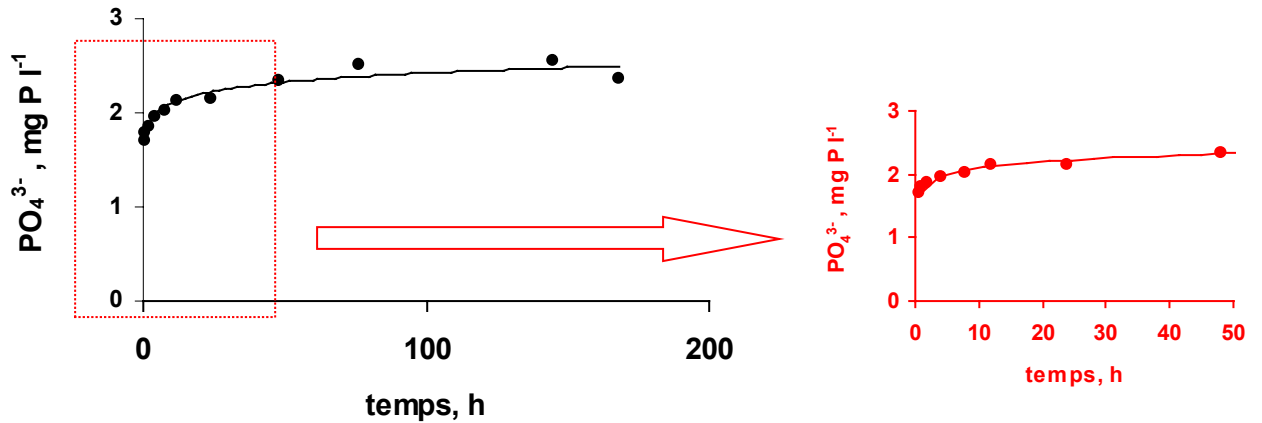
### 4.1 La mobilité du phosphore

#### 4.1.1 Exploration de la méthode

Une condition préalable à la méthode d'échange isotopique au  $^{32}\text{P}$  est de tester que la concentration des ions phosphate en solution est constante au cours du temps. Cette condition est vérifiée après environ 80 h pour les sédiments (Figure 4) et après 15 h pour des matières en suspension (Figure 5).

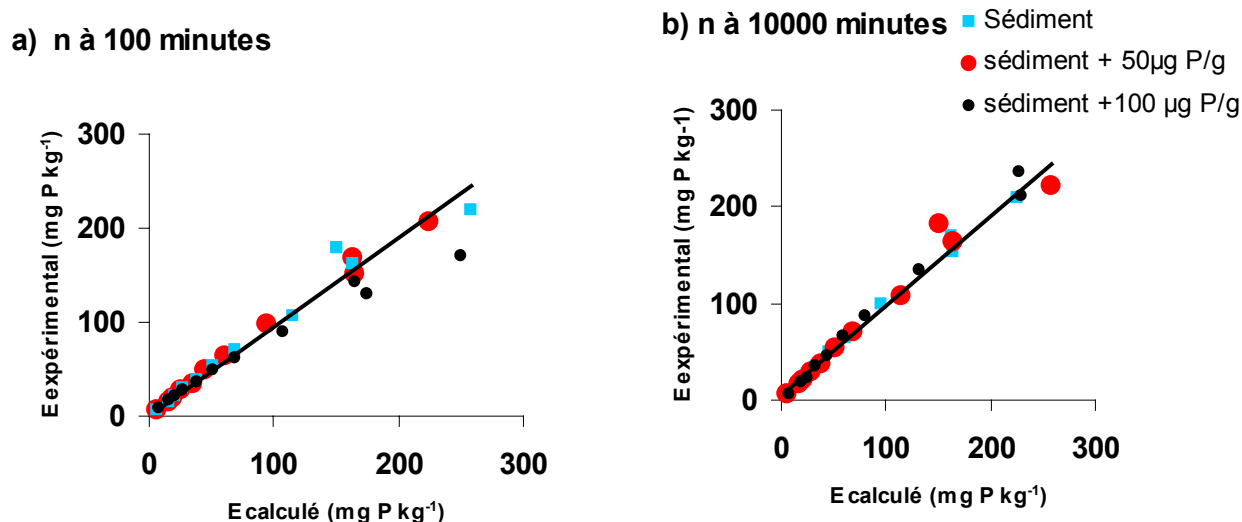


**Figure 4.** Evolution de la concentration des ions phosphates en solution après mise en suspension de deux types de sédiments et des mêmes sédiments auxquels on ajoute des phosphates.



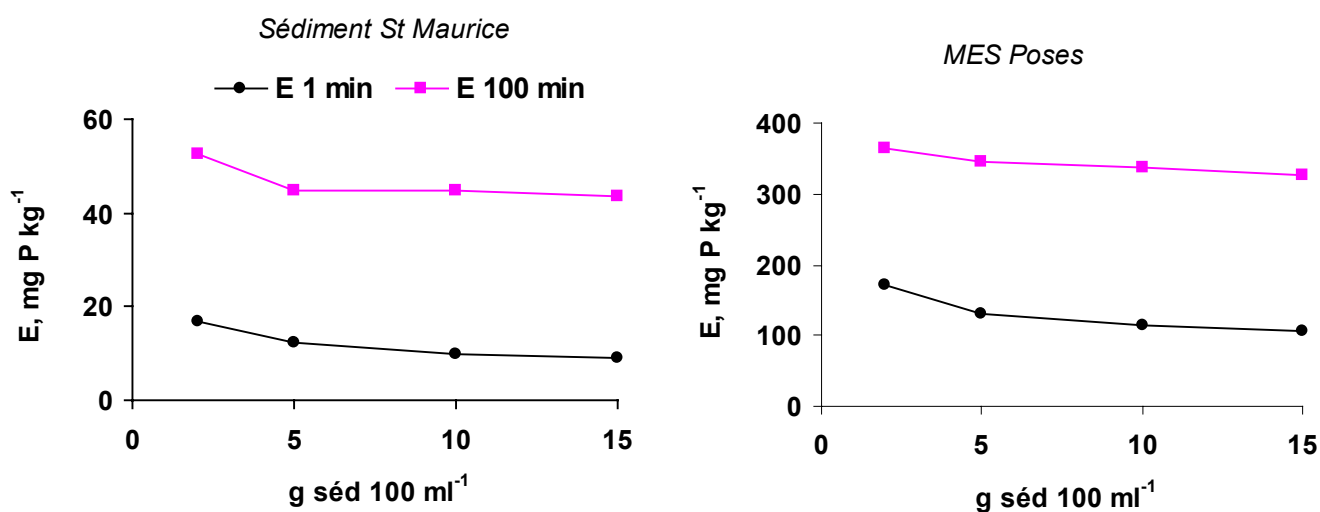
**Figure 5.** Evolution de la concentration des ions phosphates en solution après remise en suspension de matière en suspension.

Afin de pouvoir calculer la quantité d'ions isotopiquement échangeable à un temps  $t$  supérieur à la durée de l'expérience (100 mn), ces quantités d'ions échangeables déterminées expérimentalement et calculées ont été comparées (Figure 6). Il apparaît que ces deux grandeurs sont bien corrélées avec une pente voisine de 1, quelque soit l'intervalle au cours duquel  $n$  est calculé (la différence entre  $n$  calculé sur 100 et 10000 mn est inférieure à 6 %)



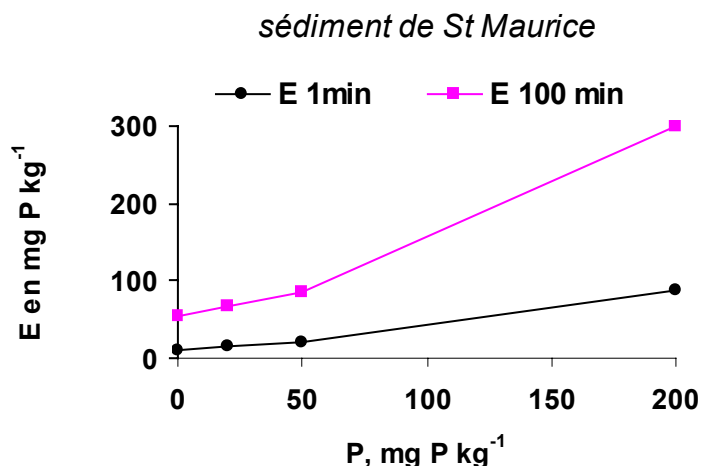
**Figure 6.** Corrélation entre les valeurs d'ions phosphates isotopiquement échangeables déterminées expérimentalement ( $E_i = Q_s * R/r_i$ ) et calculée ( $E_i = E_1 * t^i$ ).

La quantité d'ions isotopiquement échangeable a été également testée dans un gradient de dilution de la suspension de matériel particulaire : cette quantité est stable à partir d'une dilution au 1/10<sup>ème</sup> (10 g de matériel pour 100 ml d'eau) à 1 mn et à partir d'une dilution au 1/20<sup>ème</sup> (5 g pour 100 ml) à 100 mn, tant pour des sédiments que pour des matières en suspension (Figure 7).



**Figure 7.** Concentrations en ions isotopiquement échangeables à 1 mn et 100 mn dans un gradient de dilution.

La quantité d'ions isotopiquement échangeable a été déterminée dans un gradient d'apport en phosphore (Figure 8) : elle augmente avec accroissement des apports, et d'autant plus que ces apports sont élevés.



**Figure 8.** Concentrations en ions isotopiquement échangeables à 1 mn et 100 mn dans un gradient de d'apports en phosphates.

Les expériences relatives à la mobilité du phosphore ont été réalisées dans des « conditions acceptables » de validité de la méthode :

- Une stabilité de la concentration en phosphate au cours de l'expérimentation (bien que la phase d'homogénéisation devra être allongée pour les sédiments)
- Une extrapolation possible des résultats au-delà des 100 mn d'expérimentation
- Un rapport de dilution du matériel particulaire (10g 100ml<sup>-1</sup>) pour lequel les résultats sont stables.

Ainsi que l'a montré Morel *et al.* (1994), les transferts d'ions phosphate dans la suspension dépendent pour un sédiment défini du temps  $t$  et de la concentration en ions phosphate en solution ( $C_p$ ).

Cette réponse au gradient de phosphore implique que les expériences doivent être réalisées pour différentes concentrations de phosphore, ce qui n'a pas encore été réalisé pour tous les résultats présentés.

#### **4.1.2 La mobilité du phosphore dans les MES et dans les sédiments de la Seine**

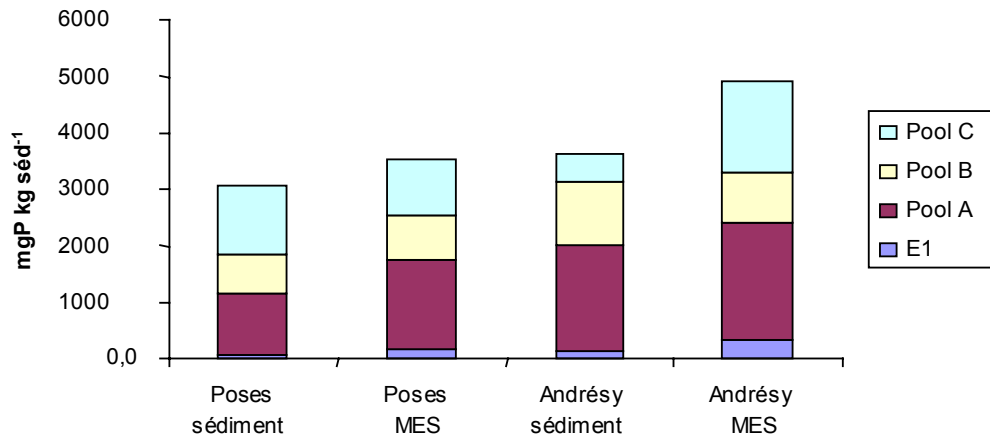
Il apparaît que le contenu en  $P_{total}$  des MES est supérieur à celui des sédiments, tant à Andrésey qu'à Poses.

D'une manière générale, la quantité d'ions isotopiquement échangeable en moins d'1 mn représente une faible proportion du P total, mais est toutefois relativement plus importante dans les MES que dans les sédiments. La quantité d'ions isotopiquement échangeables entre 1mn et 2 mois (Pool A) est relativement le plus important. La quantité d'ions échangeables à l'échelle annuelle (E1+ Pool A+ Pool B) est au total de l'ordre de 75 % du contenu en P des particules (Figure 9).

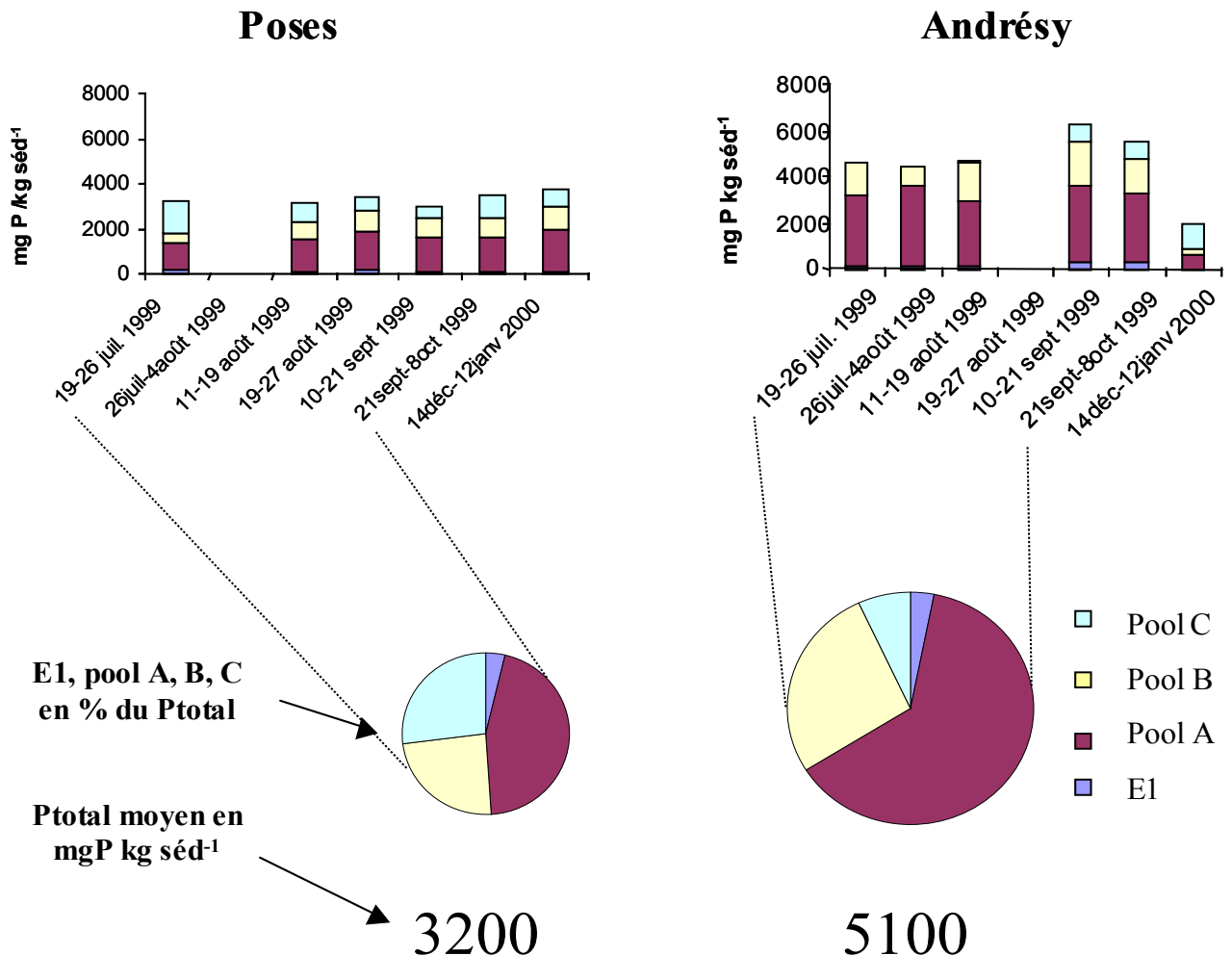
#### **4.1.3 Evolution saisonnière de la mobilité du phosphore dans les MES**

Bien que le cycle saisonnier n'ait pas été complètement exploité, les premiers résultats montrent que le contenu en phosphore des MES à Andrésey est systématiquement supérieur à celui de Poses, sauf pour le prélèvement d'hiver, quand le débit augmente à 1200 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, alors que la valeur moyenne a oscillé autour de 200 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> de juillet à octobre 1999 (Figure 10). A l'échelle saisonnière, la faible représentation de la quantité des ions immédiatement isotopiquement échangeables est confirmée. De même la proportion des ions isotopiquement échangeables en 1 an (E1+ Pool A + Pool B) domine à environ 75 %.





**Figure 9.** Répartition du contenu en phosphore des sédiments et des MES à Poses et Andrésey en différentes classes de mobilité. Ions isotopiquement échangeables entre 1 mn et 2 mois (Pool A), entre 2 mois et 1 an (Pool B), et en plus d'1 an (Pool C).

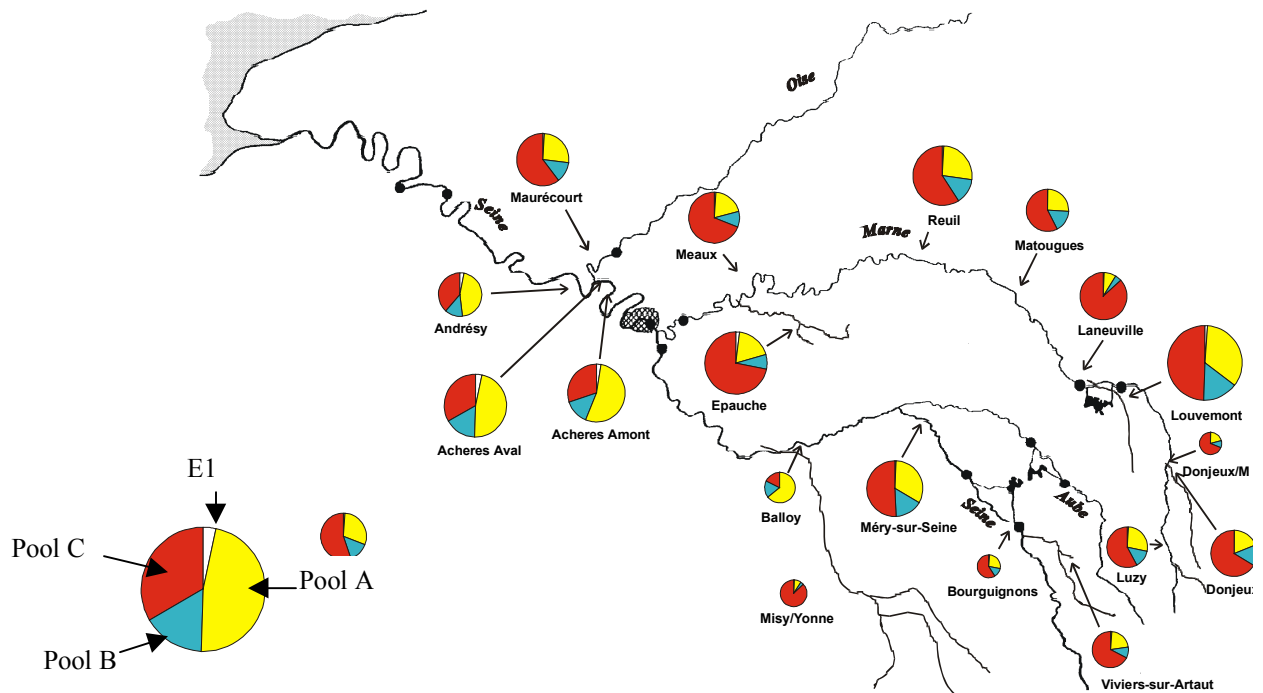


**Figure 10.** Evolution du contenu en phosphore des MES à Poses et Andrésey et distribution des différents pools de phosphore mobilisable.

Les analyses de ce cycle seront poursuivies, afin de mieux comprendre la distribution des pools de phosphore des MES à Andrésey, fortement influencé par les effluents de la station d'épuration d'Achères, et à Poses, où elles sont en principe dominée en été par la matière autochtone du phytoplancton.

#### 4.1.4 Distribution spatiale de la mobilité du phosphore dans les sédiments de la Seine

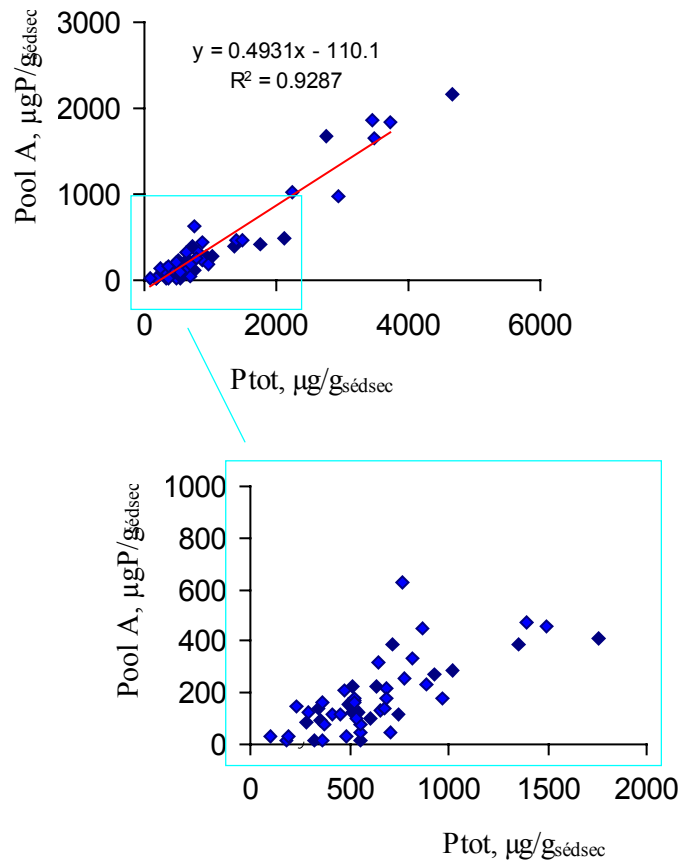
Rappelons que la distribution des quantités d'ions phosphates isotopiquement échangeables a été étudiée sur les sédiments du réseau hydrographique de la Seine à deux périodes en 1995 et 1996 (Figure 11). D'une manière générale ces résultats ont montré que les sédiments présentent une quantité d'ions phosphates mobilisable en 1 an (E1+ Pool A + Pool B) généralement inférieure à 50 %, sauf aux abords d'Achères (cf. Figure 11) et aux stations de fortes biomasses phytoplanctoniques (cf. Figure 12.7, La Seine en son Bassin, 1998).



**Figure 11.** Répartition spatiale du contenu en phosphore dans les sédiments du réseau hydrographique de la Seine, et distribution de sa mobilité en avril 1996.

La quantité d'ions isotopiquement échangeables entre 1mn et 2 mois (Pool A) des sédiments alors étudiée a été analysée en fonction de leur teneur en phosphore (Figure 12). Dans la gamme de la teneur en phosphore observée, de quelques  $\mu\text{gP/g}_{\text{sec}}$  à  $6000 \mu\text{gP/g}_{\text{sec}}$ , il apparaît un nuage orienté bien décrit par une relation linéaire dont l'ordonnée à l'origine indique qu'il existe un contenu en phosphore de base en deçà duquel le phosphore n'est pas échangeable dans cet intervalle de temps. En éclatant les échelles des axes x-y, on met en évidence cette valeur de base du phosphore du sédiment d'environ  $200\text{-}250 \mu\text{gP/g}_{\text{sec}}$ .

*NB: Les plus fortes valeurs correspondent à des sédiments prélevés en aval d'Achères, les plus faibles à des sédiments de petites rivières.*



**Figure 12.** *Quantité d'ions isotopiquement échangeables entre 1mn et 2 mois (Pool A) en fonction de la teneur en phosphore des sédiments.*

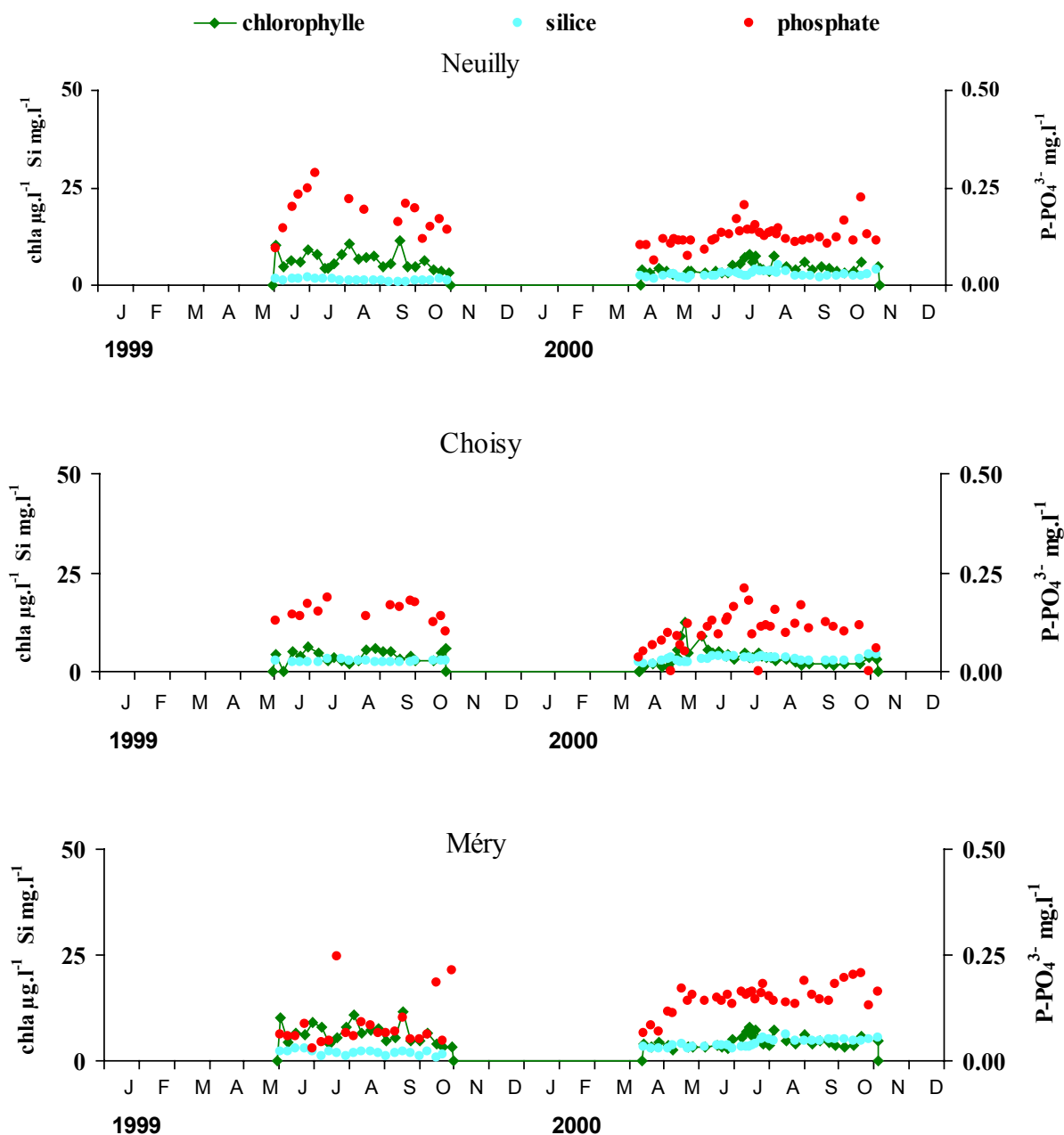
#### 4.2 Qualité de l'eau aux exutoires des sous-bassins en 1999 et 2000

Conformément à nos observations précédentes, le développement phytoplanctonique se produit après la chute des débits hivernaux. Une crue tardive en avril en 1999 et 2000 conduit des floraisons phytoplanctoniques de faible biomasse (47 µgChl<sub>a</sub> l<sup>-1</sup> en 1999 et de 17 µgChl<sub>a</sub> l<sup>-1</sup> en 2000). Elles sont de très courte durée (Figure 13). Les biomasses restent faibles tout l'été 1999 et encore plus faibles en 2000 en raison des débits élevés.

Les concentrations en phosphates sont de l'ordre de 150 µgP l<sup>-1</sup> dans la Marne en 1999 et légèrement plus faibles en 2000 (120 µgP l<sup>-1</sup>) en raison d'une dilution par le débit. Les concentrations en silice sont peu variables (peu de consommation par les diatomées) et sont sensiblement plus élevées en 2000 (2.8 mg Si l<sup>-1</sup> contre 1.7 mg Si l<sup>-1</sup> en 1999), sans doute dues à une dissolution plus importante de la silice avec les conditions particulièrement pluvieuses (Figure 13).

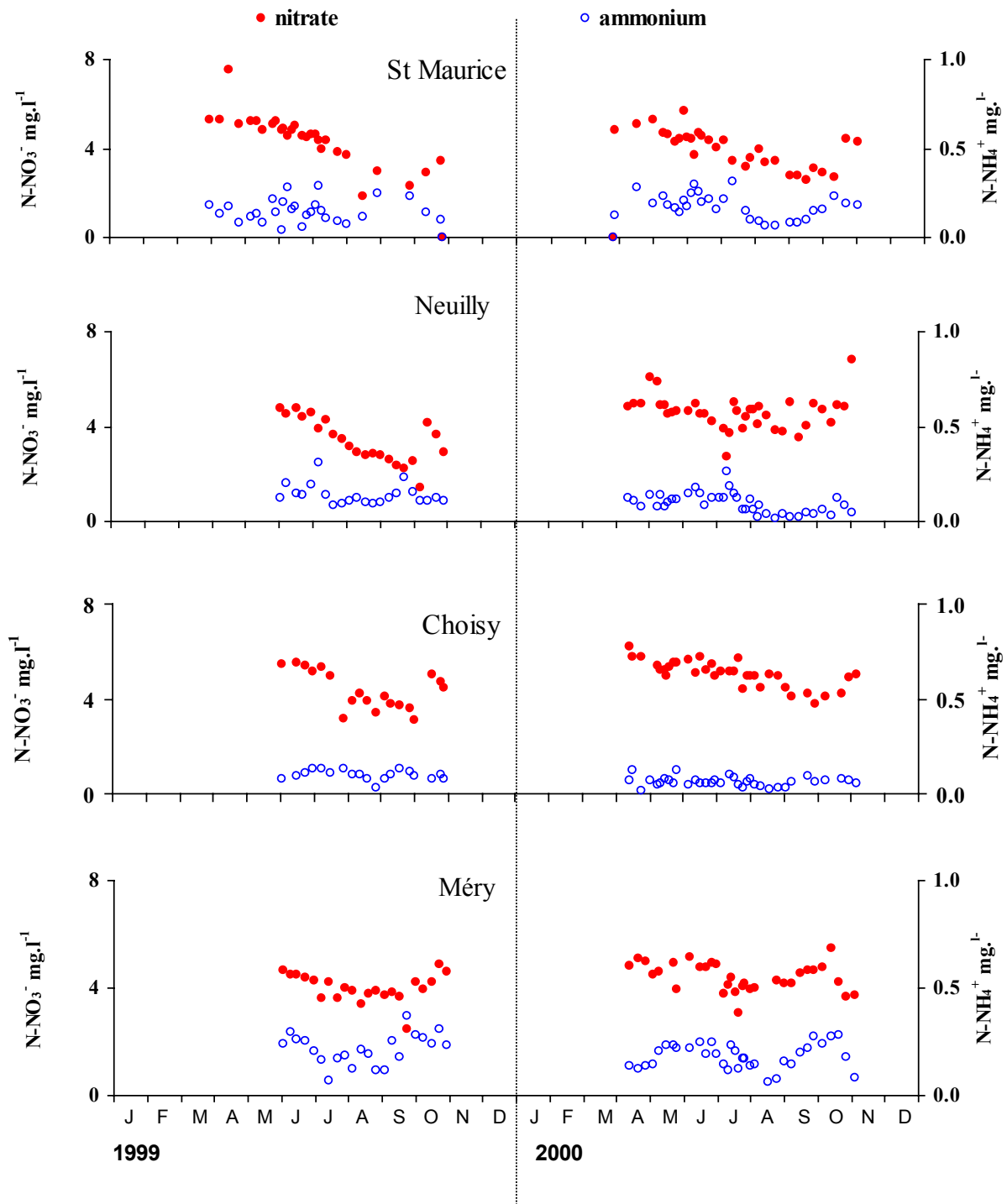
Des observations tout à fait similaires doivent être faites pour les stations de Neuilly/Seine, Choisy/Seine et Méry/Oise (Figure 14).





**Figure 14.** Variations saisonnières de la concentration en chlorophylle a, des phosphates et de la silice dissoute à Neuilly/Marne, Choisy/Seine et Méry/Oise en 1999 et 2000.

Les variations saisonnières en nitrates présentent une évolution connue, avec une diminution en été, qui s'explique tant par une dénitrification estivale que par la contribution importante des eaux souterraines (moins chargées en nitrates), dans la Marne par exemple.



**Figure 15.** Concentration en nitrate et en ammonium aux stations St Maurice et Neuilly à l'exutoire de la Marne, à Choisy à l'exutoire de la Seine et à Méry à l'exutoire de l'Oise en 1999 et 2000.

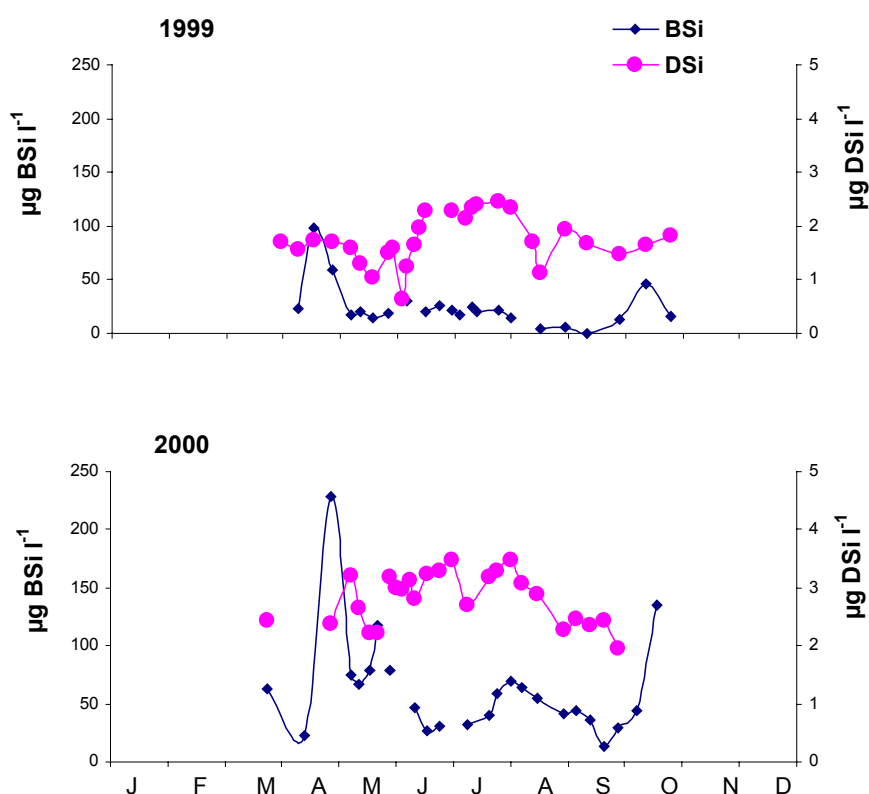
On remarquera toutefois que cette diminution est moins importante en 2000, car la participation des eaux de nappes à l'écoulement superficiel est plus faible en raison des hauts débits.

Les concentrations en ammonium sont les moins élevées dans la Seine, les plus élevées dans l'Oise. Les variations saisonnières montrent un accroissement de l'ammonium en été, puis un second à l'automne, sans doute tant liées à une alternance de production/dégradation qu'à une nitrification (Figure 15).

En matière de modélisation, cette nouvelle base de données de 1999 et 2000, dont un des intérêts est de correspondre à des années à faible développement phytoplanctonique et forts débits estivaux, complétera celles des années antérieures dès que les bases de données hydrologiques et météorologiques seront disponibles. Cette base de données présente en outre l'intérêt de couvrir de nombreuses variables "classiques" de qualité, parfois mal exploitées d'un point de vue de la modélisation (c'est le cas de l'ammonium en particulier, mais aussi de la silice dont le dosage systématique est récent). Cette étude à haute fréquence de prélèvements permettra en outre de mieux différencier les bilans de nutriments aux exutoires des grands sous-bassins (cf. Billen *et al.*, 1998).

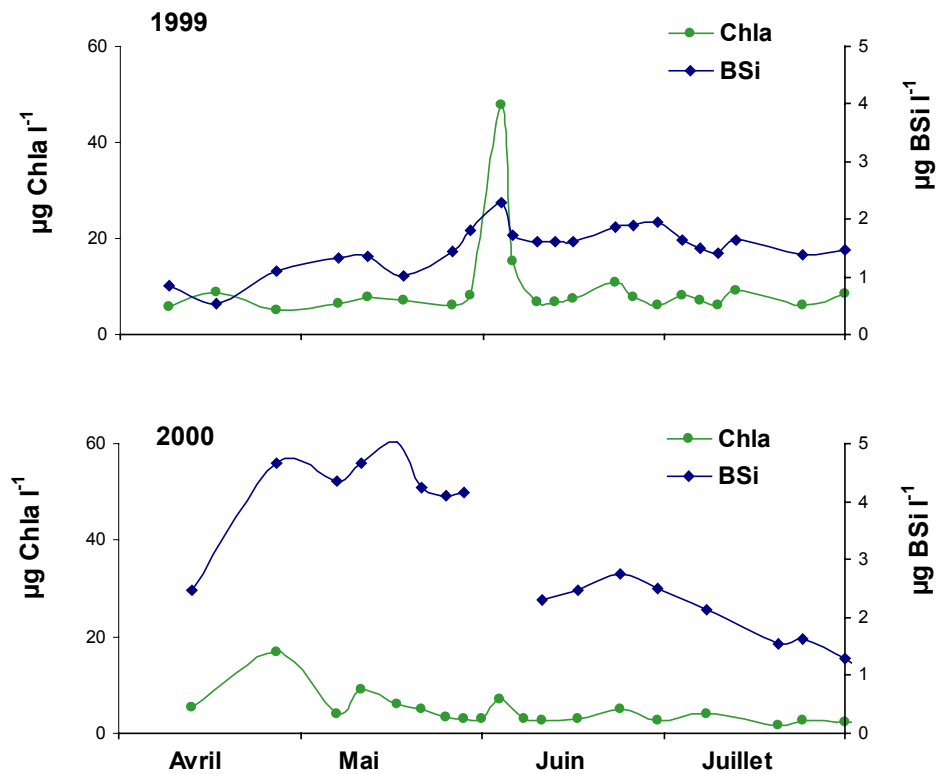
#### 4.3 Variations saisonnières de la silice biogénique à St Maurice

Les maximums de silice biogénique sont observés en avril et en octobre et correspondent à des augmentations de débit (Figure 16 et cf. Figure 13). Comme la silice dissoute, la silice biogénique est relativement plus élevée en 2000 qu'en 1999.



**Figure 16.** Variations de la concentration en silice biogénique (BSi) en 1999 et 2000, comparée à la concentration en silice dissoute (DSi).

S'il semble exister une coïncidence entre l'augmentation de la silice biogénique et la chlorophylle *a*, les années étudiées ne se prêtent pas à cette étude de la dynamique de la silice entre les formes dissoute et particulière biogénique (Figure 17).



**Figure 17.** Variations de la concentration en silice biogénique (BSi) en 1999 et 2000, comparée à la concentration en chlorophylle (Chla).

Toutefois plusieurs éléments relatifs à la silice sont à remarquer :

- les plus fortes concentrations en silice dissoute en 2000 par rapport à 1999 tendant à montrer que la dissolution est accélérée par haut débit,
- Les plus fortes concentrations en silice biogénique en 2000 par rapport à 1999, et des valeurs maximales au moment des pointes de débits printanières et automnales pour les deux années, ce qui pourrait indiquer un entraînement de frustules de diatomées fixées au fond ou d'apports latéraux ; ces algues ne sont apparemment pas très actives puisque qu'on ne remarque pas d'augmentation particulière de la concentration en chlorophylle lors de ces pointes de débit.

Ces observations devront être intégrées aux protocoles expérimentaux mis en œuvre pour comprendre la dynamique de la silice :

- Quelle est l'importance des organismes siliceux non phytoplanctoniques (phytobenthos par exemple) ?
- Quelle sont, outre la température et la composition algale, les facteurs qui contrôlent la dissolution de la silice (interaction eau-roche-sol modifiant le pH par exemple) ?



## 5. Conclusions et perspectives

Le travail réalisé en 1999 et 2000 ne contribuera pas à mieux comprendre le maintien de bloom phytoplanctonique et leur déclin. Ces deux années ont en effet été marquées par des débits élevés, et particulièrement en 2000.

En revanche, l'année 2000 a de plus permis de progresser significativement sur le plan de la mobilité du phosphore.

De plus, ces deux années permettent de souligner des interactions verticales (eaux superficielles-eaux souterraines) et latérales (zones mortes-chenal).

Outre l'intérêt de formuler de nouvelles hypothèses et de raffiner le modèle des processus, ces deux années atypiques, enrichissent la base de données qui servira au terme de l'année 2001 à valider les modèles du PIREN-Seine et à tester des scénarios de gestion.

## 6. Références bibliographiques

- Billen G., Garnier J. & Meybeck M. (1998a). Les sels nutritifs: l'ouverture des cycles. Chapitre 12. In: *La Seine en son bassin Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p. 531-565
- Billen G., Garnier J. et Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Billen G. & Garnier J. (1997). The Phison River Plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microb. Ecol.*, 13 : 3-17.
- Conley D., Schleske C. Stoemer E. (1993). Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 101:179-192.
- Eberlein K & Katter G (1984). Automatic method for the determination of orthophosphate and dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 326: 354-357
- Fardeau J.C. & Jappe J., 1982. Intérêt des cinétiques d'échanges isotopiques pour la caractérisation du phosphore assimilable des sols. *Sci. Sol.* 2: 113-123.
- Fardeau J.C, Morel C. & Boniface R., 1991. Cinétique de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie* 11:787-797.
- Fardeau J.C., 1993. Le phosphore assimilable des sols: sa représentation par le un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie* 13: 317-331.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonnal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Billen G., Hanset Ph., Testard P. & Coste M. (1998b). Développement algal et eutrophisation. Chapitre 14. In: *La Seine en son bassin Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p. 593-626.
- Humborg C, Ittekkot V, Cosiascu A & Bodungen BV (1997). Effect of Danube River dam on Black sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386: 385-388.
- Jones M.N. (1984). Nitrates reduction by shaking with cadmium, alternative to cadmium columns. *Water Res.* 18:643-646.
- Lorenzen CJ (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Morel C., Tiessen H., Moir J. & Steward J.W. (1994). Phosphorus transformations and availability due to crop rotations and mineral fertilization assessed by an isotopic exchange method. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 58: 1439-1445.
- Morel C., Tiessen H. & Steward J.W. (1996). Sensitivity to equilibration periods of phosphate sorption and isotopic exchange method assessing Q/I relationship in soil. *Soil Sci.* 161: 459-467.

- Qotbi A., Dauta A., Sarpedonti V. & Promeyrat S. (1996). Estimation of the available phosphate for phytoplankton stored in the soft sediments of the river Lot. *Hydrobiologia*, : 1-5
- Ragueneau O. & Tréguer P. (1994). Determination of biogenic silica in coastal water: applicability and limits of the alkaline digestion methods. *Marine Chemistry*, 45:43-51.
- Rodier J (1984). *L'analyse de l'eau*. 7ème édition. Dunot (ed). 1365 p.
- Williams J.D.H., Jaquet J.-M. & Thomas R.L. (1976). Forms of phosphorus in surficial sediments of Lake Erie. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 33: 413-429.
- Williams J.D.H., Shear H. & Thomas R.L. (1980). Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different form of phosphorus in sedimentary materials in Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 25:1-11.

## **Remerciements**

Nous tenons à remercier toutes les personnes de la Compagnie Générale des Eaux qui ont participé à cette étude: MM. Hébert, Kruze et Leconte pour les prélèvements, et Mlle Rouquet pour les informations fournies au cours de l'étude