

# Bilan du phosphore à l'échelle du bassin de la Seine : Détermination de la fraction mobile pour la croissance algale

Julien Némery<sup>1</sup>, Josette Garnier<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>1</sup> et Christian Morel<sup>2</sup>

<sup>1</sup>UMR Sisyphé, UPMC, Tour 26, Etage 5, 4 place Jussieu, 75005 Paris

<sup>2</sup>INRA, Bordeaux, B.P.81, 33883 Villenave d'Ornon cedex

[nemery@ccr.jussieu.fr](mailto:nemery@ccr.jussieu.fr)

Bilan du phosphore à l'échelle du bassin de la Seine : Détermination de la fraction mobile pour la croissance algale.....	1
1 Introduction.....	1
2 Bilan du phosphore agricole sur l'ensemble du bassin de la Seine : flux, stocks et pertes vers le milieu aquatique.....	3
2.1 Sources statistiques et méthodologie.....	3
2.2 Les engrais minéraux phosphatés : un apport dominant sur les sols cultivés du bassin de la Seine.....	4
2.3 Estimation des stocks de phosphore dans les sols cultivés.....	7
2.4 Perte diffuse de phosphore des sols cultivés vers le milieu aquatique : exemple du bassin de la Marne.....	8
3 Bilan des flux de phosphore aux exutoires sur l'ensemble du bassin pour 1999, 2000 et 2001 ...	12
3.1 Données RNB, méthodes de calcul.....	12
3.2 Les flux de phosphore aux exutoires.....	13
4 Les MES : vecteur de transport et source de Phosphore dans le réseau hydrographique.....	14
4.1 Matériels et méthodes.....	15
4.2 Résultats.....	17
5 Conclusion.....	20
6 Références.....	21

## 1 Introduction

Le phosphore est un élément rare (< 0.1% dans la lithosphère), de grande importance écologique. Il est un composant essentiel du vivant (nucléotides, ADN, phospholipides, enzymes) et joue un rôle clé dans le transfert d'énergie (ATP). Son cycle biogéochimique « ouvert » et ses faibles quantités naturelles en font un élément très recherché, parfois limitant en condition « pristine » (Ramade, 1998). L'apparition des premiers engrais minéraux au 19<sup>e</sup> siècle et, plus récemment, l'utilisation des polyphosphates comme détergents ont profondément modifiées les flux et stocks de phosphore dans les grands réservoirs de la biosphère entraînant parfois des dysfonctionnements comme l'eutrophisation des milieux aquatiques.

Dans un large bassin versant anthropisé comme celui de la Seine, les sources de phosphore sont de deux types : les apports diffus, essentiellement dus au ruissellement sur les terres agricoles et les apports ponctuels issus des rejets industriels ou domestiques. La prise de conscience de

l'importance des apports ponctuels sur les problèmes d'eutrophisation des eaux de surface a contribué à la réduction progressive des polyphosphates dans les lessives (Billen et al., 1999) et à l'amélioration du traitement tertiaire du P en station d'épuration. Il se produit donc une augmentation de la proportion relative des apports diffus, initialement considérés comme négligeables. Dans cette logique, les apports diffus sont largement étudiés pour leurs contributions à l'enrichissement en P des milieux aquatiques (Dorioz and Ferhi, 1994; Haygarth and Jarvis, 1999; Sharpley et al., 1999). Cependant les pertes diffuses restent difficiles à quantifier. Dans une étude publiée par le (CORPEN, 1999) (Comité d'Orientation pour la réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les Phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles) 25 % des apports en P aux eaux de surface étaient attribués à l'agriculture. La principale origine était domestique (50 %) et les autres industrielles (25 %).

Le modèle écologique du réseau hydrographique de la Seine, développé dans le cadre du Piren-Seine (RIVERSTRHALER, Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) a montré, par des scénarios prospectifs, que seule une importante réduction des apports ponctuels de P (environ 90 %) pouvaient avoir une incidence sur le développement algal, premier symptôme de l'eutrophisation (Garnier et al., 1998b). Une réduction des apports ponctuels aussi contraignante, conduit à s'interroger sur la nécessité d'agir aussi sur les apports diffus du phosphore. Un des objectifs du présent travail est donc de mieux connaître les ordres de grandeurs des quantités de P mises en jeu en agriculture et d'établir une relation entre les pratiques très agricoles du bassin de la Seine et les pertes de P générées par l'érosion et le lessivage.

Nous nous appuierons d'abord sur l'exemple du bassin de la Marne pour déterminer la proportion relative des apports diffus à l'exutoire par rapport aux apports ponctuels.

Une deuxième partie sera consacrée à l'établissement des flux de phosphore aux points clés du réseau hydrographique de la Seine dans son ensemble, pour 3 années consécutives (1999, 2000 et 2001).

Nous présenterons enfin les travaux relatifs au devenir du phosphore particulaire, véhiculé par les matières en suspension et majoritairement apporté par l'érosion des sols cultivés. Une fraction non négligeable de ce compartiment peut passer sous forme dissoute et directement contribuer à l'enrichissement du milieu aquatique en orthophosphates, élément clé et limitant de l'eutrophisation dans le bassin de la Seine.

## 2 Bilan du phosphore agricole sur l'ensemble du bassin de la Seine : flux, stocks et pertes vers le milieu aquatique

Le bassin de la Seine est caractérisé par une agriculture intensive, largement dominée par les grandes cultures (céréales, cultures industrielles céréales) dans le centre du bassin (Figure 1a). Les zones périphériques, qui présentent des sols propices à l'implantation de pâturages, sont plus tournées vers l'élevage. Pour notre étude, le bassin de la Seine est découpé en 4 grands sous-bassins versants des tributaires majeurs (Seine, Marne, Oise et Eure) auxquels s'ajoute un axe principal Paris-Honfleur (Figure 1b).

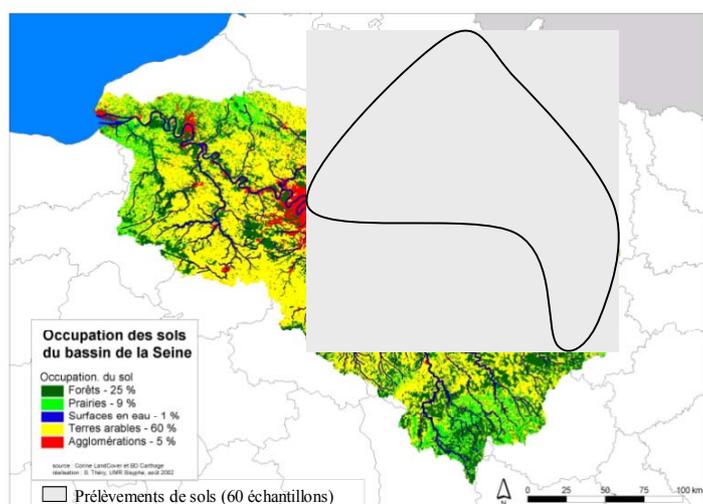


Figure 1a

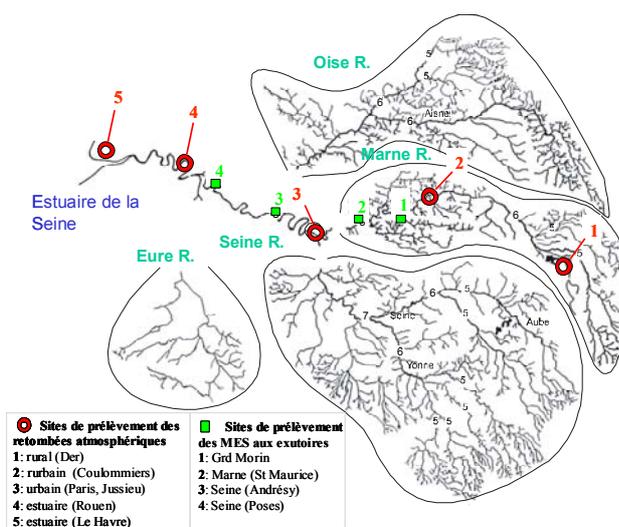


Figure 1b

Figure 1a : Carte d'occupation des sols du bassin de la Seine (d'après Sylvain Théry, UMR Sisyphé). Figure 1b : Découpage du bassin de la Seine en unité de bassin versant ; positionnement des sites d'échantillonnage des retombées atmosphériques et des matières en suspension (MES) dans le réseau hydrographique

### 2.1 Sources statistiques et méthodologie

Le bilan du phosphore agricole a été réalisé à partir des données statistiques à l'échelle départementale du dernier Recensement Général Agricole, RGA 2000 (superficies cultivées pour chaque type de culture et cheptel). Les chambres départementales d'agriculture (CDA) et l'UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation) ont été contactées pour connaître les conseils en fumure phosphatée et les chiffres de livraisons d'engrais pour l'année 2000.

Les différents flux sont conceptualisés en considérant les apports (atmosphériques, les engrais, et les restitutions -effluents d'élevage + résidus de culture-) et les exportations par les cultures (industries agroalimentaires, fourrage et restitution au champ sous forme de résidus de culture). Sur la base de ces chiffres statistiques, les apports par les fertilisants sont calculés en multipliant les superficies des différentes cultures du bassin (ha) par la quantité d'engrais appliquée aux sols ( $\text{kgP ha}^{-1}$ ). Les restitutions du phosphore par les effluents d'élevage sont estimées sur la base des données de cheptel du RGA multipliées par un flux annuel de P généré par tête ( $\text{kgP/tête}$ , (CORPEN, 1998).

L'exportation de phosphore et les restitutions au sol des cultures sont obtenues en multipliant la production ( $q \text{ ha}^{-1}$ ) et l'exportation/restitution de phosphore par type de culture ( $\text{kgP } q^{-1}$ , CORPEN, 1998).

Les apports atmosphériques de phosphore ont été déterminés sur la base d'analyses bi-mensuelles des concentrations en orthophosphate des eaux pluviales en 2001 sur 5 sites d'échantillonnage (rural, rurbain, urbain et estuarien) mis en place par l'EPHE dans le bassin de la Seine (Ollivon et al., 2001). Le Tableau 1 montre les flux calculés à partir des concentrations et des pluies moyennes annuelles.

*Tableau 1: précipitation annuelle moyenne, concentration en orthophosphate dans les eaux de pluie et flux spécifiques de phosphore pour 5 sites du bassin de la Seine pour l'année 2001*

Site	Pluie moy	P-PO4 moy	Flux spécifique
	mm	mgP L <sup>-1</sup>	kgP ha <sup>-1</sup>
Urbain (Paris-Jussieu)	771	0.002	0.009
Rurbain (Coulommiers)	861	0.060	0.52
Rural (lac du Der)	915	0.046	0.42
Estuaire (Rouen + Le Havre)	782	0.038	0.28

## **2.2 Les engrais minéraux phosphatés : un apport dominant sur les sols cultivés du bassin de la Seine**

Le bilan du phosphore agricole (Figure 2) montre que les fertilisants représentent 60 % des apports de P au sol ( $20.6 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) contre 22 % pour les résidus de culture ( $7.6 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ), 17 % pour les effluents d'élevage ( $6.2 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) et 1% pour les apports atmosphériques. La différence de ces apports avec les exportations par les cultures ( $33 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) apparaît positive. Le surplus est égal à  $1.8 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , ce qui traduit un enrichissement significatif du P du sol.

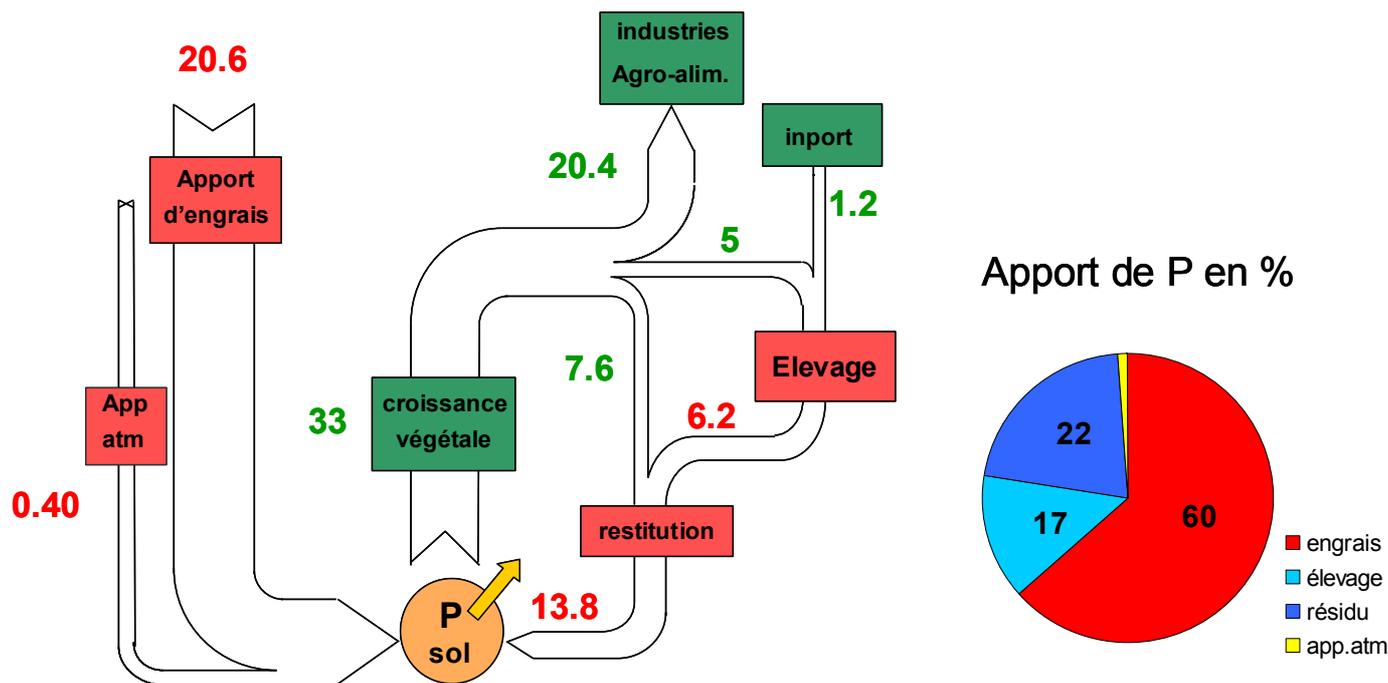


Figure 2: Bilan du phosphore agricole dans le bassin de la Seine (flux en kgP haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et pourcentage des différents apports de phosphore au sol

La situation décrite pour l'ensemble du bassin de la Seine reflète assez bien les situations des 5 grands sous-bassins (Marne, Seine-amont, Oise, Eure et Paris-Honfleur) présentées au Tableau 2.

Les apports d'engrais oscillent entre 22.3 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (64%) pour le bassin de la Marne (dominé par les cultures intensives de céréales et industrielles) et 16.5 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (49%) pour l'axe Paris-Honfleur (activité d'élevage importante). Concernant les apports par l'élevage, cette situation s'inverse logiquement. Un maximum de 10.4 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (31%) est trouvé sur l'axe Paris-Honfleur et un minimum de 5 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (14%) sur le bassin de la Marne.

Ce contraste est encore plus marqué lorsqu'on diminue les échelles d'observation. Le bassin du Grand Morin, dominé par les cultures intensives de céréales, reçoit 27.8 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> soit plus de 70 % des apports de phosphore au sol alors que les apports par l'élevage sont de l'ordre de 5 %. Le bassin de la Blaise, choisi dans cette nouvelle phase du Piren-Seine comme zone atelier d'étude de l'impact de l'élevage, reçoit moins en engrais phosphatés, 13.3 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (51%) mais plus en apports d'élevage, 8.1 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (31%).

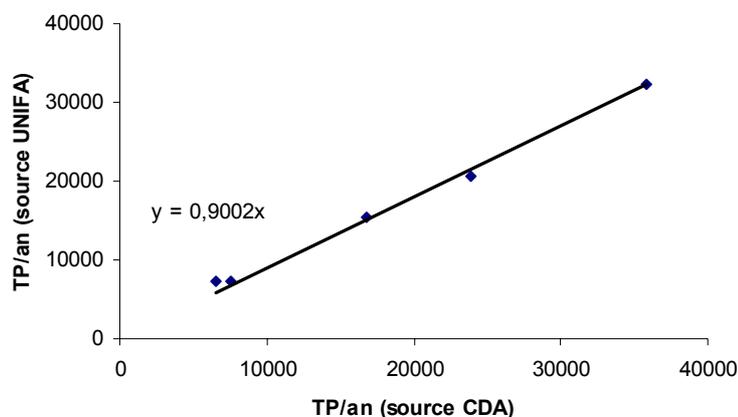
Les surplus, calculés par différence entre les apports et les exportations, apparaissent positifs dans toutes les situations. Les résultats présentés ne sont que des ordres de grandeur soumis aux erreurs statistiques qu'induit la manipulation de ce genre de données. On retiendra, en accord avec les dires d'experts des chambres d'Agriculture, que ces surplus sont de l'ordre du kg à la dizaine de kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>.

Tableau 2 : flux spécifique du phosphore ( $\text{kg P haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) sur les 5 sous-bassins de la Seine pour l'année 2000 (SAU : Superficie Agricole Utile)

	surf. BV $\text{km}^2$	SAU %	engrais	élevage	résidus	app.atm.	exportation	surplus
	$\text{kgP haSAU}^{-1}$							
<b>Marne</b>	12762	59	22.3	5	7.5	0.39	33	2.2
<i>Grd Morin</i>	1202	61	27.8	2	9.3	0.52	36	3.6
<i>Blaise</i>	607	51	13.3	8.1	4.2	0.42	25	1
<b>Seine-amont</b>	30797	56	20.6	5.7	7.5	0.42	33	1.2
<b>Oise</b>	16972	64	21.9	6.3	8.6	0.42	34	3.2
<b>Eure</b>	6031	69	18.2	5.6	6.7	0.42	29	1.9
<b>ParisHonfleur</b>	7239	55	16.5	10.4	6.7	0.28	29	4.9
<b>Seine</b>	73801	60	20.6	6.2	7.6	0.40	33	1.8

S'il est difficile d'évaluer l'intervalle de confiance des chiffres avancés dans ce bilan du P agricole, il n'en reste pas moins que les apports par les fertilisants sont largement supérieurs aux autres apports. Le chiffre de  $20.6 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , calculé pour l'ensemble du bassin de la Seine à partir des données du RGA 2000 et des conseils en fumure phosphatés des Chambres départementales d'agriculture, peut être comparé avec les chiffres de livraison d'engrais fournis par l'UNIFA qui permettent de calculer une valeur très proche ( $19 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ). La Figure 3 permet ainsi d'établir une fourchette d'incertitude de +/- 10% entre ces deux sources d'informations. Par ailleurs, il est communément admis en agronomie que les apports en engrais phosphatés à l'échelle de l'exploitation sont au moins égaux aux exportations par les cultures, ce qui se vérifie pour nos estimations. Pour le bassin de la Seine, ce chiffre est supérieur à ce qui est trouvé en moyenne sur l'ensemble de la France,  $15 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  (FAO, 2000).

Figure 3 : comparaison de l'estimation des apports d'engrais P sur les 5 sous bassins de la Seine pour l'année 2000 à partir de deux sources statistiques différentes (UNIFA vs CDA).



Sur l'ensemble du bassin de la Seine, les apports plus faibles par les effluents d'élevage s'expliquent par une activité majoritairement dominée par les grandes cultures.

Il est intéressant de constater que les retombées atmosphériques sont, certes négligeables en comparaison des autres apports, mais ne sont pas nulles malgré la quasi inexistence de forme gazeuse du phosphore dans son cycle biogéochimique (Ramade, 1998). L'observation du flux spécifique plus important en milieu rural peut être expliqué par une volatilisation des fertilisants lors de leur application au sol. Des données similaires aux nôtres comprises entre  $0.04$  et  $1 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  sont mentionnées dans la littérature (Pollman et al., 2002). Le faible flux spécifique calculé sur le site urbain (tableau 1) est surprenant sachant que les activités industrielles (notamment la combustion) sont sources de P. On peut expliquer ce chiffre par l'implantation du site de prélèvement à l'ouest des sites industriels de Paris où les vents dominants, orientés Ouest-Est, entraînent la pollution à l'Est (Garban et al., 2002).

Finalement au regard de ces résultats de bilan de P agricole, l'information essentielle à retenir est l'accumulation du P excédentaire dans les sols. Il devenait donc essentiel de quantifier les stocks de phosphore dans les sols du bassin de la Seine qui, par voie diffuse (érosion, lessivage), sont susceptibles de rejoindre le milieu aquatique.

Morel (2002) nous rappelle que le peu de précision des outils d'évaluation de la phyto disponibilité du P dans les sols associée à la notion de « vieille graisse »<sup>1</sup> ont eu pour conséquence de fertiliser à des doses souvent très supérieures aux exportations de P par les cultures, afin de minimiser les risques de perte de rendement. Cette situation, longtemps admise et pratiquée, a induit une importante accumulation de P dans beaucoup de sols pour sécuriser la production agricole.

<sup>1</sup> effet « vieille graisse » : effet désignant le supplément de rendement obtenu par fertilisation phosphatée annuelle sur un sol préalablement enrichi par rapport au même sol non enrichi. Les expérimentations de l'INRA ont montré récemment que cet effet relève de l'exception plutôt que de la règle.

### 2.3 Estimation des stocks de phosphore dans les sols cultivés

Le bilan du P agricole n'est pas équilibré puisqu'il montre un surplus, de l'ordre de 1-10 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, et donc une augmentation du P dans les sols. A ce stade de l'étude, nous avons entrepris de quantifier les stocks de phosphore dans les sols. Cette démarche est difficile à mettre en oeuvre étant donnée l'absence de mesures systématiques de phosphore total lors d'analyses agronomiques. La base de données des analyses de sols réalisée par (Schvartz et al., 1997; Walter et al., 1997) ne fournit, par exemple, que des données de P assimilable non interprétables en terme de P total. Certains auteurs (Aurousseau, 2000) ont tenté d'établir une relation entre P assimilable et P total. Les résultats montrent que les estimations de stocks peuvent varier du simple au double notamment en fonction des compositions différentes des sols. Par ailleurs, si les teneurs moyennes des sols en phosphore trouvées dans la littérature sont de l'ordre de 750 mg P kg<sup>-1</sup>, les teneurs s'échelonnent de moins de 100 mg P kg<sup>-1</sup> pour des sols sableux du Sahel à plus de 3000 mg P kg<sup>-1</sup> pour des sols d'origine volcanique ou développés sur craie (Fardeau and Conesa, 1994).

Le bassin de la Seine présente une palette d'unités pédogéologiques assez variées (limon à l'ouest, en Brie et Tardenois, limoneux-sableux au centre, argilo-marneux en Champagne humide, craie en Champagne sèche). La distribution des sols est conditionnée par une lithologie en structures auréolaires concentriques, d'origine sédimentaires secondaires et tertiaires caractéristiques du bassin parisien, mais aussi par l'existence d'un dépôt d'origine quaternaire. Ce dépôt, communément appelé « limon de plateaux », recouvre de façon inégale, voire discontinue, l'ensemble du bassin parisien (Guerrini et al., 1998). Par ailleurs l'occupation du sol et les pratiques agricoles contrastées entre les zones périphériques du bassin (élevage + prairie) et le centre du bassin (terres arables + grandes cultures) ne nous permettent pas d'attribuer systématiquement une teneur moyenne en P des sols.

Cette importante diversité de situations ainsi que la carence de données sur notre site d'étude, nous a conduit à entreprendre une vaste campagne d'échantillonnage de sols. Un large quart nord-est du bassin a été parcouru permettant le prélèvement de 4 types d'occupation du sol (terres arables, prairie, forêts et vignes) et 6 régions ou « pays » (Plateau d'Ile-de-France - Brie, Tardenois -, Champagne sèche et humide, Barrois, Argonne et Thiérache). L'échantillonnage a été réalisé au cours de l'hiver 2002. Les terres arables sont à nues, majoritairement labourées donc homogènes, rarement cultivées dans les régions traversées, et n'ont pas reçu les premiers fertilisants du printemps. Cette période nous a semblé la plus représentative de l'état du stock de phosphore des sols d'autant plus que les risques de pertes par érosion sont les plus importants durant l'hiver (voir § 1.4). Les 25 premiers centimètres de sol, correspondant à un horizon de labour classique, ont été prélevés, séchés et tamisés à 2 mm. Les teneurs en P sont déterminées par méthode colorimétrique (Ohno and Zibilske, 1991) après calcination à 550 °C et attaque acide au HCL 1N (Aspila et al., 1976). Le même protocole est appliqué aux sols de vignes, forêts et prairies. Les résultats sont présentés au Tableau 3.

Tableau 3: Teneurs moyennes en phosphore total dans les sols dans différentes régions du nord est du bassin de la Seine.

« pays »	unités pédogéologiques	terres arables	prairies	forêts	vignes
mg P kg <sup>-1</sup>					
Champ. crayeuse	craie	1.367 <sup>a</sup>	/	/	0.895 <sup>d</sup>
Brie	Calcaire, marnes lacustres	0.515 <sup>b</sup>	0.393 <sup>d</sup>	0.158 <sup>d</sup>	/
Barrois	plateau calcaire	0.892 <sup>c</sup>	0.797 <sup>d</sup>	0.137 <sup>d</sup>	/
Champ. humide	argilo-marneux	0.802 <sup>d</sup>	0.676 <sup>d</sup>	/	/
Argonne	Gaize, calcaire-marneux	1.179 <sup>d</sup>	0.890 <sup>d</sup>	0.074 <sup>d</sup>	/
Thiérache	Marne, calcaire et socle	0.637 <sup>d</sup>	0.584 <sup>d</sup>	0.340 <sup>d</sup>	/

<sup>a</sup> moyenne +/- écart type 0.226 (15 données)

<sup>b</sup> moyenne +/- 0.114 (8 données)

<sup>c</sup> moyenne +/- 0.310 (5 données)

<sup>d</sup> 1 à 3 données moyennées

Dans les sols cultivés, on note des teneurs contrastées qui s'échelonnent d'une valeur moyenne de 0.515 mg P kg<sup>-1</sup>, observée en Brie (particulièrement dans le bassin du Grand Morin), à une valeur de 1.367 mg P kg<sup>-1</sup>, 2 à 3 fois plus forte et significativement différente, dans les horizons crayeux de la Champagne sèche. Les autres régions échantillonnées présentent des teneurs intermédiaires à ces 2 extrêmes. Les sols de prairie (0.668 mg P kg<sup>-1</sup> en moyenne) ont des teneurs très proches aux valeurs moyennes trouvées dans les sols cultivés. Les sols sous couvert forestier, que l'on peut assimiler à un état de référence ou bruit de fond naturel, sont moins riches en phosphore, d'un facteur 3 à 4 soit 0.178 mg P kg<sup>-1</sup>, que les sols consacrés aux activités agricoles. Les sols viticoles, échantillonnés sur les coteaux champenois ont une teneur moyenne de 0.895 mg P kg<sup>-1</sup>.

Le calcul du stock de P total dans les sols cultivés est établi sur la base de 3500 t de terre par hectare (densité moyenne de sol limoneux de 1.4, Duchaufour, 2001, profondeur de 0-25 cm) et des teneurs extrêmes rencontrées sur le terrain. Nous pouvons ainsi estimer une fourchette des stocks de P dans les sols cultivés de 4800 tP ha<sup>-1</sup>, pour les sols de craie de la champagne sèche, à 1800 tP ha<sup>-1</sup> dans les sols du plateau briard.

Ces résultats mettent en évidence un stock très important de P dans les sols cultivés du bassin de la Seine en comparaison des quantités mises en jeu dans le bilan du P agricole présenté ci-dessus. Ainsi lorsque l'on présente des surplus de l'ordre de 1-10 kgP haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, il faut savoir qu'ils représentent moins de 0.001% du stock déjà présent. Le flux de sortie de P le plus important reste l'exportation par les cultures (33 kg P haSAU<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) soit moins de 1 % du stock total. D'autres sorties, d'un grand intérêt environnemental, restent à quantifier : les pertes de P par l'érosion et le lessivage. Quelle fraction de cet énorme stock de P est en effet susceptible de rejoindre le milieu aquatique ?

## 2.4 Perte diffuse de phosphore des sols cultivés vers le milieu aquatique : exemple du bassin de la Marne

Pour cet aspect de l'étude, nous considérons les apports diffus de phosphore par deux processus, le lessivage par le drainage et l'érosion.

Pour estimer les pertes par drainage, un flux spécifique de P à la sortie d'un collecteur de drain a été calculé à partir d'une chronique de 8 années de mesures réalisées par sur le bassin de Mélarchez (7 km<sup>2</sup>), drainé à plus de 90 %, étudié par le Cemagref depuis plus de 30 ans (Riffard et al., 2002). Le

collecteur étudié est spécifique d'une zone de culture, de superficie de 15 ha, drainée à 100 %. Les flux annuels sont calculés par l'équation décrite ci-après à partir des concentrations en P-PO<sub>4</sub>, en P total et les débits (10 à 30 données pour chaque variable pour une année hydrologique). Le période durant laquelle le collecteur de drain coule est déterminée à partir de la Figure 4.

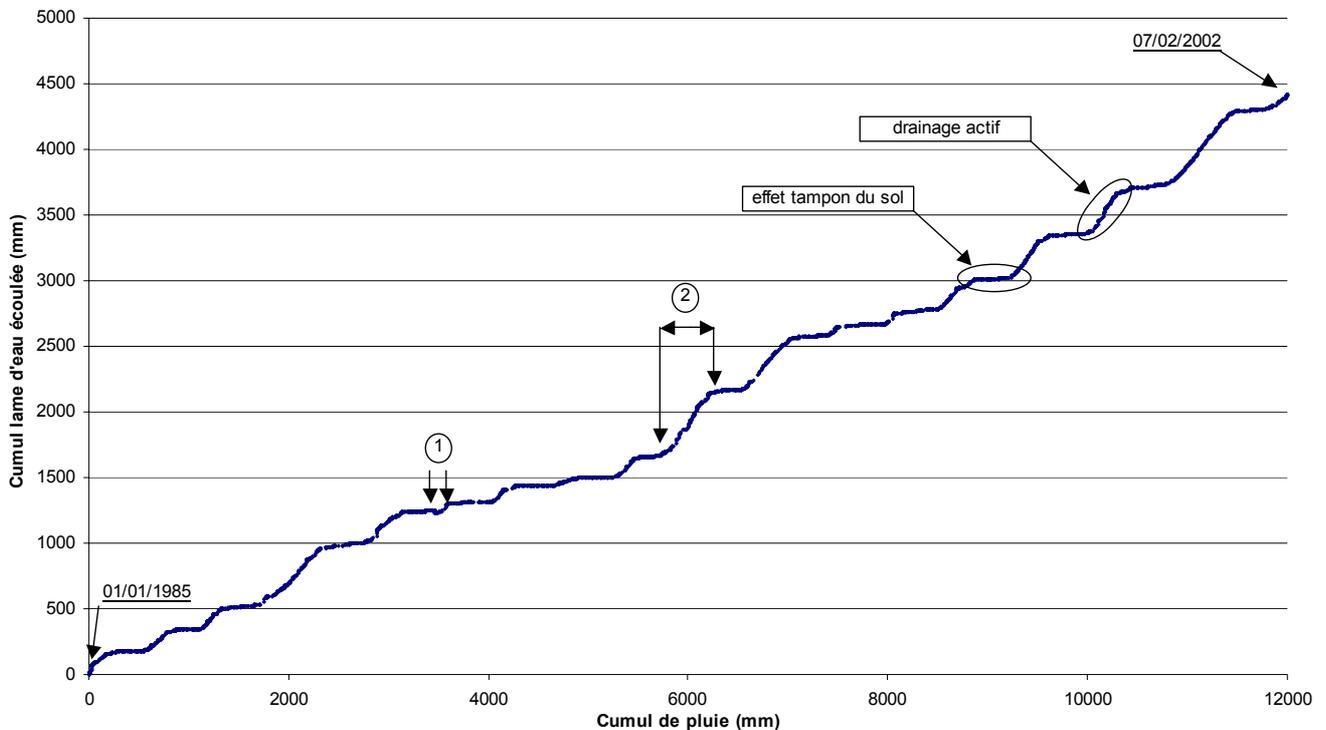


Figure 4 : Cumul de pluie vs cumul lame d'eau drainée du 01/01/1985 au 07/02/2002 à l'exutoire du bassin de Mélarchez, 7km<sup>2</sup> (d'après Marine Riffard et Cyril Kao, Cemagref Antony)

1. exemple d'année sèche, drains actifs du 25/01/90 au 31/03/90 (65 jours)
2. exemple d'année humide, drains actifs du 10/10/93 au 01/06/94 (233 jours)

Lorsque que le cumul de pluie n'augmente pas le cumul de la lame d'eau écoulée à l'exutoire, les sols jouent leur rôle de tampon. Le drainage devient « actif » quand les sols sont saturés en eau et que les nappes superficielles atteignent les drains. Il y a alors écoulement et augmentation de la lame d'eau écoulée à l'exutoire. Nous pouvons ainsi déterminer avec une relative précision la période réelle durant laquelle le collecteur a coulé. A dire d'expert, cette période peut-être légèrement surestimée à la fin du phénomène quand les nappes soutiennent les écoulements du ru de Mélarchez alors que les drains ne coulent plus (Tableau 4).

Tableau 4 : débits, concentrations P-PO<sub>4</sub> et P<sub>total</sub> et flux spécifiques dissous et totaux moyens pour 8 années hydrologiques sur un collecteur de drain de sols cultivés (15 ha, drainé à 100%) sur le bassin de Mélarchez (7 km<sup>2</sup>)

année	drain actif	débit moy.	P-PO <sub>4</sub> moy.	P <sub>tot</sub> moy.	flux P dissous	flux P total
	jours	L s <sup>-1</sup>	mg P L <sup>-1</sup>		kg P ha <sup>-1</sup>	
<b>89/90</b>	65	0.05	0.225	0.264	0.004	0.004
<b>90/91</b>	101	1.34	0.019	0.074	0.034	0.170
<b>91/92</b>	111	0.16	0.022	0.027	0.002	0.002
<b>92/93</b>	156	0.71	0.017	0.054	0.011	0.033
<b>93/94</b>	233	1.58	0.031	0.134	0.077	0.400
<b>94/95</b>	151	1.29	0.033	0.059	0.057	0.101
<b>98/99</b>	127	1.10	0.074	/	0.059	/
<b>99/00</b>	151	0.79	0.111	/	0.095	/
<b>moyenne</b>	<b>137</b>	<b>0.88 (0.56)<sup>a</sup></b>	<b>0.058 (0.072)</b>	<b>0.102 (0.087)</b>	<b>0.042 (0.035)</b>	<b>0.118 (0.152)</b>

<sup>a</sup> écart type

Les flux spécifiques à la sortie du collecteur de drain, moyennés sur les 8 années (une très sèche, 89/90, une très humide, 93/94 et 6 intermédiaires), sont de 0.042 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour le phosphore dissous (PD) et 0.118 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour le phosphore total (P<sub>tot</sub>). Ces résultats peuvent être sous-estimés par l'existence de période de débits élevés en sortie de réseau de collecteur, nommés « débits de pointe » difficiles à prédire et à quantifier par un suivi ponctuel (Lesaffre and Zimmer, 1987).

L'infiltration du P en profondeur et son transport par drainage semblent très faibles en comparaison des stocks présents dans les sols (Tableau 3). Cependant les concentrations mesurées dans les eaux drainées ne sont pas négligeables et dans le cas du bassin du Grand Morin, où 74 % de sa SAU est drainée, cette perte devient tout à fait significative et mérite d'être prise en compte. La quantité annuelle de P perdue par drainage (6.5 tP an<sup>-1</sup>) représente 14 % du flux total de P à l'exutoire calculé à l'exutoire du Grand Morin, 46 tP an<sup>-1</sup> (Garnier et al., 2002).

Le deuxième processus qui entre en compte dans les pertes diffuses de P est l'érosion. Ce phénomène peut être mesuré directement sur le terrain par la mise en place de dispositifs permettant de récupérer les eaux ruisselées sur les terres cultivées (Catt et al., 1999; Smith et al., 2001) mais ces résultats sont très variables en fonction de la pente, du type de sol, de l'occupation du sol, des précipitations etc.. Il est donc difficile de les extrapoler aux sols du bassin de la Seine. Certains auteurs (Johnes, 1996; May et al., 2001; Reckhow et al., 1980) préfèrent utiliser la méthode des coefficients d'exportations où une perte spécifique de P, exprimée en kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et résultant de données moyennes bibliographiques, est attribuée à chaque type d'occupation du sol.

Les pertes de P par érosion sont ici calculées par différence entre la somme des flux annuels totaux à l'exutoire et des apports ponctuels et les pertes de P par lessivage (drainage).

Dans le bassin de la Marne nous avons estimé à 261 tP an<sup>-1</sup> les pertes par érosion, soit une contribution majeure de plus 90 % des apports diffus, comparée aux pertes par drainage égales à 17 tP an<sup>-1</sup> (Némery et al., 2002). Ce résultat montre que les apports diffus de P (drainage + érosion) contribuent pour 41 % du flux total à l'exutoire de ce bassin. La différence est attribuée aux apports ponctuels, calculés à partir de la base de données de l'Agence de l'Eau Seine Normandie sur les rejets de phosphore par les stations d'épuration et les industries, soit à 400 tP an<sup>-1</sup> pour l'année 1999, la plus récente disponible (Figure 5).

Un suivi annuel (mars 2001-mars 2002) des concentrations en orthophosphates de l'eau, des teneurs en P des matières en suspension (MES) et des concentrations en MES a été réalisé à l'exutoire de la Marne à une fréquence hebdomadaire ou bi-mensuelle, ce qui permet d'estimer les flux de phosphore particulaire (PP) et dissous (PD). Les flux journaliers de PD résultent du produit de la concentration en orthophosphate de l'eau et du débit. Les teneurs en P des MES (voir chap. 3.2) ont été multipliées par la concentration en MES et le débit pour obtenir le flux journalier de PP. Les flux annuels (AF) exprimés en TP an<sup>-1</sup> sont calculés selon la relation décrite par (Verhoff et al., 1980) et recommandé par (Walling and Webb, 1985).

$$AF = \frac{K \sum_{i=1}^n (C_i Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} Q_m$$

K = facteur correctif pour prendre en compte une période donnée (ici, 365 jours)

$C_i$  = concentration instantanée PD ou PP ( $\text{g P m}^{-3}$ )

$Q_i$  = débit instantané ( $\text{m}^3 \text{j}^{-1}$ )

$Q_m$  = débit moyen sur la période d'échantillonnage ( $\text{m}^3 \text{j}^{-1}$ )

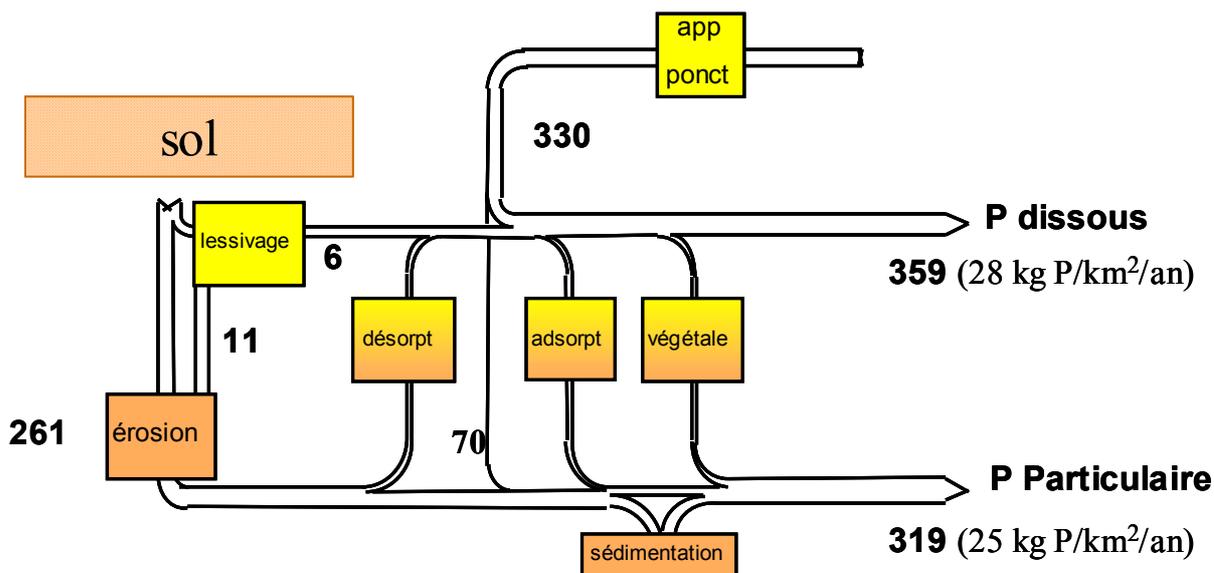


Figure 5 : bilan des flux de phosphore d'origine ponctuelle et diffuse à l'exutoire du bassin de la Marne : flux calculé à l'exutoire pour la période 2001-2002 ( $\text{tP an}^{-1}$ )

Le flux spécifique de perte de P par érosion peut être estimé à  $0.35 \text{ kgP haSAU}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , valeur tout à fait comparable à celles utilisées par l'approche basée sur les coefficients d'exportation (Tableau 5).

Tableau 5 : exportation de P par différentes occupations du sol d'après les modèles utilisant les coefficients d'exportation

Occupation du sol	Reckhow (1980)	Johnes (1996)
	$\text{kgP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$	
forêt	0.05	0.02
prairie	0.30	0.10-0.30
terres cultivées	0.30	0.65 (céréales) 0.80 (plantes à tubercule)

### **3 Bilan des flux de phosphore aux exutoires sur l'ensemble du bassin pour 1999, 2000 et 2001**

L'estimation des flux totaux de phosphore présentés dans ce chapitre permet d'avoir une vision d'ensemble des sources et des quantités mises en jeu par chaque grande unité de bassin versant (Figure 1b).

#### **3.1 Données RNB, méthodes de calcul**

Les données de débits, de MES et de concentrations en orthophosphate et en P total nous ont été fournies par le Service de la Navigation de la Seine, SNS Paris (Bougival) et le SNS Rouen. Trois années sont prises en compte, 1999, 2000 et 2001, aux exutoires de la Seine à Evry (12 données annuelles), de la Marne à Charenton (24 données annuelles), de l'Oise à Conflans (12 données annuelles), de la Seine à Poissy (12 données annuelles) et de la Seine à Poses (24 données annuelles). Les flux à la sortie d'Achères ont été déterminés sur la base de flux journaliers (4 à 5 données hebdomadaires) pour les années 1999 et 2000 (données SIAAP).

Les flux sont estimés par le rapport entre la somme des flux instantanés (flux P dissous et P total) et la somme des débits instantanés, pondéré par le débit moyen annuel comme présenté au paragraphe 1.4. Ces résultats sont comparés aux flux calculés à partir des teneurs en PP des matières en suspensions collectées aux exutoires de la Marne à St Maurice et de la Seine à Poses (chapitre 3.2).

### 3.2 Les flux de phosphore aux exutoires

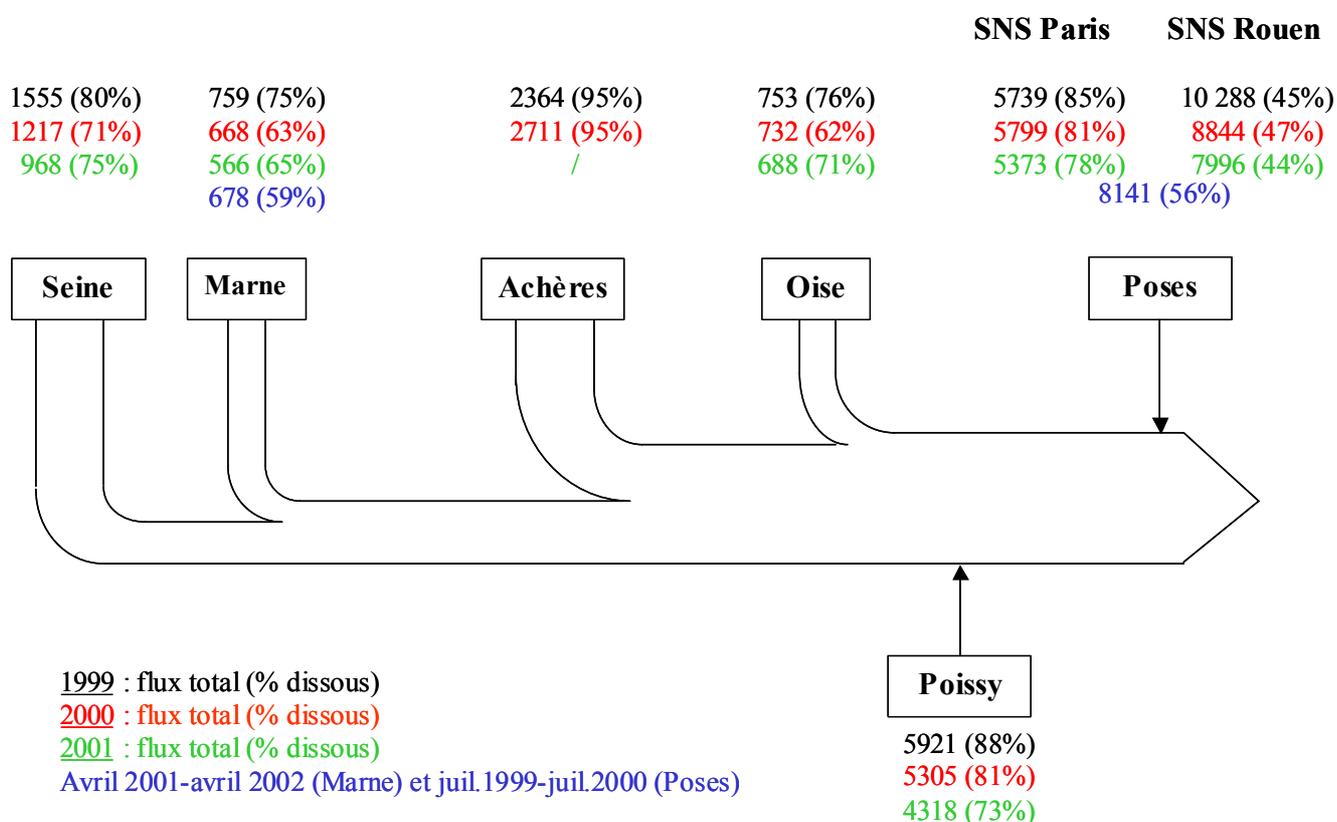


Figure 6 : bilan des flux de phosphore dans le bassin de la Seine (exprimé en tP an<sup>-1</sup>) pour 3 années consécutives

Pour toutes les stations présentées (Figure 6), les flux tendent à diminuer sur les 3 années d'observation. Cette diminution peut-être imputée aux débits moyens annuels, croissants sur les 3 années, qui favorisent un effet « dilution » des flux (Tableau 6). Néanmoins, les bilans pour 1999, 2000 et 2001 s'équilibrent d'eux mêmes et étonnement bien. Ainsi le cumul des flux calculés pour la Seine amont, la Marne, la station d'épuration d'Achères et l'Oise, est validé par l'estimation des flux à Poissy (station en aval des rejets d'Achères, de la confluence avec l'Oise et des deux barrages d'Andrésey et de Denouval). Les flux à Poses (SNS Paris) sont du même ordre de grandeur que ceux estimés à Poissy pour les 3 années consécutives, laissant à penser qu'il n'y a pas de rejets de phosphore, significatifs pour les bilans annuels, dans le tronçon Poissy-Poses.

Au vu de ces résultats, on peut attribuer à la station d'épuration d'Achères une contribution aux flux total de P à Poses au moins d'égale importance aux 3 sous-bassins, Seine amont, Marne et Oise réunis. Autre observation, les proportions de la fraction dissoute des flux dans le réseau hydrographique sont comprises entre 63 et 85 %, laissant une proportion moindre aux flux particuliers (calculés par différence des flux totaux et des flux dissous). A Poses, les flux, calculés à partir de 2 bases de données différentes du SNS, présentent des différences entre eux d'un facteur 1.5 à 2. Les concentrations moyennes en orthophosphates sont similaires d'une base de données à l'autre et ne peuvent donc pas expliquer ces écarts. Quand aux débits, la base est la même. En revanche des différences claires sont observables entre les concentrations moyennes en P total issues des deux

sources (Tableau 6). Des écarts significatifs des mesures de P total sont souvent observés selon le protocole ou la méthode utilisée

Les investigations sur la caractérisation du P des MES, menées sur l'exutoire de Marne à St Maurice et de la Seine à Poses (chapitre 4), nous ont amené à calculer différemment les flux particuliers en utilisant directement les teneurs en P des MES collectées. Les flux totaux résultent alors de la somme de ces flux particuliers et des flux dissous. Si l'on se base sur la comparaison avec les chiffres du SNS Paris, les résultats, présentés en bleu à la Figure 6, montrent que les flux totaux estimés sont plus importants que pour les années correspondantes (2001 pour La Marne, 1999-2000 pour la Seine Poses). Ceci nous amène à penser que les flux particuliers sont sous-estimés par les mesures de P total. Cette hypothèse peut-être vérifiée en calculant les teneurs moyennes en PP des MES par le rapport entre les flux annuels de MES et les flux annuel de PP (calculés par différence des flux totaux et des flux dissous) (Tableau 6). La valeur moyenne des teneurs en PP des MES piégées à Poses est supérieure d'un facteur 3 à celles calculées à partir des données du SNS Paris. La même constatation est faite à l'exutoire de la Marne (1.3 gP kg<sup>-1</sup> observé, chapitre 4.2.1, contre 0.6-0.8 gP kg<sup>-1</sup> calculé pour les 3 années). La même démarche, avec les données du SNS Rouen, conduit à une estimation plus forte d'un facteur 1.5/2.

Tableau 6 : Comparaison des moyennes annuelles des variables, débit, orthophosphates, P total, MES et TPP (Phosphore particulaire total) en fonction de la période étudiée et de la source des données : situation à l'exutoire de la Seine à Poses

	1999		2000		2001		Juil.1999-juil.2000
Moy. annuelles	SNS Paris	SNS Rouen	SNS P.	SNS R.	SNS P.	SNS R.	
Débit (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	598	598	750	750	950	950	625
P-PO <sub>4</sub> (mgP L <sup>-1</sup> )	0.33 (0.14) <sup>a</sup>	0.31 (0.14)	0.22 (0.07)	0.21 (0.10)	0.17 (0.07)	0.14 (0.05)	0.30 (0.15)
P total (mgP L <sup>-1</sup> )	0.38 (0.14)	0.55 (0.26)	0.27 (0.07)	0.38 (0.14)	0.21 (0.06)	0.29 (0.08)	/
MES (mg L <sup>-1</sup> )	36	36	31	31	36	36	30
TPP (mgP kg <sup>-1</sup> )	0.88 <sup>b</sup>	5 <sup>b</sup>	1.02 <sup>b</sup>	4.57 <sup>b</sup>	0.98 <sup>b</sup>	3.77 <sup>b</sup>	2.92 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> valeur d'écart type

<sup>b</sup> calculé par le rapport flux annuel PP/flux annuel MES

<sup>c</sup> voir chapitre 4.2.1 pour la variabilité

Finalement, les estimations de flux, faites à partir des teneurs en PP mesurées sur les MES, donnent une part plus importante à la fraction particulaire (41 % à l'exutoire de la Marne et 44 % à l'exutoire de la Seine). Ce phosphore particulaire, longtemps considéré comme très réfractaire, suscite de plus en plus d'attention dans les recherches sur la qualité des milieux aquatiques.

#### 4 Les MES : vecteur de transport et source de Phosphore dans le réseau hydrographique

Le devenir des sédiments dans les bassins versants est un aspect de plus en plus important dans les recherches environnementales pour son rôle dans le transport de polluants associés, tel que le phosphore (Dorioz et al., 1998a; Kronvang et al., 1997; Verstaeten and Poesen, 2000; Walling et al., 1997) ou encore d'autres contaminants comme les métaux (Idlafkih et al., 1997; Thévenot et al., 2002). Les pertes diffuses de phosphore étant essentiellement sous forme particulaire, il convient de s'interroger sur le devenir du P dans le milieu aquatique. Comme le P a une forte affinité pour les sédiments, la sorption et la désorption sont deux des principaux processus qui régulent le

comportement et les concentrations du P dans les milieux aquatiques. En effet les sédiments en suspension dans la colonne d'eau peuvent constituer un réservoir de P rapidement disponible pour les végétaux aquatiques. Cette biodisponibilité du P a fait l'objet de nombreuses études et fait appel à diverses méthodes telles que les bioessais (Williams et al., 1980), les spéciations chimiques (Golterman, 1982; Hieltjes and Lijklema, 1980), des méthodes d'adsorption/désorption (Aminot and Andrieux, 1996), ou encore les cinétiques de dilution isotopique au  $^{32}\text{P}$ . Cette méthode, initialement développée et utilisée en agronomie (Fardeau, 1993; Morel et al., 1995), a été explorée par quelques limnologues soucieux de mieux caractériser les propriétés de transfert de P depuis la phase solide vers la phase liquide (Capblancq et al., 1986; Dorioz et al., 1998b).

Nous avons retenu cette méthode pour notre étude sur le bassin de la Seine. Elle a été exposée dans les précédents rapports du Piren-Seine. (Garnier et al., 2002; Garnier et al., 2001).

## **4.1 Matériels et méthodes**

### **4.1.1 Les sites**

Le prélèvement des échantillons a été réalisé avec la collaboration de l'équipe du CEA de Gif/Yvette (Bonté and Mouchel, 2002) par la mise en place de trappes à MES à l'exutoire de la Seine à Poses (juillet 1999-juillet 2000), au barrage d'Andrésy à l'aval des rejets d'Achères et de la confluence avec l'Oise (même période), à l'exutoire de la Marne à St Maurice (avril 2001-avril 2002), à l'exutoire du Grand Morin et de Mélarchez (même période). Les trappes ont été relevées à une fréquence de 2 semaines à 1 mois. Les échantillons ont été tamisés à 250  $\mu\text{m}$ , lyophilisés et conservés jusqu'à leurs analyses.

Pour chaque station, des données relatives aux débits, MES et concentrations en orthophosphate ont été directement acquises sur le terrain ou complétées par celles de la base du RNB.

### **4.1.2 Caractérisation des différentes formes du P**

Grâce à nos observations acquises au cours de la 3<sup>e</sup> phase du Piren, il nous est apparu indispensable de caractériser les formes organiques particulières (POP) et inorganiques particulières du Phosphore (PIP) qui ne sont pas biodisponibles de la même manière ; la dégradation biologique du POP nécessite une activité bactérienne et enzymatique alors que la mise en solution du PIP est régie par des lois physiques et chimiques (Froelich, 1988).

Le Phosphore particulaire total (TPP) est déterminé par une extraction à HCL 1N précédée d'une étape de minéralisation par calcination à 550 °C (Aspila et al., 1976) . Tout le phosphore (organique + inorganique) est extrait et mesuré par méthode colorimétrique (Ohno and Zibilske, 1991).

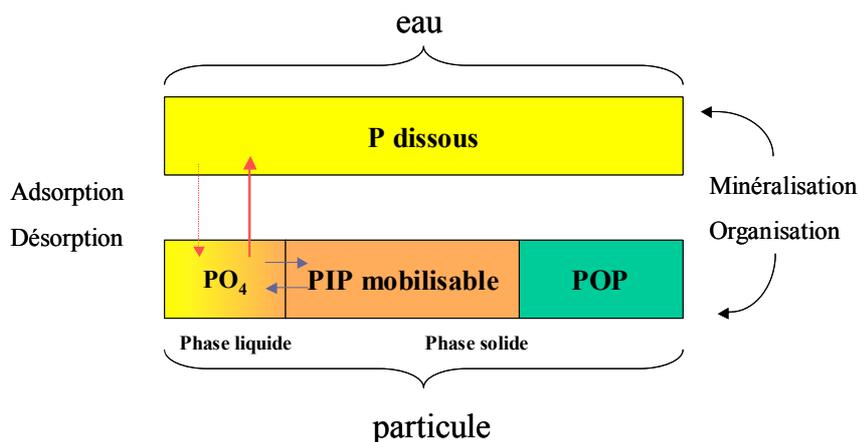
Pour estimer le PIP seul, la même analyse est réalisée en s'affranchissant de l'étape de minéralisation à haute température. Le POP est calculé par différence entre TPP et PIP comme mentionné dans la littérature (Svendsen et al., 1993).

TPP, PIP et POP sont exprimés en  $\text{gP kg}^{-1}$  de matière en suspension.

### **4.1.3 Méthodologie des cinétiques d'échanges au $^{32}\text{P}$**

La méthode développée dans la cadre de la thèse de Némery (2003, en cours) est détaillée dans les précédents rapports Piren-Seine (Garnier et al., 2002; Garnier et al., 2001). La Figure 7 rappelle les compartiments mis en jeu et les flux que l'on cherche à quantifier.

Figure 7 :  
représentation  
schématique des  
différents  
compartiments de  
phosphore mis en  
jeu et les flux



Des échanges s'effectuent constamment entre les formes du phosphore dissoute et inorganique particulaire. Dans cet équilibre dynamique entre la phase liquide et solide de la particule, le POP n'entre pas en compte. La particule peut se comporter comme un piège (flèche achurée) à phosphore ou au contraire devenir une source (flèche rouge). C'est ce flux de phosphore de la phase inorganique particulaire à la phase dissoute que l'on cherche à déterminer en différents points du réseau hydrographique de la Seine.

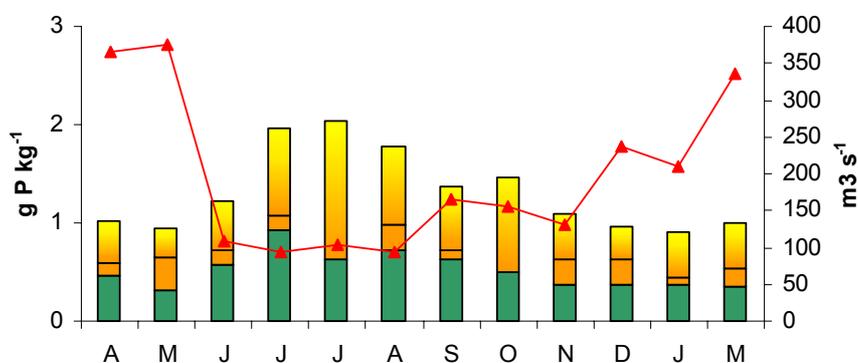
La méthode des cinétiques de dilutions isotopiques permet d'estimer ce flux, c'est-à-dire de quantifier le P échangé en fonction du temps. Cette quantité, nommée P éch. 1 mois, est exprimée en  $\text{gP kg}^{-1} \text{t}^{-1}$  ou, arbitrairement pour notre étude, en  $\text{gP kg}^{-1} \text{mois}^{-1}$  (durée correspondant approximativement, à la fois au temps de séjour des particules dans la rivière et à la durée d'un bloom phytoplanctonique).

Il est important de noter ici que cette méthode ne prend pas en compte la transformation du POP vers les formes assimilables. Des études spécifiques seront réalisées en 2003 par des bioessais (Williams et al., 1980).

## 4.2 Résultats

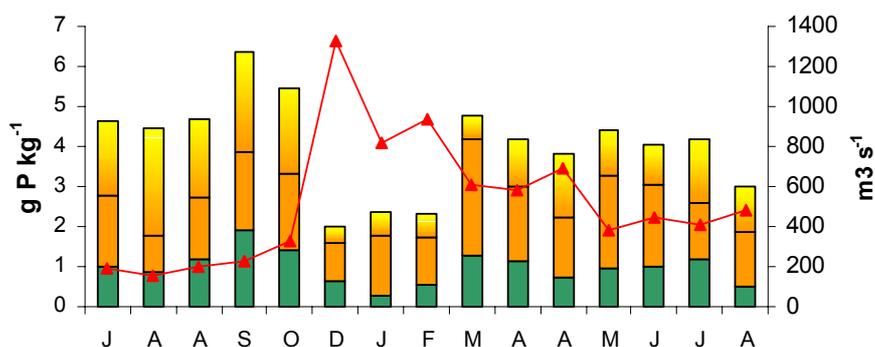
### 4.2.1 Variabilités saisonnières des teneurs en TPP, POP et P éch. 1mois

#### St Maurice (avril 2001-avril 2002)



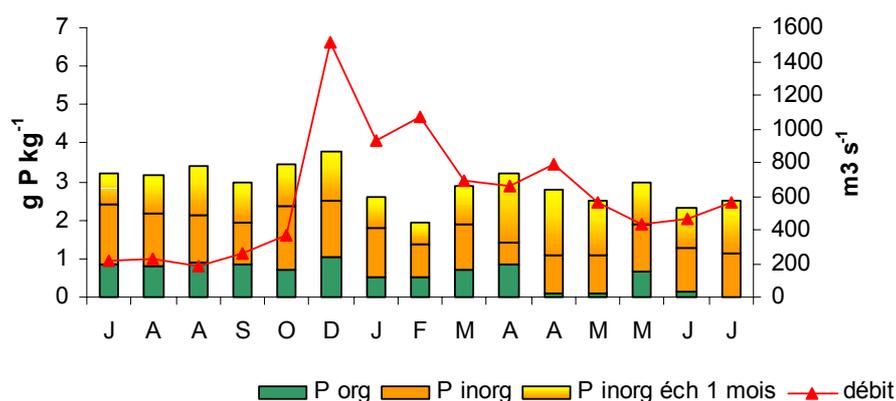
	moyenne gP kg <sup>-1</sup>	% TPP
POP	0,52	40,3
PIP éch. 1mois	0,64	49,4
PIP restant	0,13	10,3
TPP	1,29	100

#### Andrésy (juil.1999-août.2000)



	moyenne gP kg <sup>-1</sup>	% TPP
POP	1,01	25
PIP éch. 1mois	1,46	35
PIP restant	1,70	40
TPP	4,05	100

#### Poses (juil.1999-juil.2000)



	moyenne gP kg <sup>-1</sup>	% TPP
POP	0,59	20
PIP éch. 1mois	1,16	39,8
PIP restant	1,17	40,2
TPP	2,92	100

Figure 8 : variabilité saisonnière et moyenne, sur la période échantillonnée, des teneurs en PIP échangeable en 1 mois, POP, TPP des MES à l'exutoire de la Marne, au barrage d'Andrésy et à l'exutoire de la Seine à Poses

L'analyse du POP, qui ne nous semblait pas indispensable au départ de cette étude, permet de bien mieux caractériser les différentes formes du P mises en jeu dans les processus de mobilisation. Les suivis annuels aux exutoires nous montrent que les fractions considérées, TPP, POP et PIP éch. 1mois présentent des teneurs variables dans le temps d'un facteur 2 à 3 (Figure 8). Nous verrons dans le chapitre suivant que cette variabilité est, dans une certaine mesure, conditionnée par les débits. Les teneurs inter-annuelles en TPP oscillent entre 0.9 et 2 gP kg<sup>-1</sup> (moyenne 1.29) à St Maurice, 2 à 6.3 gP kg<sup>-1</sup> (moyenne 4.05) à Andrésey et 1.9 et 3.9 gP kg<sup>-1</sup> (moyenne 2.92) à Poses mettant également en lumière une variabilité spatiale forte entre les stations. Cette variabilité est aussi marquée pour les autres formes POP et PIP éch. 1mois. Sur les teneurs annuelles moyennées, le POP représente 40.3 % du TPP à St Maurice alors que sa contribution s'amenuise à Andrésey (25 %) et à Poses (20 %). Concernant la fraction PIP éch. 1mois, elle est plus importante en proportion du TPP (49.4%) et du PIP (83 %) à St Maurice qu'à Andrésey (35 % du TPP et 50 % du PIP) et à Poses (39.8 du TPP et 50 % du PIP). Ceci nous amène à penser que le PIP est plus facilement mobilisable à St Maurice qu'à Andrésey et Poses même si, à première vue, les teneurs nous montrent le contraire (PIP éch. 1mois : 0.64 gP kg<sup>-1</sup> à St Maurice contre 1.46 gP kg<sup>-1</sup> et 1.16 gP kg<sup>-1</sup> respectivement pour Andrésey et Poses). La compréhension de ces variabilités, tant temporelle que spatiale, apparaissent donc cruciales dans la représentation du compartiment phosphore dans le modèle RIVE. Dans cet optique, nous avons exploré 2 facteurs de contrôles susceptibles d'être impliqués : le débit et les concentrations en orthophosphates mesurés dans les rivières pour les périodes échantillonnées.

#### 4.2.2 Exploration des facteurs de contrôle de la mobilité du P dans le milieu aquatique

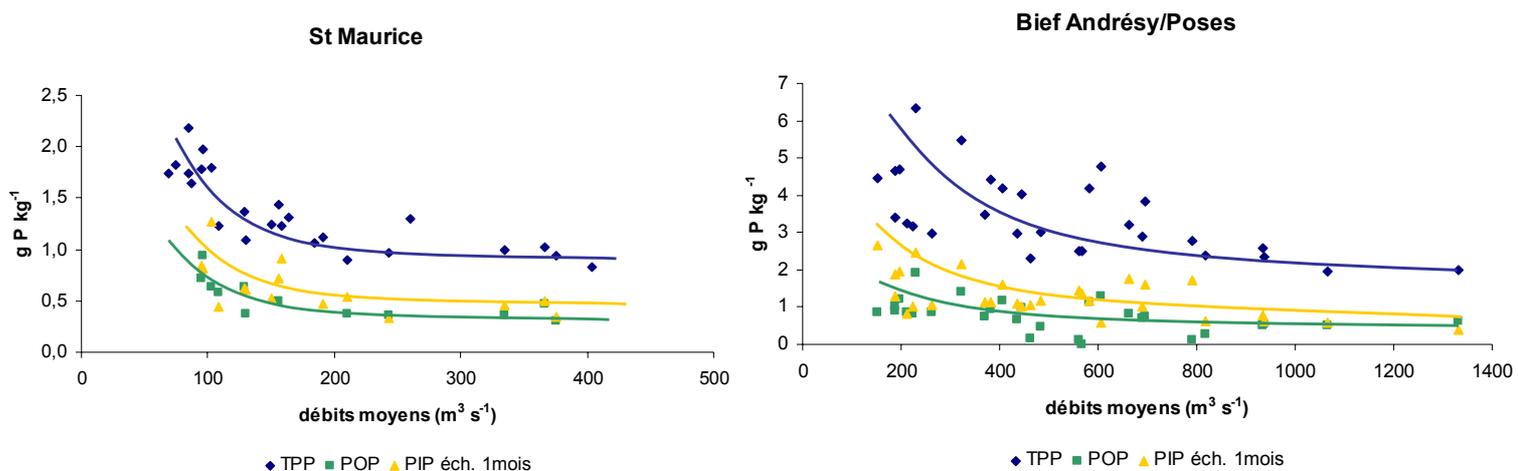


Figure 9 : relation entre les débits moyens et les teneurs TPP, POP et PIP éch. 1mois des MES à l'exutoire de la Marne (St Maurice) et dans le bief Andrésey/Poses (données Andrésey + données Poses)

La Figure 9 met bien en évidence un effet de dilution de toutes les formes du P particulaire dans les 2 situations. Il apparaît très clairement que les débits sont un facteur de contrôle important des teneurs et du comportement du PP dans la colonne d'eau. Cette tendance est parfaitement visible à la

Figure 8 où l'on observe une diminution généralisée des teneurs des formes du P en condition de haut régime hydrique. Inversement, c'est durant les périodes d'étiages, propice au développement algal, que les valeurs, en particulier le PIP éch. 1mois, sont les plus fortes.

La concentration en orthophosphates dans le milieu aquatique semble également un élément déterminant dans la mobilité du PP (Figure 10). Les variations de concentrations de P-PO<sub>4</sub> dans les rivières font à la fois état des variabilités temporelles (effet « dilution » par les débits) mais aussi spatiales (concentrations moyennes du milieu moins fortes dans le Grand Morin, 0.05 mgP-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> qu'à St Maurice, 0.07 mgP-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> et qu'à Andrésey et Poses, 0.3 mgP-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> sur les périodes échantillonnées).

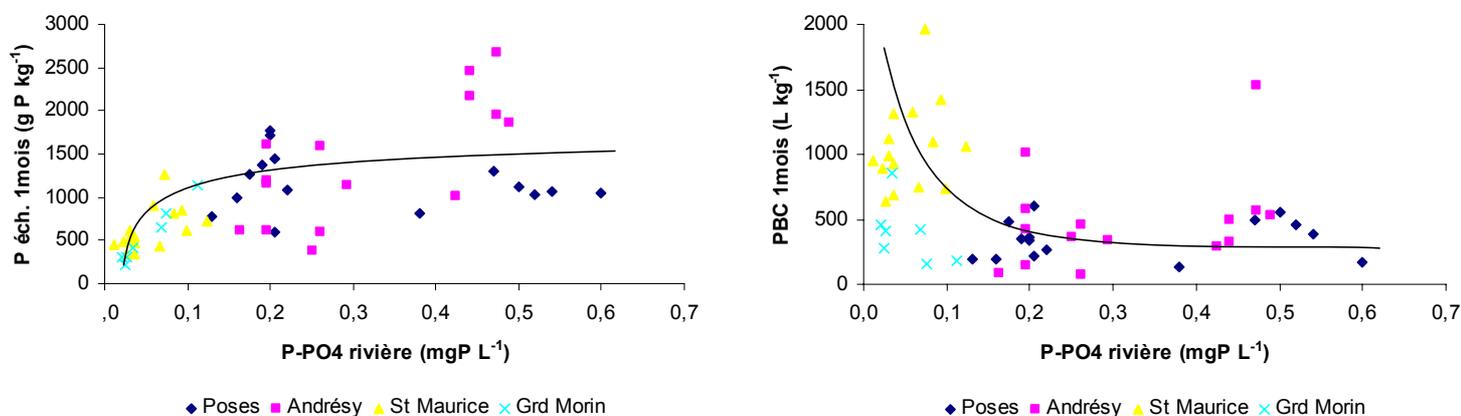


Figure 10 : relation entre les PIP éch. 1 mois, les PBC (Phosphorus Buffering Capacity) et les concentrations moyennes en orthophosphates sur la période de prélèvements des MES aux différentes stations. Quelques points pour le bassin du Grand Morin en période de crue et d'étiage sont rajoutés.

<sup>1</sup> Le PBC (Phosphorus Buffering Capacity), ou pouvoir tampon, exprime la capacité d'un kilogramme de MES à maintenir constante la concentration en orthophosphate du milieu d'un certain volume d'eau (L kgMES<sup>-1</sup>). Il est calculé par le rapport entre PIP éch. 1mois et la concentration en P-PO<sub>4</sub> dans les conditions expérimentales (Gamier et al., 2001).

L'augmentation des concentrations en orthophosphates dans le milieu s'accompagne d'un phénomène de stabilisation des teneurs de PIP éch. 1mois traduisant une saturation des sites d'adsorption des MES (Figure 10 gauche) ; c'est à dire que, dans l'équilibre dynamique qui s'établit entre la phase particulaire et dissoute du P dans la colonne d'eau (Figure 7), les échanges sont d'intensité moins forts. Ce phénomène est mis en évidence de façon plus explicite par la conversion du PIP éch. 1mois en pouvoir tampon<sup>1</sup>. Il apparaît clairement qu'à partir d'une certaine concentration en orthophosphates dans le milieu, comprise entre 0.1 et 0.2 mgP-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, la capacité des MES à maintenir constante cette concentration n'évolue plus.

Ces résultats, tant sur l'effet des débits que sur l'effet des concentrations en orthophosphate du milieu, nous apparaissent prometteurs pour une future mise en équation des cinétiques régissant la mise en solution du PP dans le cadre de la modélisation.

## 5 Conclusion

La première partie, consacrée aux bilans du phosphore agricole et aux pertes de P des terres cultivées vers le milieu aquatique, nous permet désormais de faire le point sur les quantités réellement mises en jeu à l'échelle du bassin de la Seine.

Depuis les années 60, les pratiques de fertilisations phosphatées dictées par une sécurisation de l'agriculture, ont conduit à une forte accumulation de P dans les sols cultivés. Les quantités dans les sols échantillonnées sur un large quart nord-est du bassin apparaissent considérables (1800 à 4800 tP ha<sup>-1</sup>) aux regards des flux de sortie de l'agriculture, estimés à 33 kgP ha<sup>-1</sup> pour les exportations par les cultures, qui sont compensés annuellement par 35 kgP ha<sup>-1</sup> d'apports, majoritairement sous forme d'engrais (60%). Cette situation génère un surplus de l'ordre du 1-10 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> augmentant encore les stocks de P dans les sols. Pour comparaison, les stocks dans les sols sous couvert forestiers présentent des quantités 4 à 8 fois inférieures que dans les sols consacrés aux activités agricoles.

Deux mécanismes de perte diffuse de ce P ont été pris en compte et quantifiés. Les pertes par lessivages (drainage) sont estimés à 0.118 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (63 % sous forme dissoute), ce qui représente 17tP an<sup>-1</sup> sur le bassin de la Marne soit moins de 10 % des apports diffus totaux. Les 90 % restant sont attribués aux pertes par érosion (0.35 kgP ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>). Au total, les apports diffus, essentiellement d'origine agricole et issus de l'érosion, ne sont pas du tout négligeables puisqu'ils représentent 41 % des flux totaux à l'exutoire, malgré la forte pression domestique à l'aval du bassin de la Marne. Il apparaît enfin clairement que la prise en compte des sources diffuses de P dans les bassins versants agricoles devient indispensable dans une perspective de réduction des risques d'eutrophisation.

Dans une seconde partie, nous avons montré sur 3 années consécutives (1999, 2000 et 2001) que la contribution des rejets de la station d'épuration d'Achères (2300 à 2700 tP an<sup>-1</sup>) en aval de Paris était équivalente à la somme des flux des exutoires des 3 grands sous bassins versants amont (proportion respective de 50%, 25% et 25% pour la Seine amont, la Marne et de l'Oise). Cette observation est validée par l'estimation des flux totaux à Poissy qui se trouvent être quasiment égaux à ceux déterminés à Poses. Cette situation suppose des rejets de phosphore négligeable dans le tronçon Poisy-Poses.

L'analyse de bases de données de sources différentes, a montré des disparités dans les estimations des flux, attribuées à la mesure de P total qui rend mal les quantités totales (dissoutes et particulaires). L'utilisation des teneurs en PP des MES pour calculer les flux particuliers semblent plus rigoureux, dans la mesure où ces données sont disponibles. Nous avons montré, par exemple, que la proportion de PP à l'exutoire de la Seine à Poses représentait 44 % des flux totaux sur la période juil-1999-juil2000 alors qu'elle était estimée à 15 % et 19 % pour 1999 et 2000.

Enfin dans une dernière partie nous nous sommes intéressés au devenir du PP dans la colonne d'eau et en particulier à sa capacité à réapprovisionner le milieu aquatique en phosphore dissous directement disponible pour les végétaux. Nous avons mis en évidence une variabilité temporelle et spatiale des teneurs de TPP, POP et PIP éch. 1mois dont nous avons cherché l'origine en explorant l'influence des débits et des concentrations en orthophosphates dans le milieu aquatique. C'est durant les périodes de bas régime hydrique (étiage), propice au développement algal, que les valeurs, en particulier le PIP éch. 1mois, sont les plus fortes. L'augmentation des débits s'accompagne d'un effet « dilution » de toutes les formes du PP. Enfin la concentration en orthophosphates apparaît être un facteur déterminant pour la mise en solution des formes particulières du phosphore. Une augmentation des concentrations au delà de 0.1 et 0.2 mgP-PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> entraîne un tarissement des cinétiques de mobilisation de P de la phase particulière à la phase dissoute.

## 6 Références

- Aminot, A. and Andrieux, F. (1996). Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water research*, **30**(11): 2805-2811.
- Aspila, K.I., Agemian, H. and Chau, A.S.Y. (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, **101**: 187-197.
- Aurousseau, P. (2000). Le phosphore dans les sols de Bretagne.  
<http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/diagnostic/phosphore/phospho1.htm>.
- Billen, G., Garnier, J., Deligne, C. and Billen, C. (1999). Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication. *The Science of the Total Environment*, **243/244**: 43-52.
- Billen, G., Garnier, J. and Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, **289**: 119-137.
- Bonté, P. and Mouchel, J.M. (2002). Flux et temps de séjour des matières en suspension. *Rapport de synthèse Piren-Seine 3e phase : chap. Agriculture et qualité des eaux*: 77p.
- Capblancq, J., Labroue, L. and Fardeau, J.C. (1986). Echanges de phosphore entre les sédiments et l'eau. Influence de la dilution sur les cinétiques de traçage isotopique. *Annls Limnol.*, **22**(3): 277-283.
- Catt, J.A. et al. (1999). Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Management*, **14**: 168-174.
- CORPEN (1998). Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. *Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement*: 85p.
- CORPEN (1999). Prévenir et réduire les risques de pollution des eaux par le phosphore provenant des activités agricoles. 4p.
- Dorioz, J.M., Cassell, E.A., Orand, A. and Eisenman, K.G. (1998a). Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. *Hydrological Processes*, **12**: 285-309.
- Dorioz, J.M. and Ferhi, A. (1994). Non-point pollution and management of agricultural areas: phosphorus and nitrogen transfert in an agricultural watershed. *Water research*, **28**(2): 395-410.
- Dorioz, J.M., Pelletier, J.P. and Benoit, P. (1998b). Physico-chemical properties and bioavailability of particulate phosphorus of various origin in a watershed of Lake Geneva (France). *Water research*, **32**(2): 275-286.
- Duchaufour, P., 2001. Introduction à la science du sol: sol, végétation, environnement. 6e édition de l'Abrégé de pédologie. Dunod, Paris, 331 pp.
- FAO (2000). Food and Agriculture Organization of United Nations. <http://www.fao.org>.
- Fardeau, J.C. (1993). Le phosphore biodisponible des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie*, **3**: 317-331.
- Fardeau, J.C. and Conesa, A.P., 1994. Le phosphore. in: Bonneau et Souchier, Pédologie, 2. Constituants et propriétés du sol. Masson, 557-568 pp.
- Froelich, P.N. (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*, **33**(4, part 2): 649-648.
- Garban, B., Blanchoud, H., Moteley-Massei, A., Chevreuil, M. and Ollivon, D. (2002). Atmospheric bulk deposition of PAHs onto France: trends from urban to remote sites. *Atmospheric Environment*, **36**: 5395-5403.
- Garnier, J., Billen, G. and Coste, M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.*, **40**(4): 750-765.
- Garnier, J., Billen, G., Hanset, P., Testard, P. and 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*: p593-626.
- Garnier, J. et al. (2002). Développement des végétaux et dynamique des nutriments. *Rapport PIREN-Seine, synthèse phase 3.*: p43.
- Garnier, J., Némery, J., Pinault, S. and Martinez, A. (2001). Dynamique des nutriments et du phytoplancton dans la Seine. *Rapport PIREN-Seine.*, **Thème 2/3**.

- Golterman, H.L. (1982). Differential extraction of sediment phosphate with NTA solution. *Hydrobiologia*, **92**: 683-687.
- Guerrini, M.C. et al., 1998. Le bassin de la Seine : la confrontation du rural et de l'urbain. Chapitre 1. La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé (Meybeck M., De Marsily G. & Fustec F. eds). Elsevier, Paris, 29-75 pp.
- Haygarth, P.M. and Jarvis, S.C. (1999). Transfer of Phosphorus from agricultural soils. *advances in Agronomy*, **66**: 195-269.
- Hieltjes, A.S. and Lijklema, L. (1980). Fractionation of inorganic phosphates in calcaerous sediment. *J. Environ. Qual.*, **9**: 405-407.
- Idlafkih, Z., Meybeck, M., Chiffolleau, J.F., Cossa, D. and Ficht, A. (1997). Comportement des métaux particuliers (Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Pb et Zn) dans la Seine à Poses en période de hautes eaux (1990-1995). *Fresh water contamination, IAHS Publ.*, **243**: 45-58.
- Johnes, P.J. (1996). Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, **183**: 323-349.
- Kronvang, B., Laubel, A. and Grant, R. (1997). Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, Gelbaek stream, Denmark. *Hydrological Processes*, **11**: 627-642.
- Lesaffre, B. and Zimmer, D. (1987). Regime hydrique d'un sol drainé: comparaison des phases débit de pointe et tarissement. *Science du sol*, **25**(4): 217-229.
- May, L., House, W.A., Bowes, M. and McEvoy, J. (2001). Seasonal export of phosphorus from lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire. *The Science of the Total Environment*, **269**: 117-130.
- Morel, C., 2002. Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution. Habilitation à Diriger des Recherches Thesis, INRA-Bordeaux, Institut National Polytechnique de Lorraine, 80 pp.
- Morel, C., Blaskiewicz, J. and Fardeau, J.C. (1995). Phosphorus supply to plants by soils with variable phosphorus exchange. *Soil Science*, **160**(6): 423-430.
- Némery, J., Garnier, J. and Billen, G. (2002). Apports diffus et ponctuels de phosphore dans un bassin versant dominé par les activités agricoles : la Marne. *Proceeding du 5e CILO. Journal de recherche océanographique*: soumis.
- Ohno, T. and Zibilske, L. (1991). Determination of low concentration of Phosphorus in soil extracts using Malachite Green. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **55**: 892-895.
- Ollivon, D., Garban, B., Teil, M.J. and Blanchard, M. (2001). Transfert atmosphérique de polluants organiques persistants et de métaux traces. *Rapport PIREN-Seine, Thème 5*.
- Pollman, C.D., Landing, W.M., Perry, J.J. and Fitzpatrick, T. (2002). Wet deposition of phosphorus in Florida. *Atmospheric Environment*, **36**: 2309-2318.
- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Paris, *Ediscience internationale*: 785p.
- Reckhow, K.H., Beaulac, M.N. and Simpson, J.T. (1980). Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual of compilation of export coefficients. *Un. St. Env. Prot. Agency.*, **444/5-80-011**.
- Riffard, M. et al. (2002). Sources et puits d'eau et de polluants sur des bassins versants élémentaires. *Rapport de synthèse Piren-Seine 3e phase : chap. Agriculture et qualité des eaux*: 27p.
- Schvartz, C., Walter, C., Claudot, B., Bouedo, T. and Aourousseau, P. (1997). Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. I. Constitution d'une banque de données cantonales. *Etude et gestion des sols*, **4**(3): 191-204.
- Sharpley, A.N., Gburek, W.J., Folmar, G. and Pionke, H.B. (1999). Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural water management*, **41**: 77-89.
- Smith, K.A., Jackson, D.R. and Withers, P.J.A. (2001). Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. *Environmental Pollution*, **112**: 53-60.

- Svendsen, L.M., Redsdorf, A. and Nørnberg, P. (1993). Comparison of methods for analysis of organic and inorganic phosphorus in river sediment. *Water research*, **27**(1): 77-83.
- Thévenot, D., Meybeck, M. and Lestel, L. (2002). Métaux lourds : des bilans en mutation. *Rapport de synthèse Pirene-Seine 3e phase : chap. Rejet et contamination urbaine*: 41p.
- Verhoff, F.H., Yaksich, S.M. and Melfi, D.A. (1980). River nutrient and chemical transport estimates. *J. Environ. Engng. Div. ASCE*, **10**: 591-608.
- Verstaeten, G. and Poesen, J. (2000). Assessment of sediment-fixed nutrient export from small drainage basins in central Belgium using retention ponds. *The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient Contaminant Transfert. IAHS Publ.*, **263**: 243-249.
- Walling, D.E. and Webb, W. (1985). Estimating the discharge of contaminants to coastal waters rivers: some cautionary comments. *Mar. Poll. Bull.*, **16**(12): 488-492.
- Walling, D.E., Webb, W. and Russel, M.A. (1997). Sediment-associated nutrient transport in UK rivers. *Fresh water contamination, IAHS Publ.*, **243**: 69-81.
- Walter, C., Schwartz, C., Claudot, B., Bouedo, T. and Arousseau, P. (1997). Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II. Description statistique et cartographie de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et gestion des sols*, **4**(3): 205-220.
- Williams, J.D.H., Shear, H. and Thomas, R.L. (1980). Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **25**(1): 1-11.