



# **Transfert du phosphore des terres agricoles au cours d'eau : stocks et flux. De l'observation à la modélisation**

## **Synthèse du Projet TRANS-P**

Chantal Gascuel, Laurence Carteaux, Remi Dupas, Mickael Fauchoux, Ophélie Fovet, Nicolas Gilliet, Gérard Gruau, Sen Gu, Laurent Jeanneau, Pierre-Louis Legeay, Blandine Lemerrier, Camille Minaudo, Florentina Moatar, Mariana Moreira, Patrice Petitjean

*Coordination : Chantal Gascuel, Blandine Lemerrier, Gérard Gruau, Florentina Moatar*

Mars 2017



### **Ce rapport de synthèse s'appuie sur les rapports et mémoires suivants :**

- Legeay P.L., 2015. Une analyse de la variabilité spatio-temporelle des flux et des sources du phosphore dans les cours d'eau bretons. Période 1987-2012.104pp.
- Dupas, R., 2015. Identification et modélisation des processus à l'origine des transferts de phosphore dissous dans un bassin versant agricole. Thèse Agrocampus Ouest, 194 pp
- Moreira M. et Lemercier B, 2015. Le phosphore dans le bassin versant de Naizin-Kervidy.
- Moreira M. et Lemercier B, 2016. Analyse du statut phosphoré des sols et spatialisation des teneurs en P total de l'horizon de surface des sols agricoles en Bretagne.

### **Ces travaux ont fait l'objet des publications scientifiques suivantes**

- Dupas R., C. Gascuel-Oudou, N. Gilliet, C. Grimaldi, G. Gruau. (2015) Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrological Processes* 29,(14), 3162-3178.
- Dupas R., G. Gruau, S. Gu, G. Humbert, A. Jaffrezic, C. Gascuel-Oudou. (2015) Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water Research* 84, 307-314.
- Dupas R., J. Salmon-Monviola, K. Beven, P. Durand, P. Haygarth, M. Hollaway, C. Gascuel-Oudou. (2016) Uncertainty assessment of a dominant-process catchment model of dissolved phosphorus transfer. *Hydrology and Earth System*, in press.
- Matos-Moreira M., B. Lemercier, R. Dupas, D. Michot, V. Viaud, N. Akkal-Corfini, B. Louis, C. Gascuel-Oudou. High-resolution mapping of soil phosphorus content in agricultural landscapes using readily available or detailed survey data. Under review.
- Minaudo, C., Dupas, R., Gascuel-Oudou, C., Fovet, O., Mellander, P.E., Shore, M., Jordan, P., Moatar, M. Using continuous records of turbidity and discharge to estimate phosphorus exports from small agricultural catchments. Submitted to *Water Resources Research*.
- Gu S., Gruau G., Dupas R., Rumpel C., Bergeret A., Gascuel-Oudou C., Ophélie F., Humbert G. and Petitjean P. Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands: evidence for the complex interplay of soil characteristics, groundwater dynamics, and biogeochemical processes. Submitted to *Science of the Total Environment*.

### **Ainsi que des communications suivantes dans des congrès internationaux :**

- Gascuel-Oudou C., Dupas R., Gruau G., Fauchoux M., Legeay P.L, Lemercier-Foucault B., Moatar F., Matos-Moreira M., Gu S. (2015) Phosphorus transfer at landscape and regional level: from soil to emission in water, observations and modeling. *Catchment Science* 2015, 28-30 September, Wexford, Ireland.
- Dupas R., Gu S., Gruau G., Gascuel-Oudou C. (2015) Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus remobilization in vegetated riparian wetlands. *Catchment Science* 2015, 28-30 September, Wexford, Ireland.
- Gruau G., Dupas R., Humbert G., Gu S., Jeanneau L., Fovet O., Denis M., Gascuel C., Jaffrezic A., Fauchoux M., Gilliet N., Hamon Y. and Petitjean P. (2015) Synchronous DOM and dissolved

phosphorus release in riparian soil waters: linking water table fluctuations and biogeochemical processes? AGU 2015 Fall Meeting, 12-16 December, San Francisco, USA.

Gu S., Gruau G., Dupas R., Rivard C., Gascuel C. and Dorioz J-M. (2015) Contrasted distribution of colloidal and true dissolved phosphorus in shallow groundwaters from a small, lowland agricultural catchment. AGU 2015 Fall Meeting, 12-16 December, San Francisco, USA.

Gu S., Gruau G., Dupas R., Rivard C., Gascuel-Oudou C. and Dorioz J-M. (2016) Distribution of phosphorus-containing colloids in shallow groundwater from a small agricultural catchment as revealed by the combination of ultra-filtration, ultra-centrifugation, ICP-MS and XANES data. 8<sup>th</sup> International Workshop Phosphorus, 12-16 September, Rostock, Germany.

Gruau G., Gu S., Dupas R., Gascuel-Oudou C., Rumpel C. and Petitjean P. (2016) Complex interplay of soil characteristics, groundwater dynamics and biogeochemical processes on the release of dissolved phosphorus from riparian vegetated buffer strips. 8th International Workshop Phosphorus, 12-16 September, Rostock, Germany.

## SOMMAIRE

---

### **Introduction**

**p.4**

Le phosphore dans l'environnement  
Le contexte du projet TransP  
Les objectifs du projet TransP

---

### **1<sup>ère</sup> partie. Les processus hydrologiques et biogéochimiques dans un petit bassin versant agricole très instrumenté : *Le bassin de Kervidy Naizin de l'ORE AgrHys***

**p.10**

Dispositif expérimental et suivi  
D'où vient le phosphore des cours d'eau ? Quelles dynamiques dans le cours d'eau ?  
Le rôle des zones de fluctuation de nappe : zones humides et de bas de versant sur les exportations de phosphore  
La modélisation et l'analyse d'incertitude liée aux données  
Conclusions

---

### **2<sup>ème</sup> partie. Des méthodologies de reconstitution haute fréquence de chroniques de suivi du phosphore pour une meilleure estimation des concentrations et les flux de phosphore : *Du petit bassin versant agricole très instrumenté (site de Naizin) au territoire opérationnel de méso-échelle***

**p.21**

Contexte et objectifs  
Méthode  
Résultats  
Conclusions

---

### **3<sup>ème</sup> partie. Des méthodologies pour estimer les teneurs en phosphore des sols : le cas de la Bretagne : *Du petit bassin versant agricole très instrumenté (Naizin) à la région***

**p.32**

#### **A. Le phosphore des sols du bassin versant de Naizin**

Les données et modèles  
Résultats  
Conclusions

#### **B. Le phosphore des sols à l'échelle de la région Bretagne**

Matériel et méthode  
Résultats  
Conclusions

---

**4<sup>ième</sup> partie. Les flux de phosphore dans les cours d'eau aux échelles régionales, le cas de la Bretagne : Analyser les données des systèmes d'informations opérationnels aux échelles régionales** **p.54**

---

Variabilité temporelle et spatiale des flux de phosphore dans les cours d'eau  
Constitution de la base de données COUPLE  
Evolution des flux de phosphore total et dissous entre 1987 et 2012  
Evolutions de la part relative du phosphore d'origine ponctuelle et diffuse entre 1987 et 2012  
Incertitudes des flux annuels de phosphore  
Préconisation relative aux fréquences d'échantillonnage optimales  
Conclusion

---

**5<sup>ième</sup> partie. Conclusion : connaissances, implications opérationnelles, perspectives** **p.73**

---

**Implications opérationnelles**

1. La surveillance et la gestion des sols dans les têtes de bassin versant
  - 1.1. Une gestion précautionneuse des bandes enherbées, des sols hydromorphes
  - 1.2. Une protection des berges et ripisylves, du corridor du cours d'eau
  - 1.3. Amplifier l'acquisition de données de teneur en P des sols, en lien avec les pratiques agricoles
2. La surveillance des eaux
3. Mieux prédire les émissions issues des bassins versants, en fonctions des sols, des interactions sol/nappe, des pratiques agricoles

**Perspectives de recherche**

1. La connaissance des processus de rétention et de mobilisation du P des sols vis-à-vis des transferts
2. La connaissance des flux et des incertitudes associées
3. La connaissance des facteurs à l'origine de la variabilité spatiale des flux, la connaissance des liens entre pressions, stocks et flux
4. Des modèles pression-impacts aux échelles territoriales d'un nouveau type
5. Dimension agronomiques et socio-économiques

---

**Annexe - Analyse du phosphore dans l'eau : signification des sigles des différentes formes de P**

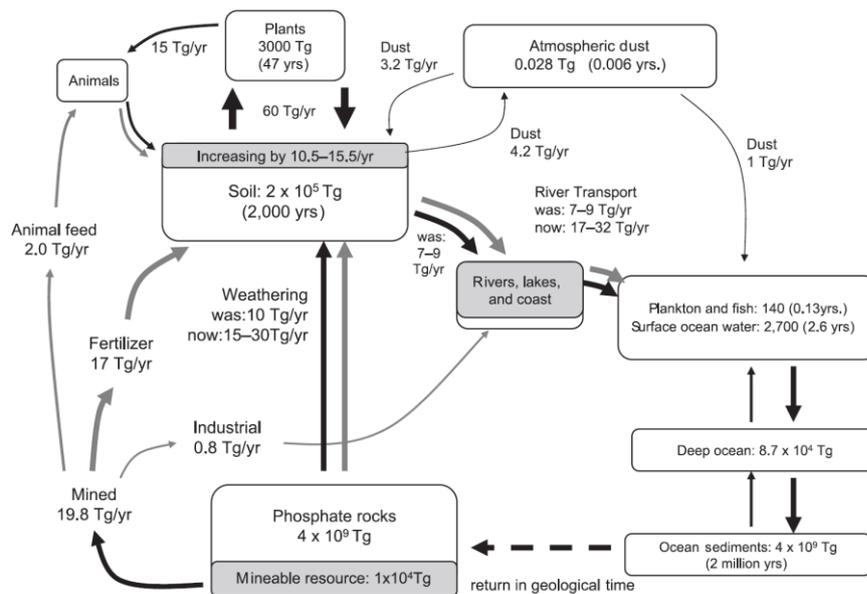
---

# Introduction

## Le phosphore dans l'environnement

Le phosphore est le onzième élément le plus abondant de la croûte terrestre. C'est un élément essentiel à la vie. Il entre dans la composition et permet le fonctionnement de tous les organismes vivants, animaux, végétaux, microorganismes.

La disponibilité du phosphore dans les écosystèmes terrestres dépend de l'altération des roches à l'origine de la formation des sols, ainsi que des apports anthropiques. L'exploitation de gisements de phosphate par l'homme depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle a contribué à l'augmentation des rendements agricoles. Elle a aussi eu pour effet de modifier le cycle du phosphore par l'enrichissement des sols et des eaux dans certaines régions du monde (Figure 1).



**Figure 1. Le cycle du phosphore est terrestre et aquatique. Il a été grandement modifié par l'homme (Reeburgh 1997, Bull Ecol Soc Amer 78)**

Le phosphore est un élément limitant, avec l'azote, de la production primaire des écosystèmes terrestres et aquatiques. En contexte agricole, on cherche à accroître sa disponibilité pour les cultures, soit en recyclant de la matière organique, soit en important des engrais minéraux. Si une disponibilité élevée du phosphore dans les sols agricoles est souhaitable pour soutenir une demande alimentaire mondiale croissante, elle s'accompagne souvent d'un transfert accru vers les milieux aquatiques, qui s'ajoute aux émissions ponctuelles d'origine industrielle ou domestique. Or la présence excessive de phosphore biodisponible dans les écosystèmes aquatiques représente une menace puisque le phosphore, avec l'azote, est à l'origine de l'eutrophisation, un enrichissement excessif en éléments nutritifs qui se manifeste par le développement massif de phytoplancton, d'algues et/ou de végétaux aquatiques. Cette perturbation des écosystèmes aquatiques peut aussi être à l'origine de problèmes de santé publique, comme la prolifération de cyanobactéries sécrétant des toxines dangereuses pour l'homme.

La part respective du phosphore diffus et ponctuel est très variable selon les régions du globe. En France, on estime que 45% des flux de P total dans les cours d'eau (moyenne entre 2005 et 2009), dans les têtes de bassin versants (ordre inférieur à 4-5) sont issus de transferts diffus d'origine agricole, contre 97% pour l'azote (Dupas et al., 2015) (Figure 2). La teneur en phosphore extractible dans les sols continue d'augmenter dans certaines régions, de manière moins rapide cependant.

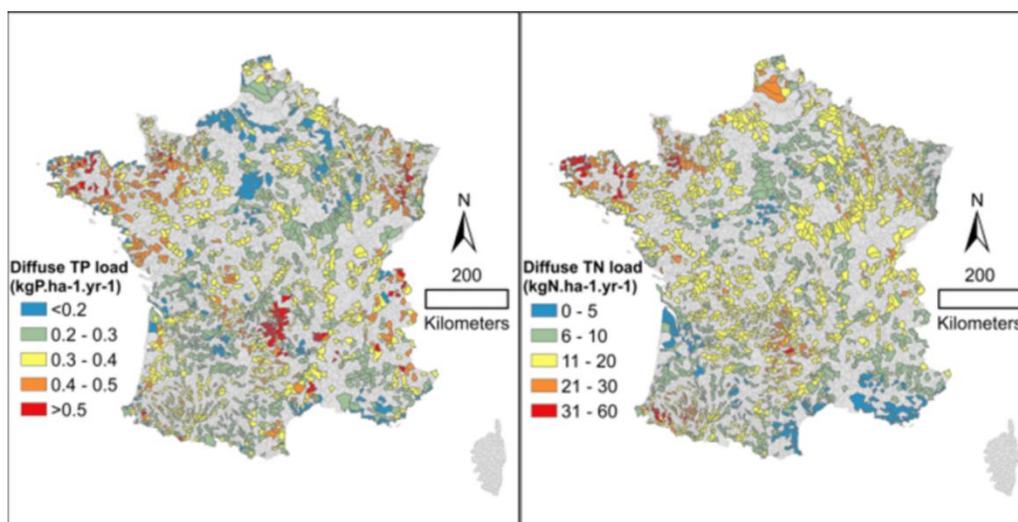
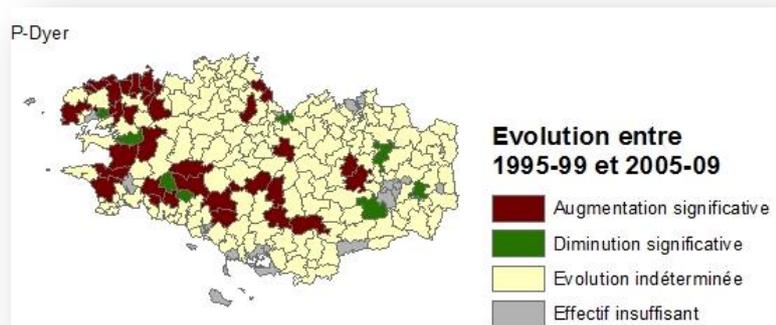


Figure 2 : Estimation des flux d'azote et de phosphore total sur l'ensemble des têtes de bassins versants en France métropolitaine entre 2005 et 2009 (Dupas et al., 2015)

### Mécanismes de transfert du phosphore

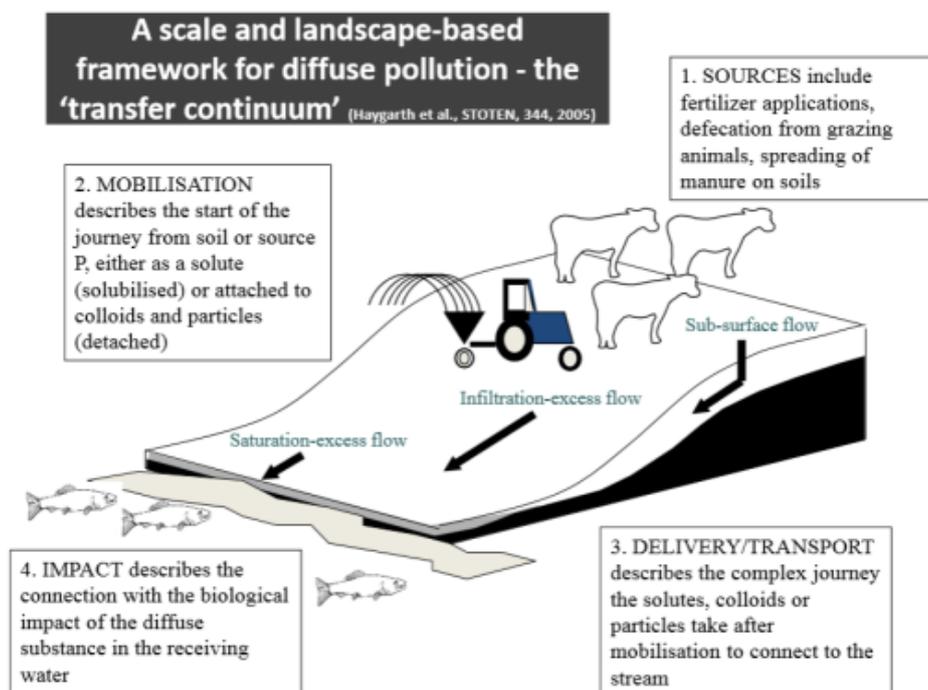
Dans les paysages agricoles, les transferts de phosphore ont lieu lorsque coïncident dans le temps et dans l'espace, la présence d'une « source » et l'activation de processus hydrologiques à l'origine du « transfert ». Le concept de « **Critical Source Area** » consiste en l'identification des facteurs source et des facteurs de transfert dans les paysages, afin de cartographier les zones d'où provient le phosphore (Heathwaite et al., 2005). Ces CSA représentent généralement moins de 20% de la surface des bassins versants mais transfèrent jusqu'à 80% du flux de phosphore (Sharpley et al., 2009).

Un autre concept utile à l'étude des transferts de phosphore dans les paysages agricoles est le concept de « **phosphorus transfer continuum** », introduit par (Haygarth et al., 2005) pour souligner le caractère interdisciplinaire et multi-échelle des approches à mettre en France. Le « phosphorus transfer continuum » comporte quatre « niveaux » : « sources », « mobilisation », « delivery », « impact » (Figure 3).

Les sources de phosphore peuvent être d'origine pédogénétique ou anthropique. Parmi les sources anthropiques, il faut tenir compte des apports actuels mais aussi des apports passés, qui ont contribué à la constitution d'un pool de phosphore dans les sols, appelé « phosphore hérité ».

Si la présence de sources de phosphore dans le bassin versant est un préalable nécessaire au transfert, il n'existe pas de relation simple entre sources et flux dans les rivières, quelles que soient les temporalités considérées. Des mécanismes de mobilisation et de transfert sont nécessaires.

- La mobilisation désigne la séparation du phosphore de sa source initiale (sol, effluents,..), soit par solubilisation, soit par détachement de particules. Pour évaluer la solubilisation du phosphore, des tests agronomiques destinés à l'origine à l'estimation des besoins de fertilisation (Jordan-Meille et al., 2012) peuvent être utilisés à des fins d'évaluation environnementale. Ils sont devenus un outil législatif dans plusieurs pays d'Europe puisqu'il a été démontré que la concentration en phosphore dans la solution du sol augmente avec le phosphore extractible estimé par un test agronomique, parfois avec des effets de seuil marqués (Sharpley et al., 2003). Pour affiner l'évaluation de la solubilisation du phosphore, des indices « de saturation du sol en phosphore » ont été introduit dans plusieurs pays. Ces indices sont calculés comme le ratio entre la quantité de phosphore extractible et la quantité de phosphore que le sol peut adsorber. Actuellement, ce type d'indice n'est pas déployé en France. Le détachement physique de particules de sol par érosion, soit à la surface du sol, soit dans le sol, au niveau des parois des pores dans lesquels l'eau circule, est à l'origine des transferts de phosphore particulaire ainsi que du phosphore dissous. On peut estimer le risque de détachement de particules par des tests de stabilité structurale des sols.



**Figure 3 : Phosphorus transfer continuum, Haygarth et al. (2005)**

- Le phosphore mobilisé par des mécanismes biogéochimiques ou physiques n'est transféré vers les masses d'eau que s'il y a une connectivité hydrologique entre la source et le cours d'eau. A l'échelle Loire-Bretagne l'érosion « connectée » a été évaluée. Parmi les voies de transfert possibles du phosphore, les transferts de surface (ruissellement) sont souvent considérés comme dominants, même si la contribution des transferts de subsurface (naturels ou du fait de la présence de drains) est aujourd'hui reconnue. Dans la plupart des situations, le phosphore solubilisé se ré-adsorbe, le phosphore érodé se redépose, sans produire d'effet visible sur la qualité de l'eau. La capacité d'infiltration des sols, le niveau de la nappe, la

présence de drain, la structure du paysage sont autant de facteurs qui déterminent si le phosphore mobilisé atteindra ou non le cours d'eau.

- L'impact du phosphore sur l'écologie des milieux aquatiques dépend des formes de phosphore transférées, certaines étant plus biodisponibles que d'autres ; en première approche, on considère le phosphore dissous comme plus biodisponible que le phosphore particulaire. Cette distinction entre formes dissoutes et particulaires est cependant trop simpliste pour estimer des impacts, puisqu'il existe des formes dissoutes récalcitrantes et des formes particulaires en grande partie biodisponibles.

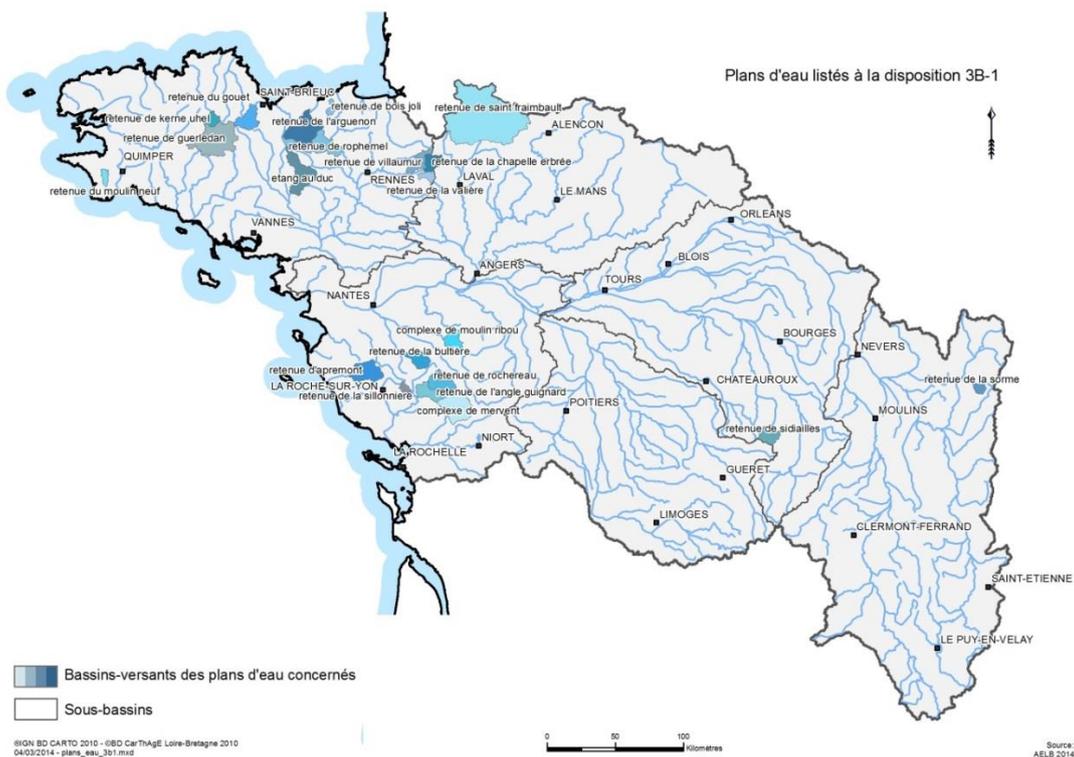
## **Le contexte du projet TransP**

Le projet TransP s'inscrit dans un contexte réglementaire national, en application de la DCE, et dans celui du SDAGE Loire Bretagne.

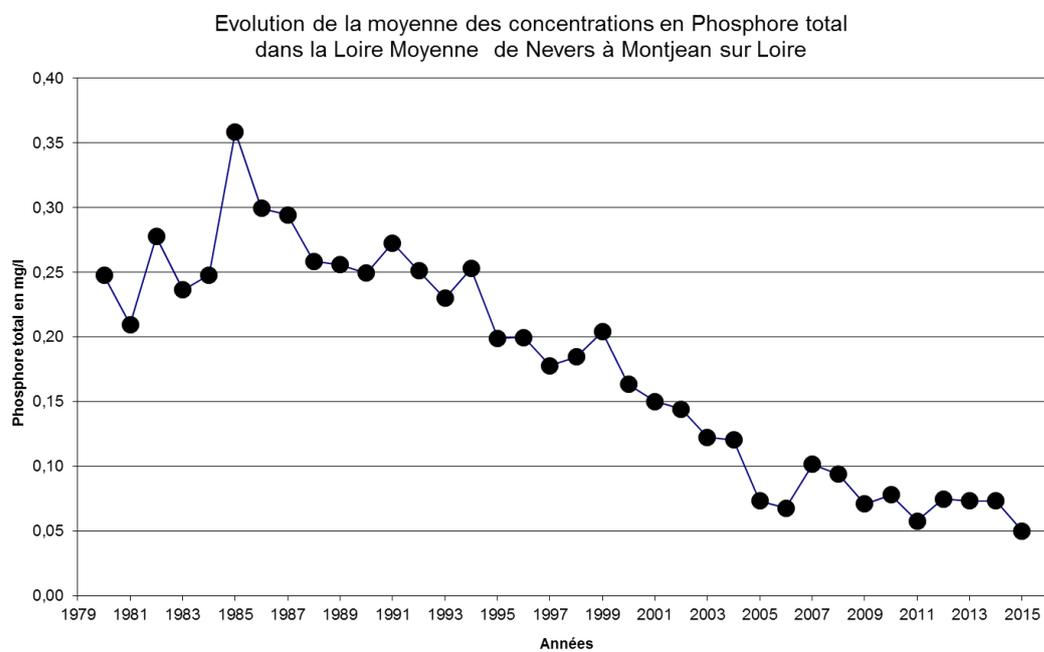
- La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) définit un objectif communautaire pour la protection des eaux intérieures de surface, de transition, côtières et souterraines, en vue de prévenir et de réduire leur pollution, promouvoir leur utilisation durable, protéger leur environnement, améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et atténuer les effets des inondations et des sécheresses. Depuis 2008, la directive DCE 105 est en vigueur sur les normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau (2008/105/CE). Le phosphore, en tant que nutriment, participe au contrôle de l'eutrophisation des eaux.
- La disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne 2016-2021 demande des mesures de réduction des apports et des transferts de phosphore diffus à l'amont de 22 plans d'eau prioritaires sensibles à l'eutrophisation, et utilisés pour l'alimentation en eau potable et particulièrement exposés au stockage du phosphore particulaire (Figure 4). Les deux principaux axes d'amélioration visés et à appliquer conjointement sont d'une part la réduction des risques de transfert vers les eaux, notamment par la lutte contre l'érosion des sols, et d'autre part le respect de l'équilibre de la fertilisation. Onze de ces bassins versants sont en Bretagne, 11 hors de Bretagne (Cher, Maine et Loire, Vendée, Saône et Loire, Deux-Sèvres et Mayenne). L'équilibre de la fertilisation a pour objectif de stopper l'enrichissement des sols.

En raison de l'application de seuils de traitement du phosphore en station d'épuration et de l'interdiction de l'utilisation des phosphates dans les lessives domestiques, les teneurs en phosphore des cours d'eau ont diminuée (Figure 5). Le rééquilibrage des engrais NPK (moins de P), d'une modification des teneurs en P des aliments du bétail ont pu également y contribuer.

Les pollutions ponctuelles sont donc de mieux en mieux traitées et l'attention se porte depuis quelques années sur la part diffuse, liée aux activités agricoles. La lutte contre l'eutrophisation implique donc de réduire les flux de phosphore d'origine agricole. Ces flux et les formes du phosphore, leurs incertitudes et leur variabilité spatio-temporelle sont aujourd'hui mal connus. Le lien entre les systèmes agricoles, les stocks de P des sols et leur disponibilité, les flux sortants particulaires et dissous sont encore peu établis. Ces défauts de connaissance et d'explicitation rendent difficile l'action publique.



**Figure 4a : Bassins versants concernés par la disposition 3B-1 du SDAGE Loire Bretagne**



**Figure 4b : Evolution de la moyenne des concentrations en Phosphore total dans la Loire Moyenne de Nevers à Montjean sur Loire (Source : AELB)**

Une approche multi-éléments est indispensable pour comprendre et prédire les processus d'eutrophisation. Les connaissances ont été assez largement établies sur C et N. Peu de travaux ont encore été réalisés sur le phosphore en France. Or le cycle du carbone, de l'azote et du phosphore sont liés, sans que les liens aient été bien analysés tant aux échelles des processus qu'aux échelles intégrées (paysage, région,...). Il s'agit donc d'amplifier les connaissances sur le transfert du phosphore, tout en les associant mieux à celles acquises sur l'azote et le carbone.

Le projet a traité de deux échelles spatiales, le petit bassin versant très instrumenté, pour analyser les processus de transfert, et la région Bretagne, pour mieux connaître les flux et les sols, et tenter de mieux les lier, sur la base notamment des processus identifiés dans les petits bassins versants. Ces deux aspects seront successivement développés.

## **Les objectifs du projet TransP**

Les objectifs ont été de mettre en place les connaissances pour pouvoir établir un modèle qui puisse prédire l'effet de plans d'action, aux échelles de gestion de la ressource, en fonction de scénarios d'évolution des pratiques agricoles ou des aménagements du bassin versant. Ce projet comporte trois volets.

**Volet 1 : La variabilité et la distribution spatiale des stocks et pools de phosphore des sols, du petit bassin versant et à l'échelle régionale (Bretagne).** Ce volet vise à compléter et analyser les informations relatives au phosphore, disponibles dans les bases de données pédologiques pour rechercher une relation entre les teneurs en phosphore assimilable et total, identifier les déterminants de cette relation. Il s'agit in fine de mieux évaluer le facteur « stock de phosphore du sol » impliqué dans le transfert de phosphore au réseau hydrographique. L'objectif est de caractériser la variabilité des compartiments du phosphore des sols et leurs déterminants, à différentes échelles spatiales, afin de déterminer des stratégies pour la surveillance de la qualité des sols et des pratiques agricoles, leurs interactions, une intégration pertinente de l'information sol dans la modélisation agro-hydrologique des transferts de phosphore aux échelles locales et régionales.

**Volet 2. La variabilité temporelle et spatiale des concentrations et des flux de phosphore, l'incertitude en relation avec la fréquence d'échantillonnage.** Ce volet se propose d'analyser les bases de données existantes de phosphore afin d'établir, pour les petits bassins versants et à partir des données à haute résolution temporelle, des méthodes de calcul des flux et de leurs incertitudes, de tester l'intérêt d'avoir d'autres capteurs en complément, d'analyser les chroniques de différents réseaux existants afin de mieux connaître la distribution spatiale des concentrations et des flux à une échelle régionale. Ce volet se focalise sur 2 points : analyser la relation entre les flux d'eau, de MES et de phosphore particuliers et dissous, l'attendu étant d'identifier leur importance relative et leur origine spatiale, d'analyser des stratégies de surveillance dans ces bassins versants, et d'en recommander pour les bassins versants porteurs d'enjeux opérationnels (retenues).

**Volet 3. Modélisation des transferts de P, de l'échelle du bassin versant élémentaire.** La modélisation a pour objectif de mettre en relation les flux exportés avec les sources et les voies de transfert du phosphore dans des bassins versants agricoles, dans des contextes de sols à forte teneur en phosphore. Ce travail se fera sur le bassin versant de Naizin, site de l'ORE Agrhys. Ce volet doit permettre d'explicitier, par différentes approches le lien entre sol, pratiques agricoles et flux sortants. On attend en particulier l'élaboration d'un modèle fin, basé sur des sites finement instrumentés et observés, sur lesquels les modèles peuvent être élaborés, et une réflexion sur la généralisation aux échelles intermédiaires, celles des bassins d'alimentation des retenues 3B1.

---

# 1<sup>ère</sup> partie. Les processus hydrologiques et biogéochimiques dans un petit bassin versant agricole très instrumenté.

## *Le bassin de Kervidy Naizin de l'ORE AgrHys*

---

Cette première partie vise à identifier les sources, les mécanismes de mobilisation, les voies de transfert du phosphore et leurs facteurs de contrôle, ainsi qu'à caractériser le statut phosphoré des sols et les flux sortants. La démarche adoptée a consisté à analyser les données acquises à plusieurs échelles de temps (année, saison, crue) et d'espace (bassin versant dans son ensemble, zones humides ripariennes), puis à modéliser (c'est-à-dire formaliser mathématiquement) les processus identifiés. Elle a aussi consisté à caractériser les teneurs en P des sols et leurs déterminants, à reconstituer des données haute fréquence des concentrations dans le cours d'eau pour en estimer les flux et incertitudes.

### **Le bassin versant de Kervidy-Naizin (56)**

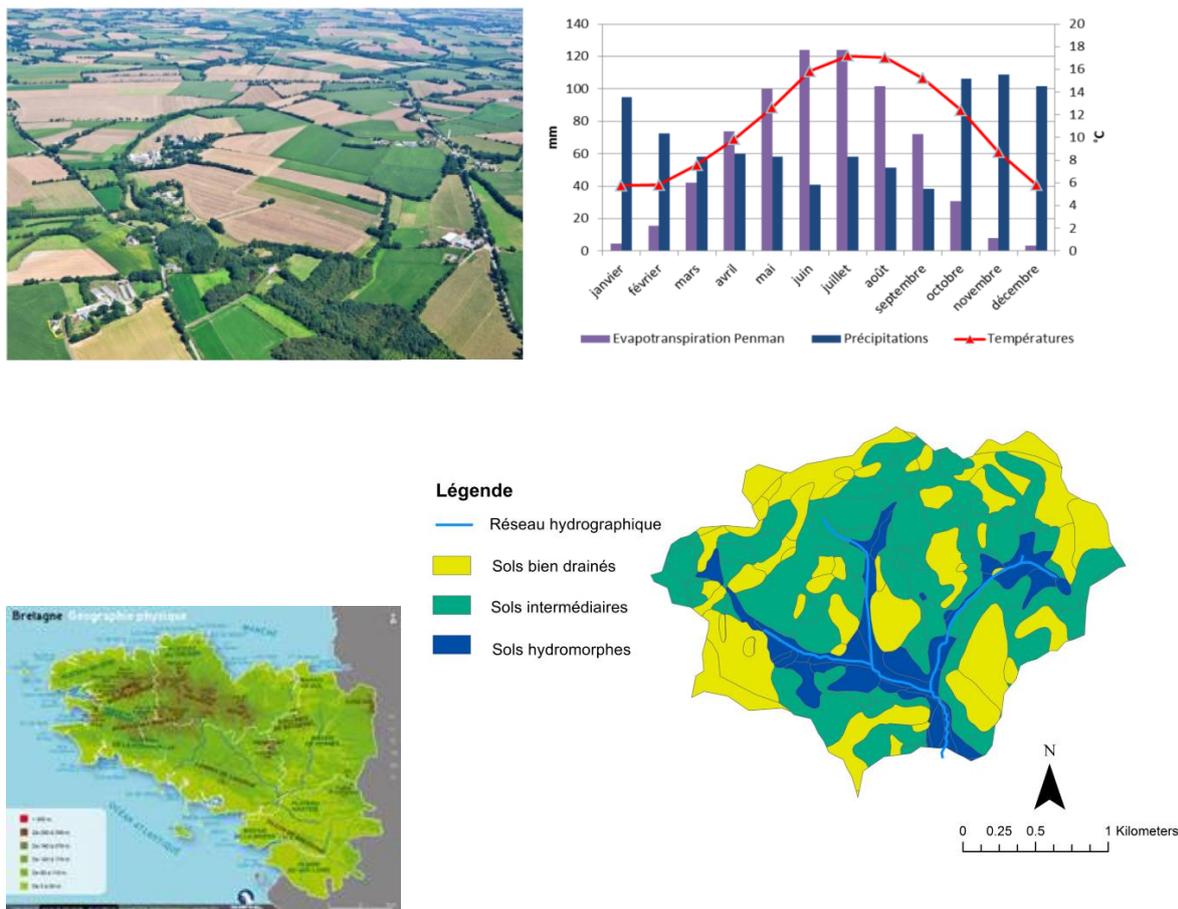
Le bassin versant de Kervidy-Naizin est situé dans le Morbihan, à 20 km de Pontivy. Ce bassin versant de 5 km<sup>2</sup>, appelé Kervidy-Naizin, est exclusivement agricole. Il est instrumenté et suivi par l'Inra et le CNRS depuis 1993. Il est l'un des deux sites de l'ORE AgrHys (Observatoire de Recherche sur les Agro-Hydrosystèmes) et fait partie du réseau des bassins versants RBV, consortium national qui fédère la recherche française faite en hydrologie-biogéochimie sur les bassins versants. Il est l'un des mieux équipé au monde sur les cycles biogéochimiques, avec une instrumentation sur les différents compartiments de l'environnement (sol, nappe, air, végétation) et une relativement haute fréquence d'observation.

#### **Milieu physique**

Kervidy-Naizin est un bassin versant d'ordre 2 (Strahler, 1952). Il est drainé par le Coët Dan, affluent de l'Evel, lui-même affluent du Blavet. Son point le plus bas est à 93 m au-dessus du niveau de la mer, son point le plus haut à 135 m. Les pentes sont inférieures à 5%. Le climat est tempéré océanique, avec des précipitations et un débit spécifique de respectivement,  $854 \pm 179$  mm et  $290 \pm 106$  mm (2000-2014). La température moyenne annuelle est de  $11.2 \pm 0.6$  °C. La période la plus humide s'étend d'octobre à février. S'il pleut assez régulièrement tout au long de l'année, l'évapotranspiration élevée en été conduit le plus souvent au tarissement du ruisseau, approximativement d'août à octobre. Le socle géologique est constitué de schistes briovériens fissurés et fracturés. Au-dessus du socle considéré comme peu perméable, une couche d'altérite aux propriétés de transfert proches de celles du sol s'étend sur une profondeur variant entre quelques mètres en bas de versant à une 30 mètres en haut de versant. Le sol et la couche d'altérite sont traversés par une nappe superficielle qui fluctue saisonnièrement entre 0 et 2 m en bas de versant, et entre 2 et plus de 8 m en haut de versant. Les sols sont développés dans un matériau limoneux issu de l'altération du schiste et de dépôts quaternaires. Ce sont des sols limoneux à limoneux-argileux. Leur épaisseur varie de 35 cm à 5 m. Ils sont acides (pH de 5 à 7 en surface) et riches en matière organique (3 à 7 %). Ils s'organisent en fonction de la topographie : en haut de versant dominant des LUVISOLS bien drainés, tandis que dans les bas de versants se trouvent des LUVISOLS-REDOXISOLS présentant des traits d'hydromorphie.

#### **Agriculture**

Le bassin versant présente une agriculture variée, où les productions animales intensives hors-sol (bovins lait, porcs) dominent. La densité animale estimée est de 13 UGB (unités gros bovin) ha<sup>-1</sup>, soit un surplus d'azote de 36 kgN ha<sup>-1</sup> et un surplus de phosphore de 12 kgP ha<sup>-1</sup> en 2013. L'usage des sols était à 85 % agricole en 2013, dont 35 % de céréales, 36 % de maïs, 16 % de prairies, 10 % de légumes de plein champ et 3 % de colza.



**Figure 5. Le bassin versant de Kervidy-Naizin. Vue aérienne (2013). Diagramme ombrothermique (2000-2014). Classes d'hydromorphie.**

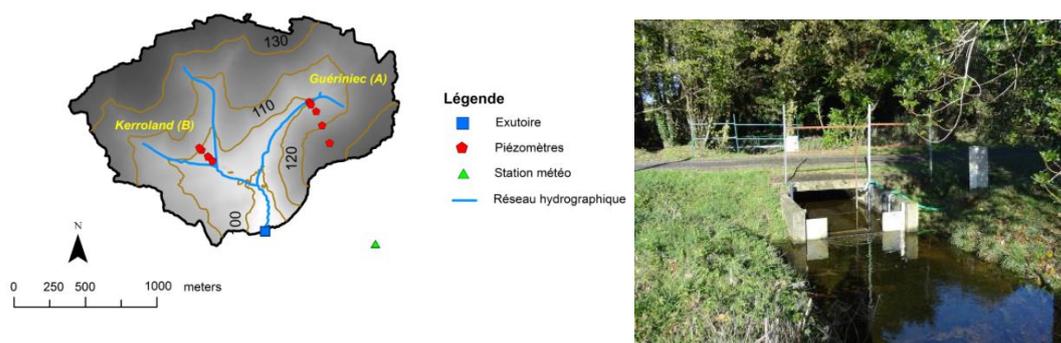
## Dispositif expérimental et suivi

Le suivi météorologique est assuré par une station localisée à 1,1 km de l'exutoire, à l'est du bassin versant. Les paramètres mesurés toutes les heures sont : la pluviométrie, les températures du sol et de l'air, l'humidité de l'air, la vitesse du vent, le rayonnement global, la durée d'insolation, ce qui permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle par la formule de Penman.

Le suivi du bassin versant de Kervidy-Naizin comporte des mesures à l'exutoire, le long de deux transects et au niveau de la station météo du Toullou (Figure 6).

A l'exutoire, le débit est suivi au pas de temps de 1 minute. Un échantillonnage manuel journalier est effectué. L'analyse porte sur les anions majeurs (nitrate, sulfate, chlorure – chromatographie ionique) et le carbone organique dissous (analyseur de carbone).

La fréquence d'échantillonnage pour le phosphore réactif filtré (SRP), le phosphore total (TP) et les matières en suspension (MES) était de tous les 6 jours entre 2007 et 2013 ; elle est journalière depuis 2013. Les échantillons prélevés pour le SRP sont filtrés immédiatement sur site (filtres en acétate de cellulose < 0.45 µm), puis analysés par spectrométrie après réaction avec le molybdate d'ammonium. Les échantillons prélevés pour le TP ne sont pas filtrés, ils sont digérés par réaction avec le potassium peroxydisulfate, puis dosés comme le SRP. Les MES sont mesurées par pesée après filtration (< 0.45 µm). Des échantillonneurs automatiques sont utilisés pour prélever des échantillons en crue : environ 8 crues sont ainsi couvertes chaque année, avec 7 à 24 échantillons analysés (SRP, TP, MES) par crue.



**Figure 6. Localisation des instruments de mesure pour le suivi long terme  
Photographie du seuil à l'exutoire de Kervidy-Naizin**

En plus des prélèvements manuels, des capteurs mesurent la turbidité, la température et la conductivité à un pas de temps de 10 min. Un spectromètre laser permet un suivi indirect des nitrates et du carbone organique dissous à un pas de temps de 20 min.

Un réseau de 10 piézomètres localisés le long de deux transects (Guériniéc et Kerroland, voir figure 6) permet de mesurer la hauteur de nappe ainsi que la chimie de l'eau de nappe. Depuis 2009, les instruments utilisés pour mesurer les niveaux de nappe sont des capteurs de pression qui fonctionnent au rythme d'une mesure toutes les 15 minutes. Ces appareils mesurent aussi la température à la même fréquence. La chimie de l'eau de nappe est analysée environ quatre fois par an par prélèvement manuel. Les éléments mesurés sont les mêmes qu'à l'exutoire, à l'exception du phosphore qui n'est pas analysé.

Des données de suivi de la solution du sol, des eaux de ruissellement et des eaux de drains collectées dans des zones ciblées du bassin versant ont été mises en place dans le cadre du projet TransP. Ce suivi a eu lieu au cours des deux années hydrologiques 2013-2014-2015. La solution du sol est suivie grâce à des pièges à eau et des mini-piézomètres. Les pièges à eau ont été placés à deux profondeurs (10 – 15 cm et 50 – 55 cm) en triplicat en deux sites correspondants à la zone d'interception de la nappe avec le sol, c'est-à-dire dans les zones humides ripariennes, des transects de Guériniéc et Kerroland.

Des mini-piézomètres ont été placés à 5 cm de profondeur en trois sites dans la zone d'interception de la nappe avec le sol à Guériniéc : deux dans la bande enherbée en bas de versant et un dans la parcelle cultivée (triplicat pour chaque site). Le but était de comparer l'effet de l'occupation du sol sur la mobilité du phosphore dissous de part et d'autre de la bande enherbée. Pour quantifier approximativement les apports de sédiment et de phosphore de la parcelle cultivée vers les bas-fonds occupés par une bande enherbée, des dispositifs de collecte des eaux de ruissellement ont également été installés. Ces dispositifs ont été placés en triplicat à l'interface entre la parcelle de Guériniéc et la bande enherbée située en contrebas ; ils comportent un collecteur fabriqué avec une gouttière en PVC de 85 cm de large relié par un tuyau à un réservoir de 80 L enterré (figure 7). Au cours de l'année hydrologique 2013 – 2014, où la parcelle suivie était cultivée en orge d'hiver, 7 épisodes de pluie ont provoqué un ruissellement intercepté par au moins une des gouttières.



Figure 7. Photographies des différents dispositifs de collecte de l'eau de ruissellement et de l'eau du sol implantés sur les transects de Guériniec et Kerroland

### D'où vient le phosphore des cours d'eau ? Quelles dynamiques dans le cours d'eau ?

L'analyse des données de phosphore particulaire (PP) et de phosphore réactif soluble (SRP), qui est la fraction la plus réactive du P dissous, à l'exutoire du bassin versant de Kervidy—Naizin (Figure 8) a porté sur 6 années de suivi, de 2008 à 2014.

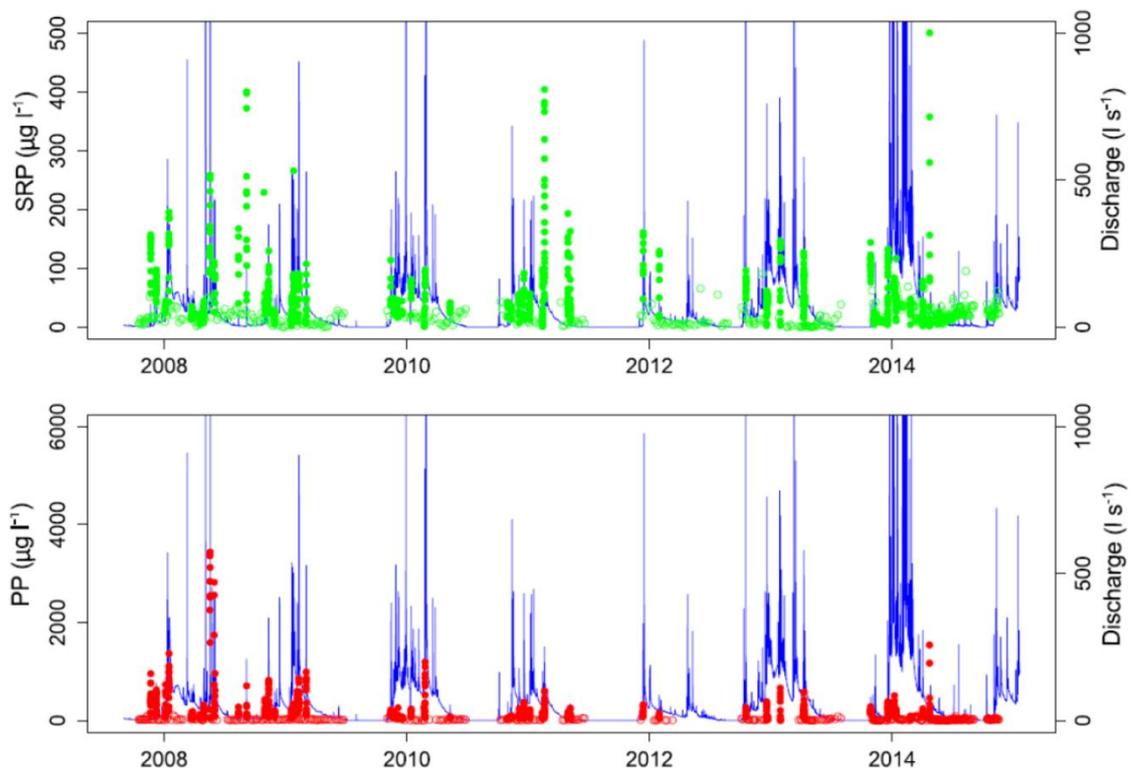
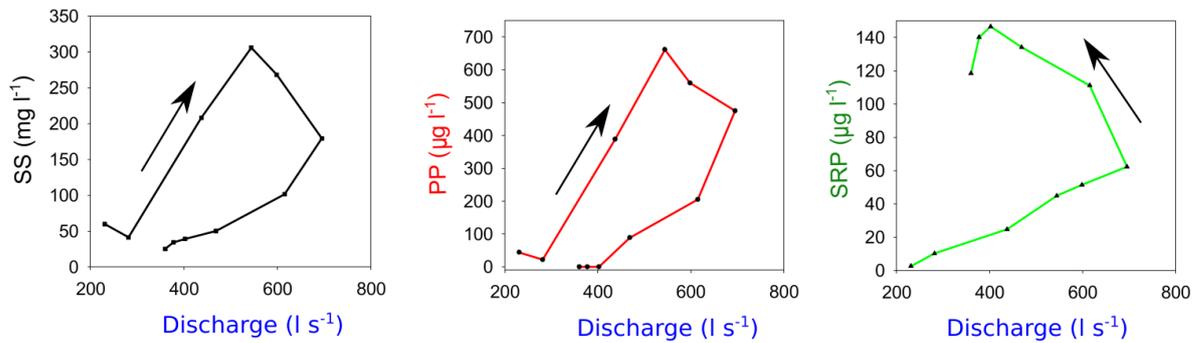


Figure 8 : Chronique de phosphore (soluble réactif en haut, particulaire en bas) et de débits

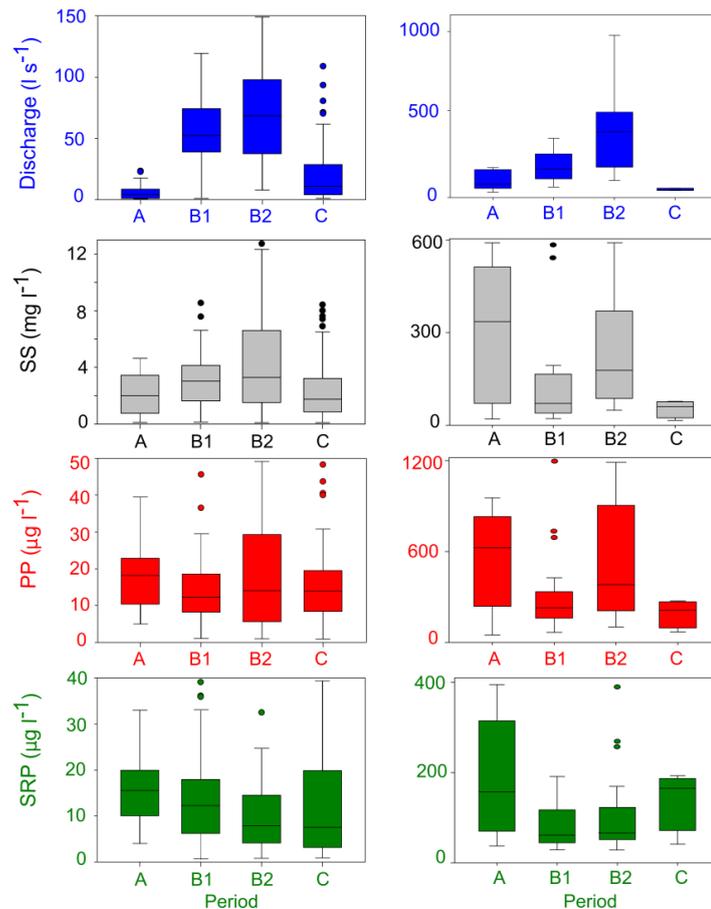
La forme et le sens des relations débit-concentration en crue sont analysées selon quatre périodes hydrologiques : A : reprise des écoulements ; B1, B2 : nappe haute ; C : récession.

A l'échelle de la crue (Figure 9) comme à l'échelle de l'année (Figure 10), les dynamiques d'exportation du PP et du SRP sont différentes, ce qui suggère que le SRP n'emprunte pas les mêmes voies de transfert que le PP (ruissellement versus subsurface) ou ne vient pas du PP (désorption du phosphore particulaire).

Pour la plupart des événements de crue, les relations concentration-débit pour PP sont de sens horaire, signe de la mobilisation d'une source située dans ou proche du cours d'eau. A l'inverse, les relations concentration-débit pour le SRP sont antihoraires, ce qui suggère que le SRP est exporté au cours d'eau par des transferts de subsurface.

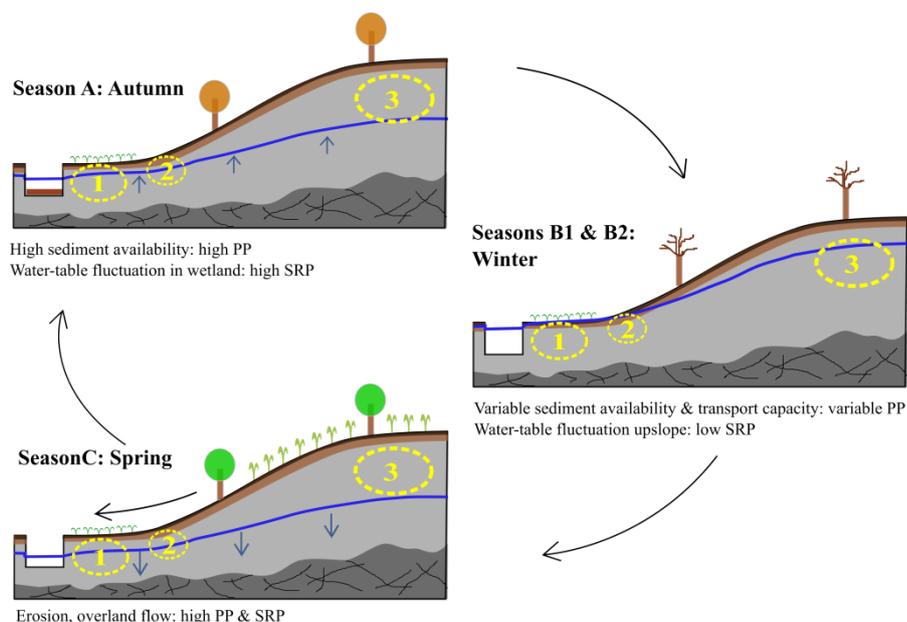


**Figure 9 : Motifs de crue majoritaire représentés sous la forme d'hystérèse concentration en MES versus débit (SS : suspended sediment, PP: phosphore particulaire, SRP : phosphore soluble réactif)**



**Figure 10 : Répartition saisonnière des concentrations. La période A correspond à l'automne, B1 et B2 à l'hiver et C au printemps. La colonne de droite correspond aux débits de base, celle de gauche aux périodes de crue.**

La montée de nappe dans les sols de zone humide riparienne (ZHR) est la cause de ce transfert du SRP, par connexion hydrologique entre le cours d'eau et les horizons de surface riches en P (Figure 11). Les concentrations en SRP sont les plus élevées quand la contribution relative de la nappe profonde de versant est basse par rapport à la nappe de la zone humide riparienne. Les sols des zones ripariennes semblent ainsi la source de SRP dans le bassin versant. Ce modèle conceptuel des transferts de phosphore met en évidence des mécanismes différents pour PP et SRP pour la plus grande partie de l'année, à l'exception de crues de printemps où les exportations de PP et SRP sont synchrones du fait d'un mécanisme de transfert commun : le ruissellement et l'érosion en provenance des versants.



**Figure 11 : Schéma conceptuel des sources et voies de transfert du phosphore particulaire et dissous**

Si des dynamiques d'exportation différentes pour le PP et le SRP avaient déjà été mises en évidence par plusieurs études dans des bassins versants herbagers, cette étude montre que cette non-synchronisation a aussi lieu dans un bassin versant à dominance de terres arables.

Ces résultats contrastent avec la vision traditionnelle des transferts de P dans les paysages à dominance de terres arables, selon laquelle le P serait majoritairement transféré sous forme particulaire pendant les crues et que le phosphore dissous proviendrait de la solubilisation du PP atteignant le cours d'eau. Ce n'est pas le cas sur ce bassin versant.

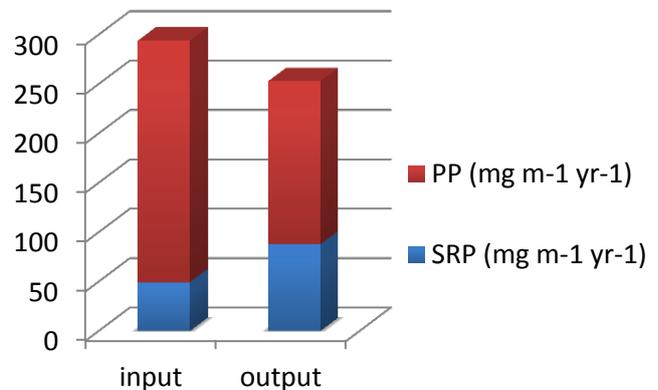
Les ZHR semblent jouer un rôle déterminant dans les mécanismes à l'origine du transfert de PP et SRP, à deux titres.

- Premièrement, elles sont occupées par des zones herbagées (soit naturellement, soit du fait de bandes enherbées) qui limitent les transferts directs de P particulaire et dissous mobilisé dans les versants. Seuls certains orages printaniers de forte intensité, à une période de l'année où l'état structural du sol est dégradé et où ont lieu les épandages, posent le risque d'un transfert direct des parcelles cultivées au cours d'eau.
- Deuxièmement, les ZHR sont des zones de fluctuations de nappe, zone de connexion hydrologique entre sol et le cours d'eau lors des crues. Il semble qu'un pool de P mobile soit présent dans les zones ripariennes à l'automne, puis que ce pool soit exporté par transfert de subsurface au cours de l'hiver, jusqu'à son épuisement progressif.

## Le rôle des zones de fluctuation de nappe : zones humides et de bas de versant sur les exportations de phosphore

Pour valider l'hypothèse émise par l'analyse des suivis, deux zones humides ont été équipées et suivies aux cours des années hydrologique 2013-2014-2015. On montre ici les résultats d'un seul site et une seule année (2014-2015).

Le bilan entrée-sortie établi sur une année hydrologique pour la zone humide de Guériniac (occupation du sol : bande enherbée non fertilisée) a permis de montrer que 83% du phosphore émis de la parcelle située en amont vers la zone humide était sous forme particulaire, alors que seul 47% du phosphore émis par cette dernière vers le cours d'eau était sous forme particulaire (Figure 12). Ces zones humides ripariennes, non fertilisées car occupées par des bandes enherbées, mais recevant du phosphore particulaire en provenance des parcelles amont, agissent comme des bioréacteurs qui stockent du P particulaire, qui est ensuite remobilisé sous forme soluble.

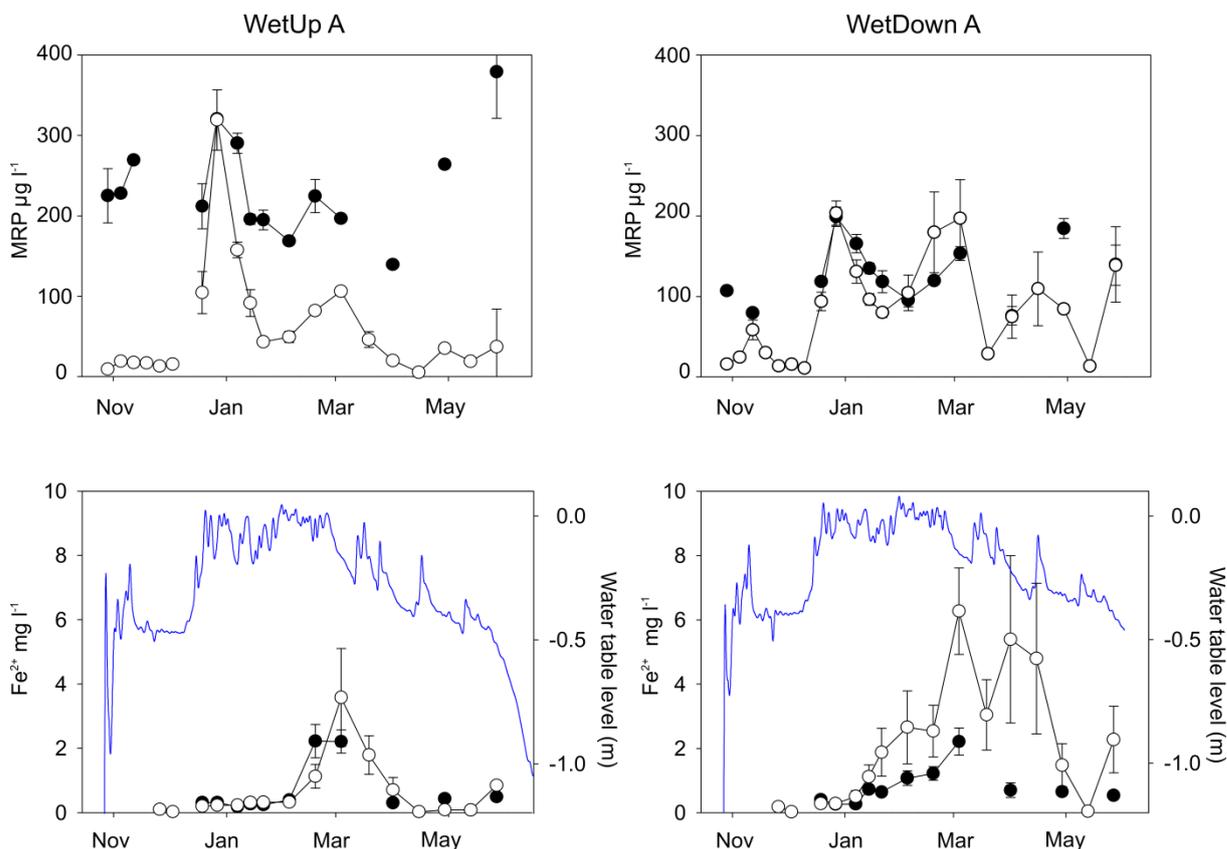


**Figure 12 : Bilan entrées-sortie d'une zone humide**

La concentration en SRP dans la solution du sol de ZHR est liée aux fluctuations saisonnières de la nappe qui ont un effet non seulement sur le transfert, mais aussi sur les processus biogéochimique à l'origine de la solubilisation du P. L'alternance de périodes sèches et saturées en eau est un des facteurs à l'origine de la mobilisation du phosphore (Figure 13a).

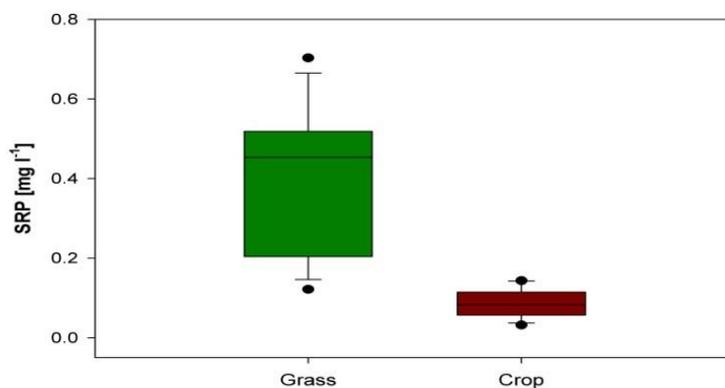
Deux mécanismes principaux, sous le contrôle des fluctuations de nappe, sont en cause. Le premier mécanisme est lié au flush d'un pool de P mobile, de taille limitée, présent dans les sols au moment de leur réhumectation à l'automne. La mobilisation de ce pool a lieu lorsque les sols se saturent, au moment de la première remontée de nappe. Le second mécanisme intervient en conditions anoxiques à la fin de l'hiver, quand la réduction des (hydr)oxydes de fer s'accompagne d'une libération de SRP.

La comparaison des sites montre que le premier pic ne se produit que dans les ZHR où la teneur en P du sol est élevée, tandis que le second est observé également dans les ZHR où la teneur en P du sol est basse. Les variations saisonnières de concentration dans la solution du sol des ZHR sont similaires à celles observées dans le cours d'eau. Ainsi, les ZHR sont un compartiment important dans la cascade du phosphore dans les paysages agricoles, permettant la conversion du P particulaire qu'elles reçoivent en P dissous transféré au cours d'eau.



**Figure 13a : Niveau de la nappe, concentration en phosphore (MRP, cad Molybdate Reactive Phosphorus) et en Fe II dans la solution de sol d'une zone humide. WetUp A (zone amont de la zone humide) et Wetdown A (zone aval de la zone humide). Points noirs : 15 cm sous la surface du sol. Points blancs : 50 cm sous la surface du sol.**

Les ZHR suivies étaient occupées par des bandes enherbées. Pour étudier l'effet de l'occupation des sols sur la solubilisation du phosphore, des solutions de sol ont été prélevées de part et d'autre de l'interface bande enherbée – parcelle, c'est-à-dire dans la partie enherbée et dans la partie cultivée de la zone humide. Les résultats indiquent une solubilisation accrue du phosphore dans la zone enherbée (Figure 13b).



**Figure 13b : concentration en phosphore soluble dans une même zone humide côté bande enherbées (grass) et côté parcelle (crop)**

Ces résultats, montrant une solubilité plus grande du phosphore en présence d'herbe, sont encore au stade d'hypothèse du fait du faible nombre de points de suivi. Certaines études de la littérature internationale montrent des résultats similaires : la matière organique plus abondante ainsi qu'une diversité microbienne spécifique dans ces zones pourraient expliquer une solubilisation accrue dans les bandes enherbées. L'implantation de bandes enherbées reste cependant à conseiller puisque leur bilan sur les transferts de phosphore est globalement positif. Nos résultats posent la question de leur gestion à long terme, ces zones tampons à court terme accumulant du phosphore pendant plusieurs années, pouvant se transformer en sources de phosphore à long terme.

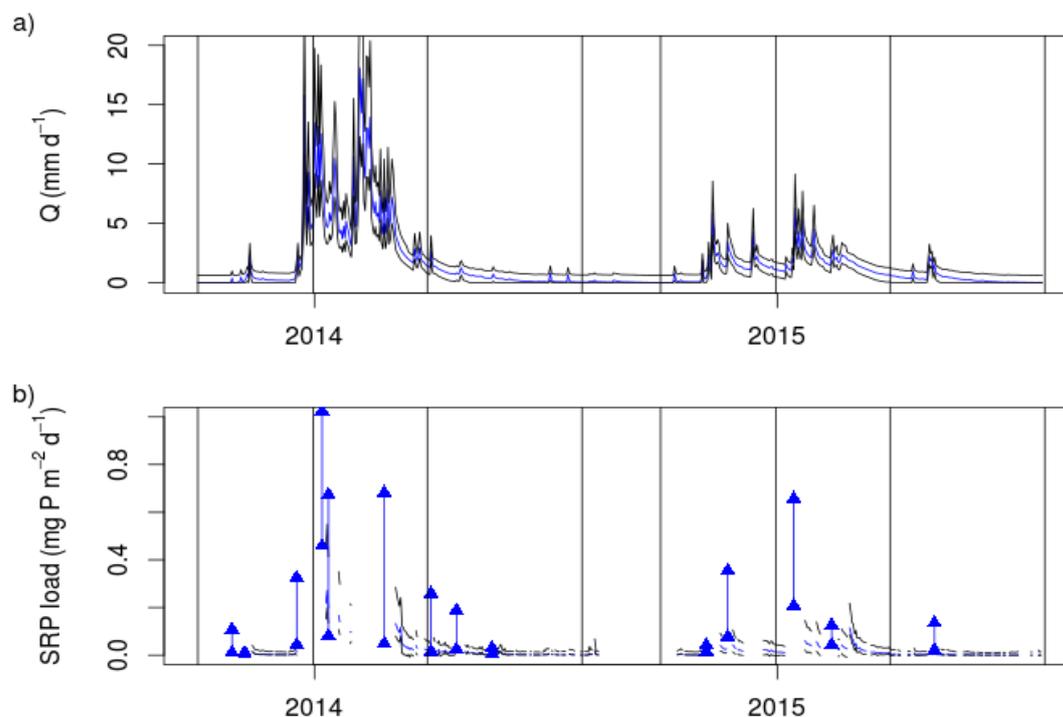
## **La modélisation et l'analyse d'incertitude liée aux données**

La modélisation permet de formaliser les connaissances sur les mécanismes à l'origine des transferts de phosphore dissous précédemment décrites. La démarche de modélisation développée n'a pas pu aller jusqu'à produire un outil de gestion, mais a permis de proposer une structure de module phosphore couplé au modèle TNT2 (Beaujouan et al., 2001) : le modèle TNT2-P, en s'appuyant sur les connaissances suivantes :

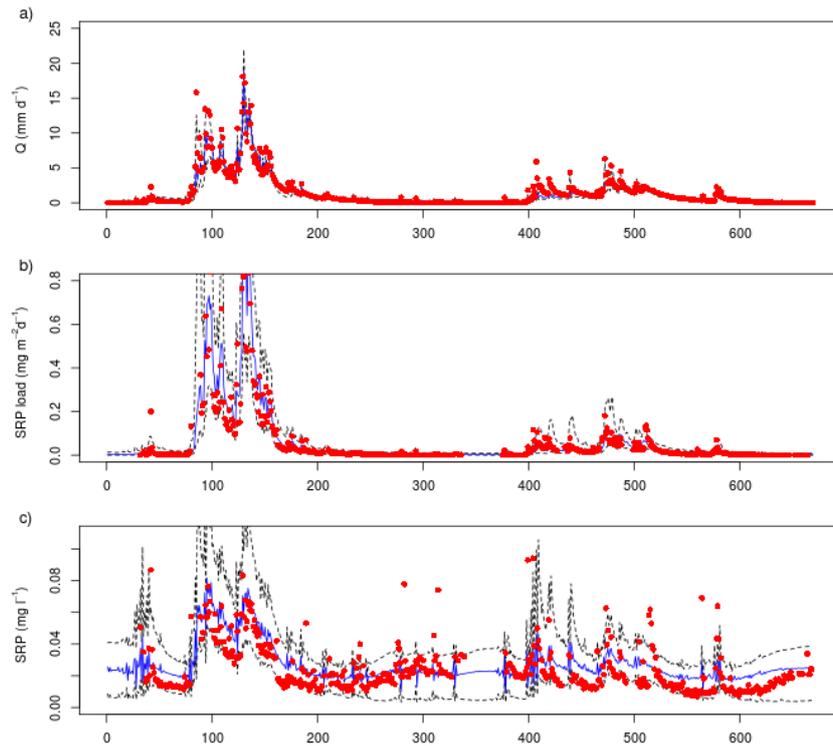
- Le transfert du phosphore dissous est indépendant de celui du phosphore particulaire.
- L'interaction sol-nappe dans les sols de bas de versant est le moteur des transferts de subsurface et de ruissellement sur surface saturée.
- La concentration de la solution des sols varie spatialement en fonction de la teneur en phosphore extractible (phosphore Olsen) et temporellement en fonction de la température et des conditions d'humidité, en sus du prélèvement par les plantes.
- L'effet des pratiques agricoles ne produit pas de signal visible directement dans le cours d'eau, puisque les zones contributrices sont les zones humides ripariennes, occupées pour partie par des dispositifs enherbés, pour partie par des cultures, selon la morphologie des versants. Ces zones de fluctuations de nappe peuvent s'enrichir sur le long terme. Cet enrichissement dépend des pratiques sur les parcelles cultivées à l'amont, mais aussi de la dynamique de cet enrichissement, beaucoup plus longue que la durée de simulation utilisée ici (2 ans). La prise en compte des pratiques agricoles est donc faite de manière indirecte, sur la base de la teneur en phosphore Olsen des sols.

La structure du modèle TNT2-P est parcimonieuse, car elle ne comporte que peu de paramètres, en relation avec les connaissances, et pour permettre une analyse de l'incertitude par la méthode GLUE (« Generalized Likelihood Uncertainty Estimation ») qui demande un grand nombre de simulations et donc des temps de calcul importants. La démarche de calibration et d'analyse d'incertitude GLUE consiste à faire un grand nombre de simulations avec différents jeux de paramètres générés aléatoirement et de sélectionner pour la prédiction tous les jeux de paramètres qui donnent des résultats « acceptables ». Il n'y a donc pas un jeu de paramètres optimal mais plusieurs jeux de paramètres, selon le principe d'équifinalité (plusieurs solutions sont possibles mathématiquement). La définition des jeux de paramètres acceptables est une étape essentielle de la démarche ; les limites d'acceptabilité sont ici issues d'une analyse de l'incertitude sur les données. Nous avons quantifié l'incertitude sur les données de débit, de flux de SRP, en crue et hors crue, pour en déduire des intervalles d'acceptabilité. La Figure 14 représente les intervalles d'acceptabilité pour le débit et pour le flux journaliers de SRP. 15 000 simulations avec des jeux de paramètres variés ont été effectuées. Ces simulations sont évaluées vis-à-vis de leur capacité à produire des résultats compatibles avec les limites d'acceptabilité. Finalement, 418 jeux de paramètres sont considérés acceptables et peuvent être utilisés en prédiction. La Figure 15 présente les résultats de simulations assortis d'un intervalle de crédibilité pour le débit, les flux journaliers et la concentration journalière. Les performances du modèle relatif au débit sont supérieures à celles relatives au phosphore puisque le critère de Nash-Sutcliffe du flux journalier s'élève jusqu'à 0.8 pour les meilleurs modèles.

Grâce à ce modèle, les deux principaux facteurs de contrôle identifiés précédemment, à savoir la connexion hydrologique par fluctuation de nappe, la solubilisation du SRP en fonction de la teneur en phosphore des sols et les conditions antérieures d'humidité et de température, ont été confirmés. Cependant, l'incertitude sur les données reste importante, nous questionnant sur la possibilité d'élaborer des modèles plus détaillés avec les données actuelles, même sur des sites très instrumentés.



**Figure 14 : Intervalles d'acceptabilité pour le débit (en haut) et pour le flux de phosphore (en bas). Les intervalles d'acceptabilité correspondent aux lignes noires, les lignes bleues représentant la donnée médiane.**



**Figure 15. Résultats du modèle pour le débit (en haut), le flux journalier (au milieu) et la concentration journalière (en bas) du SRP (ligne bleue), en fonction du temps (durée exprimée en jour depuis le début de la simulation). Points rouges : données observées. Pointillés : intervalles de confiance à 95%.**

## Conclusions

Les points nouveaux de connaissance sont les suivants :

- Même dans un contexte où les sols présentent une forte teneur en P total et P extractibles, les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux sont modérées, mais avec une très grande variabilité temporelles, en fonction des saisons, mais surtout des évènements de crues.
- Les concentrations en phosphore particulaire et dissous sont le plus souvent asynchrones (à l'exception de la période de printemps) indiquant que la mobilisation du phosphore dissous est le plus souvent indépendante de celle du phosphore particulaire, qu'ils ont des origines et voies de transfert différentes.
- Les zones humides jouent un rôle de relais accumulant du phosphore des sols, et le transformant en phosphore dissous, en relation avec les fluctuations de nappe dans ces zones ripariennes de fond de vallée, moteur de l'exportation. Cependant les deux zones humides étudiées réagissent différemment, indiquant que leurs caractéristiques sont importantes dans les régimes d'exportation.
- Les processus en jeu sont des processus biogéochimiques : 1) des processus biologiques, à la reprise des écoulements, fonction de l'état de sécheresse de sols dans la période estivale ; 2) des processus biogéochimiques, en lien avec les variations redox, au cours de l'hiver ; 3) des processus de minéralisation au printemps.
- Des modèles ont été développés qui ont permis de démontrer le lien entre phosphore du sol, variation des nappes et exportation du phosphore dissous.

Les enjeux opérationnels à ces nouvelles connaissances, de même que les perspectives de recherche seront abordés dans la conclusion générale.

---

## **2<sup>ème</sup> partie. Des méthodologies de reconstitution haute fréquence de chroniques de suivi du phosphore pour une meilleure estimation des concentrations et les flux de phosphore**

*Du petit bassin versant agricole très instrumenté (site de Naizin) au territoire opérationnel de méso-échelle*

---

### **Contexte et objectifs**

La dynamique du phosphore dans les cours d'eau est sujette à une grande variabilité temporelle, en particulier dans des bassins versants de petite taille et en contexte agricole. Cette variabilité ne peut être observée et quantifiée qu'en intensifiant les suivis, améliorant ainsi la compréhension des processus physiques et biogéochimiques qui entrent en jeu dans ces transferts et la quantification des exportations de phosphore depuis les parcelles agricoles vers les hydrosystèmes. Cette tendance à l'augmentation de la fréquence d'échantillonnage a été initiée dans certains bassins versants (Bowes et al., 2015; Dupas et al., 2015; Halliday et al., 2014; Mellander et al., 2015), comme ceux de Kervidy-Naizin en Bretagne et du Moulinet en Normandie, en complétant un suivi régulier (hebdomadaire, voire journalier) avec un suivi fin (horaire, voire sub-horaire) sur un certain nombre de crues. Bien que ce type de suivi soit exceptionnel, les relevés restent discontinus et l'estimation des flux de phosphore se limite aux crues suivies. Les estimations des exportations annuelles de phosphore restent donc forcément entachées d'une erreur importante.

Dans la littérature, les auteurs ont tenté de corrélérer linéairement les variations temporelles des concentrations en phosphore avec des variables enregistrées en continu (débit, turbidité), mais ont été systématiquement confrontés à des phénomènes d'hystérèses très marqués (variations non linéaires, différentes en montée et en descente de crue) : non seulement les hystérèses peuvent être importantes, mais elles peuvent être d'amplitude et de sens différents selon les crues (Bierozza and Heathwaite, 2015; Jones et al., 2011; Perks et al., 2015). Il existe des techniques mathématiques pour tenter de représenter correctement ces variations non linéaires ; l'enjeu est de dénouer les liens entre d'une part la relation mathématique qui lie une variable explicative à la concentration en phosphore, et d'autre part des conditions hydrologiques variées. L'objectif a donc été de construire un tel modèle non-linéaire d'estimation des concentrations en phosphore pour les obtenir « en continu », de tester une telle méthode sur des chroniques « en continu » de phosphore, des bassins versants irlandais, et de voir dans quelle mesure cette méthode permettrait d'améliorer la connaissance des flux exportés. Différentes échelles temporelles ont été investiguées, du pas de temps horaire, à l'évènement hydrologique (crue), jusqu'aux bilans annuels de phosphore exporté.

### **Méthode**

#### **Sites et données**

L'étude repose sur des données de phosphore total (TP) et réactif (RP) issus de quatre bassins versants, tous situés en contexte agricole. Deux d'entre eux sont situés en Bretagne (Kervidy-Naizin décrit dans la première partie du rapport, et Moulinet, situé dans un contexte pédoclimatique identique mais plus sensible à l'érosion des berges du fait de leur faible protection). Les deux autres sont situés en Irlande (Timoleague et Ballycanew). Ces quatre sites ont des caractéristiques

communes : tous sont situés sur des cours d'eau d'ordre de Strahler 2, la topographie des bassins versant est faible à modérée ; ils sont soumis à un climat océanique tempéré (Table 1). En revanche, les caractéristiques d'usage des sols et de qualité des sols sont contrastées. Pour Timoleague, Ballycanew et Moulinet, 77, 77, et 60 % de la surface totale sont des prairies destinées à la production laitière intensive, contrairement à Kervidy-Naizin qui est essentiellement constitué de terres arables et présente une production animale intensive en bâtiment d'élevage.

Les sites français bénéficient d'un suivi mixte, combinant un suivi régulier à fréquence d'échantillonnage modérée et un suivi intense sub-horaire pour un certain nombre de crues grâce à des préleveurs automatiques asservis aux mesures de hauteur d'eau (ISCO 612), tous les échantillons étant ensuite analysés en laboratoire. Ce type de suivi sera par la suite appelé « weekly+ » lorsque le suivi régulier est hebdomadaire. Ainsi, TP et RP ont été suivis au Moulinet de manière hebdomadaire depuis Octobre 2007, et 79 événements de crues ont été échantillonnés finement entre 2007 et 2015. A Kervidy-Naizin, TP et RP ont d'abord été suivis de manière hebdomadaire entre Octobre 2007 et Octobre 2013, puis journalière depuis Novembre 2013. Par ailleurs, 61 événements de crue ont été échantillonnés finement depuis le début du suivi.

Les sites Irlandais bénéficient d'un suivi en continu (sub-horaire agrégé au pas de temps horaire) des concentrations en TP et en phosphore réactif total (TRP) (Mesure du phosphore total par réaction au molybdate, sans filtration, ce qui diffère du RP mesuré après filtration) via l'utilisation de préleveurs automatiques situés sur les berges et des mesures automatisées et réalisées directement sur le site (instrumentation Hach-Lange Sigmatax-Phosphax). De précédentes études ont montré que TRP sur ces sites est composé à 98-99% de RP (Shore et al., 2014), permettant de considérer raisonnablement TRP assimilable à RP.

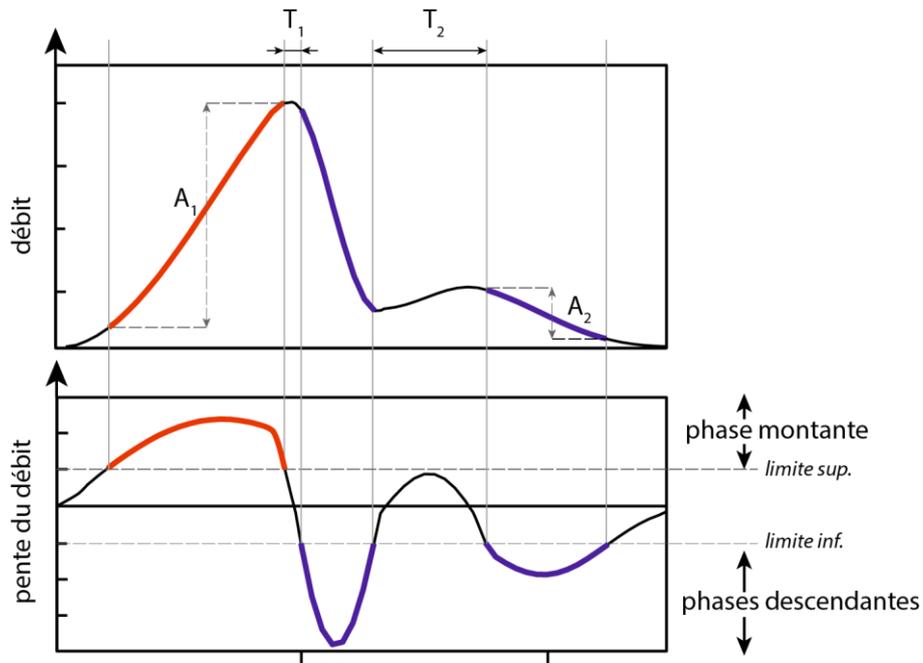
Le débit et la turbidité sont mesurés en continu à l'exutoire des quatre bassins versants, la profondeur de l'aquifère est mesurée à Kervidy-Naizin et à Timoleague uniquement.

**Table 1. Caractéristiques des sites d'étude : S, surface du bassin versant ; q, débit spécifique moyen ; W2, pourcentage de flux d'eau passant en 2% du temps (selon Moatar et al., 2013).**

	Timoleague (IR)	Ballycanew (IR)	Kervidy-Naizin (FR)	Moulinet (FR)
S (km <sup>2</sup> )	7,57	11,91	5	5
q moyen (mm)	417 ± 182	373 ± 129	316 ± 151	371 ± 77
W2 (%)	10	26	17	8,2
Pluie moyenne (mm an <sup>-1</sup> )	1047	1060	924	862
Fréquence de suivi de P	horaire	horaire	hebdo (2007-2013) journalier (2013-2015) + 61 crues subhoraire	hebdo + 79 crues subhoraire
Périodes de données utilisées	Oct. 2011 - Sept. 2012	Oct. 2011 - Sept. 2012	Oct. 2007 - Juil 2015	Oct. 2007 - Juil 2015

### Analyse des données et construction du modèle empirique

Un algorithme a été développés pour identifier de manière automatique les périodes de crue dans les séries de débit, afin de construire des modèles empiriques basés sur des événements hydrologiques bien définis, puis de pouvoir prédire des concentrations ou des flux de phosphore durant ces périodes. Pour cela, une méthode de sélection des événements de crue a été construite sur la base des variations au cours du temps de la pente du débit (dQ/dt) (Figure 17).



**Figure 17. Schéma conceptuel de construction de l'algorithme d'identification des évènements de crue, à partir de l'analyse de la pente  $dQ/dt$ .  $A_i$  : amplitude de l'évènement identifié ;  $T_i$  : durée entre deux phases successives identifiées**

Lorsque la valeur de la pente dépasse la valeur limite de  $2 \cdot 10^{-3} \text{ mm h}^{-2}$ , la phase montante dans l'hydrogramme est considérée comme significative. Lorsque la pente devient inférieure à la valeur limite  $-1,25 \cdot 10^{-3} \text{ mm h}^{-2}$ , la phase descendante dans l'hydrogramme est considérée comme significative. Ces valeurs-seuil ont été appliquées de manière identique sur les quatre sites considérés. Un tri sur les évènements ainsi sélectionnés a été réalisé, en ne considérant que les évènements dont l'amplitude excède  $15 \cdot 10^{-3} \text{ mm h}^{-1}$ . Par ailleurs, deux évènements successifs séparés de moins de 2 heures ont été considérés comme un même évènement hydrologique.

Des modèles empiriques ont été construits, de la même manière pour chaque site, mais les calculs ont été conduits séparément. Pour chacun des évènements, les coefficients ( $a$ ,  $b$  et éventuellement  $c$ ) sont ajustés (étape 1, Figure 18), selon les équations 1, 2 et 3 où  $P(t)$  est la concentration en phosphore que l'on souhaite modéliser (TP ou RP) au temps  $t$ ,  $X(t)$  est la variable explicative choisie (débit ou turbidité),  $P_0$  est la valeur minimum entre la valeur observée avant et après l'évènement donné, et  $X_0$  est la valeur de la variable explicative choisie au temps correspondant à la valeur  $P_0$ .

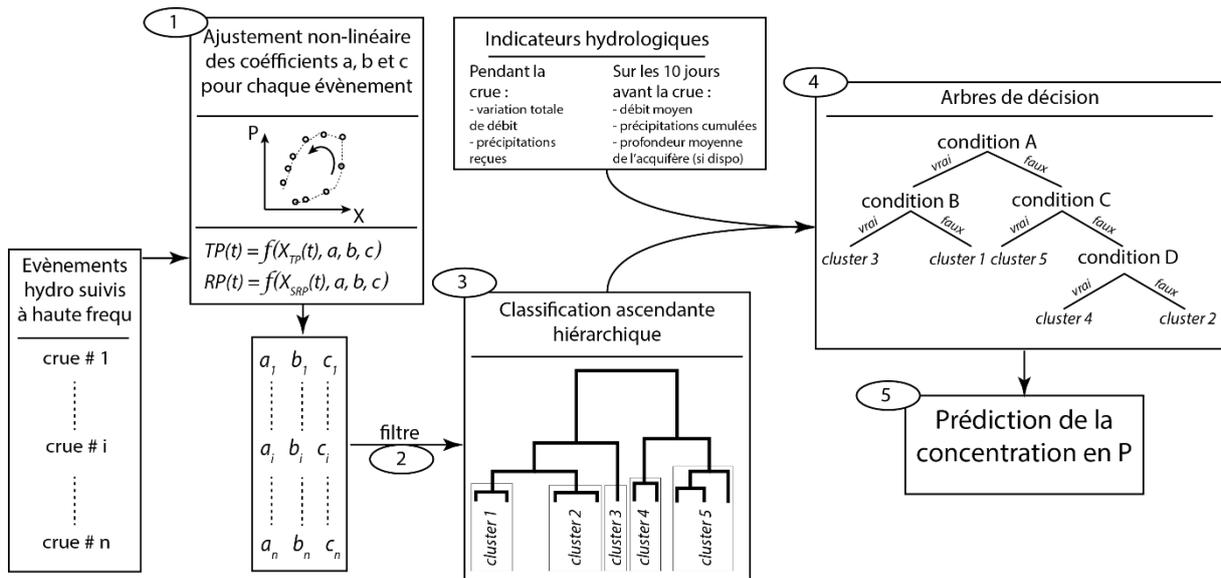
$$\text{Méthode M1: } P(t) = a \cdot X(t) + b \cdot \frac{dX(t)}{dt} \quad \text{Equation 1}$$

$$\text{Méthode M2: } P(t) - P_0 = a \cdot (X(t) - X_0) + b \cdot \frac{dX(t)}{dt} \quad \text{Equation 2}$$

$$\text{Méthode M3: } P(t) = a \cdot X(t)^c + b \cdot \frac{dX(t)}{dt} \quad \text{Equation 3}$$

La méthode M1 essaie de représenter les valeurs absolues des concentrations tandis que la méthode M2 essaie de représenter des valeurs relatives aux observations situées de part et d'autre d'un évènement donné. La méthode M3 est similaire à M1 mais propose une formulation mathématique différente, considérant la possibilité d'hystérèse asymétrique. Sur la base de l'analyse des corrélations et de précédentes études (Bowes et al., 2005; Grayson et al., 1996; Jones et al., 2011), la turbidité a été choisie comme variable explicative de la concentration en TP, et le débit pour RP. TP,

et non pas le phosphore particulaire, est estimé pour ne pas cumuler les erreurs de mesures potentielles qui incomberaient aux mesures de RP et TP séparément.



**Figure 18. Schéma conceptuel de construction du modèle empirique**

Puisque les jeux de coefficients ajustés au cours de cette étape peuvent être sensiblement différents selon les conditions hydrologiques, une étape de classification hiérarchique (clusters, étapes 2 et 3) a été réalisée sur l'ensemble des relations conduisant à des critères de Nash-Sutcliffe supérieurs à 0.5 et calculés sur au moins 5 couples de valeurs observées-modélisées. Ensuite, afin de pouvoir associer à un événement dont le P n'aurait pas été suivi finement, un jeu de coefficients adaptés, les clusters ont été associés à des indicateurs de conditions hydrologiques sous la forme d'arbres de décision (étape 4). Les indicateurs hydrologiques choisis sont les suivants : i) variation de débit au cours de l'évènement ; ii) le cumul de pluie le jour de l'évènement ; iii) le cumul de pluie au cours des 10 jours précédant l'évènement ; iv) la valeur moyenne des débits au cours des 10 jours précédant l'évènement ; v) éventuellement la moyenne de la profondeur de nappe des 10 jours précédant l'évènement, si disponible. Enfin, les concentrations en phosphore ont été estimées au pas de temps horaire pour un évènement de crue sans mesures de phosphore, ou bien sur lequel on souhaite tester la méthode (étape 5).

### Tests menés pour valider la méthode

Pour évaluer la performance d'une telle approche, la méthode a été testée sur le jeu de données irlandais. Pour que la comparaison soit possible et comparable aux jeux de données français, les données irlandaises ont été sous échantillonnées en combinant un suivi régulier hebdomadaire (tirage au sort du jour de semaine et de l'heure de prélèvement fictive comprise entre 8h et 17h, ce qui correspond raisonnablement à un prélèvement réalisé par un technicien) avec un suivi fin sur 10 crues, ces évènements étant sélectionnés de manière aléatoire. Cet échantillonnage permet de constituer un jeu de données irlandaises similaire à celui de Kervidy-Naizin, appelé « weekly+ ».

Le jeu de données françaises n'a pu servir de test qu'à l'échelle des crues. Le suivi des crues a été séparé aléatoirement en deux jeux de données : 60% des crues suivies permettant la construction du modèle (calibration), les autres crues servant de test de la méthode (validation).

Les modèles empiriques estiment donc directement les concentrations en TP et RP au pas de temps horaire, pendant les crues, telles que définies par l'algorithme d'identification des évènements de

crues mis en place (voir plus haut). Entre deux évènements, les valeurs sont interpolées, tenant compte du suivi régulier.

Les flux annuels estimés sur les chroniques irlandaises ont été comparés aux flux calculés à partir des chroniques continues et aux flux estimés à partir de chroniques sous échantillonnées du type weekly+, hebdomadaire (weekly) et mensuelle (monthly). Ces deux derniers flux annuels  $L_y$  ont été estimés par pondération par le débit (Equation 4). Pour le calcul des flux à partir des chroniques weekly+, l'équation 4 a été utilisée après interpolation linéaire simple entre les observations disponibles.

$$L_y = \frac{\sum C_i Q_i}{\sum Q_i} \bar{Q} \quad \text{Equation 4}$$

Où  $L_y$  est le flux annuel pour l'année  $y$ , les  $C_i$  et  $Q_i$  sont les concentrations et débits instantanés à la date  $i$ , et  $\bar{Q}$  est le débit moyen annuel sur l'année  $y$ .

Afin de quantifier l'importance des données servant à constituer les modèles empiriques (données de calibration), l'ensemble des étapes (constitution aléatoire du jeu de données de calibration, construction du modèle sur cette base, et validation du modèle) ont été répétées 100 fois. Ceci a permis d'observer la robustesse de l'approche proposée, à partir de la variabilité des estimations sur l'ensemble des crues servant à la calibration.

La performance des modèles a été quantifiée en calculant l'erreur quadratique moyenne (%RMSE) sur les évènements de crue, en tenant compte de l'ensemble des crues servant à la validation, ou bien en les classant selon qu'elles appartiennent à la période « hivernale » (de Novembre à Mars) ou « estivale » (d'Avril à Octobre). Les RMSE ont également été calculés à l'échelle annuelle mais uniquement sur les données irlandaises puisque les données françaises sont discontinues.

Un autre indicateur de performance a été construit pour décrire les performances à l'échelle annuelle : le « score weekly+ » permet d'apprécier les performances des modèles pour le calcul des flux annuels, vis-à-vis de calculs classiques de flux faits sur la base des séries weekly+. Cet indicateur correspond, parmi les 100 tirages, à la proportion de tirages pour lesquels le flux annuel estimé avec une stratégie weekly+ est plus proche du vrai flux que l'un des modèles empiriques. Ainsi, un score weekly+ inférieur à 50% indique que les flux sont mieux estimés avec l'un des modèles développés.

## Résultats

### Des exportations de phosphore contrastées selon les sites

Les dynamiques du phosphore à l'exutoire des bassins versants étudiés sont sensiblement différentes. Par exemple 90% du flux annuel à Timoleague a lieu en 50% du temps, contre seulement 25% du temps à Ballycanew. Par ailleurs, la part de P dissous dans le P total (ratio des concentrations) est relativement importante sur les bassins irlandais en temps de crue (en moyenne 40%), très variable et en moyenne de 60% à Kervidy-Naizin, et très faible au Moulinet (en dessous de 10%, et avec des valeurs de RP très faibles, en dessous de  $0.06 \text{ mg P L}^{-1}$ ) (Figure 19).

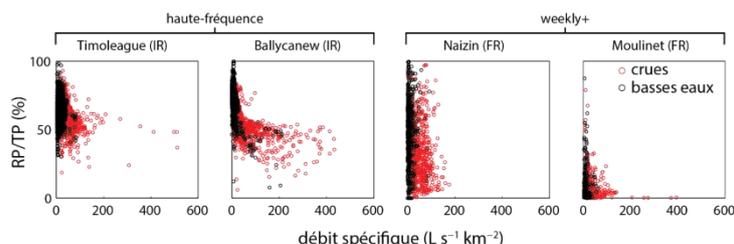


Figure 19. Variabilité de la part de phosphore dissous dans le phosphore total aux quatre sites utilisés dans l'étude en fonction du débit spécifique.

**Table 2. Caractéristiques des concentrations et flux aux quatre sites de l'étude, et statistiques des évènements de crues identifiés par l'algorithme mis en place. fL90% : indicateur de la dynamique des flux de P, tel que 90% du flux annuel a lieu en fL90% % du temps**

	Timoleague (IR)	Ballycanew (IR)	Kervidy-Naizin (FR)	Moulinet (FR)
TP concentration (mg P L <sup>-1</sup> ) (10 <sup>th</sup> ; médiane; 90 <sup>th</sup> )	0.05 ; 0.06 ; 0.16	0.05 ; 0.07 ; 0.20	0.02 ; 0.07 ; 0.37	0.03 ; 0.20 ; 0.89
RP concentration (mg P L <sup>-1</sup> ) (10 <sup>th</sup> ; médiane; 90 <sup>th</sup> )	0.03 ; 0.04 ; 0.10	0.04 ; 0.05 ; 0.11	0.01 ; 0.02 ; 0.09	0.00 ; 0.01 ; 0.04
f <sub>L90%</sub> (TP ; RP)	51 ; 54	21 ; 34	-	-
nombre de crues par an	38	49	38	47
durée moyenne (h)	42	43	30	18
% de crues ayant une amplitude inférieure à 0.1 mm h <sup>-1</sup>	61	51	71	88
% de crues durant moins de 3 heures	87	94	95	97

### Crués identifiées par l'algorithme

L'algorithme de sélection des évènements de crue a identifié 38, 49, 38 et 47 évènements par an à respectivement Timoleague, Ballycanew, Kervidy-Naizin et Moulinet (Table 2). L'amplitude des crues est plus importante à Ballycanew que dans les autres sites, puisque seulement 51% des évènements ont une amplitude inférieure à 0,1 mm h<sup>-1</sup> contre 61, 71, et 88% à respectivement Timoleague, Kervidy-Naizin et Moulinet. Les évènements de crues sont plus longs dans les bassins versants irlandais (environ 40h en moyenne) que dans les bassins français (entre 18 et 30 h en moyenne). Approximativement 95% des crues font moins de 3h, excepté à Timoleague où la proportion est légèrement plus faible (87%).

**Table 3. Quantiles 10, 50 et 90% des RMSE calculés pour les flux de TP à l'échelle des évènements de crues avec les différentes méthodes, sur les quatre sites de l'étude, et sur des périodes différentes : tous les évènements, uniquement ceux ayant eu lieu entre Avril et Octobre (« été »), et uniquement ceux ayant eu lieu le reste de l'année (« hiver »).**

	RMSE	Timoleague			Ballycanew			Kervidy-Naizin			Moulinet		
		M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3
tous	q10%	45	<b>33</b>	33	61	65	<b>60</b>	47	<b>45</b>	46	<b>39</b>	40	54
(%)	q50%	74	<b>51</b>	53	106	91	<b>76</b>	82	89	<b>71</b>	<b>89</b>	96	123
	q90%	91	<b>70</b>	76	215	105	<b>88</b>	156	163	<b>125</b>	<b>145</b>	176	214
“ été ”	q10%	45	29	<b>25</b>	98	81	<b>59</b>	<b>29</b>	32	37	<b>37</b>	47	49
(%)	q50%	77	58	<b>42</b>	108	94	<b>75</b>	78	90	<b>77</b>	<b>96</b>	99	125
	q90%	95	<b>70</b>	73	208	106	<b>88</b>	205	201	<b>177</b>	<b>150</b>	170	193
“ hiver ”	q10%	34	<b>17</b>	29	46	37	<b>30</b>	39	43	<b>37</b>	32	<b>25</b>	31
(%)	q50%	50	<b>27</b>	52	64	45	<b>44</b>	<b>60</b>	74	67	47	<b>41</b>	50
	q90%	67	<b>40</b>	107	161	<b>59</b>	65	119	124	<b>102</b>	72	<b>56</b>	95

**Table 4. Quantiles 10, 50 et 90% des RMSE calculés pour les flux de RP à l'échelle des évènements de crues avec les différentes méthodes, sur les quatre sites de l'étude, et sur des périodes différentes : tous les évènements, évènements d'« été », et évènements d'« hiver ».**

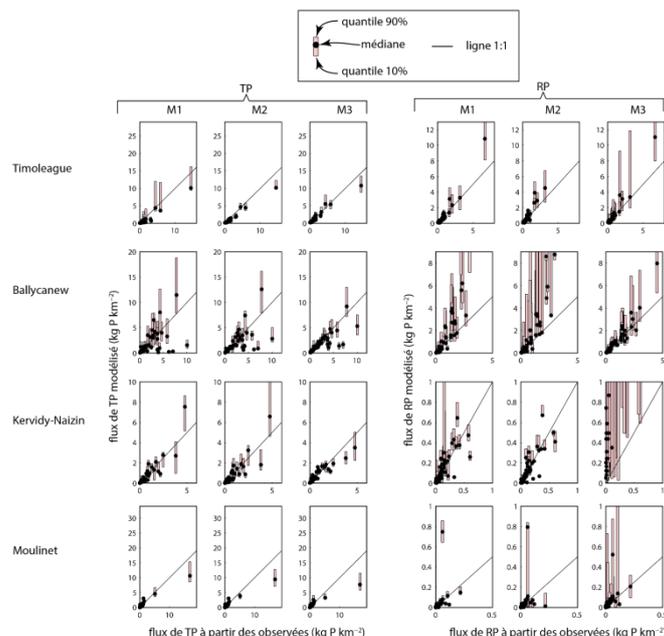
	RMSE	Timoleague			Ballycanew			Kervidy-Naizin			Moulinet		
		M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3
tous	q10%	53	60	<b>50</b>	152	60	<b>43</b>	48	<b>41</b>	2047	95	<b>92</b>	120
(%)	q50%	<b>98</b>	171	128	297	109	<b>77</b>	86	<b>70</b>	15008	230	<b>179</b>	375
	q90%	<b>229</b>	359	661	583	331	<b>192</b>	145	<b>110</b>	92633	<b>728</b>	823	6339
“ été ”	q10%	52	55	<b>48</b>	172	174	<b>40</b>	<b>22</b>	24	1047	87	105	<b>86</b>
(%)	q50%	<b>99</b>	196	120	316	299	<b>78</b>	53	<b>44</b>	11765	<b>201</b>	212	276
	q90%	<b>248</b>	365	691	598	2384	<b>193</b>	119	<b>111</b>	73939	1309	1487	<b>1207</b>
“ hiver ”	q10%	<b>29</b>	50	39	22	<b>21</b>	25	47	<b>41</b>	2040	<b>57</b>	63	98
(%)	q50%	<b>53</b>	70	82	34	<b>26</b>	45	90	<b>77</b>	15749	120	<b>93</b>	198
	q90%	100	<b>99</b>	210	96	605	<b>84</b>	189	<b>134</b>	84513	241	<b>167</b>	6862

### Performances de prédiction du flux avec les modèles développés

Les performances de prédiction sont sensiblement différentes selon les méthodes utilisées, les sites, et la variable prédite (TP ou RP).

#### i) Performances à l'échelle des crues (Figure 20, Tableaux 3 et 4)

Les erreurs de flux de TP estimés à Timoleague les plus faibles ont été obtenues avec les modèles M2 et M3, la médiane des RMSE sur les 100 tirages étant respectivement de 51 et 53% pour chacun des modèles. A Ballycanew, le modèle présentant les erreurs de flux les plus faibles est le modèle M3 (RMSE<sub>med</sub>=76%). Les trois modèles testés sur les données de Kervidy-Naizin ont donné des résultats proches en terme de concentrations prédites (RMSE sur les concentrations autour de 53%), mais les erreurs les plus faibles sur les flux calculés à l'échelle des crues ont été obtenues avec M1 (RMSE<sub>med</sub>=71%), comme sur le Moulinet (RMSE<sub>med</sub>=89% pour M1).



**Figure 20. Flux de TP et RP prédits avec les modèles M1, M2, M3 en fonction des flux calculés à partir des concentrations mesurées à l'échelle des évènements de crue après 100 simulations successives, et pour les quatre sites.**

Les erreurs de prédiction du flux de RP sont globalement plus fortes que celles observées sur les prédictions de TP, avec des  $RMSE_{med}$  compris entre 70 et 98% à Timoleague, Ballycanew et Kervidy-Naizin, et à près de 180% au Moulinet. Là encore, les modèles présentant les erreurs d'estimation des flux les plus faibles varient selon les sites : M1 pour Timoleague ( $RMSE_{med}=98\%$ ), M2 pour Kervidy-Naizin ( $RMSE_{med}=77\%$ ), M3 pour Ballycanew ( $RMSE_{med}=70\%$ ). Au Moulinet, aucun des trois modèles n'a de valeurs acceptables ( $RMSE_{med}$  entre 179 et 375%).

ii) Performances à l'échelle saisonnière (Tableaux 3 et 4)

Les erreurs sur les flux de TP et RP sont toujours plus faibles en période hivernale qu'en période estivale, puisque les flux sont plus forts en hiver. Les meilleurs modèles en période hivernale ne sont pas forcément été les meilleurs en période estivale. Par exemple, les erreurs de flux de TP les plus faibles à Timoleague et au Moulinet sont obtenues avec M2, alors que M3 est le meilleur modèle en considérant tous les évènements de crue disponibles.

iii) Performances à l'échelle annuelle (Figure 21, Tableau 5)

Les erreurs sur les flux annuels sont également très variables suivant les modèles et les sites. Pour TP, le modèle M3 a permis d'estimer des flux annuels très proches des vrais flux, avec les biais et erreurs suivantes :  $5 \pm 10\%$  Timoleague et  $-11 \pm 15\%$  à Ballycanew. Pour RP, M2 présente les meilleures performances à Timoleague ( $-7 \pm 23\%$ ) alors que M3 surestime considérablement les flux avec une large imprécision ( $26 \pm 48\%$ ).

Les flux estimés sur la base des chroniques sous-échantillonnées sont systématiquement sous-estimés et les incertitudes sont en général plus importantes que celles obtenues avec les modèles empiriques. Avec la stratégie la plus fine, c'est-à-dire un suivi mixte du type weekly+, les biais et RMSE sont de  $-20 \pm 23\%$  pour TP et  $-15 \pm 18\%$  pour RP à Timoleague, et  $-32 \pm 34\%$  pour TP et  $-23 \pm 24\%$  pour RP à Ballycanew. Les incertitudes sont plus fortes encore avec des suivis hebdomadaires ou mensuels, avec en particulier des imprécisions de l'ordre de  $\pm 55\%$  pour TP à Ballycanew avec un suivi mensuel.

Dans 81% des cas, les flux annuels de TP sont mieux prédits avec M3 qu'avec un suivi weekly+ uniquement. La proportion est de 95% à Ballycanew. Pour RP, M2 est préférable à weekly+ à Timoleague pour 77% des simulations. A Ballycanew, en dépit d'incertitudes comparables entre les résultats obtenus avec M3 ou avec le suivi weekly+, M3 reste la meilleure option pour 65% des simulations.

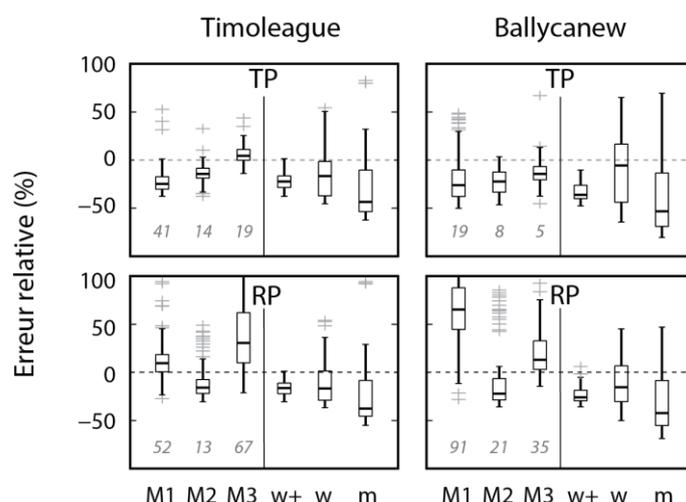
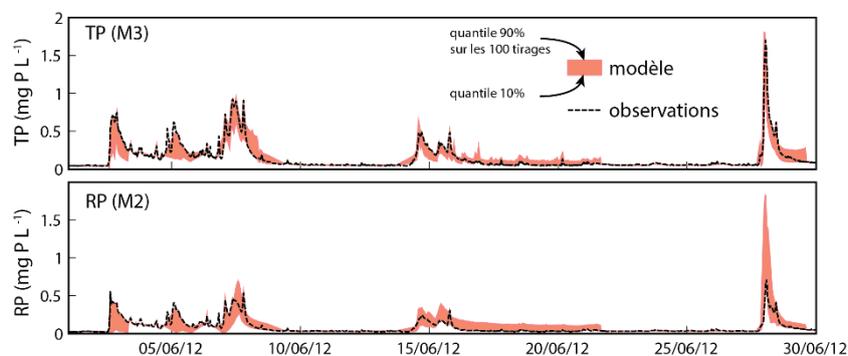


Figure 21. Erreurs relatives obtenues avec les modèles empiriques (M1, M2, M3) ou différentes stratégies d'échantillonnage sur les flux annuels.

		TP		RP		
		model	RMSE (%)	bias (%)	RMSE (%)	bias (%)
Timoleague	M1		25	-19	23	12
	M2		18	-13	<b>23</b>	<b>-7</b>
	M3		<b>10</b>	<b>5</b>	83	50
	w+		23	-20	18	-15
	w		31	-14	26	-11
	m		47	-23	42	-20
Ballycanew	M1		30	-22	174	104
	M2		25	-22	122	14
	M3		<b>15</b>	<b>-11</b>	48	26
	w+		34	-32	24	-23
	w		37	-9	<b>25</b>	<b>-12</b>
	m		54	-35	43	-31

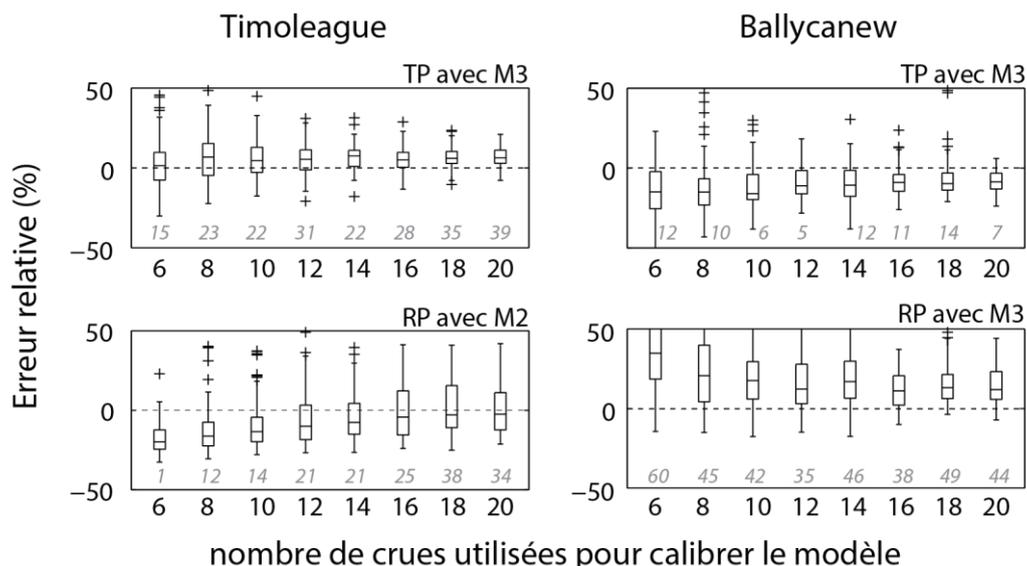
### Sensibilité du modèle aux données de calibration

Comme l'illustrent les tableaux et figures, les résultats sont fortement sujets à l'étape de calibration, puisque les résultats sont très variables d'une simulation à une autre. Cette variabilité peut également être observée sur les chroniques générées à haute fréquence (Figure 22), où les prédictions de TP au cours des 100 tirages sont comprises dans une courbe enveloppe qui accompagne correctement la dynamique temporelle des concentrations observées. Pour RP, la gamme de variation est nettement plus forte, avec des concentrations modélisées parfois trois fois supérieures aux concentrations mesurées.



**Figure 22. Prédictions de concentration en phosphore total (TP) à Timoleague avec le modèle M3 entre le 15 Novembre 2011 et le 31 Décembre 2011. La zone rouge représente les quantiles 10 et 90% des prédictions obtenues après 100 simulations.**

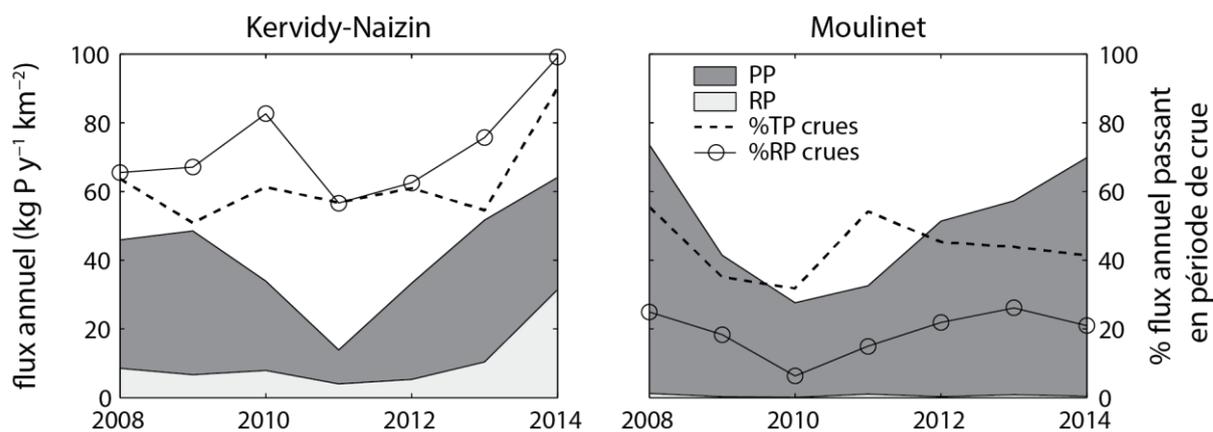
Le nombre d'évènements de crues utilisé dans l'étape de calibration a également un impact sur la performance des modèles (Figure 23). Naturellement, plus l'on ajoute des informations lors de l'étape de calibration, meilleurs sont les modèles et plus robustes sont leurs prédictions. Par exemple, les erreurs de prédiction de TP à Timoleague avec le modèle M3 diminuent de  $\pm 40\%$  à moins de  $\pm 10\%$  lorsque l'on passe de 6 à 20 évènements de crues utilisés parmi 38 pour la calibration du modèle.



**Figure 23. Sensibilité des prédictions de flux annuels de TP et RP au nombre d'évènements inclus initialement dans la calibration des modèles empiriques.**

#### Utilisation des modèles pour estimer les exportations de phosphore

Les modèles développés ont été appliqués sur les séries discontinues de Kervidy-Naizin et du Moulinet en utilisant toutes les données disponibles, pour reconstituer les flux de TP et RP sur les 266 et 329 évènements de crues identifiés dans les séries de Kervidy-Naizin et Moulinet (Figure 24). De plus, la proportion du flux annuel passant uniquement en période de crue a été estimée. Les flux annuels varient entre 18 et 63 kg P an<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> à Kervidy-Naizin, et entre 30 et 65 kg P an<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> au Moulinet. La proportion de RP sur les flux totaux varie entre 13 et 48% à Kervidy-Naizin. Elle est inférieure à 5% à Moulinet.



**Figure 24. Flux annuels à Kervidy-Naizin et Moulinet estimés à partir des modèles empiriques.**

Malgré des ordres de grandeur des flux annuels similaires entre les deux bassins versants, la part de flux passant en période de crue n'est pas du tout la même, avec en moyenne 62% des flux de TP et 73% des flux de RP passant en crue à Kervidy-Naizin, contre 51 et 19% à Moulinet. Ceci souligne des mécanismes de transport du phosphore au sein des deux bassins versants totalement différents.

## Conclusions

Les points nouveaux de connaissance sont les suivants :

- Par rapport à des flux estimés à partir de chroniques constituées d'un suivi régulier hebdomadaire complété par 10 crues suivies à haute-fréquence par an (suivi weekly+), l'approche empirique développée dans cette étude réduit considérablement les incertitudes des flux de TP avec des erreurs de l'ordre de  $-10 \pm 10\%$  contre  $-25 \pm 30\%$  sur la base des données d'un suivi mixte
- Il n'y a pas de méthode empirique idéale d'estimation des flux. Celle-ci dépend du paramètre,  $P_{\text{total}}$  ou  $P_{\text{dissous}}$ , et du bassin versant, plus exactement de la dynamique hydrologique et hydrochimique du bassin versant. On peut avancer que le modèle M3 (hystérèses asymétriques) semble plus performant pour la prédiction de TP à partir de la turbidité, alors que le modèle M1 (hystérèse symétrique) semble plus adapté pour RP à partir du débit.
- L'incertitude reste grande pour RP ( $-10 \pm 25\%$ ) : les faibles teneurs induisent probablement une incertitude au niveau même de la mesure. Améliorer la mesure du RP est un préalable. Le domaine d'application de cette approche reste donc à établir pour RP.
- Un suivi des concentrations du type weekly+ améliore grandement les bilans de flux de  $P_{\text{total}}$  par rapport à un suivi hebdomadaire uniquement
- La hauteur d'eau (et par extension le débit après construction de la loi de tarage) et la turbidité sont des paramètres de plus en plus fréquemment mesurés en continu, et qui, combinés à un suivi du phosphore représentent un coût plus aible qu'un suivi à haute fréquence du P, ce qui ne dispense pas de suivi haute fréquence, en particulier sur les observatoires de recherche ou pour calibrer la méthode,
- Ces modèles empiriques constituent des outils intéressants autant pour estimer des flux, que pour combler des trous dans les données, ou vérifier des données douteuses, ceci de manière d'autant plus pertinente que le jeu de données servant à la calibration du modèle est conséquent.
- Enfin, une telle approche mérite d'être testée sur d'autres paramètres dont il est important de quantifier les apports vers l'aval, comme par exemple le flux en nitrate ou de carbone organique dissous, à partir du débit ou de la conductivité.

Les enjeux opérationnels à ces nouvelles connaissances, de même que les perspectives de recherche seront abordés dans la conclusion générale.

---

## **3<sup>ème</sup> partie. Des méthodologies pour estimer les teneurs en phosphore des sols : le cas de la Bretagne**

### *Du petit bassin versant agricole très instrumenté (site de Naizin) à la région*

---

#### **Contexte et objectif**

Le phosphore contenu dans les sols notamment agricoles constitue un facteur source des flux de phosphore vers les hydrosystèmes. Il s'agit donc d'un compartiment indispensable à évaluer pour estimer les risques de transfert. Pour ce faire, des études ont été menées à deux échelles : le petit bassin versant très instrumenté et connu (Naizin) et la région Bretagne. A ces deux échelles, le premier objectif a été de spatialiser les teneurs en phosphore total et extractible des sols à partir des données disponibles, puis d'en rechercher les déterminants anthropiques et naturels. Connaître ces déterminants permet d'élaborer des modèles prédictifs pour améliorer la connaissance des stocks de phosphore dans les sols, et donc ce facteur « source » du transfert vers les hydrosystèmes. Le bassin versant de Naizin a servi de lieu où identifier les déterminants, pour pouvoir ensuite, avec des jeux de données complémentaires, extrapoler à la région Bretagne.

Ce travail s'est intéressé au phosphore total et au phosphore extractible. Même si le phosphore extractible peut sembler a priori un déterminant plus fort du phosphore des cours d'eau, il ne rend pas compte du degré de saturation en P des sols, ni les flux de phosphore particulaire qui peuvent représenter une part importante des émissions de P.

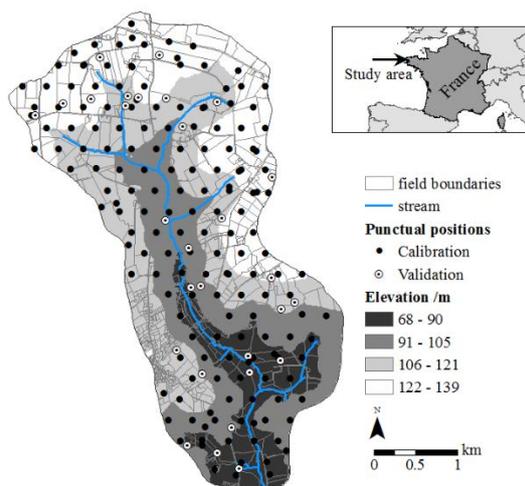
#### **a. Le phosphore des sols du bassin versant de Naizin**

Le bassin versant de Naizin, incluant le sous-bassin versant de Kervidy-Naizin décrit ci-dessus, a été choisi pour ce travail. Il a une superficie de 12 km<sup>2</sup>, et comprend en aval du bassin versant de Kervidy Naizin, une partie plus pentue et plus encaissée convergeant vers le cours d'eau.

#### **Les données**

##### **Echantillonnage et analyses**

Une campagne d'échantillonnage des sols a été réalisée en juin 2013, en collaboration avec le projet ANR Mosaic, centrée sur la dynamique des matières organiques à l'échelle du paysage et coordonnée par V. Viaud, UMR SAS), que le projet transP a complété en terme analytique, pour couvrir également la problématique phosphore. Au total 198 sites ont été échantillonnés, 168 sites servant de point pour la calibration des modèles, 30 étant réservés à la validation (Figure 23). Les deux échantillonnages sont indépendants. Les sites de calibration ont été sélectionnés selon la procédure d'échantillonnage par hypercube latin conditionné (cLHS) (Minasny & McBratney, 2006), en tenant compte de la variabilité des types de sols, de la topographie et des pratiques agricoles. Les 30 sites de validation ont été sélectionnés de façon aléatoire (Louis, 2013).



**Figure 23. Localisation de la zone d'étude et des points d'échantillonnage de calibration et validation**

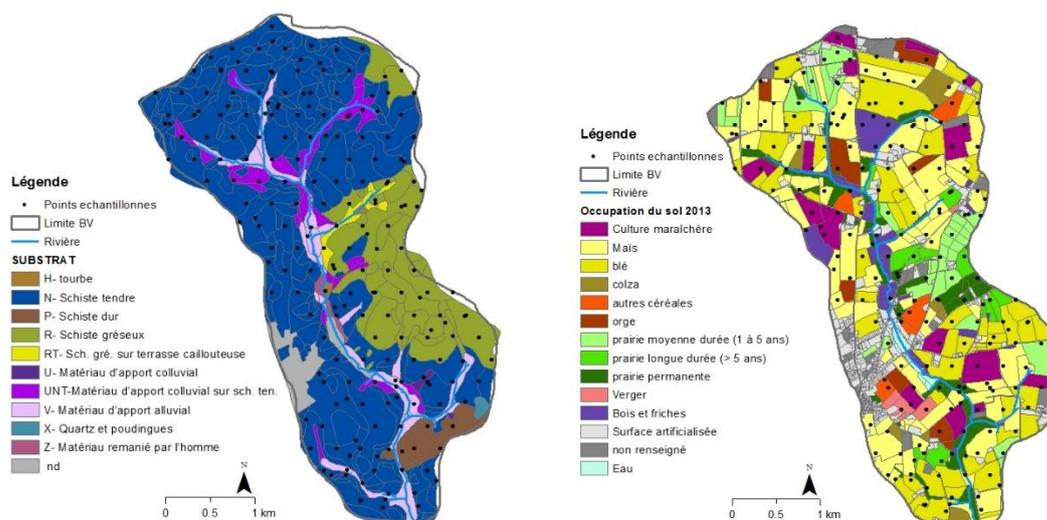
Des échantillons de terre (0-15 cm) ont été collectés en chacun des 198 sites en juin 2013 et analysés. Les analyses suivantes ont été réalisées :

- Granulométrie par la méthode de la pipette (NF X 31-107)
- pH dans l'eau (NF ISO 10390)
- Carbone organique total par combustion sèche (NF ISO 10694)
- Azote total par combustion sèche (NF ISO 13878)
- Phosphore extractible par la méthode Dyer
- Phosphore extractible par la méthode Olsen en utilisant 0.5M de bicarbonate a pH 8.5 pendant 30 minutes dans un rapport sol : solution de 1:20 (Olsen et al. (1954), NF ISO 11263).
- P total par digestion du sol avec acide fluorhydrique et perchloric (NF X 31-147).
- Aluminium et fer libres estimés par ICP-OES après quatre heures d'extraction avec une solution d'oxalate (0.0866 mmol.L<sup>-1</sup> oxalic acid + 0.1134 mmol.L<sup>-1</sup> ammonium oxalate) dans un rapport sol : solution de 1:40 (m:v), à l'obscurité et a pH 3 (Tamm (1922), Duchaufour Duchaufour and Souchier (1966)).

### **Carte pédologique et pratiques agricoles**

Une carte pédologique détaillée de la zone d'étude a été réalisée à partir d'informations collectées sur des profils pédologiques ou des sondages à la tarière (Walter et Curmi, 1998). Les paramètres disponibles dans cette carte sont : le matériau parental, le type de sol, l'hydromorphie et la profondeur (Figure 24).

La base de données des pratiques agricoles a été élaborée à partir des résultats des enquêtes auprès d'agriculteurs menées en 2013 dans le cadre du projet MOSAIC. Ces enquêtes englobent 78% des parcelles agricoles du BV et représentent 95% de la surface total du BV. Cette base de données inclut des informations qualitatives sur l'occupation du sol, le type d'agriculture, d'élevage et les rotations culturales, et des informations quantitatives sur la gestion des effluents d'élevage et des résidus de culture, les apports de fertilisants, le travail du sol, etc.... Cette base de données établie dans le cadre de l'ORE agrHys est accessible.



**Figure 24. Les substrats prédominants issus de la carte pédologique (à gauche) et l'occupation des sols en juin 2013 (à droite) dans le BV de Naizin-Kervidy**

### Les teneurs en phosphore et autres propriétés des sols

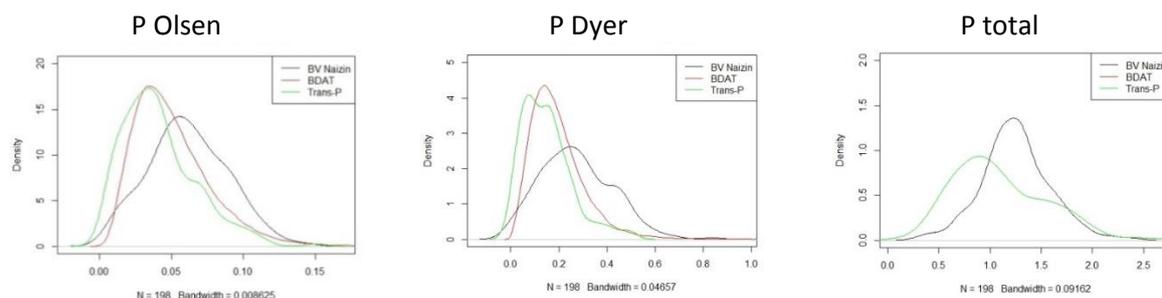
Les valeurs moyennes de tous les paramètres analysés sont indiquées dans le Tableau X1. Les teneurs moyennes en P des horizons de surface sont de 0.061 g/kg, 0.274 g/kg, 1.251 g/kg respectivement pour le P extractible par la méthode Olsen, par la méthode Dyer et pour le P total.

**Tableau 5. Teneurs en P et en autres paramètres du sol (0-15 cm) sur le BV de Naizin.**

Paramètres	Min	Max	Moyenne	Médiane	Ecart-type
Argile (g kg <sup>-1</sup> )	135.0	356.0	179.7	174.0	32.90
Sable (g kg <sup>-1</sup> )	77.0	304.0	170.4	167.0	42.43
pH	3.90	7.38	5.96	6.04	0.52
C org (g kg <sup>-1</sup> )	14.60	204.00	29.99	26.35	17.61
N tot (g kg <sup>-1</sup> )	1.420	14.200	2.589	2.305	1.182
Al libre (g 100 g <sup>-1</sup> )	0.080	0.640	0.308	0.305	0.085
Fe libre (g 100 g <sup>-1</sup> )	0.120	2.190	0.552	0.510	0.208
PSC (mmol kg <sup>-1</sup> )	51.08	481.81	212.17	208.19	48.34
P Olsen (g kg <sup>-1</sup> )	0.004	0.144	0.061	0.061	0.028
P Dyer (g kg <sup>-1</sup> )	0.004	0.838	0.274	0.257	0.149
P total (g kg <sup>-1</sup> )	0.306	2.400	1.251	1.222	0.336

PSC : Phosphorus Sorption Capacity.  $PSC = [Fe]/56 + [Al]/27$

Ces résultats obtenus à partir des données disponibles au niveau régional, issues de la Base de Données des Analyses de Terre et de la base de données régionale TransP, montrent des valeurs plus élevées sur le BV de Naizin : les courbes de distribution des fréquences du BV sont déplacées vers la droite quel que soit le paramètre considéré (Figure 25). Cela n'a rien d'étonnant car il s'agit d'un BV agricole intensif conduisant à la production d'effluents riches en nutriments qui sont épandus dans les sols agricoles en quantités supérieures aux besoins des cultures depuis de nombreuses années.



**Figure 25. Comparaison de la distribution des valeurs en P Olsen, P Dyer et P total dans le jeu de données du BV de Naizin, dans la BDAT régionale (2000-2010) et dans la base de données régionale Trans-P (analyses P réalisées en février 2015).**

Le tableau 6 montre les corrélations entre les paramètres pédologiques mesurés. Toutes les formes de P analysées sont positivement corrélées entre elles. Toutes les formes de P sont négativement corrélées avec l'argile et le pH. L'argile retient le P dans le sol, donc moins il y a d'argile, plus le P sera extrait du sol. Le pH contrôle aussi les formes de P dans le sol. Le P extractible est négativement corrélé au carbone organique, lui-même est positivement corrélée au Fe libre ( $r=0.73$ ) ce que peut indiquer la présence de formes amorphes de Fe (in Daly et al. 2015). Les teneurs fortes de carbone organique sont donc associées à teneurs fortes de Fe amorphe, que retiennent le P, et donc à moins de P soluble. Le P total est positivement corrélé à l'Al ( $r=0.47$ ) mais pas au Fe ( $r=0.06$ ).

**Tableau 6. Coefficients de corrélation de Pearson (significativité à  $P=0.05$ ) entre les différentes formes de P et les autres paramètres du sol mesurés.**

	Argile	C org	N tot	pH	P Dyer	P Olsen	Al	Fe	PSC	P total	Sable
Argile	1.00										
C org	<b>0.70</b>	1.00									
N tot	<b>0.70</b>	<b>0.97</b>	1.00								
pH	<b>-0.52</b>	<b>-0.46</b>	<b>-0.41</b>	1.00							
P Dyer	<b>-0.40</b>	<b>-0.19</b>	<b>-0.17</b>	<b>0.52</b>	1.00						
P Olsen	<b>-0.43</b>	<b>-0.27</b>	<b>-0.25</b>	<b>0.40</b>	<b>0.92</b>	1.00					
Al	<b>-0.21</b>	0.00	0.00	<b>0.15</b>	<b>0.43</b>	<b>0.37</b>	1.00				
Fe	<b>0.61</b>	<b>0.73</b>	<b>0.74</b>	<b>-0.38</b>	<b>-0.23</b>	<b>-0.22</b>	-0.01	1.00			
PSC	<b>0.33</b>	<b>0.56</b>	<b>0.57</b>	<b>-0.19</b>	0.10	0.07	<b>0.64</b>	<b>0.76</b>	1.00		
P total	<b>-0.35</b>	-0.10	-0.04	<b>0.43</b>	<b>0.84</b>	<b>0.83</b>	<b>0.47</b>	0.06	<b>0.35</b>	1.00	
Sable	<b>-0.22</b>	-0.10	-0.05	<b>0.17</b>	<b>0.23</b>	<b>0.23</b>	<b>0.15</b>	<b>-0.24</b>	-0.09	<b>0.26</b>	1.00

La variabilité des teneurs en phosphore total et extractible du sol en fonction des facteurs naturels et agricoles a été estimée par des analyses de variance ou le test de Kruskal-Wallis. Les résultats ne sont pas détaillés ici mais ils montrent que les teneurs en phosphore sont généralement supérieures dans les sols :

- sur blé, céréales, maïs ensilage et maïs grain
- issus de schistes durs et tendres
- sans différenciation texturale
- peu hydromorphes ou sains
- en agriculture conventionnelle
- associés à élevage de porc ou bovin lait + porc

que dans les sols :

- sur prairie moyenne/longue durée, prairie permanente ou bois
- sur parcelles mixtes, en prairie moyenne/longue durée ou prairie permanentes, bois
- issus de schistes gréseux
- avec illuviation de matériaux argileux
- hydromorphes
- en agriculture biologique
- associés à l'élevage de bovin ou bovin lait.

Ces différences peuvent être attribuées aux bilans (apports) ou aux transferts (fuites).

### **Prédiction du phosphore extractible et du phosphore total**

Les deux formes (total et extractible) de phosphore ont été prédites en utilisant deux approches :

- Exploratoire : avec l'objectif de comprendre les déterminants impliqués dans la variabilité des teneurs en P en utilisant des données précises collectées sur le BV de Naizin. Cette approche n'est pas extrapolable au-delà du BV étudié car très peu de sites disposent d'informations aussi denses et diversifiées.
- Opérationnelle : pour tester la possibilité de prédiction des teneurs en P à partir de données disponibles dans les bases de données nationales/régionales ou aisément accessibles sur le terrain. Si cette approche est satisfaisante, l'extrapolation à d'autres zones d'étude sera envisageable, en respectant le domaine de validité des modèles et en complétant le jeu de données, avec un effort semblable à celui réalisé en Bretagne.

### **Méthodes et bases de données utilisées dans les modèles d'extrapolation spatiale**

Une approche par arbre de régression a été choisie pour mener ces deux approches. Il s'agit d'estimer une variable à prédire (le phosphore extractible ou total dans ce cas) à partir de variables explicatives. Les arbres de régression constituent une méthode d'apprentissage automatique qui a pour objectif d'extraire et d'exploiter automatiquement l'information présente dans un jeu de données. Ils présentent les avantages suivants (Friedman and Meulman, 2003 ; Grinand et al., 2008) :

- ils permettent, à la différence des méthodes d'interpolation, d'utiliser un nombre restreint de données mesurées ;
- ils sont plus explicites et plus facilement interprétables que les réseaux de neurones quant au modèle créé et à la prédiction obtenue ;
- ils sont non-paramétriques, i.e. qu'aucune hypothèse n'est faite quant à la distribution des variables ;
- le modèle de prédiction n'est pas linéaire ;
- ils ne nécessitent pas de transformations de variables ;
- contrairement à toutes les autres méthodes, ils sont indifférents à la présence de données sans relation avec la variable à prédire, même en grand nombre (Friedman and Meulman, 2003) ;
- ils peuvent traiter des variables quantitatives et qualitatives.
- les arbres de régression ne prennent pas en compte les corrélations spatiales entre les données, à la différence des méthodes d'interpolation.

Dans ce cas l'algorithme de régression Cubist développé par Quinlan (1992) a été utilisé. Cubist crée des règles de condition (partition de l'espace de calibration en fonction des covariables environnementales associées) et des règles de prédiction (prédiction de la variable d'intérêt par combinaison des valeurs des covariables environnementales). Les modèles obtenus sont explicites et donnent l'importance relative des prédicteurs (ou variables explicatives) ce qui aide à l'interprétation du modèle (Lacoste *et al.*, 2014). Cette méthode a été utilisée sur le bassin versant de Naizin pour spatialiser le carbone organique dans le cadre du projet MOSAIC. Les scripts produits par V. Viaud et

D. Michot ont été adaptés pour le phosphore. Les 168 points de calibration ont été utilisés pour calibrer les modèles et les 30 autres points pour valider la démarche.

La méthode a été appliquée à deux jeux de données différents en termes de source de données :

- SURVEY est un jeu de données détaillé qui inclut toutes les données disponibles sur le BV de Naizin et des données issues des cartes régionales quand il n'a pas d'information plus précise disponible sur le bassin versant (attributs de terrain et géophysiques).
- DATABASE est un jeu de données moins détaillé que SURVEY en termes de type, nombre et résolution spatiale de l'information. Il inclut uniquement les données disponibles dans des bases de données régionales et nationales.

Quatre modèles ont été créés pour prédire le P Olsen et le P total avec Cubist, chacun avec les données de calibration des deux jeux de données SURVEY et DATABASE (Tableau 7) :

#### Deux modèles exploratoires :

- ExtP\_SURVEY: pour prédire le P Olsen en utilisant toutes les covariables du jeu de données SURVEY collectées dans le BV (40 covariables) ;
- TP\_SURVEY: pour prédire le P total en utilisant toutes les covariables du jeu de données SURVEY collectées dans le BV, P Olsen inclus (41 covariables) ;

#### Deux modèles opérationnels :

- ExtP\_DATABASE: pour prédire le P Olsen en utilisant les covariables disponibles dans les bases de données régionales/nationales (15 covariables) ;
- TP\_DATABASE: pour prédire le P total en utilisant les covariables disponibles dans les bases de données régionales/nationales, P Olsen inclus (n=16 covariates).

**Tableau 7. Variables prédictives des jeux de données SURVEY et DATABASE utilisées pour prédire les teneurs en P total et P extractible**

Covariate	SURVEY dataset		DATABASE dataset	
	Code	Unit or number of classes	Code	Unit or number of classes
<i>Pedological and geological attributes</i>				
Soil parent material	PM <sup>1</sup>	8 classes	DB_PM <sup>4</sup>	5 classes
Waterlogging	HYD <sup>1</sup>	7 classes	DB_HYD <sup>4</sup>	4 classes
Soil type	TYP <sup>1</sup>	8 classes		
Soil depth	DEPTH <sup>1</sup>	5 classes		
Clay content	CLAY <sup>2</sup>	g kg <sup>-1</sup>		
Sand content	SAND <sup>2</sup>	g kg <sup>-1</sup>		
pH	pH <sup>2</sup>		DB_pH <sup>6</sup>	
Extractable P content	ExtP <sup>2</sup>	g kg <sup>-1</sup>	DB_ExtP <sup>6</sup>	g kg <sup>-1</sup>
Extractable Al content	Al <sup>2</sup>	g 100 g <sup>-1</sup>		
Extractable Fe content	Fe <sup>2</sup>	g 100 g <sup>-1</sup>		
Soil P sorption capacity	PSC <sup>2</sup>	mmol kg <sup>-1</sup>		
<i>Agricultural practices related attributes</i>				

Farming type	AGRI <sup>3</sup>	3 levels		
Livestock production system	L_SYST <sup>3</sup>	8 levels		
Crop rotation	ROT <sup>3</sup>	17 levels	DB_ROT <sup>7</sup>	9 classes
Number of organic fertiliser applications per year	NB_O <sup>3</sup>			
Number of mineral fertiliser applications per year	NB_M <sup>3</sup>			
Total C input in residues	RES_TOT <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
C input in organic fertilisers	C_O <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Total C inputs	C_TOT <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
N balance	N_BAL <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
N input in organic fertilisers	N_O <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
N input in mineral fertilisers	N_M <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Total N input	N_TOT <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Number of soil inversion events by tillage per year	NB_INV <sup>3</sup>			
Total P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> input in organic fertilisers	P_O <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Total K <sub>2</sub> O input in organic fertilisers	K_O <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Total P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> input in mineral fertilisers	P_M <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
Total K <sub>2</sub> O input in mineral fertilisers	K_M <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
CaO input (liming)	LIM <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> balance	P_BAL <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
K <sub>2</sub> O balance	K_BAL <sup>3</sup>	kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>		
<i>Terrain attributes</i>				
Elevation	ELEV <sup>4</sup>	M	ELEV <sup>4</sup>	m
Slope	SLOPE <sup>4</sup>	%	SLOPE <sup>4</sup>	%
Modified CTI	mCTI <sup>4</sup>	Log (m <sup>3</sup> )	mCTI <sup>4</sup>	Log (m <sup>3</sup> )
Horizontal curvature	HCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>	HCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>
Vertical curvature	VCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>	VCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>
Total curvature	TCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>	TCURV <sup>4</sup>	m 100 m <sup>-1</sup>
<i>Geophysical attributes</i>				
U:Th ratio	U_TH <sup>5</sup>		U_TH <sup>5</sup>	
K:U ratio	K_U <sup>5</sup>		K_U <sup>5</sup>	
K:Th ratio	K_TH <sup>5</sup>		K_TH <sup>5</sup>	
Deviation from the mean K emission of the related lithological unit	EMK <sup>5</sup>		EMK <sup>5</sup>	
Total count	TC <sup>5</sup>	N Gy h <sup>-1</sup>	CT <sup>5</sup>	N Gy h <sup>-1</sup>

*Native resolution and shape of covariates: <sup>1</sup>1:10 000 local polygon data; <sup>2</sup>point data from local soil survey (n=198); <sup>3</sup>polygon data from local agricultural survey at the field level; <sup>4</sup>50-m regional grid data; <sup>5</sup>250-m regional grid data; <sup>6</sup>polygon data from national soil survey in which values are aggregated at the municipality level due to statistical confidentiality; <sup>7</sup>polygon data from national agricultural survey at the plot level (a set of contiguous fields containing one or more crops, delineated by easily identifiable landmarks and stable from year to year).*

Le P Olsen a été utilisé comme covariable pour prédire le P total parce que le P Olsen est souvent disponible dans les bases de données régionales/nationales, mais pas l'inverse. C'est aussi pourquoi le P total n'est pas utilisé pour prédire le P Olsen.

### Validation des modèles

Les modèles construits avec Cubist ont été d'abord évalués pour les points de calibration (évaluation interne). Les règles d'apprentissage ont ensuite été appliquées aux données de validation (pas utilisées dans la construction des modèles). La précision des prédictions des modèles sélectionnés a été évaluée dans les jeux de calibration et de validation par les indices suivants (Smith *et al.*, 1997) :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (obs_i - pred_i)^2}$$

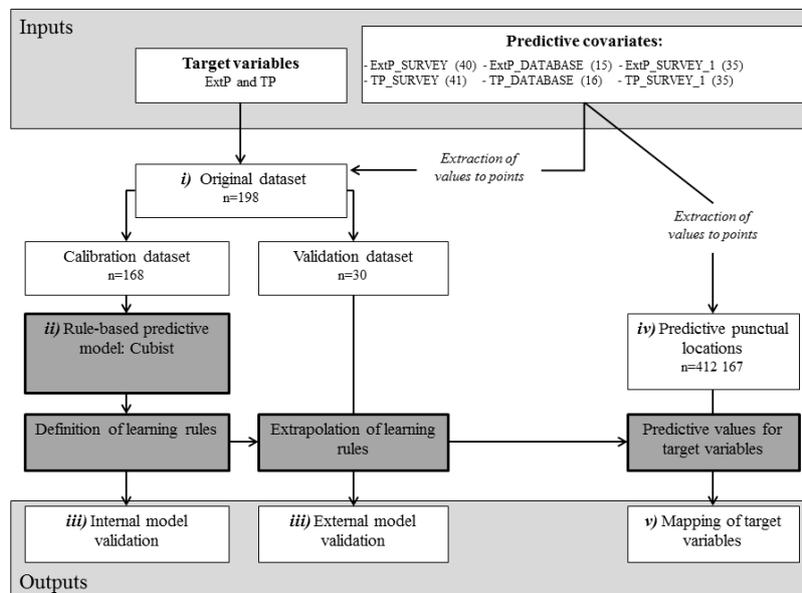
$$RE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(obs_i - pred_i)}{obs_i} \times 100$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2 - \sum_{i=1}^n (pred_i - obs_i)^2}{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2}$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n ((obs_i - \overline{obs}) \times (pred_i - \overline{pred}))}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (pred_i - \overline{pred})^2}}$$

où *RMSE* est la racine carrée des erreurs quadratiques moyennes qui mesure l'erreur moyenne (ou précision) ; *RE* est l'erreur relatif qui estime le biais de la prédiction par rapport aux données observées ; *EF* compare l'efficacité du modèle avec l'efficacité à décrire les données comme la moyenne des observations ; *r* est le coefficient de corrélation ; *obs<sub>i</sub>* et *pred<sub>i</sub>* sont les teneurs en P observées et prédites par *n* observations sur la localisation *i*, respectivement.

Les étapes successives pour prédire et spatialiser les teneurs en phosphore extractible et total sur le BV de Kervidy-Naizin sont présentées dans la Figure X4.



**Figure 26. Utilisation de la méthode Cubist (arbres de régression) pour prédire et spatialiser les teneurs en P des sols du BV de Naizin**

## Résultats

### Performance des modèles

Les performances des modèles exploratoires (SURVEY) et opérationnels (DATABASE) pour prédire le P total et extractible sont indiquées dans le Tableau 8. Les indices de qualité des modèles sont bons : les RMSE et les RE sont faibles ; les valeurs positives de EF indiquent que les valeurs prédites décrivent une tendance plus juste des valeurs mesurées que la moyenne des observations ; les valeurs de LCCC (Cf p49) proches de 1 soulignent la bonne concordance entre les valeurs prédites et mesurées.

Quelle que soit la source des données, le P total est mieux prédit que le P extractible. Comme attendu, les prédictions sont toujours meilleures lorsque le jeu de variables prédictives le plus détaillé est utilisé (SURVEY *versus* DATABASE).

**Tableau 8. Performance des modèles créés pour prédire le phosphore extractible et total estimée à partir des jeux de calibration et de validation**

Model	Calibration evaluation			Validation evaluation			
	RMSE g kg-1	RE %	EF	RMSE g kg-1	RE %	EF	LCCC
ExtP_SURVEY	0.018	-7.106	0.600	0.018	-12.715	0.449	0.645
ExtP_DATABASE	0.022	-22.036	0.392	0.024	-40.044	0.020	0.281
TP_SURVEY	0.118	-1.345	0.883	0.116	-0.875	0.843	0.910
TP_DATABASE	0.263	-5.400	0.415	0.253	-8.961	0.260	0.406

*RMSE: Root Mean Square Error, RE: relative error, EF: modelling efficiency, LCCC: Lin's concordance correlation coefficient*

En comparaison avec d'autres études d'estimation des teneurs en phosphore, les résultats obtenus à partir du jeu de données SURVEY sont bons. L'effort d'échantillonnage important (16,5 échantillons par km<sup>2</sup>) consenti pour cette étude l'expliquerait. Les indices de performance obtenus avec les données de calibration indiquent que les modèles créés permettent d'expliquer les teneurs en phosphore extractible et total, et les résultats obtenus à partir des données de validation montrent l'efficacité du modèle pour prédire ces teneurs aux endroits où elles ne sont pas mesurées. Il en ressort également que les bases de données disponibles au niveau régional sont adaptées pour prédire les teneurs en P, même si les performances sont moindres qu'avec des bases de données détaillées.

### Importance relative des variables dans la construction des modèles

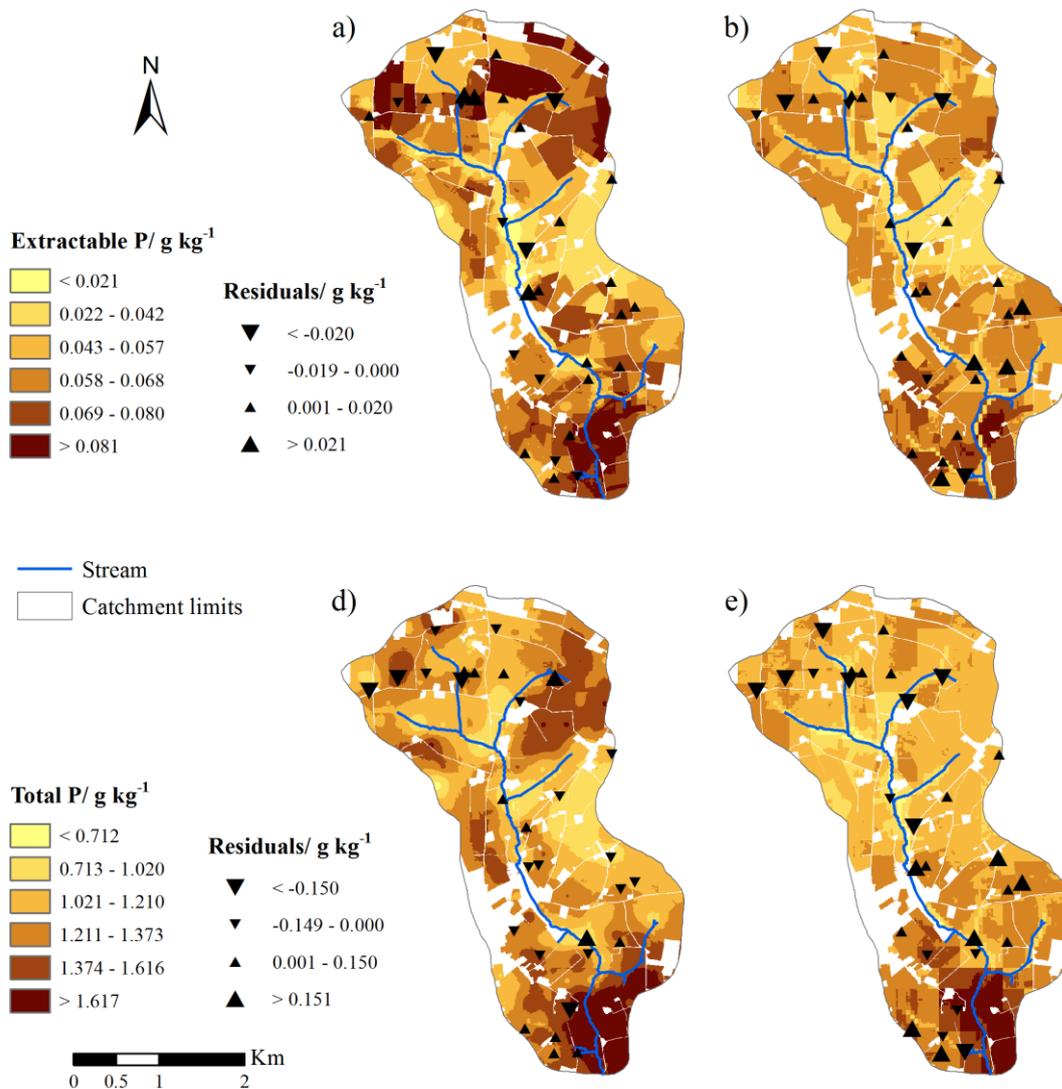
Chaque modèle résulte de la combinaison de conditions et d'expressions linéaires du type « si les conditions A et B sont remplies, alors la variable y est prédite par une expression du type  $y=ax+b$ . Sinon... ». Ainsi les variables prédictives interviennent dans les conditions et/ou les expressions plus ou moins fréquemment.

En général, les variables concernant les pratiques agricoles contribuent plus aux conditions et aux expressions pour prédire le phosphore extractible que le phosphore total, à l'inverse des variables géologiques (composition géochimique des substrats) qui contribuent plus au phosphore total qu'au phosphore extractible. Il est admis que les pratiques agricoles outrepassent les conditions naturelles du milieu pour conduire à une différenciation des teneurs en phosphore extractible dans les horizons de surface. Concernant le phosphore total, l'argile, le fer et l'aluminium extractibles contribuent

fortement aux modèles, or ces constituants des sols contrôlent la capacité d'adsorption du phosphore dans le sol, et reflètent en grande partie la nature du matériau parental du sol.

### Cartographie prédictive des teneurs en phosphore

Les teneurs en P extractible et total estimées à partir des deux jeux de données ont été spatialisées en appliquant les modèles en tout point de la zone d'étude (Figure X5). Les résidus estimés pour les 30 points de validation ont été cartographiés.



**Figure 27. Cartes des teneurs (a, b) en P Olsen et (d, e) en P total prédites par les modèles construits à partir (a, d) des bases de données détaillées (SURVEY) et (b, e) des bases de données régionales (DATABASE)**

Des discontinuités apparaissent aux limites des parcelles agricoles dans la distribution du phosphore extractible établie à partir du jeu de données précises (Figure 27a). Cela est dû au fait qu'un certain nombre de variables explicatives importantes sur les pratiques agricoles sont disponibles à la résolution des parcelles. Des teneurs en phosphore plus élevées sont observées au nord et au sud du bassin versant, les teneurs les plus faibles sont localisées dans la partie centre-est. Quand les données prédictives régionales (DATABASE) sont utilisées, les teneurs élevées en phosphore du nord de la zone ne sont plus aussi nettement reconnues.

Les cartes produites à partir du jeu de données DATABASE (modèle opérationnel) permettent d'identifier les zones critiques par rapport au facteur source de phosphore dans la zone étudiée. L'extrapolation de ce modèle à d'autres zones d'étude nécessiterait une calibration préalable.

## Conclusions

Cette étude menée sur l'estimation du statut phosphoré des sols du bassin versant de Kervidy-Naizin avait deux objectifs principaux :

- Identifier les facteurs explicatifs des teneurs en phosphore extractible (Olsen) et en phosphore total afin de comprendre la dynamique de cet élément dans le sol ;
- Evaluer les possibilités de prédiction des teneurs en phosphore extractible et total du sol à partir de données aisément accessibles au niveau régional.

Les résultats majeurs sont les suivants :

- Même si les cartes obtenues avec les données régionales (DATABASE) présentent des teneurs moins élevées que les cartes obtenues avec le jeu de données détaillées, les grandes structures spatiales sont conservées.
- bien que les performances d'extrapolation des valeurs de phosphore dans les sols soient moins bonnes en utilisant les données disponibles au niveau de la région Bretagne (DATABASE), les résultats restent acceptables, surtout pour le phosphore total. L'utilisation de telles données peut permettre de limiter les coûts d'étude et d'améliorer la cartographie des teneurs en phosphore dans des zones d'étude moins connues que le site de Kervidy-Naizin.
- Les covariables liées aux pratiques agricoles sont les plus importantes pour estimer le P extractible ; les covariables liées au matériau parental (argile, Al et Fe), plus importantes pour prédire le P total.
- L'application des règles d'apprentissage des modèles obtenues en utilisant l'arbre de régression Cubist ont permis la spatialisation des teneurs en P dans le BV de Naizin.
  - La carte du P Olsen montre les zones avec les teneurs plus élevées dans le Nord et le Sud du BV et les zones avec les teneurs plus basses dans le centre. Cette carte montre des discontinuités dans les bordures des parcelles agricoles, reflet de l'importance des covariables liées aux pratiques agricoles dans les teneurs en P extractible.
  - La carte du P total est similaire à une carte obtenue par krigeage, ce qui montre l'importance des covariables krigées pour le modèle du P total : P extractible, argile, and Al et Fe extractible. Les teneurs plus fortes sont dans le Sud et Nord-est du BV.

Ces résultats nécessitent un échantillonnage supplémentaire, couvrant l'ensemble de la région Bretagne pour extrapoler le modèle à cette échelle. C'est l'objet du paragraphe suivant. Les conclusions opérationnelles seront tirées en conclusion.

## B. Le phosphore des sols à l'échelle de la région Bretagne

Les premiers éléments de compréhension des facteurs déterminants du phosphore extractible et du phosphore total mis en évidence dans le bassin versant de Kervidy-Naizin ne sont valables que pour cette zone d'étude. Dans un souci de généralisation à l'ensemble de la région Bretagne, une approche similaire de modélisation par arbre de régression avec l'algorithme Cubist (Quinlan, 1992) a été mise en œuvre à l'échelle de la Bretagne.

## Matériel et méthode

### Les données disponibles sur le phosphore et ses déterminants

La Base de Données des Analyses de Terre (BDAT), programme de surveillance de la qualité des sols coordonné par le Gis Sol, est une source d'information. La BDAT regroupe les résultats des analyses de terre réalisées par les laboratoires accrédités par le ministère en charge de l'agriculture, dont le géoréférencement est connu uniquement au niveau communal. Les résultats des analyses réalisées depuis 1990 sont ainsi consignés et les résultats restitués sous forme de statistiques cantonales ou communales. Les données de la BDAT ne permettent pas de répondre aux besoins du projet TransP car le géoréférencement est peu précis, le contexte pédologique et agronomique des analyses n'est pas connu, et les déterminants du statut phosphoré des sols ne sont pas analysés : P total, fer, d'aluminium, argile. Une base de données sur le phosphore de sols a donc été créée dans le cadre de TransP pour regrouper les informations disponibles, issues de différents programmes : le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS), le Référentiel Régional Pédologique (RRP), le projet ANR MOSAIC, l'Observatoire Lisier de Bretagne et quelques essais de la Chambre d'Agriculture (Tableau X5).

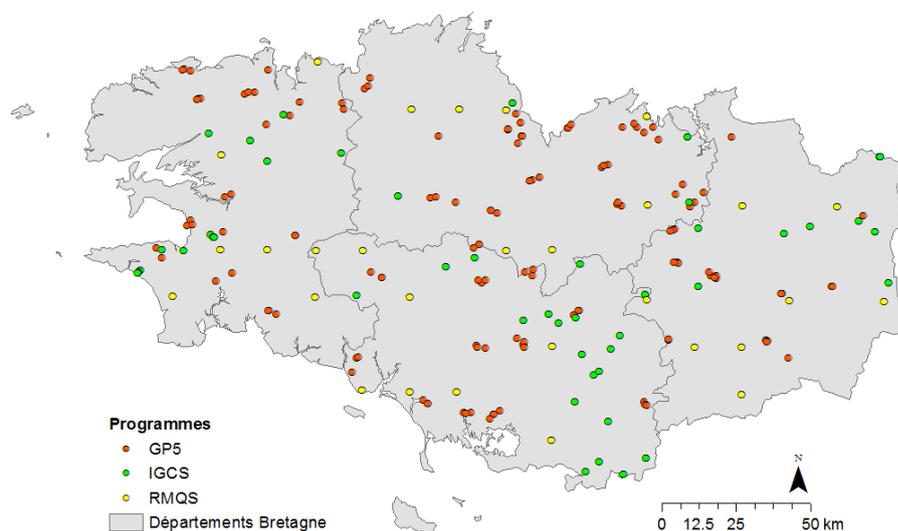
**Tableau 9. Sources de données sur le phosphore disponibles en Bretagne**

Source	Échelle	Phosphore du sol	Autres paramètres	Effectifs
<b>BDAT</b>	Canton / commune	P-Olsen, P-Dyer, P-Joret-Hebert	pH, Corg, K <sub>2</sub> O, MgO, CaO, argile...	355269
<b>RMQS</b>	16 x 16 km	Ptotal, P-Olsen	Granulométrie, pH, Corg, CEC...	109 profils
<b>RRP</b>	1/250000	Ptotal, P-Olsen, P-Dyer	Granulométrie, pH, Corg, CEC...	87
<b>Projets TransP et MOSAIC</b>	Locale (Naizin)	Ptotal, P-Olsen, P-Dyer	Argile, Corg, N, pH, Al, Fe, pratiques agricoles	198 par date d'échantillonnage
<b>Observatoire lisier de Bretagne (Saar, 2007)</b>	Finistère	P-Dyer, P-Mehlich, P-JoretHebert, P soluble à l'eau, Ptotal	Corg, pH	8 parcelles 45 échantillons
<b>Chambre d'Agriculture du Finistère</b>	Locale (Riec et Lanchébo)	P-Dyer, Ptotal	P total eaux brutes et eaux filtrées, P particulaire, Corg	12 + 20 parcelles

Ces données sont difficilement utilisables pour calibrer les modèles, car les informations ne sont pas complètes. Il manque des données sur le P total, ou l'argile, le contexte agronomique ou pédologique, etc. Pour travailler à l'échelle régionale, les données ont donc été complétées dans le cadre de TransP : les échantillons de 210 horizons de surface issus de programme préexistants ont été mobilisés et des analyses complémentaires nécessaires ont été réalisées (Figure 28) :

- 137 correspondent aux sites du réseau GP5 Mh, un projet sur la minéralisation de N des MO humifiées du sol développé par la Chambre d'Agriculture et l'UMR SAS (Thierry Morvan). Ce réseau a été conçu pour caractériser les composantes "Sol" et "Système" (histoire culturelle). Pour ces parcelles, les données de granulométrie, densité apparente, terre fine, teneurs en carbone, azote et P extractible (Olsen) et pH étaient déjà disponibles. En plus, l'histoire culturelle sur 15 ans (rotation des cultures, apports organiques, résidus de culture) était aussi reportée.

- 73 profils d'IGCS et du RMQS ont été sélectionnés parmi les 256 profils disponibles. La sélection des 75 profils a été faite à partir d'une Analyse Factorielle de Données Mixtes (AFDM) (Pagès, 2004). Cette analyse a permis de sélectionner des profils représentatifs de chaque classe établie à partir des variables physico-chimiques du sol et des facteurs pédologiques (Classe de drainage, Classe de profondeur, Classe du matériau parental et Classe du type de sol).



**Figure 28. Distribution spatiale des parcelles/profils sélectionnés**

Sur ces échantillons, les paramètres suivants ont été analysés (Laboratoire d'Analyse des Sols de l'INRA, Arras) :

- P extractible par la méthode Dyer (AFNOR NF X 31-160) (s'il n'était pas déjà disponible)
- P extractible par la méthode Olsen ([Olsen et al. \(1954\)](#), NF ISO 11263) (s'il n'était pas déjà disponible)
- Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na et P total par ICP-AES après mise en solution totale par les acides fluorhydrique et perchlorique (NF X 31-147, NF ISO 22036)
- P extrait à l'eau dans un rapport 1/25 (m/v) par spectrophotométrie (méthode INRA)
- Al, Fe et Si libres en présence d'une solution d'acide oxalique et d'oxalate d'ammonium tamponnée à un pH de 3 (méthode INRA). (ICP-OES after 4 hours of extraction with oxalate solution (0.0866 mmol l<sup>-1</sup> oxalic acid + 0.1134 mmol l<sup>-1</sup> ammonium oxalate) using a soil solution ratio of 1:40 (w:v), in dark and at pH 3 ([Tamm, 1922](#); [Duchaufour & Souchier, 1966](#)))

Une base de données regroupant ces résultats a été constituée et complétée par des facteurs pédologiques (classe de drainage, de profondeur, de matériau parental et de type de sol) et d'occupation du sol disponibles. Elle est appelée « **base de données sol TransP** »

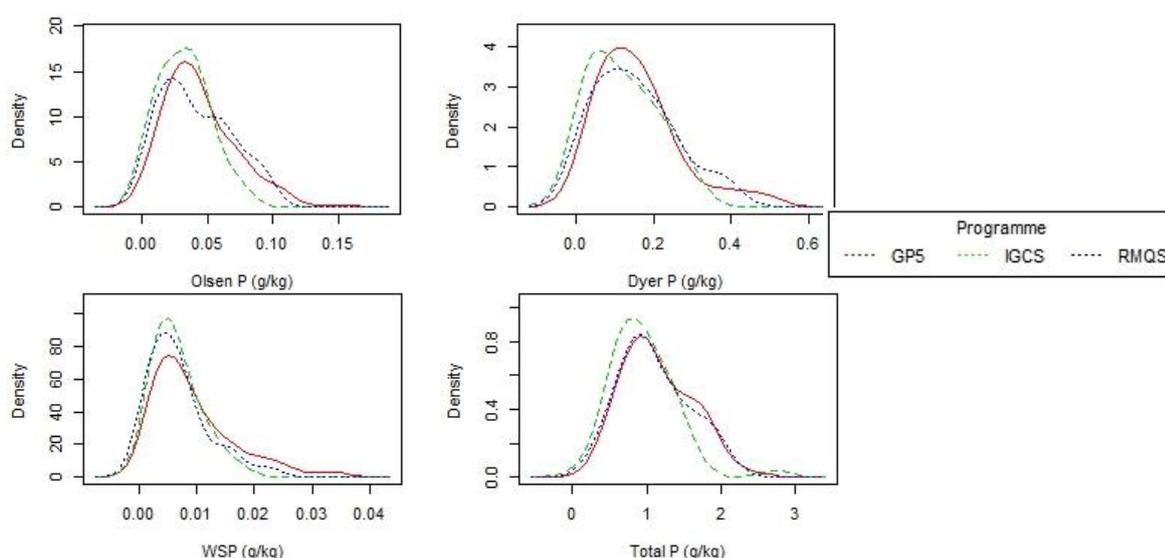
Les valeurs moyennes et de dispersion du P, ainsi que de tous les paramètres analysés sont indiquées dans le Tableau 10. Les teneurs moyennes en P des horizons de surface sont de 0.041 g/kg pour le P extractible par la méthode Olsen, de 0.151 g/kg pour le P extractible par la méthode Dyer, de 0.008 g/kg pour le P extractible à l'eau et de 1.096 g/kg pour le P total.

**Tableau 10. Caractéristiques physico-chimique des sols analysés**

Paramètres	Min	Max	Moyenne	Médiane	Ecart-type
<b>Argile (g/kg)</b>	34.00	497.00	192.00	185.50	56.18
<b>Sable (g/kg)</b>	20.00	826.00	295.16	266.00	145.92
<b>pH</b>	4.27	8.72	6.03	5.99	0.62

<b>Corg (g/kg)</b>	8.81	144.00	23.96	20.62	15.40
<b>N (g/kg)</b>	0.87	8.78	2.11	1.88	1.06
<b>CEC (cmol+/kg)</b>	3.28	33.10	10.24	9.70	3.49
<b>Al total (g/100g)</b>	1.150	11.700	5.815	5.680	1.496
<b>Fe total (g/100g)</b>	0.116	10.800	2.754	2.430	1.381
<b>Al libre (g/100g)</b>	0.032	0.763	0.221	0.191	0.128
<b>Fe libre (g/100g)</b>	0.016	2.950	0.528	0.473	0.292
<b>PSC (mmol/kg)</b>	0.001	0.030	0.009	0.008	0.004
<b>P eau (g/kg)</b>	0.001	0.035	0.008	0.007	0.006
<b>P Olsen (g/kg)</b>	0.002	0.151	0.041	0.037	0.026
<b>P Dyer (g/kg)</b>	0.006	0.511	0.151	0.141	0.104
<b>P total (g/kg)</b>	0.106	2.741	1.096	1.017	0.458

Les distributions sont similaires pour les analyses issues des trois programmes comme le montre la figure 29. Les analyses suivantes sont donc menées sur l'ensemble des échantillons.



**Figure 29. Distribution des teneurs en P Olsen, P Dyer, P soluble à l'eau (WSP) et total par programme**

L'analyse des corrélations entre les variables montrent que toutes les formes de P analysées sont positivement corrélées entre elles (Tableau X7). Le P extrait à l'eau est le moins corrélé au P total ( $r=0.43$ ), indiquant que la solubilité du P est affectée par d'autres paramètres au-delà de la teneur en P total du sol.

**Tableau 11. Coefficients de corrélation de Pearson (significativité à  $P=0.05$ ) entre les différentes formes de P et les autres paramètres du sol mesurés.**

	Argile	Sable	pH	Corg	N	CEC	Si ext	Al ext	Fe ext	PSC	Al tot	Fe tot	P Olsen	P Dyer	P eau	P tot
<b>Argile</b>	1	-0.44	NS	0.25	0.38	0.47	0.23	NS	0.5	0.33	0.49	0.46	-0.14	-0.15	-0.19	NS
<b>Sable</b>	-0.44	1	NS	NS	NS	NS	NS	0.18	NS	NS	0.17	NS	NS	NS	NS	0.27
<b>pH</b>	NS	NS	1	-0.28	-0.25	-0.14	NS	NS	-0.14	-0.14	NS	NS	NS	0.22	0.2	NS
<b>Corg</b>	0.25	NS	-0.28	1	0.95	0.81	0.31	0.32	0.64	0.6	0.18	NS	NS	NS	-0.16	NS
<b>N</b>	0.38	NS	-0.25	0.95	1	0.87	0.42	0.41	0.73	0.7	0.31	0.22	NS	NS	-0.17	0.22
<b>CEC</b>	0.47	NS	-0.14	0.81	0.87	1	0.45	0.47	0.76	0.75	0.46	0.4	NS	NS	NS	0.35
<b>Si ext</b>	0.23	NS	NS	0.31	0.42	0.45	1	0.53	0.47	0.6	0.32	0.38	-0.18	NS	-0.29	NS

<b>Al ext</b>	NS	0.18	NS	0.32	0.41	0.47	0.53	1	0.36	0.81	0.5	0.32	NS	NS	-0.24	0.52
<b>Fe ext</b>	0.5	NS	-0.14	0.64	0.73	0.76	0.47	0.36	1	0.84	0.46	0.52	NS	NS	NS	0.38
<b>PSC</b>	0.33	NS	-0.14	0.6	0.7	0.75	0.6	0.81	0.84	1	0.58	0.51	NS	NS	-0.2	0.54
<b>Al tot</b>	0.49	0.17	NS	0.18	0.31	0.46	0.32	0.5	0.46	0.58	1	0.53	NS	NS	-0.14	0.51
<b>Fe tot</b>	0.46	NS	NS	NS	0.22	0.4	0.38	0.32	0.52	0.51	0.53	1	NS	NS	NS	0.46
<b>P Olsen</b>	-0.14	NS	NS	NS	NS	NS	-0.18	NS	NS	NS	NS	NS	1	0.8	0.71	0.63
<b>P Dyer</b>	-0.15	NS	0.22	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.8	1	0.81	0.61
<b>P eau</b>	-0.19	NS	0.2	-0.16	-0.17	NS	-0.29	-0.24	NS	-0.2	-0.14	NS	0.71	0.81	1	0.43
<b>P tot</b>	NS	0.27	NS	NS	0.22	0.35	NS	0.52	0.38	0.54	0.51	0.46	0.63	0.61	0.43	1

Toutes les formes de P extractible analysées sont anticorrélées avec l'argile. L'argile retient le P dans le sol, donc moins argile, plus de P sera extrait du sol.

Le P Dyer et P eau sont positivement corrélés au pH. Le pH contrôle aussi la fixation du P dans le sol. A pH élevé, certaines formes de P sont plus facilement extractibles.

Le P extrait à l'eau est négativement corrélé au C organique ( $r=-0.16$ ), au N ( $r=-0.17$ ) et à l'Al total ( $-0.20$ ) et libre ( $-0.24$ ). Le C organique est positivement corrélée au Fe Tamm ( $r=0.64$ ) et au Al Tamm ( $r=0.32$ ) et Al total ( $r=0.18$ ) ce qui peut indiquer la présence de formes amorphes d'Al et Fe (in [Daly et al. \(2015\)](#)). Les teneurs fortes en C organique sont donc associées à des teneurs fortes d'Al et de Fe amorphe, qui retiennent le P, et donc à des teneurs faibles de P soluble. Néanmoins les valeurs des coefficients de corrélation sont faibles. Le P total est positivement corrélé au sable ( $r=0.27$ ), au N ( $r=0.22$ ), à la CEC ( $r=0.35$ ), à l'Al ( $r=0.52$  et  $r=0.51$ ) et Fe ( $r=0.38$  et  $r=0.46$ ) totaux et libres et donc à la capacité de sorption du sol ( $r=0.54$ ).

### Les relations entre les différentes formes du phosphore

Les différentes formes du P extractible sont corrélées positivement au P total. Le P total correspond à peu près à 6 fois le P extrait par la méthode Dyer, 22 fois le P extrait par la méthode Olsen et 100 fois le P extrait à l'eau. Cependant la dispersion est importante, indiquant que d'autres variables sont impliquées dans la relation entre les teneurs de P<sub>tot</sub> et de P extractible dans les sols (Figure 30).

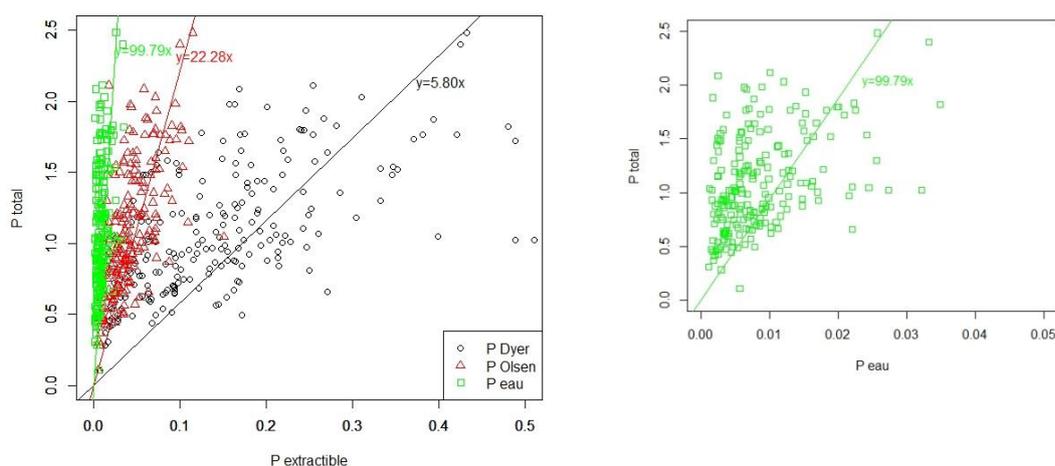


Figure 30. Relation entre les différentes formes de P extractible et le P total

## Démarche de modélisation

Pour expliquer et spatialiser les valeurs de phosphore à l'échelle régionale, une démarche d'analyse multivariée a été mise en place. De la même façon que sur le bassin versant de Naizin, deux types de modèles ont été développés pour le P Olsen et le P total :

- Modèles explicatifs : pour comprendre la variabilité des teneurs en P et identifier les variables déterminantes. Ces modèles n'ont pas vocation à être spatialisés car les informations qui seraient nécessaires pour faire cela ne sont pas disponibles de façon exhaustive sur l'ensemble de la région.
- Modèles régionaux : pour extrapoler et spatialiser les teneurs en P à l'échelle régionale. Ces modèles nécessitent des données exhaustives à l'échelle de la région, données qui nécessitent une phase d'acquisition nouvelle.

L'algorithme Cubist (Quinlan, 1992) utilisé sur le bassin versant de Kervidy-Naizin, basé sur des arbres de régression, a été repris. Les variables explicatives des teneurs en P ont été ajoutées pour chaque point de la « base de données sol TransP ». Il s'agit de variables de terrain, de géophysique aéroportée et d'autres variables disponibles à l'échelle régionale qui peuvent enrichir les modèles : séquences culturales, type de paysage, pression en P organique, orientation technico-économique des exploitations. L'information sur le matériau parental, l'hydromorphie, les teneurs en P Olsen, en C organique et le pH issus de sources régionales a été récupéré pour les 210 sites (Tableau 12). Ces données seront utilisées dans un second temps pour spatialiser les teneurs en P total à l'échelle de la région (extrapolation des règles du modèle régional). La démarche est présentée dans la figure 31.

**Tableau 12. Variables « régionales » ajoutées à la base de données sol TransP (n=210)**

Code	Unité s/ nb classes	Description variable	Source
<b>ksurth</b>		Rapport potassium sur thorium par radiation gamma, donne une indication sur le degré d'altération des matériaux	carte digitale 250 m Bonijoly et al. (2009)
<b>kdiffmoy</b>		Ecart à la teneur moyenne en potassium. Permet de détecter des variations d'épaisseur au-dessus du substrat géologique et de mieux appréhender la distribution des limons.	carte digitale 250 m Bonijoly et al. (2009)
<b>slope</b>	%	Pente	carte digitale 50 m IGN (2008)
<b>elevation</b>	m	Altitude.	carte digitale 50 m IGN (2008)
<b>beven</b>	Log (m <sup>3</sup> )	Indice de Beven.	carte digitale 50 m IGN (2008), Squividant (1994)
<b>courb_t</b>	m 100 m <sup>-1</sup>	Courbure transversale.	carte digitale 50 m IGN (2008)
<b>courb_l</b>	m 100 m <sup>-1</sup>	Courbure longitudinale.	carte digitale 50 m IGN (2008)
<b>courb_tot</b>	m 100 m <sup>-1</sup>	Courbure totale.	carte digitale 50 m IGN (2008)
<b>seq_rpg_s</b>	4	Type de séquence culturale RPG simplifiée : culture (toutes les cultures et gel), prairiet, prairiep, vergers (arboriculture, fruits à coque et vignes), lande, autres (inconnu, canne à sucre, divers).	ODR

<b>modis_s</b>	7	Type de paysage simplifié : bocage_d- 1, bocage_l- 2, mixte- 3, plateaux_o- 4,7, plateaux_thb- 5, plaines- 6, bois- 9,10,11.	RA (2010)
<b>porg_ra</b>	kg ha <sup>-1</sup>	Pression en P organique (animaux) par canton.	DRAAF à partir de RA (2010)
<b>ote_2010</b>	6	Orientation technico-économique de la commune (RA2010) : granivores_mixtes, polyc_polyelev, porcins, bovin_lait, cultures_generales, fleurs_horto.	RA (2010)
<b>pred_sub_bzh_s</b>	9	Classe de matériau parental simplifié en utilisant les mêmes classes que mat_geol_4s.	carte digitale régionale (50 m) Lacoste et al. (2011)
<b>cl_pred</b>	5	Classe d'hydromorphie : 1: sols bien drainées ou hydromorphes au-delà de 80 cm, 2- sols hydromorphes au-delà de 40 cm, 3- sols hydromorphes dès la surface, 4- sols hydromorphes dès la surface, présentant au moins un horizon reductique.	carte digitale régionale (50 m) Lemercier et al. (2012)
<b>p2o_bdat</b>	g kg <sup>-1</sup>	Teneur en P2O5 Olsen, médiane communale entre 2000 et 2010 (inclus).	BDAT
<b>pho_bdat</b>		pH, médiane communale entre 2000 et 2010 (inclus).	BDAT
<b>corgox_bdat</b>	g kg <sup>-1</sup>	C org (méthode oxalate), médiane communale entre 2000 et 2010 (inclus).	BDAT
<b>p2o_class</b>	7	Classe de P Olsen par commune: 1-zones non agricoles < 2- prairies permanentes selon RPG de 2006 à 2012 < 3 < 4 < 5 < 6 < 7.	BDAT
<b>corg_gsm</b>	g kg <sup>-1</sup>	Teneurs en C organique de GlobalSoilMap pondérées par la profondeur d'échantillonnage.	GlobalSoilMap
<b>ph_gsm</b>		pH de GlobalSoilMap pondérées par la profondeur d'échantillonnage.	GlobalSoilMap

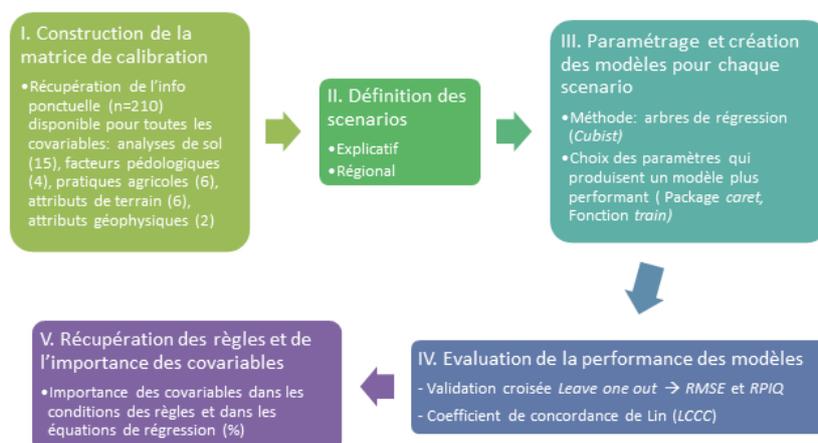


Figure 31. Démarche de modélisation des teneurs en P extractible (Olsen) et P total en Bretagne

### Estimation de la performance des modèles

Les indicateurs calculés pour évaluer la performance des modèles sont :

- RMSE (*Root mean square error*) : mesure l'erreur moyenne, la précision de la prédiction (indicateur de la qualité prédictive).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (obs_i - pred_i)^2}$$

- RPIQ (*ratio of performance to IQ*) : indique combien de fois la dispersion des données est plus grande que l'erreur de prédiction {Bellon-Maurel, 2010 #157}. Plus cette valeur est grande mieux c'est.

$$RPIQ = \frac{IQR(Y)}{\sqrt{RMSE}}$$

où IQR(Y) est l'espace interquartile des valeurs observées de P.

- LCCC (*Lin's concordance correlation coefficient*) : quantifie l'ajustement des observations associées (prédites x observées) à la droite x=y (Lin et al., 2002). Package Agreement, fonction Agreement.

$$LCCC = \frac{2S_{xy}}{S_x^2 + S_y^2 + (\bar{x} - \bar{y})^2}$$

où  $\bar{x}$  et  $\bar{y}$  sont les moyennes des valeurs prédites et observées ;  $S_x^2$  et  $S_y^2$  sont les variances et  $S_{xy}$  la covariance.

### Spatialisation des teneurs en phosphore

La spatialisation du P total à l'échelle de la Bretagne a été faite à partir de l'extrapolation du modèle régional qui considère les covariables suivantes : matériau parental du sol, hydromorphie, seq\_rpg\_s, occupation du sol, porg\_ra, ote\_2010, ph\_bdat, corg\_bdat, p2o\_bdat, ksurth, kdiffmoy, slope, elevation, beven, courb\_t, courb\_l, courb\_tot (voir tableau 12 pour l'explicitation des abréviations). La méthodologie utilisée a été celle usée pour le BV de Naizin (Figure 26). Les modèles étant moins performants pour le P extractible (Olsen), seul le P total a été spatialisé.

## Résultats

### Performance des modèles

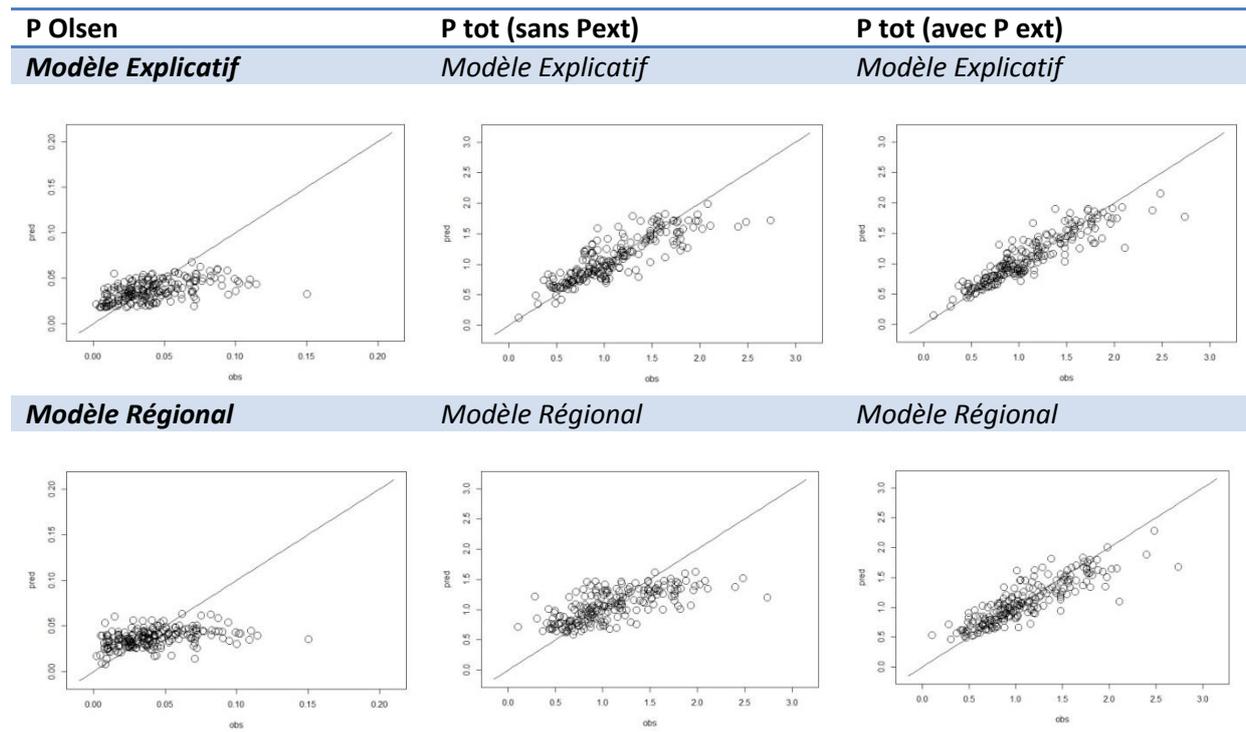
Le modèle créé ne permet pas de prédire correctement le P Olsen (Tableau X9). Le RPIQ est inférieur à 1 ; ce que signifie que l'erreur commise sur la prédiction est supérieure à la variabilité de P Olsen. Le manque d'information détaillée sur les covariables liés aux pratiques agricoles, et qui affectent directement les teneurs en P extractible, peut expliquer cette faible performance. Par contre, la prédiction du P total est acceptable. Le RPIQ indique que l'erreur commise sur la prédiction est 1.4 fois plus petite que la variabilité de P total. Les covariables les plus importantes dans les règles de prédiction sont le Fe, Al et Si libres (76%, 64% et 64%, respectivement) et le Corg (67%), qui reflètent le complexe de sorption et la matière organique. Le fait d'ajouter de P Olsen comme covariable pour prédire le P total n'améliore pas beaucoup la performance du modèle (le RPIQ passe de 1.4 à 1.5).

Les performances des modèles de prédiction sont également visibles dans la Figure 32, où les paires de données de P total prédites et observées ont une tendance linéaire, et plus ajustée à la droite x=y que ceux de P Olsen. Cette observation est confirmée par la valeur du LCCC, beaucoup plus proche de 1 dans les modèles que prédisent le P total. Une perte de performance de ces modèles par rapport aux modèles explicatifs était attendue, liée au nombre et à la précision limités des covariables utilisées. Pour le P Olsen, la performance reste très faible (RPIQ=0.195). Néanmoins, l'erreur commise sur la prédiction du P total est toujours supérieure à la variabilité de P total (RPIQ=1.066), surtout quand le P Olsen est utilisé comme covariable (RPIQ=1.387). Par rapport aux modèles explicatifs, le modèle régional pour prédire le P total et qui utilise le P Olsen comme covariable reste encore bien ajusté à la droite x=y (LCCC > 0.8), bien qu'il s'en écarte un peu, surtout pour des teneurs supérieures à 1.5 g/kg.

**Tableau 13. Performance et importance des covariables des modèles « Explicatif » et « Régional » créés pour prédire le P Olsen et le P total.**

Modèle	Performance			Importance de covariables	
	RMSE (g/kg)	RPIQ	LCCC	Conditions	Prédiction*
<b>P Olsen</b>					
<b>Explicatif</b>	0.0241	0.202	0.37		corg (50) = al_tamm (50) = fe_tamm (50) = si_tamm (50) = ksurth(50) = kdiffmoy(50) = slope (50) = elevation (50) = courb_t (50)
<b>Régional</b>	0.0257	0.195	0.25		kdiffmoy( 100) = elevation (100) > ksurth (60) = beven (60) > slope (40) = courb_t(40)
<b>P total (sans P Olsen)</b>					
<b>Explicatif</b>	0.303	1.214	0.83	Fe_tamm (47) > sable (15)	fe_tamm (76) > corg (67) > si_tamm (64) > al_tamm (64) > cec_metson (57) > kdiffmoy (52) > ksurth (48) = elevation (48) > beven (26)
<b>Régional</b>	0.393	1.066	0.59	mat_geol_4s (50) > corg (47) > slope (10), hydro_s (3), ksurth (1)	corg (67) > elevation (59) > kdiffmoy (50) > ph (47) > beven (44) > ksurth (37) > porg_ra (21)
<b>P total (avec P Olsen)</b>					
<b>Explicatif</b>	0.243	1.355	0.90	Fe_tamm (49) > p2o (8) > argile (4)	Fe_tamm (100) > p2o (96) > sable (92) > corg (62) > ph (60) > si_tamm (59) > courb_l (25)
<b>Régional</b>	0.292	1.237	0.84	p2o (46) > corg (44) > mat_geol_4s (32) > courb_tot (1) = ksurth (1) = modis_s (1)	p2o (94) > slope (60) > corg (46) > ph (45) > porg_ra (43) > elevation (38)

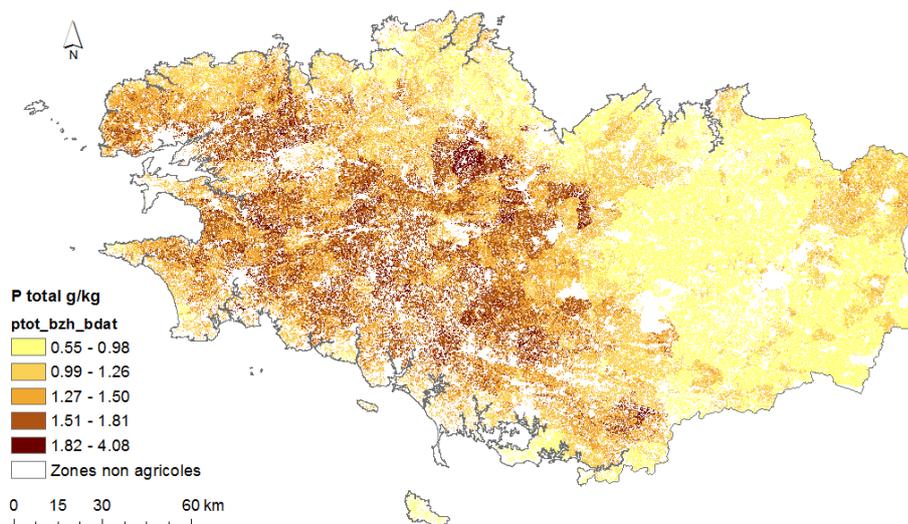
Q3-Q1 P Olsen = 0.031 g/kg. Q3-Q1 P total = 0.6681 g/kg. \*Seules les variables dont l'importance est supérieure à 20% sont indiquées.



**Figure 32. Relations entre les teneurs en P Olsen et P total observées et prédites par les modèles explicatifs et régionaux**

### Spatialisation des teneurs en phosphore

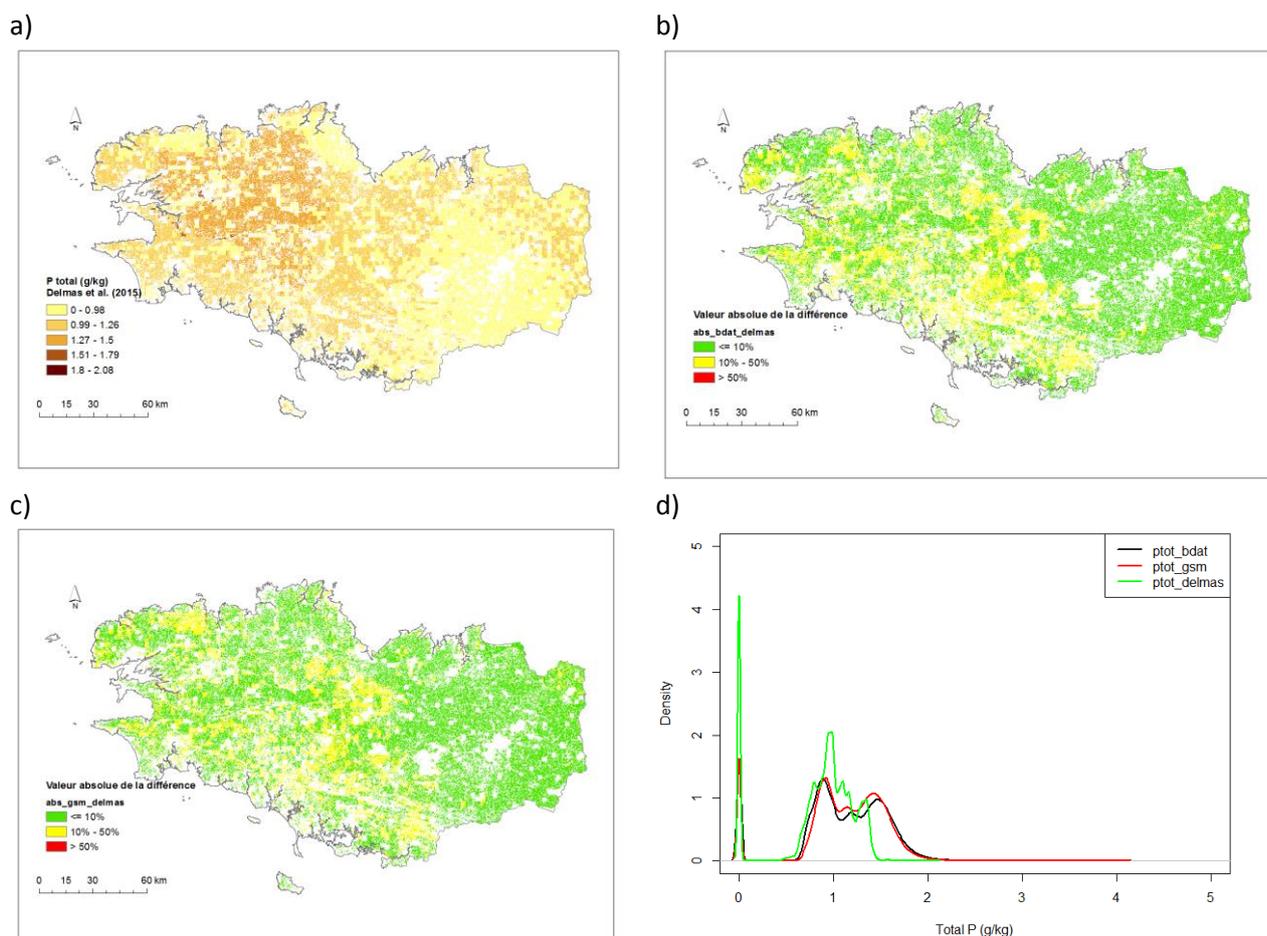
Les teneurs en P total sont plus élevées dans le centre et l'ouest de la région tandis que les teneurs plus faibles sont observées en Ile-et-Vilaine (Figure 33). Pour les deux cartes, les teneurs plus fortes reflètent les teneurs en P extractible de la BDAT, mais aussi les teneurs en carbone organique. En effet, la première règle du modèle différencie les teneurs en P total en fonction des teneurs en P Olsen (+/- 0.072 g/kg) et en carbone organique (+/- 20.8 g/kg).



**Figure 33. Teneurs en P total prédites à partir du modèle régional en utilisant le carbone organique et le pH issus de la BDAT (médianes communales 2000-2010)**

Une autre carte a également été calculée à partir de données régionales issues du programme GlobalSoilMap. Les résultats sont très similaires.

Les cartes obtenues ont été comparées avec celle de Delmas et al. (2015). Dans cette publication, l'approche de modélisation statistique est basée sur des régressions linéaires multiples pour prédire le P total pour toute la France. Pour le modèle spatial explicite, toutes les combinaisons des covariables potentielles ont été testées et le meilleur jeu de covariables a été sélectionné par AIC (Akaike Information Criterion). Les covariables testées ont été le matériau parental (base de données européenne), l'occupation du sol (Corine Land Cover), les teneurs en carbone organique (estimées à partir d'un modèle qui considère l'occupation du sol, la texture, le taux d'éléments grossiers, le climat et les pratiques culturales) et les précipitations effectives (Météo France). Les valeurs prédites par Delmas et al. (2015) pour les sols bretons sont plus faibles que celles estimées par le modèle régional et spatialisées en utilisant la BDAT ou GlobalSoilMap (Figure 34). Cette différence est inférieure à 10% notamment dans l'est de la région où les valeurs prédites par le modèle régional sont plus faibles. Par contre les différences des prédictions varient entre 10% et 50% dans des zones où le modèle régional prédit des valeurs élevées. La prédiction de teneurs plus faibles par Delmas et al. (2015) peut être due aux données utilisées pour calibrer le modèle (RMQS) qui ne concernent pas que les sols agricoles.



**Figure 34. Cartes des teneurs en P total prédites par Delmas et al. (2015) (a) et comparaison avec les valeurs prédites par le modèle régional en utilisant la BDAT (2000-2010) (b) ou GlobalSoilMap (c) pour spatialiser et histogramme de distribution des valeurs prédites par les trois modèles (d)**

## Conclusions

### ***Analyses descriptives des données complémentaires acquises dans le cadre de TransP :***

- 210 échantillons d'horizon de surface issus des programmes GP65 Mh, IGCS et RMQS caractéristiques de la diversité des situations agro-pédologiques de la région ont été analysés (phosphore et variables explicatives)
- Les teneurs moyennes en P des horizons de surface sont de 0.041 g/kg, 0.151 g/kg, 0.008 g/kg et 1.096 g/kg respectivement pour le P extractible par la méthode Olsen, par la méthode Dyer, à l'eau et pour le P total, ce qui est conforme aux valeurs attendues, notamment grâce à la BDAT.
- Les coefficients de corrélation entre les différentes formes de P extractible et les autres propriétés du sol sont plutôt faibles. Le P total est bien corrélé aux teneurs en Al et Fe totaux et libres, et donc à la capacité de sorption du sol. Parmi les facteurs analysés, le matériau parental a un effet significatif sur les teneurs en P total uniquement : les sols issus de granites, gneiss, schistes moyens et durs ont des teneurs plus fortes en P, et les sols issus de limons éoliens, alluvions/colluvions et de roches volcaniques ont des teneurs plus faibles.

### ***Modèles de prédiction***

- La méthode d'apprentissage utilisée permet d'expliquer la relation entre les teneurs en P et les covariables.
- La performance des modèles explicatifs indique que le jeu de données utilisé permet de traduire la variabilité des teneurs en P Olsen et surtout en P total (moins affecté par les pratiques agricoles).
- Les covariables qui déterminent le plus les teneurs en P total sont le P Olsen, le Fe libre, le sable, le Corg et le pH.
- Les covariables disponibles de façon exhaustive à l'échelle régionale ont permis d'expliquer les teneurs en P total malgré la plus faible performance des modèles. Les plus déterminantes sont le matériau parental, le carbone organique, les variables de terrain et géophysiques ainsi que les apports en P organique.

### ***Cartes régionales de P total***

- Les teneurs en P total sont plus élevées dans le centre et l'ouest de la région tandis que les teneurs plus faibles sont observées en Ille-et-Vilaine.
- Les teneurs plus fortes reflètent les teneurs en P extractible de la BDAT mais aussi les teneurs de carbone organique.
- La distribution des matériaux parentaux influence également les cartes du P total, ce qui peut refléter la distribution des teneurs en Al et Fe très variable selon le matériau parental. Les teneurs les plus fortes correspondent aux sols issus de granite et schistes tendre ; les teneurs les plus faibles correspondent aux sols issus de grès dur, quartz, poudingues, aux limons éoliens et alluvions.
- La comparaison avec la carte de Delmas et al. (2015) établie pour la France montre que le modèle régional TransP prédit des teneurs supérieures, surtout dans l'ouest de la région.

Les conclusions opérationnelles et les perspectives seront déclinées dans la conclusion générale

---

## 4<sup>ième</sup> partie. Les flux de phosphore dans les cours d'eau aux échelles régionales : le cas de la Bretagne

### *Analyser les données des systèmes d'informations opérationnels aux échelles régionales*

---

#### **Variabilité temporelle et spatiale des flux de phosphore dans les cours d'eau**

Le transfert du P des sols agricoles vers les cours d'eau étant très lié aux évènements climatiques à l'origine de crues, les concentrations dans les rivières peuvent varier d'un facteur 10 en quelques heures. De ce fait une fréquence d'échantillonnage journalière ou infra-journalière est généralement nécessaire pour en capturer toute la variabilité, condition nécessaire pour pouvoir calculer précisément des flux et évaluer la part des différentes sources de phosphore. Cependant, des échantillonnages à fréquence journalière ou infra-journalière sont très difficiles à mettre en place du fait des contraintes techniques et financières qu'ils impliquent. Le plus souvent, les suivis effectués le sont à des fréquences beaucoup plus faibles. La Bretagne ne déroge pas à cette difficulté. Les bases de données sur les concentrations en P des rivières bretonnes rassemblent des suivis effectués au mieux à une fréquence hebdomadaire, le plus souvent à une fréquence mensuelle, voire inférieure. Cela soulève deux questions : i) peut-on construire des méthodologies permettant d'estimer des flux relativement précis sur ces suivis basse fréquence ? ii) peut-on, à partir de ces séries basse fréquence, développer des approches permettant d'estimer de manière réaliste et relativement précise les parts respectives des sources agricoles et non agricoles (urbaines/industrielles) dans la construction des flux de P ?

Les réseaux opérationnels de surveillance de la qualité de l'eau en Bretagne comportent un grand nombre de points de mesure répartis sur toute la région, permettant de capturer la variabilité spatiale des concentrations en P à un instant  $t$ . Le caractère spatialement dense de ces réseaux est original, compensant pour partie leur basse-fréquence. L'autre élément important est leur potentiel rétrospectif, certains ayant été mis en place depuis plus de 25 ans. Ils offrent la possibilité d'analyser l'évolution des concentrations dans le temps, et notamment d'estimer l'impact d'actions concrètes de reconquête de la qualité de l'eau qui pourraient avoir été localement mises en place.

Le travail a consisté à collecter toutes les données existantes à l'échelle de la Bretagne, de les rassembler dans une base de données unique, en les couplant aux données de débit. Il s'est agit ensuite, à l'aide de méthodologies appropriées, d'utiliser cette base pour estimer les flux de P et d'en estimer les incertitudes. Enfin des méthodologies ont été développées pour estimer les contributions relatives des sources diffuses agricoles et ponctuelles urbaines/industrielles et pour évaluer leur évolution lors des 15-20 dernières années. Les questions ont été de trois ordres :

- i) Quels sont les flux de  $P_{tot}$  et de  $P_{dis}$  émis chaque année aux côtes par les rivières de Bretagne? Les estimations fournies par la littérature d'un flux annuel émis de  $P_{tot}$  de l'ordre de 3000 à 4500 tonnes suivant les années (Aurousseau, 2001 ; CSEB, 2003) peuvent-elles être précisées ?
- ii) Quelle est la variabilité des flux moyens annuels de  $P_{tot}$  et de  $P_{dis}$  selon rivières et comment s'organise-t-elle dans l'espace ? Quelles sont les parts des formes particulières et dissoutes ? Comment les flux et leur variabilité ont-ils évolués lors des 20-25 dernières années ?
- iii) Quelles sont, pour chaque rivière, les parts du flux liées aux sources ponctuelles urbaines/industrielles et diffuses agricoles ? Comment ces parts ont-elles évolué dans la période récente et quelles sont aujourd'hui les marges de manœuvre en termes de réduction des flux de P ?

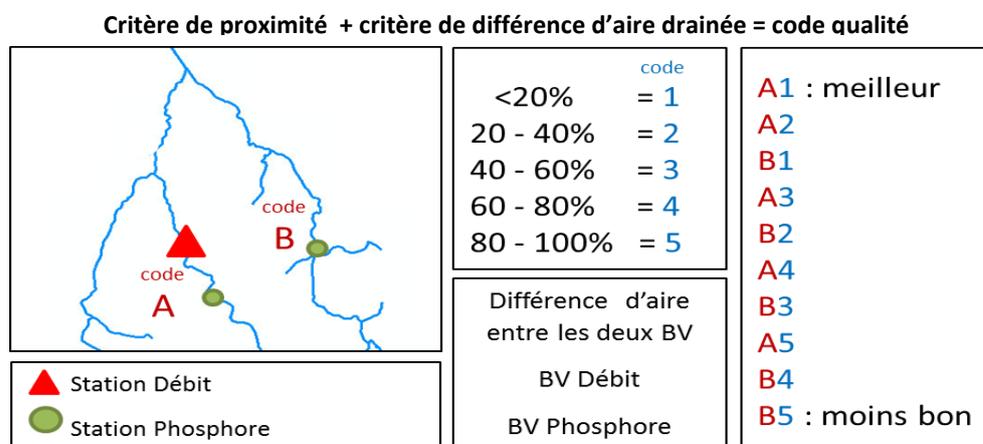
## Constitution de la base de données COUPLE

La base de données constituée, appelée COUPE (COncentrations en Phosphore – EAUX), rassemble les données de trois grandes bases structurées actuellement en Bretagne (Figure xx):

- i) La base de données OSUR de l'AELB, qui regroupe les données financées ou cofinancées par l'agence. Elle comprend environ 430 stations réparties sur toute la Bretagne.
- ii) La base de données SISE-EAUX, base nationale rassemblant les données sur les eaux brutes servant à la production d'eau potable, les eaux thermales et les eaux de baignade. Cette base est harmonisée à l'échelon national, mais sa gestion se fait aujourd'hui au plan régional (ARS Bretagne) après avoir longtemps été assurée par les DDASS. L'extraction faite retient environ 90 points en rivière, points servant ou ayant servi à l'alimentation en eau potable. Comme la base OSUR, la base SISE-EAUX couvre l'ensemble de la Bretagne.
- iii) La base de données ECOFLUX gérée par l'Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM). Cette base est plus restreinte que les précédentes, concernant seulement 13 rivières du Finistère, suivies dans le cadre d'un partenariat entre l'IUEM et le CG 29, mais avec une fréquence de surveillance supérieure (hebdomadaire).

Les chroniques des débits journaliers sont issus de la banque HYDRO, et proviennent de 204 points de mesure répartis sur l'ensemble de la Bretagne. Ces données comportent une fréquence journalière, avec dans de rares cas, des interruptions de quelques jours à quelques mois, voire quelques années.

Les stations concentration et débit ne sont pas toujours localisées au même endroit. Des critères ont été définis pour « coupler » les stations entre elles et estimer des flux. Une grille a été établie pour qualifier la qualité de chaque couplage effectué. Cette grille repose sur i) l'écart entre l'aire drainée par la station hydrologique utilisée comme référence et l'aire drainée par la station P, la qualité étant décroissante avec l'augmentation de cet écart, et ii) l'appartenance ou non de la station P et de la station débit au même cours d'eau, avec une dégradation du couplage si la station hydrologique utilisée comme référence n'est pas située sur le même cours d'eau que la station P. Dix niveaux de qualité ont été définis (Figure 35), allant du niveau A1 (très bonne estimation des débits associés à la station P considérée) à B5 (estimation très mauvaise des débits associés à la station P considérée), avec une limite maximale d'écart entre aires drainées fixée à 100%. Finalement 195 couples de stations concentration et débit ont pu être créés. La Figure 35 montre que ces couples sont bien répartis sur l'ensemble de la région Bretagne.



**Figure 35 : Méthode utilisée pour estimer la qualité des couples station P – station débit. Le code A est attribué si la station P et la station débit se trouvent sur la même rivière, le code B s'il s'agit d'un affluent ou d'une rivière drainant un bras**

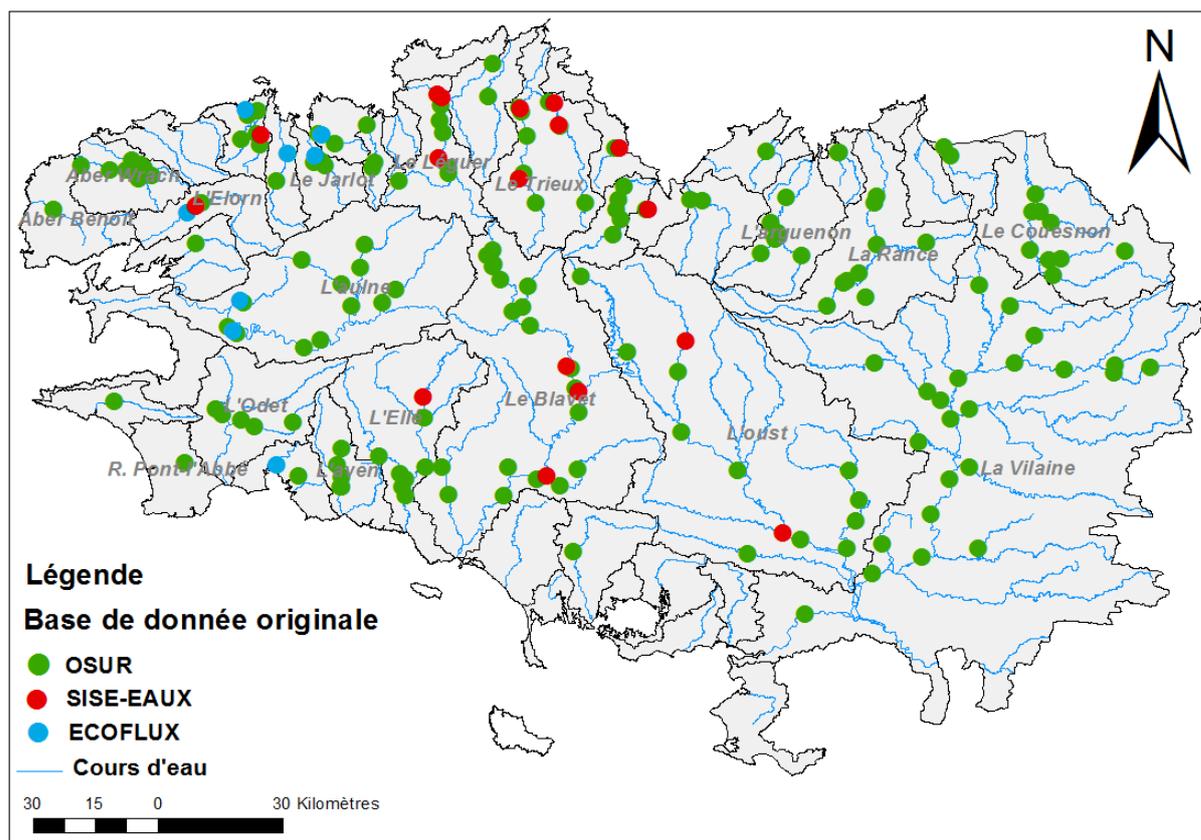


Figure 36 : Localisation géographique des 195 stations P, couplées à une station hydrologique, finalement intégrées à la BD COUPIE.

### Evolution des flux de phosphore total et dissous entre 1987 et 2012

La littérature scientifique propose un grand nombre de méthodes permettant d'estimer les flux d'éléments particuliers ou dissous à partir des mesures ponctuelles de la concentration. A partir de variables décrivant la réactivité hydrologique (relation C-Q ; variables W2% et b50su), Raymond et al. (2013) ont proposé une matrice d'aide au choix de la meilleure méthode de calcul du flux permettant de minimiser les incertitudes. Durant les périodes de plus fort débit, l'indicateur de durée des flux d'eau transportés en 2% du temps (W2%) caractérise la variabilité hydrologique et l'exposant tronqué (b50sup) de la relation concentration – débit (b50sup) caractérise les variabilités hydrochimique et sédimentologique.

$W_{2\%}$  et  $b_{50sup}$  ont ici été calculés pour l'ensemble des couples station P - station débit pour les paramètres  $P_{tot}$  et  $P_{dis}$ . Au regard de la matrice d'aide à la décision, les valeurs obtenues pour ces deux indicateurs ont montré que la méthode DWC (DWC pour Discharge Weighted Concentration) était la plus adaptée pour le calcul des flux de  $P_{dis}$  alors que deux méthodes, DWC et SRC (SRC pour Segmented Rating Curve), étaient conseillées, suivant les cours d'eau, pour le calcul des flux de  $P_{tot}$ . Sur l'ensemble des stations de la BD COUPIE, la moyenne des incertitudes inférieures et supérieures s'établit respectivement à -11,8 et +14,2% pour les flux de  $P_{dis}$  et à -16,0 et +19,4% pour les flux de  $P_{tot}$ .

Les flux annuels de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$  présentent une tendance globale à la baisse depuis les années 1997-2001. La diminution du flux de  $P_{dis}$  a été en moyenne d'un facteur 2.7 depuis 1992 avec un flux moyen en  $P_{dis}$  passant de 31.3 à 13.1 Kg/km<sup>2</sup>/an, et d'un facteur 2.3 pour le  $P_{tot}$  avec un flux moyen de  $P_{tot}$  passant de 86.3 à 37.5 Kg/km<sup>2</sup>/an, toutes stations confondues (Tableau 14).

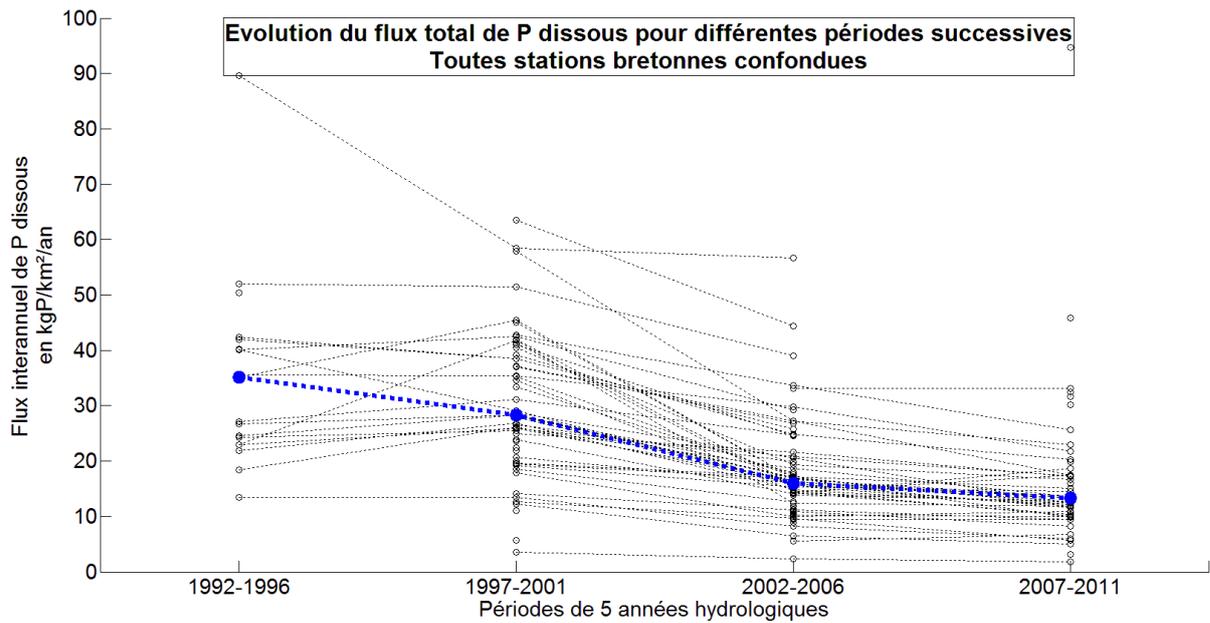


Figure 37. Evolution des flux annuels de  $P_{dis}$  des rivières de Bretagne depuis 1992. Les flux sont calculés par période de 5 ans. La courbe en tirets pointillés bleu épais décrit la médiane des moyennes sur la période.

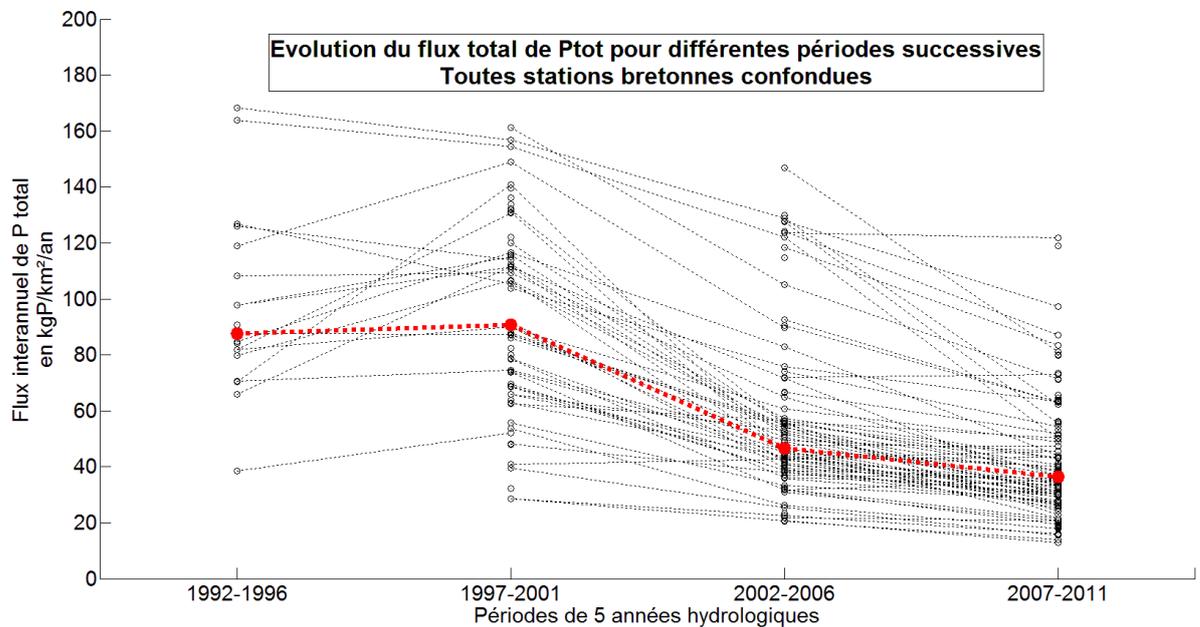


Figure 38. Evolution des flux annuels de  $P_{tot}$  des rivières de Bretagne depuis 1992. Les flux sont calculés par périodes de 5 ans. La courbe en tirets pointillés rouge gras décrit la médiane des moyennes sur la période.

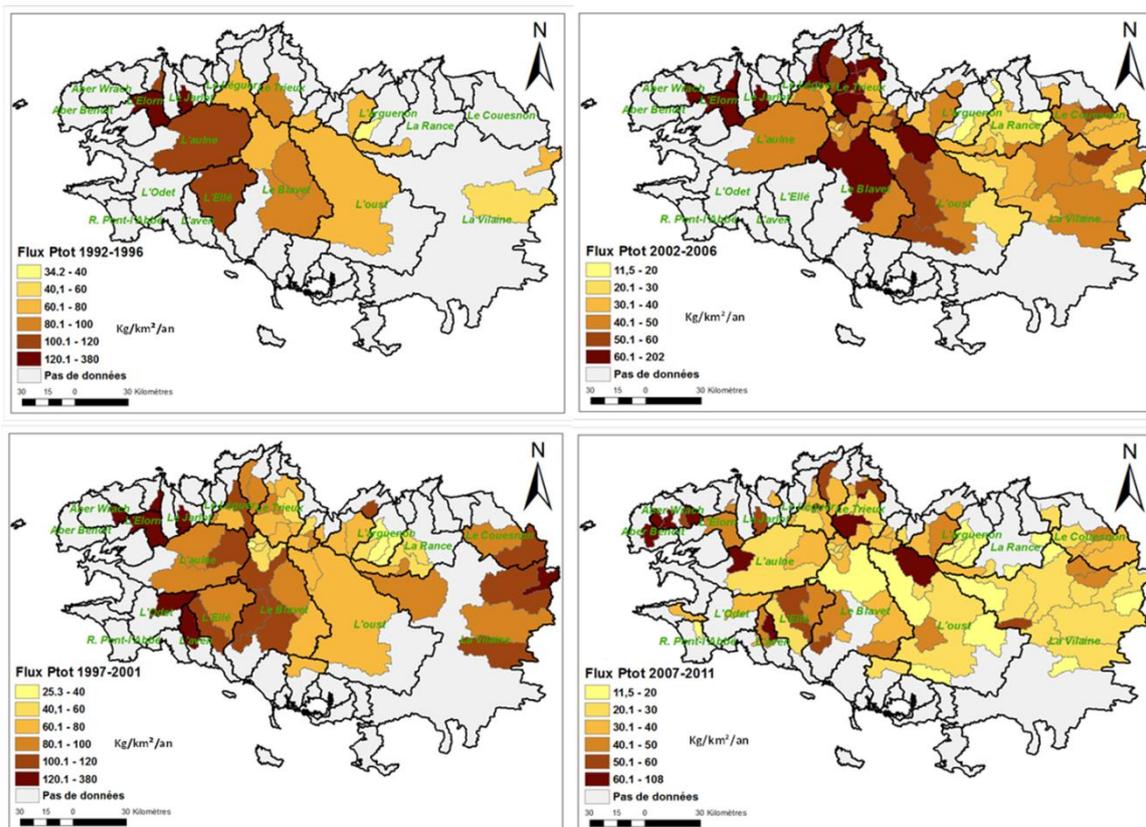
		<b>Flux P<sub>dissous</sub> annuel moyen</b>			
		<b>1992-1996</b>	<b>1997-2001</b>	<b>2002-2006</b>	<b>2007-2011</b>
		<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>
Toutes stations	<b>Min</b>	12,0	3,1	2,1	1,6
	<b>Max</b>	79,7	56,5	50,4	40,8
	<b>Médiane</b>	31,2	25,2	14,2	11,4
	<b>Moyenne</b>	31,3	<b>27,3</b>	<b>15,6</b>	<b>13,2</b>
	<b>Nombre Couples</b>	19	54	69	47
	<b>Facteur Max/Min</b>	7	18	24	25
Stations classée A1	<b>Min</b>	16,3	5,0	7,9	2,9
	<b>Max</b>	79,7	52,0	50,4	28,1
	<b>Médiane</b>	31,2	26,5	14,2	12,0
	<b>Moyenne</b>	32,6	<b>27,9</b>	<b>16,5</b>	<b>13,5</b>
	<b>Nombre Couples</b>	15	30	37	25
	<b>Facteur Max/Min</b>	5	10	6	10
		<b>Flux P<sub>tot</sub> annuel moyen</b>			
		<b>1992-1996</b>	<b>1997-2001</b>	<b>2002-2006</b>	<b>2007-2011</b>
		<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>
Toutes stations	<b>Min</b>	34,2	25,3	18,2	11,5
	<b>Max</b>	149,5	380,5	221,3	108,2
	<b>Médiane</b>	77,9	86,8	41,9	32,8
	<b>Moyenne</b>	86,3	<b>89,7</b>	<b>53,0</b>	<b>37,5</b>
	<b>Nombre Couples</b>	19	60	82	103
	<b>Facteur Max/Min</b>	4	15	12	9
Stations classée A1	<b>Min</b>	58,6	35,2	22,7	13,7
	<b>Max</b>	149,5	380,5	221,3	108,2
	<b>Médiane</b>	80,8	97,7	47,5	34,1
	<b>Moyenne</b>	89,5	<b>99,7</b>	<b>59,0</b>	<b>38,6</b>
	<b>Nombre Couples</b>	15	34	41	61
	<b>Facteur Max/Min</b>	3	11	10	8

**Tableau 14. Distribution des valeurs de flux de P<sub>dis</sub> et P<sub>tot</sub> (max ; min ; moyenne ; médiane ; rapport max/min) issues de la BD COuPIE, pour la période 1992-2012.**

La représentation cartographique des flux de P<sub>tot</sub> montre que si une différenciation est-ouest existait en Bretagne sur la période 1992-1996 avec des flux plus forts à l'ouest (Aulne, Elle, Elorn) qu'à l'est, celle-ci n'a pas perduré ensuite (Figure 39). Elle n'était déjà plus vraie en 1997-2001, les flux de la partie est (Vilaine amont) étant aussi élevés que ceux de la partie ouest (Elorn, Odet). Elle l'est encore moins aujourd'hui. La caractéristique principale observée aujourd'hui en matière de distribution spatiale des flux de P<sub>tot</sub> est celle de bassins amont de petites tailles fortement contributeurs. Cette caractéristique est bien visible sur la carte correspondant à la période 2007-2011, où plus aucun des bassins versants de grande taille (Oust, Vilaine, Aulne) ne rentre dans les deux graduations les plus élevées du flux. Ces deux graduations sont alors réservées à des bassins de petite taille comme les BV des Abers, la partie amont du Trieux ou la partie amont de l'Oust. Le point important est que ces petits bassins gros contributeurs de P<sub>tot</sub> coexistent spatialement avec des bassins également de petite taille faiblement à très faiblement contributeurs (cas de la partie nord des Côtes d'Armor, par exemple).

Ainsi, la distribution spatiale actuelle des flux de P<sub>tot</sub> en Bretagne montre un lien entre la valeur du flux et la taille de l'aire drainée : la variabilité des flux de P<sub>tot</sub> en Bretagne diminue avec l'aire drainée, ou dit autrement, les flux de P<sub>tot</sub> sont peu variables entre grands bassins et très variables entre petits bassins. Plus qu'une opposition est-ouest, c'est donc une opposition entre grands et petits bassins que l'on observe. Les grands bassins sont faiblement à modérément exportateurs de manière homogènes. Les petits bassins présentent une capacité exportatrice très variable, avec la coexistence localement de bassins fortement et faiblement contributeurs. La distribution spatiale des flux de P<sub>tot</sub> ressemble de ce point de vue à celle des flux de matière organique dissoute pour laquelle la même relation entre flux et aire drainée est observée.

Cette caractéristique a comme conséquence d'imposer un maillage spatial resserré des réseaux de surveillance pour identifier les territoires très fortement contributeurs de P<sub>tot</sub>. Il est clair que ce type d'information est un préalable essentiel à la compréhension des facteurs régulateurs des flux de P<sub>tot</sub>, ainsi qu'à la mise en place d'actions de remédiation.

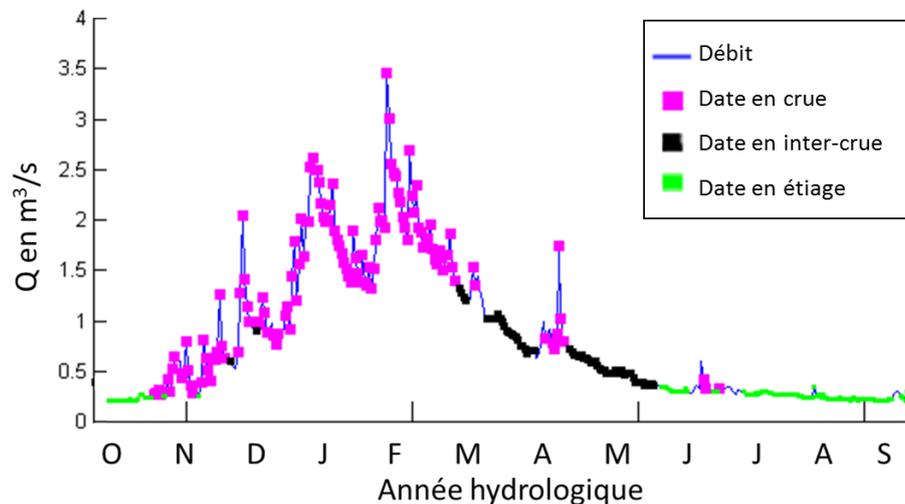


**Figure 39 : Evolution en carte des flux de P<sub>tot</sub> véhiculés par les rivières de Bretagne entre 1992 et 2012. Nota : l'échelle a été adaptée pour tenir compte de la diminution globale des flux.**

La distribution spatiale des flux de P<sub>dis</sub> est sensiblement la même que celle des flux de P<sub>tot</sub> (Figure 40). Comme pour ces derniers, aucune réelle spatialisation de type est-ouest n'est observée, sauf peut-être pour la période 1992-1996 où les flux de P<sub>dis</sub> pouvaient apparaître sensiblement plus élevés à l'est qu'à l'ouest. Pour les trois autres périodes, le trait dominant est que seuls les bassins versants de petite taille sont de gros contributeurs de P<sub>dis</sub>. A nouveau ces petits bassins très contributeurs peuvent coexister avec d'autres petits bassins peu contributeurs de P<sub>dis</sub>. Comme pour le P<sub>tot</sub>, on voit donc un lien entre variabilité de P<sub>dis</sub> et valeurs des flux de P<sub>dis</sub>, et un lien avec l'aire drainée en amont du point de mesure, avec les mêmes conséquences du point de vue de la surveillance et de l'action.



des cours d'eau ; il s'ensuit une maximisation de la composante ponctuelle, urbaine et industrielle du flux, composante par ailleurs présente toute l'année mais très fortement diluée en hiver et au printemps ainsi que pendant les crues ; cette composante est constituée majoritairement de formes dissoutes du P.



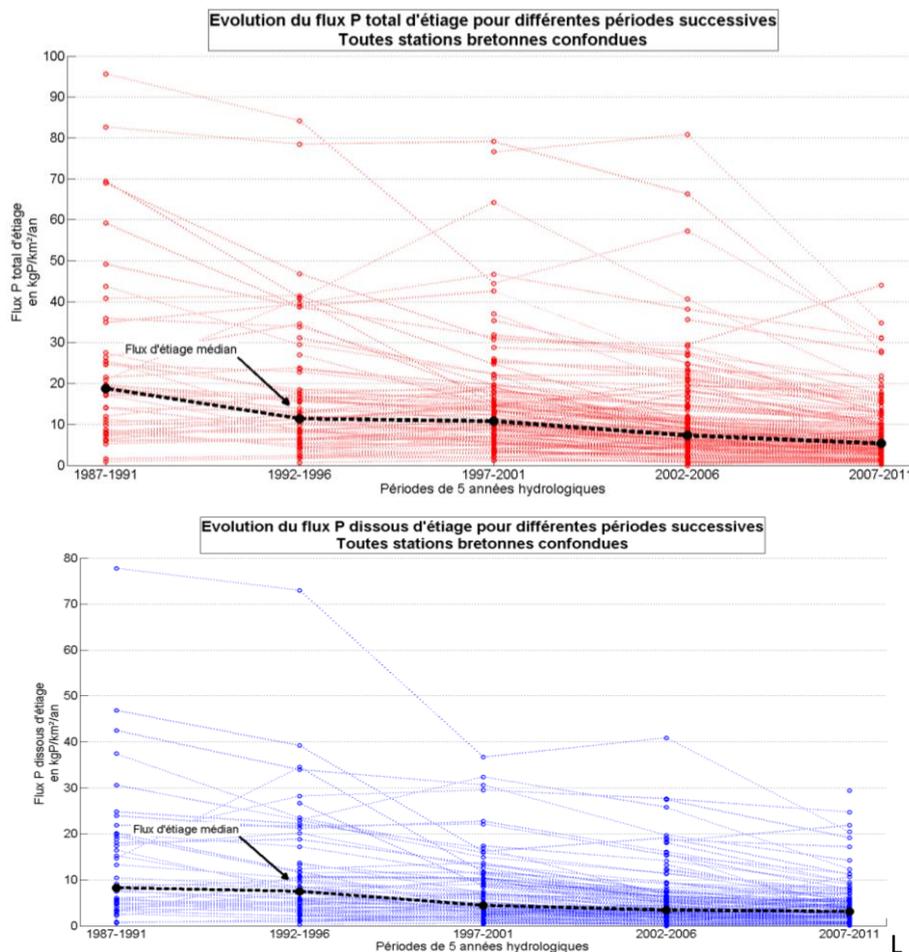
**Figure 41. Exemple de séparation des "moments" particuliers du flux en utilisant l'algorithme mis au point dans le cadre de cette étude.**

Partant de ces hypothèses, une segmentation des chroniques a permis de calculer les flux liés à une source et/ou une forme en particulier. Ainsi, le calcul du flux d'étiage et sa propagation sur toute l'année hydrologique fournit un moyen d'approcher la part des sources ponctuelles urbaines et industrielles dans le flux total annuel, en faisant l'hypothèse de leur constance sur l'année. À l'inverse, la somme du flux transmis pendant les crues fournit un moyen d'approcher la part du flux annuel lié au ruissellement sur surface agricole. La somme des flux transmis pendant les inter-crues d'hiver-printemps (diminuée du flux urbain/domestique permanent) permet quant à elle d'approcher la part du flux agricole dissous de sub-surface dans le flux total annuel. Une fois effectuées, les décompositions proposées peuvent permettre de comparer la part des différentes sources et composantes du flux de P au sein d'un bassin versant et entre bassins versants. Cela permet une analyse de la variabilité des apports diffus agricoles et ponctuels urbains/industriels à l'échelle de la Bretagne et de son évolution au cours du temps.

La Figure 42 présente l'évolution des flux spécifiques d'étiage de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$  propagés sur l'année, exprimés en  $kgP/km^2/an$ . Ce sont les indicateurs supposés de la pression domestique et industrielle en P sur les cours d'eau. Les flux moyens de  $P_{tot}$  d'étiage ont été divisés par un facteur 2,5 en 25 ans, passant de  $21,3 kgP/km^2/an$  en 1987-1991 à  $8,4 kgP/km^2/an$  en 2007-2011, les flux moyen de  $P_{dis}$  d'étiage étant divisés, eux, par un facteur 3,2, passant de  $13,9 kgP/km^2/an$  à  $4,4 kgP/km^2/an$  sur la même période (Tableau 15). Comme pour les flux annuels moyens, les résultats obtenus pour l'ensemble des couples de stations qualité-débit sont similaires à ceux calculés pour les seuls couples A1. La fiabilité et la représentativité des données s'accroissent au fur et à mesure que l'on se rapproche de la période actuelle, alors que l'on atteint 120 couples pour les flux d'étiage de  $P_{tot}$  et 95 couples pour ceux de  $P_{dis}$ .

Comme pour les flux totaux annuels, on note une très grande variabilité inter-station des flux d'étiage (Tableaux 15). Les rapports entre les flux de  $P_{dis}$  d'étiage les plus faibles et les plus élevés sont compris entre 50 et 320 suivant les périodes, et entre 50 et 200 pour le flux  $P_{tot}$  d'étiage. Ces résultats sont très supérieurs aux variations observés pour les flux annuels globaux de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$ . Sur la période la plus récente (2007-2011), les flux d'étiage propagés sur une année ont varié entre

0,1 et 29,4 kgP/km<sup>2</sup>/an pour le P<sub>dis</sub> et entre 0,3 et 47,5 kgP/km<sup>2</sup>/an pour le P<sub>tot</sub>. Cette variabilité illustre la très forte variabilité spatiale des apports domestiques et industriels de P à l'échelle de la région. Sur cette même période, les moyennes régionales des flux de P<sub>dis</sub> et de P<sub>tot</sub>, censés représenter les parts domestiques et industrielles des flux annuels globaux de P véhiculés par les rivières de Bretagne, ont été respectivement de 4,4 et 8,4 kgP/km<sup>2</sup>/an (à comparer aux flux globaux annuels moyens de 13,2 et 37,5 kgP/km<sup>2</sup>/an ; voir Tableau 15).



**Figure 42: Evolution des flux annuels de P<sub>tot</sub> et de P<sub>dis</sub> des rivières de Bretagne, en période d'étiage, depuis 1992. Les flux annuels sont calculés par périodes de 5 ans, le flux d'étiage étant considéré comme une approximation du flux total de P<sub>tot</sub> domestique et industriel exporté annuellement par ces rivières. La courbe en tirets pointillés bleu épais décrit la médiane des moyennes sur la période.**

Les tendances temporelles des flux d'étiage de P<sub>dis</sub> et P<sub>tot</sub> ont été quantifiées station par station et comparées aux valeurs des flux observées en début de période. Trois périodes se terminant toutes en 2012 (dernière année de mesures injectée dans la BD COUPLE) ont été considérées (1992-2012, 1997-2012, 2002-2012) pour tenir compte de la variabilité entre stations des débuts de période de mesure. On remarque une tendance globalement inverse entre les valeurs initiales des flux de P<sub>dis</sub> et P<sub>tot</sub> d'étiage et leur taux de diminution. Les stations qui connaissent les flux d'étiage les plus élevés en début de période ont donc enregistré les taux de diminution les plus importants : jusqu'à -3 kgP/km<sup>2</sup>/an pour le flux de P<sub>dis</sub> et jusqu'à -4,7kgP/km<sup>2</sup>/an pour le flux de P<sub>tot</sub> (Fig. 42).

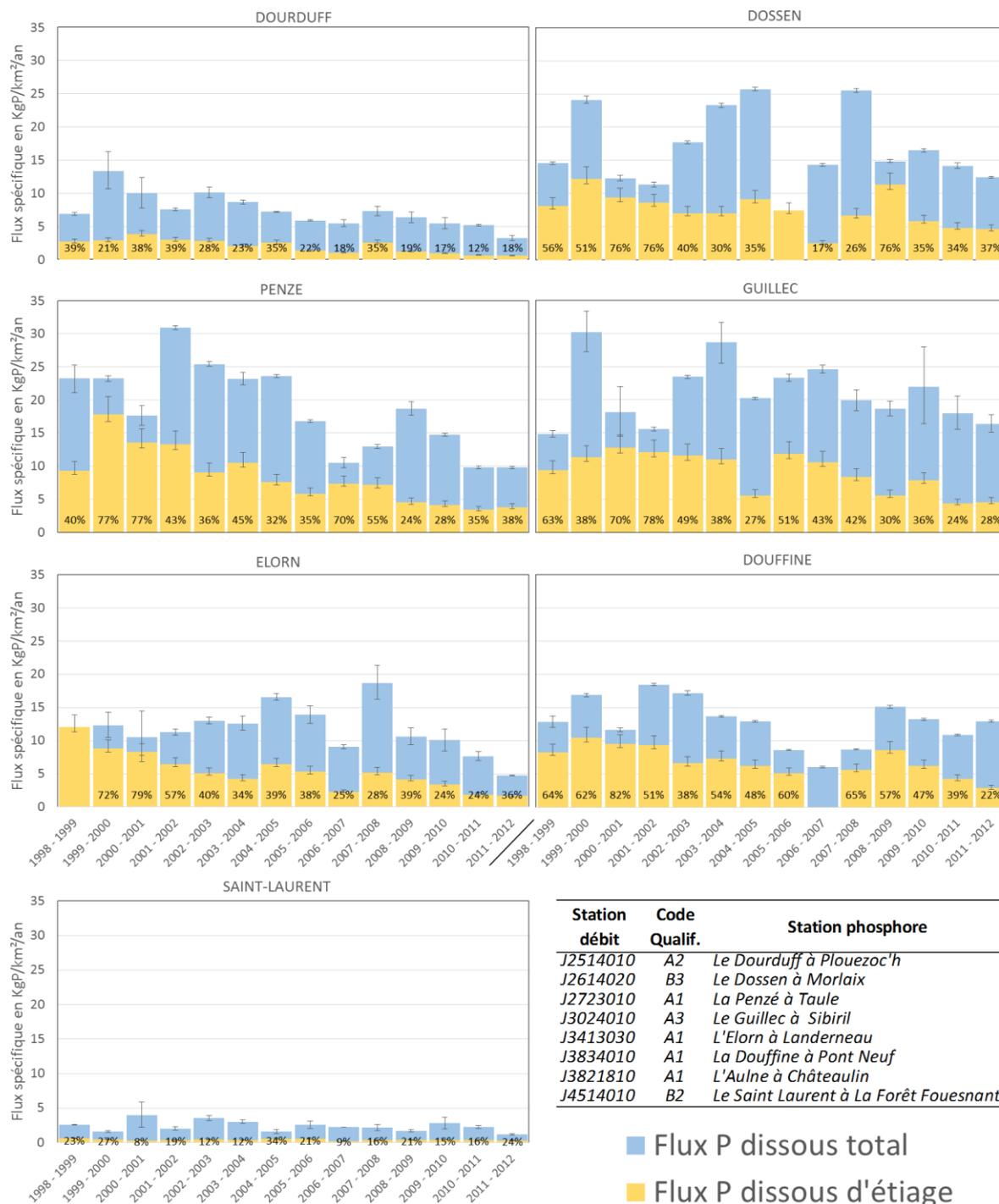
		<b>Flux P<sub>tot</sub> d'étéage annuel moyen</b>				
		<b>1987-1991</b>	<b>1992-1996</b>	<b>1997-2001</b>	<b>2002-2006</b>	<b>2007-2011</b>
		<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>
Toutes stations	<b>Min</b>	1,0	0,6	1,2	0,4	0,3
	<b>Max</b>	95,7	84,2	76,6	80,9	47,5
	<b>Médiane</b>	15,6	11,5	9,8	6,7	5,4
	<b>Moyenne</b>	<b>21,3</b>	<b>15,7</b>	<b>13,0</b>	<b>10,5</b>	<b>8,4</b>
	<b>Nombre Couples</b>	30	54	88	116	120
	<b>Facteur Max/Min</b>	100	133	65	196	170
Stations classée A1	<b>Min</b>	1,0	1,8	1,2	0,4	0,3
	<b>Max</b>	95,7	84,2	76,6	80,9	44,0
	<b>Médiane</b>	14,1	11,3	10,8	7,2	9,1
	<b>Moyenne</b>	<b>20,0</b>	<b>15,2</b>	<b>14,7</b>	<b>12,1</b>	<b>9,1</b>
	<b>Nombre Couples</b>	19	31	47	68	70
	<b>Facteur Max/Min</b>	100	48	65	196	158

		<b>Flux P<sub>dissous</sub> d'étéage annuel moyen</b>				
		<b>1987-1991</b>	<b>1992-1996</b>	<b>1997-2001</b>	<b>2002-2006</b>	<b>2007-2011</b>
		<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>	<i>kgP/km<sup>2</sup>/an</i>
Toutes stations	<b>Min</b>	0,6	0,3	0,3	0,1	0,1
	<b>Max</b>	77,8	73,0	36,7	40,9	29,4
	<b>Médiane</b>	8,4	7,6	4,2	3,3	2,9
	<b>Moyenne</b>	<b>13,9</b>	<b>11,2</b>	<b>6,6</b>	<b>5,3</b>	<b>4,4</b>
	<b>Nombre Couples</b>	27	46	72	92	95
	<b>Facteur Max/Min</b>	122	258	112	279	321
Stations classée A1	<b>Min</b>	0,6	1,4	0,3	0,1	0,1
	<b>Max</b>	77,8	73,0	36,7	40,9	24,7
	<b>Médiane</b>	8,1	7,0	4,8	3,7	3,7
	<b>Moyenne</b>	<b>13,2</b>	<b>10,5</b>	<b>7,5</b>	<b>6,1</b>	<b>4,9</b>
	<b>Nombre Couples</b>	17	27	37	51	53
	<b>Facteur Max/Min</b>	122	53	112	279	270

**Tableau 15 : Evolution des flux annuels de P<sub>tot</sub> et de P<sub>dis</sub> en période d'étéage, calculés par période de 5 ans depuis 1987-1991, pour l'ensemble des stations de la BD COuPIE. Sont présentés les résultats globaux pour tous les couples ayant un code qualification B3 ou meilleur et les résultats pour les couples ayant le meilleur code qualification A1. Les valeurs des flux d'étéage, station par station, sont disponibles en annexe.**

Cette tendance générale à la baisse du flux d'étéage représentatif des émissions ponctuelles d'une part, et l'augmentation relative du flux restant représentatif des émissions diffuses d'autre part, est illustrée dans la Figure 43 avec les données du réseau EcoFlux à fréquence hebdomadaire.

### EVOLUTION COMPARÉE DU FLUX D'ÉTIAGE ET DU FLUX TOTAL 1998-2012



**Figure 43. Evolution comparée des flux de  $P_{dis}$  et de la part des sources domestiques/industrielles (assimilée au flux d'étiage propagée sur l'année) dans ces flux pour les stations du réseau ECOFLUX.**

Trois résultats majeurs ressortent de l'analyse de la BD COUPLE :

- une diminution des flux depuis 25 ans, qu'il s'agisse des flux de  $P_{part}$  ou de  $P_{dis}$ . Pour les premiers, la diminution a été en moyenne de 60% ; pour les seconds elle a été en moyenne de 50%. Cette diminution a touché l'ensemble des bassins versants avec cependant des diminutions proportionnellement plus fortes pour les bassins qui avaient au départ (en 1987)

les flux les plus élevés. Cette diminution généralisée des flux a conduit à une diminution des flux globaux de  $P_{part}$  et de  $P_{dis}$  exportés de la Bretagne vers son littoral. L'étude réalisée permet de chiffrer les émissions globales actuelles de  $P_{part}$  et de  $P_{dis}$  aux côtes bretonnes à respectivement 1100 et 360 tonnes/an, contre respectivement 2690 et 750 tonnes/an il y a 15 ans. En matière de  $P_{tot}$ , l'estimation faite ici est relativement en retrait de celle faite antérieurement de 3000 à 4500 tonnes de  $P_{tot}$  exportées chaque année aux côtes bretonnes (Aurousseau, 2001 ; CSEB, 2003).

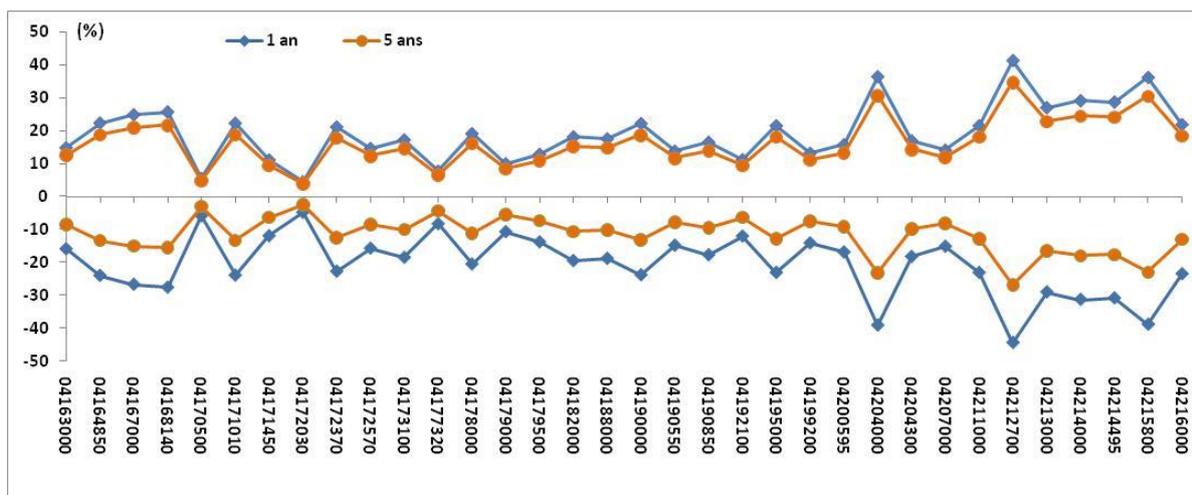
- L'analyse de la variabilité spatiale des flux ne confirme pas de gradient est-ouest des flux, sauf peut-être en tout début de la période analysée (1992-1996). La variabilité spatiale semble aléatoire, caractérisée par une grande diversité de localisation entre les zones aux flux les plus forts et les flux faibles, d'autant plus que la taille de l'aire drainée est faible. Il y a coexistence localement de bassins versants faiblement et fortement exportateurs de P. Ce résultat vaut aussi bien pour les flux de  $P_{tot}$  que pour les flux de  $P_{dis}$ , suggérant ainsi des facteurs de contrôle s'exerçant des bassins versants amont.
- La part des sources diffuses agricoles augmente par rapport à celle des sources ponctuelles domestiques/industrielles en lien avec une diminution des flux de  $P_{dis}$  en période d'étiage. On peut estimer que la part des sources domestiques/industrielles sur les flux de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$  sont aujourd'hui très inférieures à ce qu'elles étaient il y a 15 ans, ne représentant plus au maximum et en moyenne que 30% du flux de  $P_{dis}$  et 20% du flux de  $P_{tot}$ . Les sources agricoles semblent donc être aujourd'hui en moyenne très largement dominantes dans les rivières de Bretagne.

### **Incertitudes des flux annuels de phosphore**

Les résultats présentés ci-avant ont montré les tendances d'évolution des flux de phosphore en moyenne interannuelle sur 5 ans. Ce choix a été réalisé car lors d'un suivi régulier de type basse fréquence (1 mesure de phosphore par mois) l'incertitude sur le cumul du flux diminue lorsque la période d'agrégation des flux augmente. Un flux saisonnier est beaucoup plus incertain, qu'un flux annuel, et plus encore qu'un flux calculé sur 2, 3, 4 ou 5 ans, les erreurs ayant tendance à se compenser lorsque la période de cumul augmente.

Ainsi, l'abaque proposé par Moatar et al, 2013 permet de prédire l'incertitude sur les flux calculés par la méthode de la moyenne des concentrations pondérées par les débits pour des périodes allant de 1 à 5 ans, en fonction de la fréquence d'échantillonnage (figure 1).

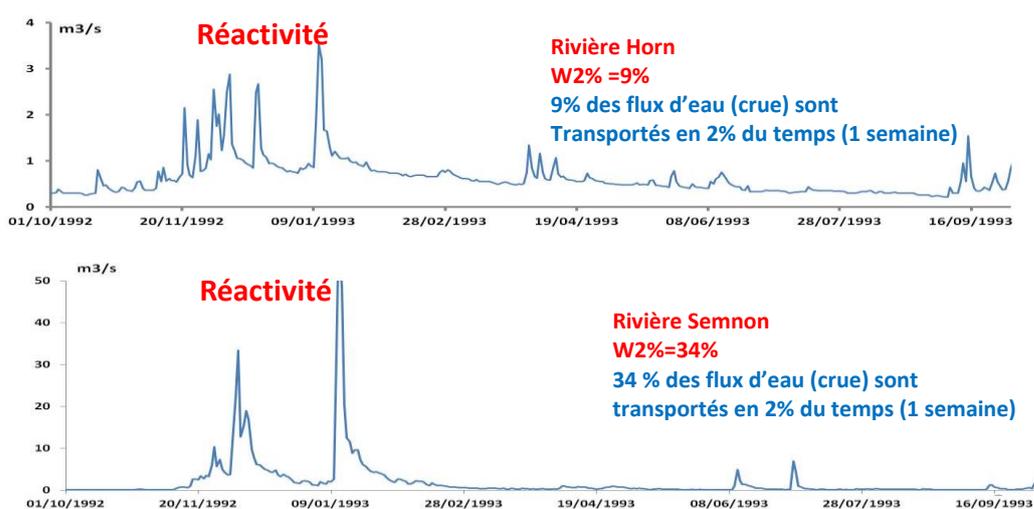
Pour un flux annuel, les incertitudes sont en moyenne, sur les stations de Bretagne, de  $\pm 20\%$  ( $\pm 40\%$  pour certaines stations OSUR) et de  $\pm 14\%$  ( $\pm 30\%$  pour certaines stations) pour un flux calculé sur 5 ans. Lors des années hydrologiques particulières, avec une réactivité hydrologique forte, les incertitudes sur les flux annuels sont très importantes : la vraie valeur du flux annuel de 55% des stations OSUR est dans une fourchette de  $\pm 30\%$ , voire de  $\pm 58\%$  pour certaines stations correspondant à des bassins très réactifs.



**Figure 44. Imprécision du flux annuel et du flux quinquennal pour les différentes stations OSUR en Bretagne.**

La prédiction de ces incertitudes se base sur deux indicateurs qui permettent de caractériser la variabilité des débits et des concentrations en phosphore :

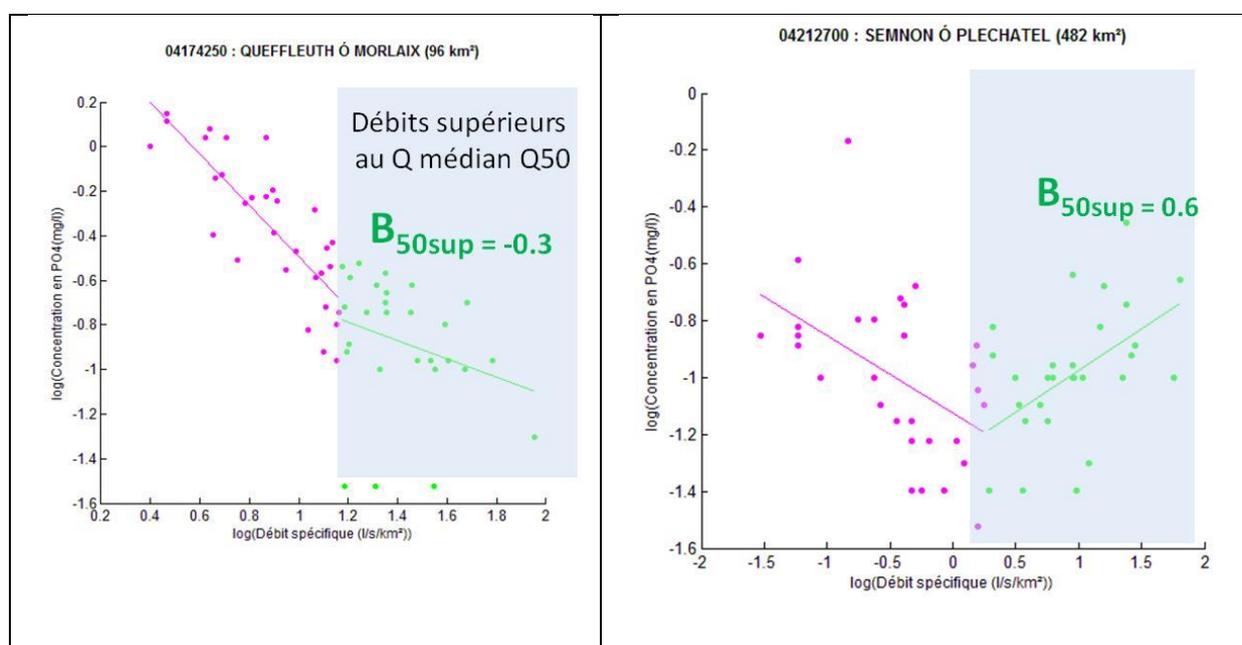
- le **W2% (% du cumul des flux d'eau des plus forts débits en 2% du temps)** caractérisant la réactivité hydrologique d'un bassin. Plus la valeur de W2% est grande, plus la réactivité hydrologique du cours d'eau est importante, et plus les concentrations en phosphore, notamment lors des crues, risquent d'être variables dans le temps. Deux exemples (Horn et Semnon) permettent de visualiser les hydrogrammes de deux bassins versants ayant de réactivités hydrologiques contrastées : l'Horn avec un débit soutenu par les eaux souterraines tout au long de l'année montre une réactivité hydrologique faible (en moyenne 9% du flux d'eau annuel est exporté en une semaine de débits forts); le Semnon au contraire peu soutenu par les eaux souterraines présente une variabilité hydrologique forte (en une semaine, 34% du flux d'eau annuel est exporté) (Figure 45).



**Figure 45. Exemple d'hydrogramme pour deux cours d'eau ayant des réactivités hydrologiques contrastées : réactivité hydrologique forte pour l'Horn, faible pour le Semnon.**

- le  $b_{50sup}$  (pente de la régression entre concentration et débit pour les débits supérieurs au débit médian), caractérisant la variabilité des concentrations de phosphore pendant la période de hautes eaux ; un coefficient  $b_{50sup}$  inférieur à  $-0.2$  signifie que les concentrations diminuent avec l'augmentation des débits. Il s'agit ainsi d'un processus de « dilution » ; un coefficient  $b_{50sup}$ , compris entre  $-0.2$  et  $+0.2$  signifie que les concentrations restent stables quelle que soit l'augmentation des débits ; un coefficient  $b_{50sup}$ , supérieur à  $+0.2$  signifie que les concentrations augmentent avec les débits. Il s'agit ainsi d'un processus de concentration, d'entraînement. Trois gammes d'entraînement sont identifiés : faible ( $0.2 < b_{50sup} < 0.8$ ), moyen ( $0.8 < b_{50sup} < 1.4$ ), fort ( $b_{50sup} > 1.4$ ).

L'incertitude dans l'estimation des flux est plus importante pour les stations où le phosphore augmente avec les débits que pour les stations où il est dilué. Deux exemples sont présentés dans la figure 46 : Queffleuth à Morlaix (dilution de sources ponctuelles de phosphore,  $b_{50sup}$  négatif) ; Semnon à Plechatel (entraînement des sources diffuses lors des périodes de hautes eaux).



**Figure 46. Exemple de relations Log (concentration) en fonction de Log (débit) pour deux rivières à comportement biogéochimique contrasté.**

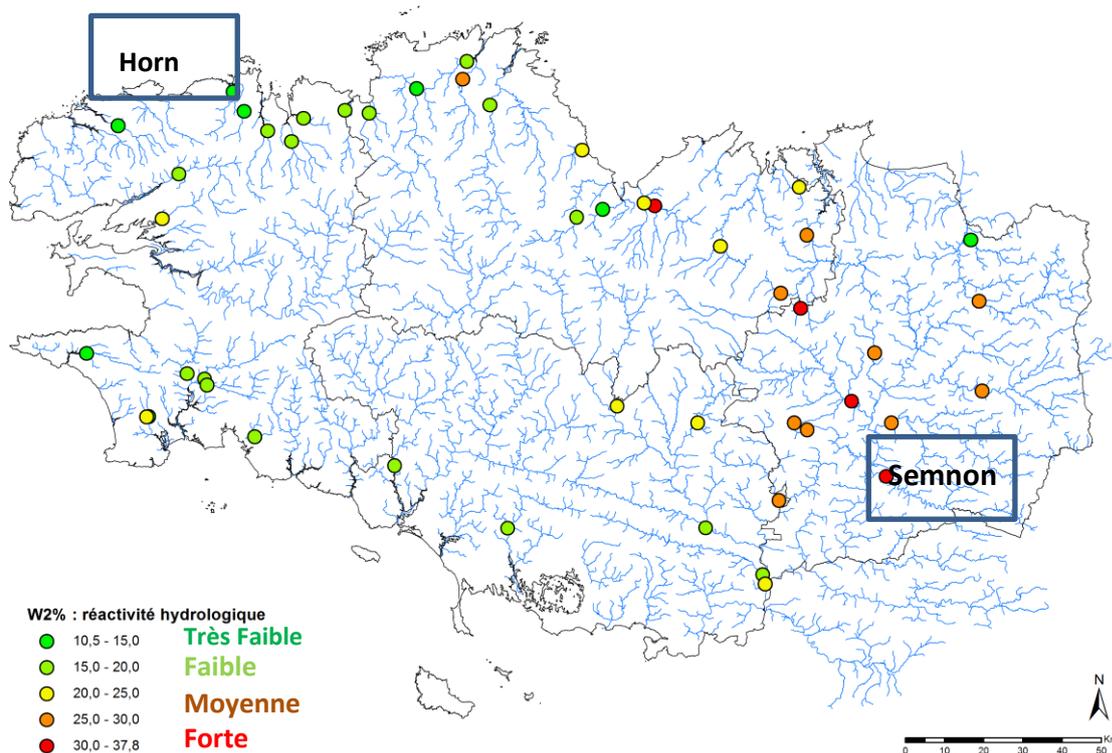
Ainsi, à fréquence d'échantillonnage équivalente, les flux de phosphore estimés pour des bassins versants avec un  $W2\%$  et un  $b_{50sup}$  importants auront une incertitude plus grande que les flux estimés pour des bassins versants avec  $W2\%$  et  $b_{50sup}$  faibles. Cela explique pour partie la distribution régionale des incertitudes des flux annuels de phosphore qui sont plus importantes à l'ouest de la Bretagne (Figure 46).

Pour comprendre la variabilité spatiale des incertitudes des flux annuels, on peut donc analyser la distribution régionale des deux indicateurs  $W2\%$  et  $b_{50sup}$ , qui constituent de bons indicateurs.

Pour les stations de suivi OSUR et GP5, le  $W2\%$  varie entre 7% et 37% (avec une médiane de 12%) et montre une distribution est-ouest, ce qui confirme les travaux de Ph. Merot sur la variabilité

hydrologique différente sur schistes et granites (Figure 4). Les pentes des régressions PO4-Q pendant les hautes eaux (b50sup) varient entre -0.5 et +0.8, mais le comportement est très hétérogène à l'échelle régionale (Figure 5). Les relations concentrations – débits dépendent du type d'apport de phosphore (diffus ou ponctuel) ainsi que des processus hydrologiques (dilution ou entrainement des concentrations) et biogéochimiques (consommations dans les cours d'eau, processus d'adsorption/désorption).

Les flux annuels calculés à partir de 12 mesures de phosphore par année, pour des bassins ayant une forte réactivité hydrologique ( $W2% > 25%$ ) et un comportement très variable des concentrations en phosphore avec les débits pendant la période de hautes eaux (b50sup positif et  $> 0.3$ ) auront une très grande imprécision ( $> \pm 15%$ ) (Figure 46).



**Figure 47. Distribution spatiale de l'indicateur de réactivité hydrologique des bassins versants (W2%)**

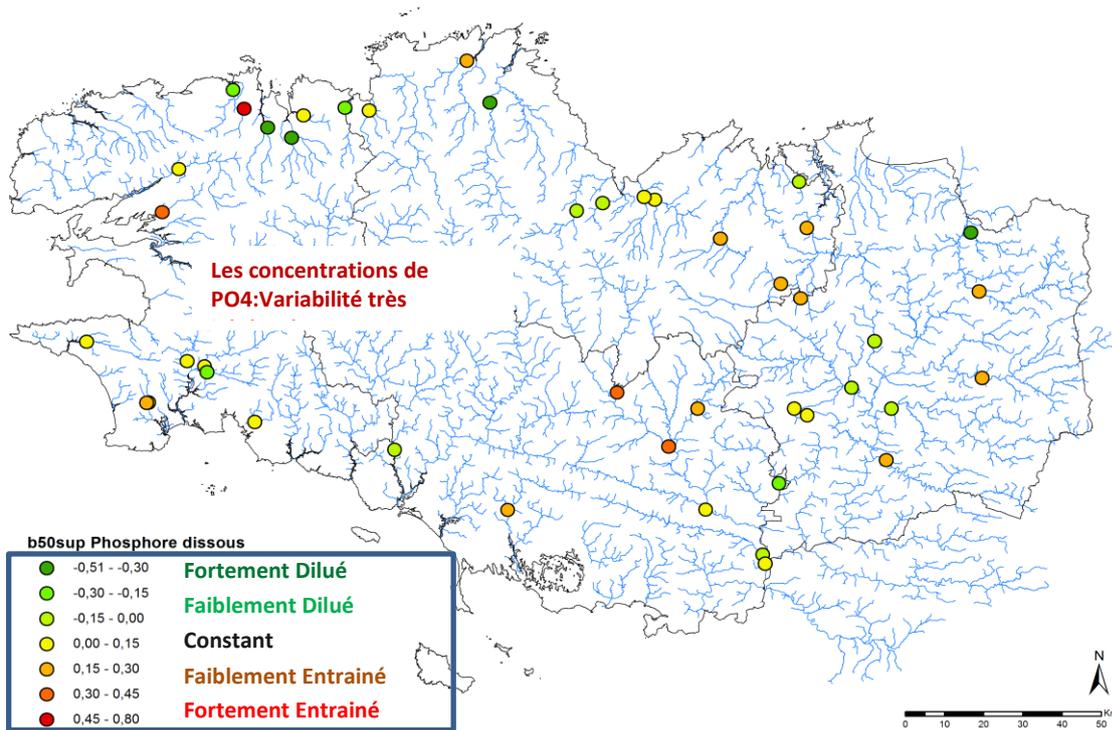


Figure 48. Distribution spatiale de l'indicateur de comportement biogéochimique du PO4 en période de hautes eaux (b50sup)

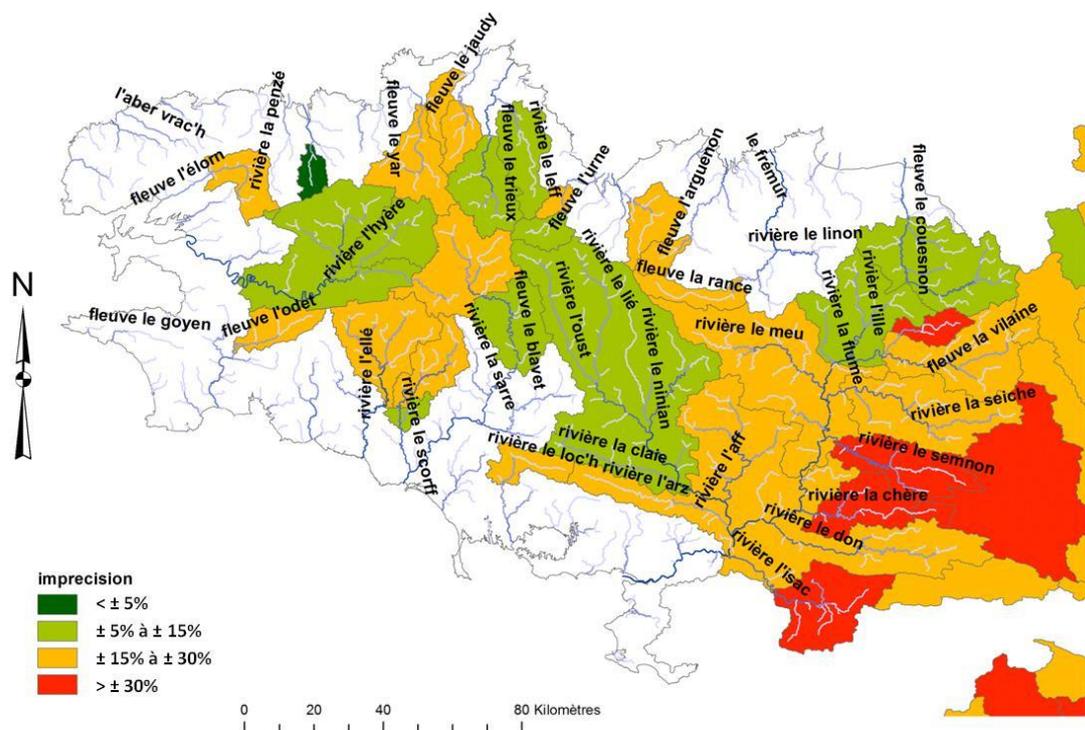


Figure 49. Distribution régionale des imprécisions sur les flux annuels de PO4 calculés à partir des suivis mensuels AELB

## Préconisation relative aux fréquences d'échantillonnage optimales

L'analyse des tendances à partir des flux annuels estimés avec une imprécision importante, ne permettra pas de mettre en évidence l'effet de mesures d'atténuation mises en place au niveau des bassins versants. Afin de diminuer les incertitudes sur les flux annuels de phosphore, une stratégie peut consister à adapter le réseau de suivi en fonction des caractéristiques des bassins versants. Pour les bassins situés dans la partie est de la Bretagne (affluents de la Vilaine), on pourrait proposer une augmentation de la fréquence des suivis. En fonction des problématiques identifiées et des actions menées dans les bassins versants, différents protocoles peuvent être proposés. Compte tenu de la précision voulue sur la quantification des flux, du bilan global, une optimisation de la stratégie d'échantillonnage pourrait ainsi être réalisée.

A titre d'exemple, nous présentons une application de l'abaque proposé par Moatar et al, 2013 pour définir des fréquences d'échantillonnages optimales pour aboutir à une estimation des flux avec une précision inférieure à  $\pm 20\%$  pour l'ensemble des années hydrologiques. Ces résultats ont été utilisés pour le Protocole Régional du réseau de suivi de la qualité de l'Eau en Bretagne (document de janvier 2015 présenté aux animateurs SAGE et de bassins versants le 27 avril 2015 à St-Brieuc).

Le tableau ci-après montre que l'incertitude sur le flux annuel du phosphore est de  $\pm 25$  à  $30\%$  avec un suivi mensuel, mais elle pourrait diminuer à  $\pm 15\%$  si le suivi était décadaire.

**Cours d'eau** COUESNON (Haut Couesnon)  
**Station de suivi**  
**Qualité** 04162000(HC01) ~380 km<sup>2</sup>  
**Station limnimétrique** J0121510 ~520 km<sup>2</sup>

Paramètres		NO3	PO4	Ptot
Caractéristiques	<b>B<sub>50sup</sub></b>	-0,09	0,09	0,09
	<b>W<sub>2%</sub></b>	7 à 27 %	7 à 27 %	7 à 27 %
	<b>M<sub>2%</sub></b>	6 à 13 %	11 à 17 %	11 à 18 %
Méthode optimale de calcul de flux	<b>Méthode</b>	M5	M5	M5
Fréquence d'échantillonnage optimale (suivi régulier) pour un calcul de flux avec ...	<b>imprécision &lt; 10%</b>	10 jours	5 jours	5 jours
	<b>imprécision &lt; 15%</b>	20 jours	10 jours	10 jours
	<b>imprécision &lt; 20%</b>	>30 jours	20 jours	20 jours

Paramètres		NO3	PO4	Ptot
Imprécision du flux calculé avec un échantillonnage...	<b>mensuel</b>	$\pm 20\%$	$\pm 25\%$	$\pm 30\%$

Les figures 50 et 51 présentent les fréquences préconisées pour le suivi des orthophosphates et du phosphore total pour atteindre des flux estimés dans la fourchette d'imprécision  $\pm 20\%$ .

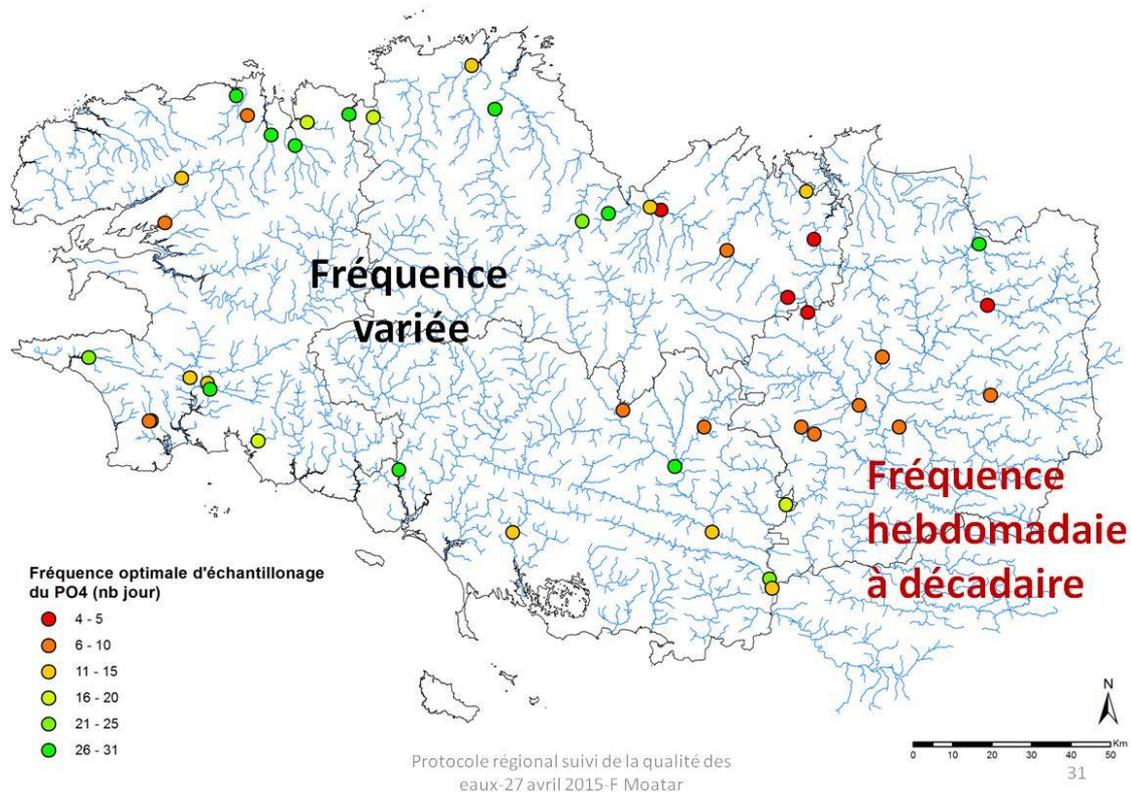


Figure 50. Fréquences d'échantillonnage préconisées pour le suivi des orthophosphates pour atteindre des flux estimés dans la fourchette d'imprécision  $\pm 20\%$ . (valeurs moyennes sur différentes années hydrologiques)

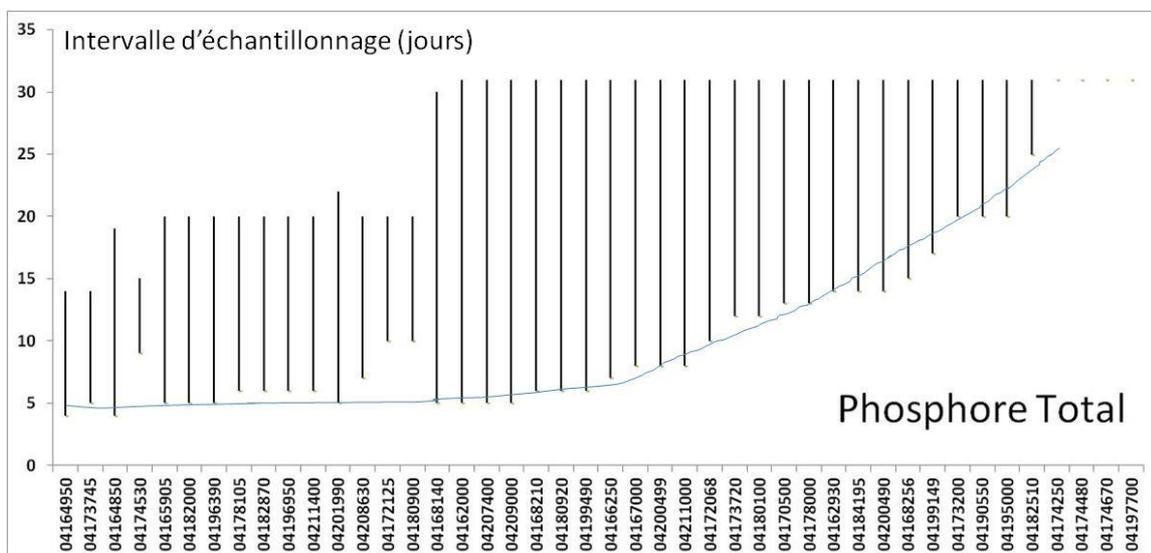


Figure 51. Fréquences d'échantillonnage préconisées pour le suivi du phosphore total pour atteindre des flux estimés dans la fourchette d'imprécision  $\pm 20\%$ . (Fréquences préconisées pour l'ensemble des années hydrologiques). Pour la station 04164950, les intervalles des mesures préconisées varient entre 5 et 15 jours, suivant la réactivité hydrologique des années.

## Conclusion

Les flux annuels de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$  diminuent depuis les années 90, d'un facteur 2.7 avec un flux moyen en  $P_{dis}$  passant de 31.3 à 13.1 Kg/km<sup>2</sup>/an, et d'un facteur 2.3 avec un flux moyen de  $P_{tot}$  passant de 86.3 à 37.5 Kg/km<sup>2</sup>/an, toutes stations confondues.

Une des caractéristiques principales observées en matière de distribution spatiale des flux de  $P_{tot}$  est la forte contribution des petits bassins versant amont. Cette caractéristique est bien visible sur la carte correspondant à la période 2007-2011.

Les émissions actuelles de  $P_{tot}$  et de  $P_{dis}$  aux côtes bretonnes sont estimées à respectivement 1100 et 360 tonnes/an, contre respectivement 2690 et 750 tonnes/an il y a 15 ans. En matière de  $P_{tot}$ , l'estimation faite est relativement en retrait de celle faite antérieurement de 3000 à 4500 tonnes de  $P_{tot}$  exportées chaque année aux côtes bretonnes (Aurousseau, 2001 ; CSEB, 2003).

Des indicateurs ont été développés pour séparer ces deux parts, à partir d'observations de longue durée. La part des sources diffuses agricoles augmente par rapport à celle des sources ponctuelles domestiques/industrielles en lien avec une diminution des flux de  $P_{dis}$  en période d'étiage. On peut estimer que la part des sources domestiques/industrielles sur les flux de  $P_{dis}$  et de  $P_{tot}$  sont aujourd'hui très inférieures à ce qu'elles étaient il y a 15 ans, ne représentant plus au maximum et en moyenne que 30% du flux de  $P_{dis}$  et 20% du flux de  $P_{tot}$ . Les sources agricoles semblent donc être aujourd'hui, en moyenne, dominantes dans les rivières de Bretagne.

Afin de diminuer les incertitudes sur les flux annuels de phosphore, une stratégie peut consister à adapter le suivi en fonction des caractéristiques des bassins versants. Pour les bassins situés dans la partie est de la Bretagne (affluents de la Vilaine), une augmentation de la fréquence des suivis paraîtrait nécessaire.

Les conclusions opérationnelles et les perspectives seront déclinées dans la conclusion générale

---

## 5<sup>ème</sup> partie. Conclusion : connaissances, implications opérationnelles, perspectives

---

Les bilans des connaissances acquises ont été tirés chapitre par chapitre (encadrés). Nous nous attachons en conclusion à tirer les conclusions d'un point de vue des implications opérationnelles, et à dresser des perspectives de recherche.

---

### Implications opérationnelles

---

#### 1. La surveillance et la gestion des sols dans les têtes de bassin versant

##### 1.1. Une gestion précautionneuse des bandes enherbées, des sols hydromorphes

Eviter que les zones humides ripariennes, les zones drainées, les zones où la nappe interagit avec les horizons organiques du sol, ne deviennent des sources de phosphore dissous pour les eaux de surface. Il est possible d'agir à deux niveaux :

- **Eviter un enrichissement en P des zones humides ripariennes, en limitant les apports par érosion et ruissellement depuis les parcelles amont.** Les moyens pour réduire les départs de phosphore depuis les parcelles cultivées sont connus : aménagement paysager (haies, talus, dispositif enherbés) placés en amont de la zone humide pour intercepter les transferts, mais qui peuvent présenter les mêmes risques, notamment lors des années très humides (remontée de la nappe dans le versant) ; raisonnement du travail du sol pour réduire l'érosion (travail dans le sens perpendiculaire à la pente, présence de résidus de culture, intervention sur sol ressuyé,...) ; raisonnement du type de culture et interculture, système de culture, en privilégiant une bonne couverture des sols pendant la majeure partie de l'année ; éviter de fertiliser les sols où la teneur en phosphore excède déjà l'optimum pour les cultures ; limiter les transferts « accidentels » en évitant les épandages avant un orage, lorsque les sols sont mouillés.
- **Réduire les teneurs en phosphore des sols des zones humides, si la zone humide est déjà enrichie en phosphore.** Il est possible d'exporter de la biomasse pour exporter le phosphore accumulé dans les sols, s'il en existe. Pour réduire le transfert, drainer ces zones semble être une mauvaise solution puisque : des travaux ont montré que les transferts par les drains compensent la diminution des transferts par la surface (Castillon, 2007) ; ii) d'autres services écosystémiques rendus par les zones humides (dénitrification, biodiversité) qui seraient perdus ; la réglementation impose quoiqu'il en soit la préservation des zones humides. Une possibilité, coûteuse, pour réduire les transferts serait d'appliquer des matériaux à forte capacité d'adsorption dans les drains ou zones humides ; des travaux existent aux Pays-Bas pour comparer des matériaux et optimiser leur utilisation. Une analyse biblio préalable serait nécessaire pour voir leur efficacité, devenir, adaptabilité.

##### 1.2. Une protection des berges et ripisylves, du corridor du cours d'eau

Les berges et ripisylves sont des sources de phosphore particulaire, mais aussi de phosphore dissous dès lors que les particules, les sols sont enrichis en P.

- **Protéger les berges, les ripisylves**, comme c'est le cas sur Naizin, permet d'éviter des transferts de particules, mais aussi de transfert de P dissous, du versant au cours d'eau, mais aussi des berges elles-mêmes. La gestion du corridor du cours d'eau est importante pour limiter les transferts directs, mais aussi les transferts des versants au cours d'eau.

### 1.3. Amplifier l'acquisition de données de teneur en P des sols, en lien avec les pratiques agricoles

Deux enjeux de surveillance des sols sont à souligner.

- **Surveiller la teneur en P des zones humides ripariennes, de toutes les zones où la nappe interagit avec les horizons organiques du sol et des zones drainées**, qui peuvent être enherbées, ou cultivées, et donc être source potentielle de phosphore. Ces zones peuvent être des lanières étroites, ou au contraire s'étendre en raquette en amont. Elles sont sources de phosphore dissous à la reprise des écoulements, et durant toute la période hivernale. Accroître l'acquisition de données et augmenter la surveillance de ces zones est essentiel. Elles ont pu être drainées et cultivées en maïs, ou pâturées intensivement, ces situations pouvant être associées à de forts apports de matières organiques, et présentent donc potentiellement d'importants stocks de phosphore potentiellement remobilisable.
- **Poursuivre l'acquisition de données sur les sols, notamment de P extractible, en lien avec une connaissance fine des pratiques agricoles**, pour améliorer les modèles de prédiction des teneurs en phosphore des sols. Les modèles développés sont d'assez bonne qualité pour le P total, mais ils sont encore de qualité modérée pour le P extractible qui dépend des pratiques agricoles. Améliorer ces modèles passe par l'acquisition de données bien renseignées sur les pratiques agricoles (successions des cultures, apports organiques et minéraux, système d'élevage), permettant d'estimer un bilan apparent, d'apprécier la part de l'organique et du minéral, la mobilité du P de la partie organique. Cette action peut être déployée de manière générale (comme facteur déterminant de la qualité des sols), ou déployée sur des bassins versants prioritaires (BV des retenues prioritaires, captages déclassés pour P, retenues eutrophisées,...).

## 2. La surveillance des eaux

Le phosphore est le nutriment le plus variable dans le temps et dans l'espace. Il est donc important de développer des stratégies d'échantillonnage spécifiques pour « capter » ces variations spatiales et temporelles, estimer les flux et incertitudes. Des modèles empiriques basés sur des relations concentration en P-débit ou concentration en P-concentrations en MES constituent des outils intéressants pour combler des trous dans les données et limiter les incertitudes sur les flux, ou vérifier des données douteuses, d'autant plus qu'il a été montré que plus le jeu de données servant à la calibration du modèle est conséquent, meilleures sont les prédictions sur le flux.

- **Mettre en place des sites tests qui couplent des échantillonneurs en continu de variables simples à mesurer (débit, turbidité, conductivité électrique,...) et des mesures ponctuelles de la teneur en P** : la hauteur d'eau (et par extension le débit après construction de la loi de tarage) et la turbidité sont des paramètres de plus en plus fréquemment mesurés en continu, et qui, combinés à un suivi du phosphore du type weekly+ (hebdomadaire + suivi de quelques crues) représentent un coût nettement plus faible qu'un suivi à haute fréquence du P. Les résultats de la modélisation empirique développée dans Trans-P incitent à mettre en place plus largement ce type de suivi et à construire de tels modèles empiriques afin de mieux quantifier les exports de P.

- **Amplifier l'acquisition de données de concentrations du P dissous** : sur les bassins versants vulnérables à enjeu eau potable ; sur les bassins versant dont les valeurs de concentration en P dissous sont élevées, en crues et hors crues ; sur quelques bassins versants comme ceux d'Ecoflux qui ont été très utiles pour séparer apports diffus et apports ponctuels, et estimer l'évolution dans le temps des deux contributions. La méthode M1 convient mieux à la prédiction des flux de SRP, mais les estimations des flux de SRP restent moins bonnes que pour TP, et une amélioration des modèles est encore nécessaire. Elle ne pourra se faire que sur des sites bien instrumentés et bien suivis.
- **Acquérir des données sur les formes chimiques du P et leur réactivité** : les résultats obtenus sur le bassin versant de Naizin montrent qu'une partie non-négligeable du P dit "dissous" est en fait constitué de P lié à des phases micrométriques à nanométriques de nature minérale ou organique. Ce P dit "colloïdal" n'est pas détecté par les méthodes colorimétriques directes utilisées pour quantifier le P dissous, bien qu'ayant les mêmes propriétés que ce dernier du point de vue de sa mobilité dans les hydrosystèmes. Il est important que ce compartiment soit mieux quantifié dans les suivis de qualité de l'eau, notamment dans les bassins versants vulnérables. Une analyse de la biodisponibilité de ces formes vis-à-vis des micro-algues permettrait également de mieux prendre en compte leur rôle dans le processus d'eutrophisation. D'une manière plus générale, les résultats obtenus dans le projet démontrent la grande diversité chimique des formes du P, diversité qui n'est que très peu ou pas prises en compte dans les suivis actuels, alors qu'elle joue probablement un rôle important sur les impacts, en plus du flux.
- **Mettre en place des outils et des formations** pour le calcul de l'incertitude des calculs de flux, afin d'aller vers une amélioration des stratégies de surveillance du P.

### 3. Mieux prédire les émissions issues des bassins versants, en fonctions des sols, des interactions sol/nappe, des pratiques agricoles

Les modèles agrohydrologiques distribués sont encore de l'ordre de l'activité de recherche. Des modèles et approches statistiques doivent prendre le relai pour avoir des outils utilisés de manière opérationnelle. Dans l'attente deux voies sont possibles :

- A une échelle territoriale, les approches statiques de type « indices phosphore », comme l'approche Territ'eau développés en Bretagne <https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/>, sont les plus utiles pour la gestion à l'heure actuelle, même si elles ne permettent pas une évaluation quantitative des flux et des concentrations. Il importe cependant d'améliorer ceux implémentés à ce jour, du fait des connaissances nouvelles acquises : 1) distinguer dissous (zone d'interaction sol nappe) et particulaire (connectivité des ruissellements potentiels, berges,...) ; 2) avoir des bilans et une estimation spatialisées des surplus ; 3) acquérir des données relatives aux sols, sur certaines parties du bassin versant.
- A une échelle régionale, utiliser les approches de modélisation de type Nutting-P et les améliorer à une échelle régionale par les BDD acquises dans le cadre du projet, P des sols notamment.

Nous dressons ici des **perspectives de recherche**, en ciblant le **phosphore** et les **têtes de bassin versant**. Il nous semble en effet qu'il reste de très fortes méconnaissances sur le phosphore, et qu'il faut poursuivre l'effort de recherche sur ces territoires correspondant à échelle opérationnelle. En effet d'autres recherches plus fondamentales seront plus à même de couvrir le couplage des cycles biogéochimiques, alors même que la connaissance du cycle du phosphore est encore bien en deçà de celle du carbone et de l'azote. Par ailleurs, nous ciblons les têtes de bassin versant, car l'eutrophisation des eaux concerne surtout les retenues situées sur les têtes de bassins versant, car ce sont elles qui présentent les plus fortes variabilités et qui requièrent des outils pour prioriser l'action et identifier les sources et solutions. Bien évidemment, aller vers une analyse des couplages des cycles biogéochimiques, en particulier dans les têtes de bassin versant, est un objectif que nous devons garder en mémoire.

### 1. La connaissance des processus de rétention et de mobilisation du P des sols vis-à-vis des transferts

Force est de constater que, malgré les fortes teneurs en P total et P extractibles des sols du bassin versant de Naizin, les émissions sont faibles. Les sols du massif armoricains ont une forte capacité de rétention, questionnant **les mécanismes de rétention, l'estimation d'une saturation potentielle des sols en P, les mécanismes de mobilisation du P, tant localement, en fonction des sols et des conditions hydrologiques, qu'à différentes échelles spatiales.**

- **Comprendre la forte rétention en P des sols, les processus de mobilisation, les taux de saturation, en fonction de la position dans le paysage, des pratiques agricoles, des interactions sol-nappe.**
- **Estimation du P des sols.**
  - **Estimation des incertitudes sur les cartes des teneurs en P total et P extractible produites à l'échelle de la Bretagne, et les stratégies pour les réduire, en particulier dans les zones à enjeux.** Les cartes produites ne sont pas assorties d'une estimation des incertitudes.
  - **Amélioration du modèle d'estimation de la teneur en P extractibles des sols, en fonction des pratiques agricoles.** Ce volet nécessiterait une acquisition de données sur les sols (celles du tableau 10 dans l'idéal, restreintes peut-être à celles sélectionnées par les modèles) et les pratiques agricoles (successions culturales, P minéral et organique, système d'élevage) pour améliorer le modèle. Cet objectif peut se décliner à une **échelle territoriale**, en particulier en faisant des focus sur les teneurs en fonctions des configurations paysagères (position topographique, configuration de la zone d'interaction sol-nappe, ...) sur Naizin ou sur d'autres sites à vocation opérationnelle, comme à **l'échelle de la région Bretagne ou de bassin Loire-Bretagne**, en mettant en place des stratégies complémentaires d'analyse des sols.
- **Estimer les teneurs en phosphore des berges, des bordures de cours d'eau, des chemins,...structures linéaires potentiellement enrichies en P : teneur, mobilité.**

## 2. La connaissance des flux et des incertitudes associées

- Des méthodes d'estimation des flux de SRP restent à établir, compte tenu des caractéristiques physiques du bassin versant : quelle taille de bassin limite pour appliquer ce genre d'approche ? jusqu'à quel degré de variabilité hydrologique ? pour quelles classes d'usage des sols ? Il est probable que pour des bassins de plus grande taille, où la variabilité temporelle est moindre, l'intérêt de ce type d'approche soit plus grand encore. Une perspective est donc de tester cette approche pour des bassins versants opérationnels de méso-échelle (50-100 km<sup>2</sup> voire plus) sur lesquels un suivi de plus haute fréquence qu'usuellement serait mis en place.
- Une telle approche mérite d'être testée sur d'autres paramètres dont il est important de quantifier les apports vers l'aval, comme par exemple les flux en nitrate. Ceci pourrait être fait à partir du débit ou de la conductivité, ou encore des flux en matières en suspension, assorti de suivis renforcés.

## 3. La connaissance des facteurs à l'origine de la variabilité spatiale des flux, la connaissance des liens entre pressions, stocks et flux

Un des résultats importants de l'analyse des flux actuels et passés de P est l'émergence d'une relation entre la variabilité des flux et la taille de l'aire drainée, **la variabilité des flux étant beaucoup plus importante dans les têtes de bassins que dans les bassins versants de plus grande taille**. Cette relation offre des perspectives du point de vue de la recherche des facteurs de contrôle des transferts de P, dans la mesure où elle indique que l'échelle des têtes de bassin est l'échelle caractéristique d'expression de ces facteurs. C'est à cette échelle qu'il faut instrumenter pour préciser les flux et mieux connaître les formes du P exporté, et leur variabilité saisonnière. C'est aussi à cette échelle qu'il convient de cibler l'analyse des relations entre pressions, stocks, structure des paysages et flux, puisque des variations dans ces relations s'expriment. Cette relation offre également des **perspectives en matière d'action** dans la mesure où **le repérage dans les paysages des têtes de bassins les plus exportatrices et la compréhension des causes de ces fortes exportations permettra de cibler les actions, avec à l'arrivée une réduction des coûts et une meilleure efficacité du point de vue de la réduction des flux plus à l'aval**.

- Une perspective est donc de développer des travaux ciblés sur un panel de sous-bassins amont représentatifs du contexte breton et présentant une forte variabilité des flux de manière à comprendre les déterminants de cette variabilité, et notamment les facteurs à l'origine des flux forts. Cela passera par :
- **Une meilleure estimation des flux de  $P_{\text{dissous}}$  et de  $P_{\text{total}}$  et de leurs incertitudes**, en s'appuyant sur les résultats développés dans le point 2.
- **Une analyse des formes du P transférés et de leur réactivité**. Toutes les formes du P ne sont pas également biodisponibles et il est important de cibler les actions sur les sous-bassins émettant du P particulièrement biodisponible. La dimension temporelle (variabilité des formes et de la réactivité entre hiver et été) sera un aspect important de l'analyse, les impacts sur les hydrosystèmes aval variant suivant les saisons (impact plus fort en été qu'en hiver).

Le projet Trans-P a permis des améliorations sur l'estimation des teneurs en P des sols et de leur variabilité, sur l'analyse des zones du paysage à risques du point de vue des transferts, et sur la

connaissance des flux sortants et de leur variabilité spatio-temporelle, sans que nous puissions mettre en relation ces différentes variables entre-elles. Cette absence de mise en relation constitue un frein à la compréhension des flux émis dans les têtes de bassins bretons et aussi un frein puissant à l'action. L'objectif ici sera de développer une analyse statistique et conceptuelle des relations entre pressions, stocks, structure des paysages et flux sur le panel ciblé de sous-bassins versants. Outre les gains en connaissance sur les mécanismes et facteurs impliqués dans la genèse des flux et notamment des flux les plus forts, ce type d'approche permettrait d'identifier le/les meilleurs indicateurs pour estimer le P mobilisé dans les paysages et transféré au réseau hydrologique (est-ce que le P Olsen équivaut au P Dissous ? Quelles données permettraient de faire le lien entre le sol et ce qui se retrouve dans l'eau ?), l'enjeu final étant le développement de méthodes plus performantes de prédiction des émissions (par exemple modèles de type Nutting), prenant mieux en compte les pressions, les stocks dans les sols, et les dynamiques de transfert.

#### **4. Des modèles pression-impacts aux échelles territoriales d'un nouveau type**

Le modèle TNT2-P n'a pas été conçu pour être un outil de gestion. S'agissant d'un modèle distribué à haute résolution, il ne peut pas être utilisé sur des bassins versant de taille opérationnelle (> 100 km<sup>2</sup>), d'autant plus que le module hydrologique inspiré de TOPMODEL supporte mal les résolutions supérieures à 50 m. Le modèle n'inclut pas non plus les émissions domestiques, ponctuelles ou diffuses, ni les processus in-stream qui ont de l'importance dans des bassins versants de grande taille. Enfin, il ne simule pas l'effet des pratiques agricoles sur l'évolution du P Olsen dans les sols. Il serait possible d'utiliser un autre modèle pour générer des cartes d'évolution du P Olsen sous différents scénarios de gestion et d'utiliser ces cartes comme donnée d'entrée de notre modèle. Chercher à coupler un modèle d'évolution du P des sols avec notre modèle ne semble pas une option à recommander i) pour éviter d'augmenter le nombre de paramètres et ii) parce que la nature et la résolution temporelle des données à acquérir pour calibrer chacun des deux modèles sont différentes. Finalement, le temps de calcul pour une simulation (environ 4 minutes par année de simulation pour un petit bassin versant comme Kervidy-Naizin) est long si l'on veut assortir les prédictions du modèle d'une estimation de l'incertitude par la méthode GLUE.

Des approches semi-distribuées sont donc plus adaptées pour les bassins de gestion, même si les modèles existants comptent encore beaucoup de paramètres par rapport à la quantité d'information disponible dans les bases de données actuelles pour les calibrer. Les développer permettrait de se doter d'outils de prédiction plus fins, mais aussi plus en phase avec des enjeux opérationnels qui sont de tester l'effet des actions : ils devront pour cela intégrer un modèle d'estimation des stocks de P en fonction des pratiques agricoles, un modèle de lessivage (STICS-P, please,...), un modèle de transfert, et un modèle de réactivité sol/nappe.

La partie pression est également peu détaillée : peut-on et comment faire une typologie des systèmes de culture au regard des surplus de P ? Comment et sur quelles bases ? Cet enjeu peut se décliner à l'échelle d'un petit territoire comme Naizin, comme à des échelles territoriales de gestion.

Bien que ce volet puisse se décliner en soit, il est clair que ce développement d'un outil de modélisation appliqué à la gestion s'effectuera en lien avec les volets précédents, et plus particulièrement avec le volet 3, qui a déjà fourni une application au modèle TNT2-P développé.

#### **5. Dimension agronomiques et socio-économiques**

Les bilans agronomiques indiquent des surplus de P très hétérogènes, que ce soit sur le bassin versant de Naizin, ou sur l'ensemble de la Bretagne. Ces surplus sont difficiles à spatialiser. Cette spatialisation est néanmoins nécessaire de manière à voir si elle est compatible ou non avec des

zones à forte teneur en P, ou à risque de transfert. Par ailleurs, toute remédiation demanderait à s'inscrire dans une logique de production, déployée selon des systèmes de culture. Enfin cette remédiation ne pourra pas être une simple liste de mesure, mais engager une réflexion sur les freins et leviers à l'évolution d'un système donné. Dans cette voie plusieurs actions nous sembleraient intéressantes

- **Analyser l'hétérogénéité des bilans de P** à l'échelle d'un petit bassin versants tel que celui de Naizin et à l'échelle de plus grands territoires (si tant est que la donnée soit disponible), de manière à **identifier les points noirs** (forts surplus de P, dans des zones à risque de transfert).
- Analyser les **modalités d'accompagnement à des évolutions de pratiques ou de systèmes**, allant au-delà du simple diagnostic, notamment par des approches socio-techniques (modélisation d'accompagnement, jeux,...) ou économiques (coûts efficacité,...).

Ces compétences n'étaient pas dans TransP, mais nous sommes ouverts à y réfléchir. Cependant, cet item n'aurait de sens qu'en englobant l'évaluation des pollutions par les nutriments, celles issus des pollutions diffuses agricoles et non agricoles (N, P).

**Pour une bibliographie exhaustive, on se reportera aux livrables : publications, thèses et rapports.**

### Références citées

Bieroza, M.Z., Heathwaite, a. L., 2015. Seasonal variation in phosphorus concentration–discharge hysteresis inferred from high-frequency in situ monitoring. *J. Hydrol.* 524, 333–347. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.02.036

Bowes, M.J., House, W.A., Hodgkinson, R.A., Leach, D. V., 2005. Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: The River Swale, UK. *Water Res.* 39, 751–762. doi:10.1016/j.watres.2004.11.027

Bowes, M.J., Jarvie, H.P., Halliday, S.J., Skeffington, R. a., Wade, a. J., Loewenthal, M., Gozzard, E., Newman, J.R., Palmer-Felgate, E.J., 2015. Characterising phosphorus and nitrate inputs to a rural river using high-frequency concentration–flow relationships. *Sci. Total Environ.* 511, 608–620. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.12.086

Dupas R, Delmas M, Dorioz JM, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Oudou C. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 2015; 48: 396–407.

Dupas, R., Tavenard, R., Fovet, O., Gilliet, N., Grimaldi, C., Gascuel-Oudou, C., 2015. Identifying seasonal patterns of phosphorus storm dynamics with dynamic time warping. *Water Resour. Res.* 51, 8868–8882. doi:10.1002/2015WR017338

Grayson, R., Finlayson, B., Gippel, C., Hart, B., 1996. The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. *J. Environ. Manage.* 47, 257–267. doi:10.1006/jema.1996.0051

Halliday, S., Skeffington, R., Bowes, M., Gozzard, E., Newman, J., Loewenthal, M., Palmer-Felgate, E., Jarvie, H., Wade, A., 2014. The Water Quality of the River Enborne, UK: Observations from High-Frequency Monitoring in a Rural, Lowland River System. *Water* 6, 150–180. doi:10.3390/w6010150

Haygarth PM, Condrón LM, Heathwaite AL, Turner BL, Harris GP. The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment* 2005; 344: 5-14.

Heathwaite AL, Quinn PF, Hewett CJM. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of Hydrology* 2005; 304: 446-461.

Jones, A.S., Stevens, D.K., Horsburgh, J.S., Mesner, N.O., 2011. Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 47, 239–253. doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00505.x

Mellander, P.E., Jordan, P., Shore, M., Melland, A.R., Shortle, G., 2015. Flow paths and phosphorus transfer pathways in two agricultural streams with contrasting flow controls. *Hydrol. Process.* 3518, 3504–3518. doi:10.1002/hyp.10415

Moatar, F., Meybeck, M., Raymond, S., Birgand, F., Curie, F., 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrol. Process.* 27, 3535–3546. doi:10.1002/hyp.9464

Nemery J, Garnier J. Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 2007; 112.

Perks, M.T., Owen, G.J., Benskin, C.M.H., Jonczyk, J., Deasy, C., Burke, S., Reaney, S.M., Haygarth, P.M., 2015. Dominant mechanisms for the delivery of fine sediment and phosphorus to fluvial networks draining grassland dominated headwater catchments. *Sci. Total Environ.* 523, 178–190. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.008

Shore, M., Jordan, P., Mellander, P.E., Kelly-Quinn, M., Wall, D.P., Murphy, P.N.C., Melland, A.R., 2014. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. *Sci. Total Environ.* 490, 405–415. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.04.122

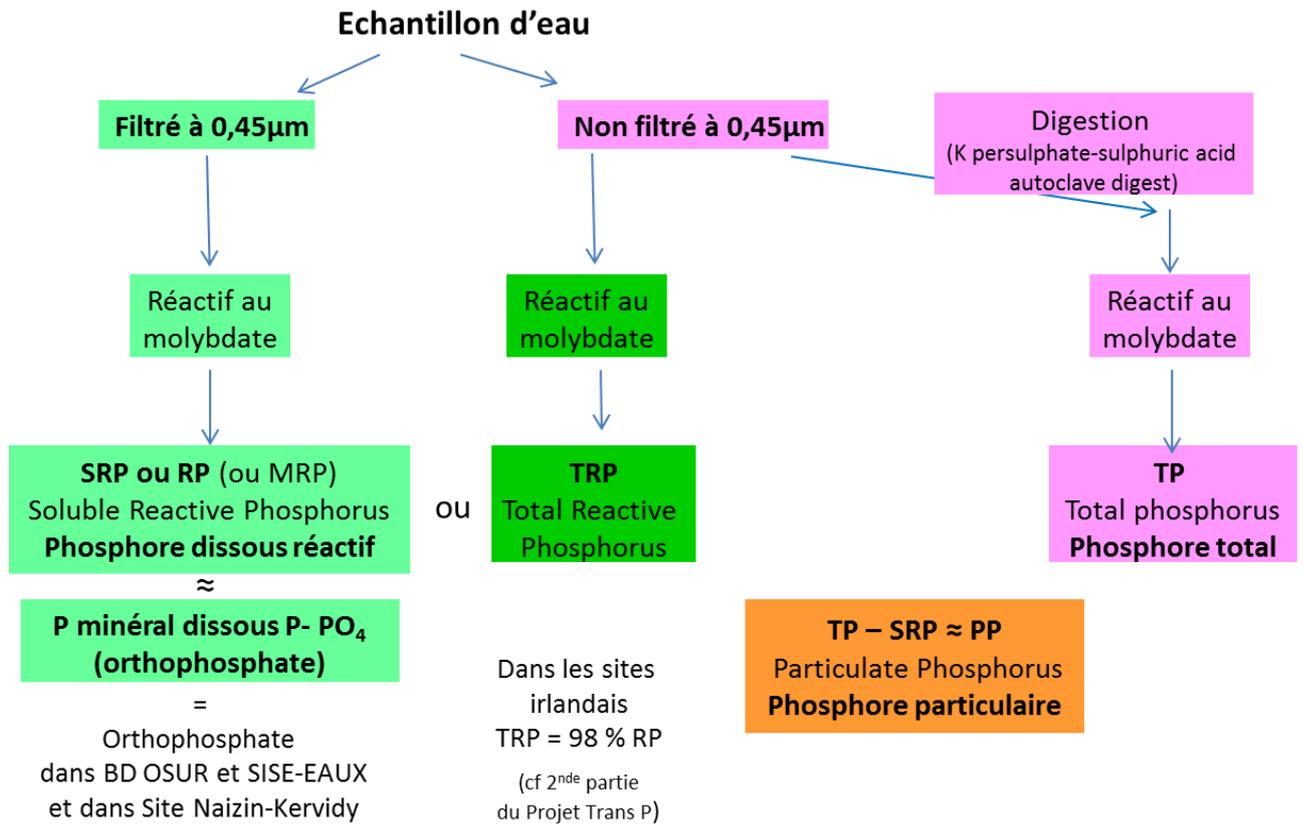
Sharpley AN, Weld JL, Beegle DB, Kleinman PJA, Gburek WJ, Moore PA, et al. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 2003; 58: 137-152.

Jordan-Meille L, Rubaek GH, Ehlert PAI, Genot V, Hofman G, Goulding K, et al. An overview of fertilizer-P recommendations in Europe: soil testing, calibration and fertilizer recommendations. *Soil Use and Management* 2012; 28: 419-435.

Sharpley AN, Kleinman PJA, Jordan P, Bergstrom L, Allen AL. Evaluating the Success of Phosphorus Management from Field to Watershed. *Journal of Environmental Quality* 2009; 38: 1981-1988.

## ANNEXE

### Analyse du phosphore dans l'eau : signification des sigles des différentes formes de P dont il est fait référence dans le Projet Trans P



SRP ou TRP comprend en majorité des formes minérales mais aussi des formes organiques et colloïdales

### En résumé

		Filtration		
		oui	non	
Digestion	non	<b>SRP ou RP</b>	<b>TRP</b>	<b>P dissous ou réactif</b>
	oui		<b>TP</b>	<b>P total</b>
		<b>TP</b>	-	<b>SRP ou TRP</b>
				≈
				<b>PP</b>
				<b>P particulaire</b>