



ARVALIS
Institut du végétal



Etude des flux de phosphore à l'exutoire du
bassin versant de la Fontaine du Theil (35)

Jean-Noël Louvet

Mémoire d'ingénieur
85^{ème} promotion

Résumé

Le phosphore est l'élément de déclenchement et de maîtrise de l'eutrophisation dans les milieux aquatiques continentaux. Afin d'évaluer les rejets de phosphore dus à l'activité agricole, Arvalis Institut du Végétal en partenariat avec le Cemagref de Rennes a suivi de 1998 à 2004 la qualité de l'eau d'un bassin versant agricole de 128 ha situé à une trentaine de kilomètres au Nord Est de Rennes. Ce bassin est principalement dédié à l'élevage laitier et les agriculteurs, sensibilisés à la protection de l'environnement, ont mis en place des bandes enherbées en bordure du ruisseau de La Fontaine du Theil. Une enquête a montré que les quelques habitations situées sur le bassin et en bordure du bassin, ne rejettent pas de phosphore vers le cours d'eau. Le bassin est donc exclusivement agricole, le pourcentage de surface agricole utile étant de 90%. Dans ces conditions, l'eau du ruisseau a été de bonne qualité si l'on se réfère aux normes du ministère de l'environnement. Cependant les concentrations de phosphore total et de P orthophosphorique se sont avérées très variables en fonction du débit du ruisseau. Chaque crue a provoqué une augmentation brutale des concentrations de P qui ont régulièrement atteint des maxima de 250 µg/L pour le P ortho et de 1000 µg/L pour le P total. En l'absence de crues, les concentrations ont été faibles, proches de 30 µg/L pour le P ortho et de 50 µg/L pour le P total, ce qui correspond à une eau peu propice au déclenchement de l'eutrophisation. Du fait des variations de teneur en P lors des crues, dont la plupart n'a pas été échantillonnée, le calcul des flux de P véhiculés par le ruisseau a nécessité la mise au point d'une équation de prédiction de l'évolution des concentrations de P ortho pendant les crues. Cette équation prédit la concentration moyenne de la crue à partir de la concentration en début de crue et de la variation du débit pendant la crue avec un r^2 égal à 0,81. Pour le P total, une autre équation a permis de prédire le flux de P déplacé par la crue à partir de la lame d'eau et de l'accroissement du débit avec un r^2 égal à 0,95. Ce dernier résultat a toutefois été obtenu en excluant de la régression trois crues exceptionnelles. Ces résultats ont montré que l'évaluation précise du flux de P véhiculé à l'échelle d'un bassin versant, implique une méthode d'échantillonnage adaptée, permettant de prendre en considération les fortes variations de concentrations de P associées aux variations de débit du cours d'eau.

Mots-clefs : Phosphore, eutrophisation, bassin versant, crue.

I. Le phosphore : du sol aux milieux aquatiques.

- Formes du phosphore et dynamique du phosphore dans les sols.
- Etat de la pollution des eaux par le phosphore.
- Transfert de l'eau et du phosphore dans les parcelles et bassins versants agricoles.
- Phosphore et hydrologie.
- Echantillonnage et calcul de flux.

II. Matériels et méthodes

- Présentation générale du bassin versant.
- Instrumentalisation et méthodes d'analyse de l'eau.

III. Résultats et discussions

- Contribution de l'habitat aux rejets de phosphore dans le bassin versant.
- Hydrologie dans le bassin versant.
- Variations des concentrations de phosphore en fonction du régime d'écoulement.
- Détermination des flux de phosphore transférés à l'exutoire du bassin versant.
- Propositions concernant la poursuite de l'étude.

Remerciements

Mes plus sincères remerciements à Monsieur Pierre CASTILLON, ingénieur fertilisation à la station d'Arvalis Institut du Végétal de Baziège (31), pour m'avoir confié cette étude, guidé et fait profiter de son expérience tout au long du travail.

Je tiens également à remercier Monsieur Javier SCHEINER, professeur de pédologie à l'ESAP pour m'avoir donné de nombreux conseils pendant le stage et pour la rédaction du mémoire.

Mes remerciements vont également à Monsieur Joël THIERRY, ingénieur régional d'Arvalis Institut du Végétal basé à Rennes, qui a facilité le déroulement de l'enquête sur le bassin versant.

J'associe à ces remerciements Monsieur Paul BORDENAVE chercheur du Cemagref qui m'a fait part de ses connaissances sur le bassin versant.

Je remercie Monsieur Alexis DECARRIER pour les informations qu'il m'a apportées et le travail effectué ensemble.

Enfin je suis reconnaissant envers Monsieur Thierry BIOTEAU du Cemagref de Rennes qui m'a expliqué comment utiliser le logiciel SWAT sous arcview.

Introduction

Le phosphore est un élément fondamental pour les êtres vivants car il est le constituant de molécules riches en énergie (adénosine triphosphate) et en information génétique (nucléotides). Il est, après l'azote, l'élément fertilisant qui limite le plus souvent le développement des cultures. Le phosphore est pourtant largement répandu, étant le onzième élément dans l'ordre d'abondance dans la croûte terrestre. Cependant, il est en général peu biodisponible dans les sols. C'est pourquoi il est nécessaire de fertiliser régulièrement les cultures pour obtenir des rendements élevés. En plus de son rôle en temps qu'engrais, le phosphore est utilisé dans une moindre mesure pour la fabrication d'aliments pour bétail ainsi que pour la fabrication de détergents. Les gisements de phosphore utilisables sont à 90% d'origine sédimentaire, le reste est d'origine métamorphique. Le phosphore est de ce fait une ressource non renouvelable.

Malgré cela, il est bien souvent gaspillé et les activités humaines en rejettent dans le réseau hydrographique des quantités considérables. Ces pollutions d'origine domestique, industrielle et agricole, sont responsables de problèmes écologiques et économiques liés à l'eutrophisation. L'eutrophisation est due à la présence excessive de nutriments, qui bouleverse le cycle biologique des milieux aquatiques « naturels ». Lorsque le phosphore, habituellement premier facteur limitant, est apporté, il engendre des proliférations d'algues au point que l'azote peut à son tour devenir limitant (Barroin 2003). C'est alors que des cyanobactéries, capables de fixer l'azote moléculaire présent en quantité inépuisable dans l'atmosphère, se développent, produisant des toxines qui pourraient être la cause de certains cancers, d'autres étant neurotoxiques. Les cyanobactéries posent ainsi un problème de santé publique et l'eutrophisation augmente les coûts de production d'eau potable.

Pour lutter contre l'eutrophisation des mesures environnementales ont été mises en place et ont permis de diminuer les rejets d'origine industrielle et domestique considérées comme ponctuelles. Elles sont localisables et facilement quantifiables contrairement aux pollutions diffuses liées à une surface et à la pluviosité qui sont engendrées par l'agriculture.

L'Etat, face au problème de l'eutrophisation ainsi que pour respecter la Directive Cadre qui impose la reconquête de la qualité de l'eau, interroge les organismes de recherche afin d'identifier les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement les plus efficaces et facilement adoptables par les agriculteurs (Bordenave 2005). L'eutrophisation est un problème environnemental majeur qui touche selon l'Institut Français de l'Environnement plus d'un quart des lacs et rivières françaises. La Bretagne, du fait de la forte concentration d'élevages, est particulièrement concernée. Aussi une réglementation concernant le phosphore, y est en cours de mise en place.

Arvalis Institut du Végétal, organisme de recherche sur les questions qui touchent à l'agriculture, a donc suivi depuis 1998 la qualité de l'eau du bassin versant de la fontaine

du Theil. Ce bassin versant de 128 ha, situé à 30 km au Nord de Rennes, a été choisi car il est exclusivement agricole. Il doit servir d'observatoire de l'impact des activités agricoles sur la qualité de l'eau, que ce soit au niveau des pollutions par les produits phytosanitaires ou par les nutriments. Le but du volet phosphore est dans un premier temps de quantifier le phosphore transféré des parcelles agricoles vers le ruisseau de la Fontaine du Theil. Une fois quantifiés, ces flux pourront être mis en relation avec les pratiques agricoles afin de repérer les pratiques à risque et d'émettre des recommandations si nécessaire.

L'eau du ruisseau a été échantillonnée très régulièrement à l'exutoire du bassin versant et les échantillons ont été analysés par le CEMAGREF de Rennes afin de connaître les concentrations de P total et de P orthophosphorique (P ortho). La valeur de cette fraction est particulièrement intéressante car le P ortho est entièrement biodisponible et contribue donc directement à la nutrition des végétaux aquatiques. Pour calculer les volumes d'eau, le débit a été mesuré avec un pas de temps de cinq minutes. La difficulté d'un calcul de flux de nutriments vient du fait, qu'entre deux mesures de concentration, on ne connaît pas les variations qui ont eu lieu. Ce problème est accentué pour le phosphore car sa concentration augmente très fortement pendant les périodes de crues.

Dans le cadre du stage de fin d'étude, mon travail a consisté dans un premier temps à réaliser une enquête dans les villages qui bordent le bassin, afin d'évaluer tout apport éventuel de P d'origine domestique. Dans un second temps, j'ai étudié les variations des concentrations de P en fonction des régimes d'écoulement. Etant donné qu'un certain nombre de crues n'avait pas été échantillonnées, j'ai proposé une méthode qui permet d'estimer les flux de P pour ces crues.

1 Le phosphore : du sol aux milieux aquatiques.

A fin du XIX^{ème} siècle, les sols étaient carencés en phosphore dans les pays occidentaux, ce qui limitait les rendements des cultures, au point de poser des problèmes de santé aux animaux et de malnutrition humaine. Depuis les années 1950, l'intensification de l'agriculture et la fertilisation ont conduit à une augmentation des teneurs en phosphore dans les sols, à tel point que sa biodisponibilité y est devenue telle qu'elle pourrait permettre la suppression des apports d'engrais phosphatés dans bien des cas (Castillon 2005). Le phosphore peut également être considéré comme un élément polluant. En effet, son transfert vers les milieux aquatiques est la cause principale de l'eutrophisation.

Les rejets domestiques, l'industrie et l'agriculture sont les trois responsables de la dégradation de la qualité des eaux due à un enrichissement en phosphore. Cette synthèse bibliographique vise à rassembler l'information pour mieux comprendre la migration du phosphore vers les eaux.

1.1 Formes du phosphore et dynamique du phosphore dans les sols.

1.1.1 Le P total.

Les concentrations de phosphore dans les sols varient de 100 mg P kg⁻¹, pour les sols sableux du Sahel jusqu' à 3000 mg P kg⁻¹ dans les cas extrêmes. Dans les régions tempérées, la teneur en P des terres de grande culture est généralement comprise entre 100 et 2000 mg P kg⁻¹ dans la couche labourée (0-25 cm), ce qui représente environ 350 à 7000 kg P ha⁻¹ (Morel 2002). Le rapport C/N/P varie largement mais est généralement de l'ordre de 100/10/1 dans les sols cultivés (Homsy 2004). Dans le sol le P est présent sous forme minérale et organique.

1.1.2 Le P minéral.

Le P entre dans la composition de près de 200 minéraux phosphatés (Tableau 1). On retrouve une partie des minéraux des roches mères dans les sols : ce sont les minéraux primaires ou hérités. Le principal minéral phosphaté est l'apatite $3 \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaX}_2$, où X représente OH, F ou Cl.

Dans les sols à faible teneur en calcaire, certains auteurs mettent en évidence une corrélation entre les teneurs en fer ou en aluminium et les teneurs en phosphore. Cette relation peut traduire l'adsorption du phosphore sur des phases minérales plus ou moins bien cristallisées du fer et de l'aluminium (Homsy 2004). Le pouvoir fixateur du sol vis-à-vis des ions P varie fortement en fonction de la composition minéralogique et des apports de P (Morel 2002)(Tableau 2).

Tableau 1 Abondance du phosphore dans les principaux silicates, (ppm correspond à mg.kg-1) Koritnig (1956)

Silicates	Concentration / ppm P	
	Moyenne	Intervalle de variation
Feldspaths	131	5 à 1 000
Amphiboles	77	24 à 180
Pyroxènes	81	18 à 630
Olivines	223	48 à 517
Micas	86	48 à 332
Grenats	185	41 à 560
Quartz	9	0,005 à 42
Calcédoine	32	23 à 47
Opale	62	31 à 173

Tableau 2 Variabilité du pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions P pour quelques grands types de sol français. Pour un sol donné, le pouvoir fixateur diminue lorsque le sol est enrichi de P soluble. (Morel 2002)

Type de sols	Andosols (Auvergne)	Rendzine (terres de Groies)	Limon-argileux	Limon-sableux	Rendzine (terre d'Aubues)	Podzol (Landes de Gascogne)
Pouvoir fixateur ^a	0.997	0.82-0.92	0.50-0.80	0.25-0.48	0.34-0.45	0.26-0.03

^aFraction des ions P introduits en solution qui l'a quittée en 1 minute.

1.1.3 Le P organique.

La concentration de phosphore organique dans les sols varie de l'état de traces dans les régions arides jusqu' à quelques centaines de mg.kg⁻¹ dans les sols forestiers (Sanyal et De Datta, 1991). Dans les horizons de surface, le phosphore organique peut constituer de 29% à 65% du phosphore total (Harrison, 1987). Le phosphore organique semble essentiellement associé aux acides fulviques de faible poids moléculaire (Condron et Go, 1989), mais on retrouve également du phosphore dans des composés humiques de poids moléculaire élevé. Le terme générique « phytine » ou « phytate » désigne la principale forme de phosphore organique dans les sols (Tate 1984) (Figure 1). Le phosphore organique peut provenir de déchets végétaux ou des micro-organismes du sol. Le phosphore microbien représenterait 2% à 24% du phosphore organique du sol selon Brookes et al. (1984). Les composés organiques phosphorés présentent, à l'instar des phosphates, une affinité pour les surfaces de certains minéraux notamment les oxydes de

fer et d'aluminium (Stewart et Tiessen, 1987 ; Ognalaga et al., 1994). Cela contribue à l'accumulation de la « phytine » dans les horizons de surface des sols. Selon Morel et al 2002, dans les sols cultivés depuis plusieurs décennies en régions tempérées, le P organique ne représente que 20 à 30% du P total. (Figure 2)

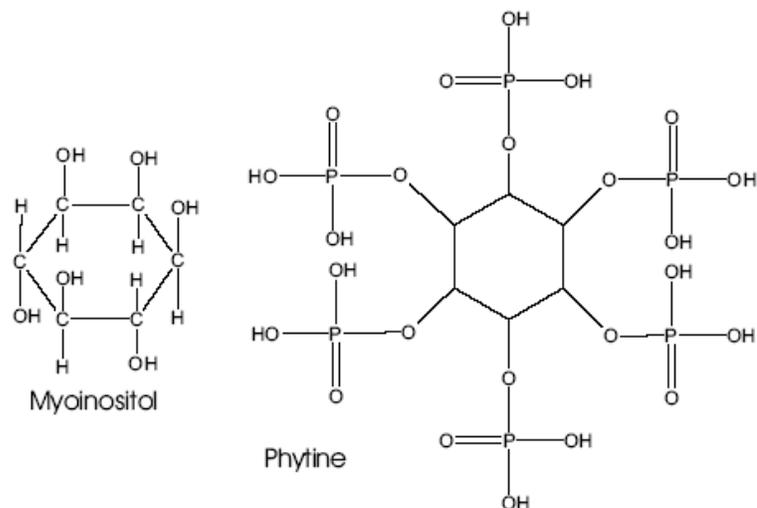


Figure 1 Myoinositol et hexamétaphosphate de myoinositol ou phytine, d'après Morel (1996).

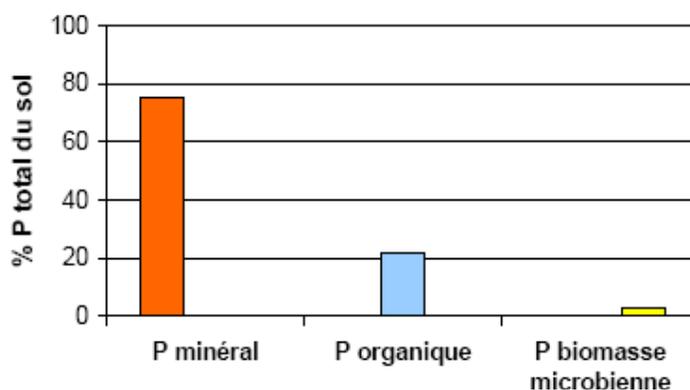


Figure 2 : Répartition moyenne dans les sols cultivés de régions tempérées des formes minérales, organiques et microbiennes du P total. 26 sols cultivés pendant plusieurs décennies aux Etats-Unis, Canada (Hedley et al., 1982 ; Tiessen et al., 1983 ; Wagar et al., 1986 ; Morel et al., 1996 , McKenzie et al., 1992), Angleterre (Brookes et al., 1982), Suisse (Oberson et al., 1993) et Australie (Dalal, 1997).

1.1.4 Le P dans la solution de sol.

Seules les formes ioniques HPO_4^{2-} et H_2PO_4^- dont la proportion relative dépend du pH, sont présentes dans la solution de sol et sont absorbées par les racines. L'hydrolyse du P minéral et la minéralisation du P organique réapprovisionnent constamment la solution du sol. Ces pools sont en équilibre dynamique avec les formes organiques et

minérales stables du phosphore. La quantité de P dans la solution dépend donc des facteurs influençant les équilibres sorption-désorption, précipitation-dissolution ainsi que la minéralisation du phosphore organique (Homsy, 2004). La figure 3 schématise la dynamique des différentes formes de phosphore que nous avons précédemment décrites. A plus grande échelle ces dynamiques constituent le cycle du phosphore (Figure 4).

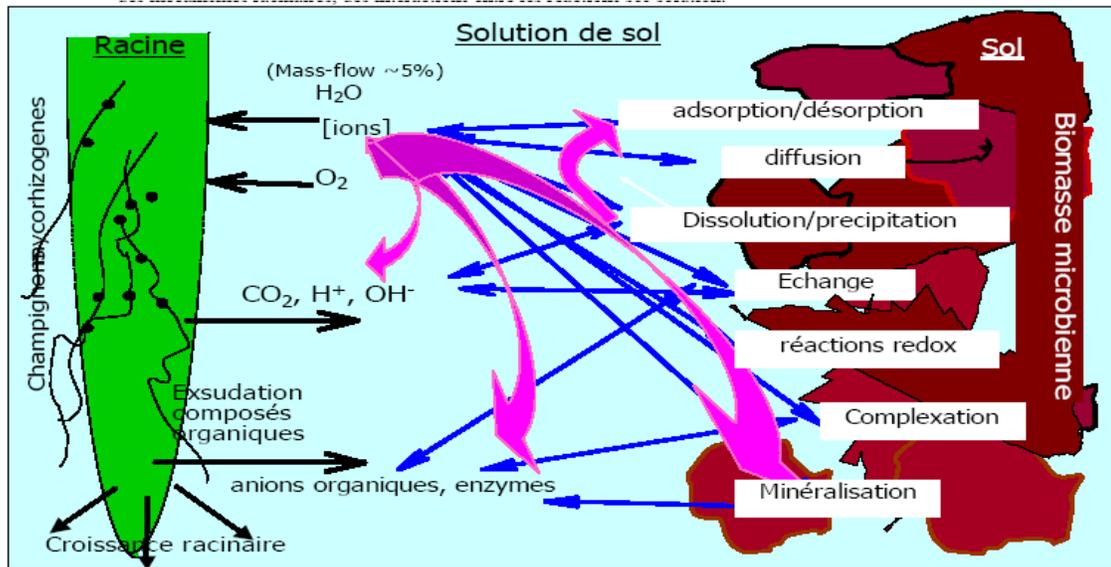


Figure 3 : Représentation simplifiée des mécanismes physico-chimiques et (micro)biologiques impliqués dans le système racine-solution-sol. On peut distinguer:

- des réactions déterminant et contrôlant le transfert des ions P entre le sol et la solution (flèches bleues);
- des mécanismes inhérents au fonctionnement des racines (flèches noires)
- des interactions (flèche violette) entre les réactions sol-solution et les mécanismes mis en oeuvre par les racines, des interactions entre des mécanismes racinaires, des interactions entre les réactions sol-solution. (Morel, 2002)

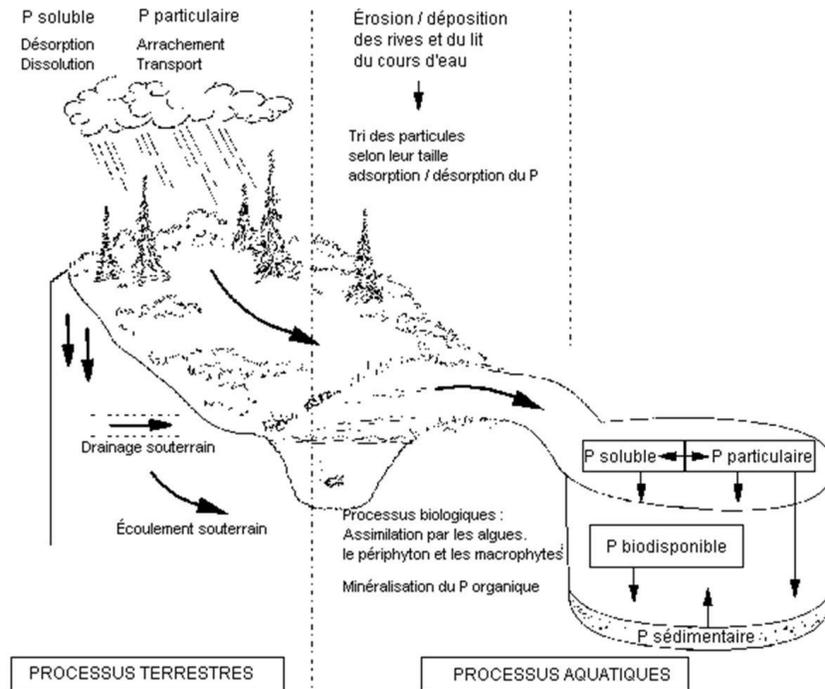


Figure 4 cycle du phosphore source : ministère de l'environnement du Québec.

1.1.5 Origine et collecte du phosphore dans les eaux.

On distingue deux types de sources du phosphore :

- Les sources ponctuelles : répertoriées, elles correspondent principalement aux effluents de stations d'épuration municipales et industrielles, elles rejettent du P, en général sous forme dissoute indépendamment des conditions hydrométéorologiques.
- Les sources diffuses : elles rejettent du P, principalement du P particulaire lors des épisodes pluvieux. Le P est transféré dans le réseau hydrographique majoritairement pendant les périodes pluvieuses. (Dorioz 2001)

Les activités anthropiques sont pour l'essentiel responsables de ces rejets. Ils sont d'origine :

- Domestique (45 à 70% des rejets anthropiques) : on considère qu'il est rejeté environ 4g de phosphore par jour et par habitant (office international de l'eau 1998) dont 30 à 50% d'origine humaine et 50 à 70% issus des détergents, (Billen et al., 1999 ; Florentz 1982). Il s'agit de l'apport principal de phosphore dans les cours d'eau.

- Industrielle (environ 30% des rejets anthropiques) : ces flux sont certainement parmi les plus faciles à traiter.
- Agricole (environ 25% des rejets anthropiques): ils représentent la troisième source des flux actuels dans les eaux dont 17% seraient dus aux effluents d'élevage et 5% aux engrais minéraux. Leur part est considérée comme grandissante du fait que les flux ponctuels sont de plus en plus fréquemment traités. La pollution diffuse d'origine agricole est considérée comme étant la source majeure de phosphore vers les eaux de surface aux USA et en Europe (Foy et al., 1995 ; Moss et al., 1996 ; Tunney et al., 1998 ; Lucey et al., 1999). Toutefois la spécialisation régionale de l'agriculture et la baisse continue des quantités d'engrais épandues en France, expliquent des disparités régionales très importantes de ce point de vue.
- Naturelle : l'altération biologique, chimique et physique des roches.

En milieu rural, les pollutions sont d'origine agricole et domestique. La quantité d'engrais minéraux phosphatés épandus s'est fortement accrue en France durant la période 1950-1975. Depuis, l'épandage d'engrais minéraux diminue progressivement. (Figure 5).

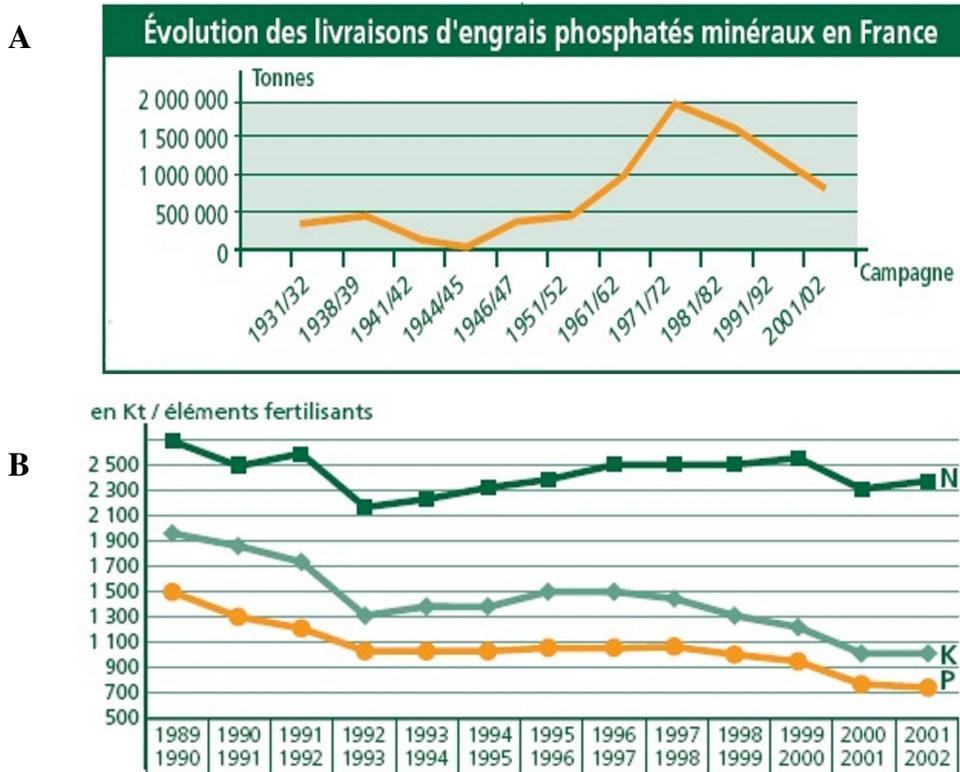
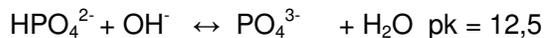
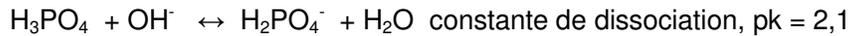


Figure 5 : évolution des livraisons des engrais phosphatés de 1932 à 2001 (A) et évolution des livraisons d'engrais azotés, phosphatés et potassiques de 1990 à 2001 en France (B). UNIFA 2002

Formes du phosphore dans les eaux usées :

Dans les eaux usées, le phosphore se trouve principalement sous forme d'ions phosphoriques ($H_xPO_4^{x-3}$), de polyphosphates et de formes organiques dérivées du vivant ou xénobiotiques. En raison de l'hydrolyse des autres formes, le phosphore se trouve rapidement sous la forme d'orthophosphate (Molle, 2003). L'ion phosphate peut se trouver dans trois états de protonisation (Syers, 1981) (Figure 6).



Compte tenu des pH rencontrés dans les eaux, les principales formes de phosphore sont $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} (Kadlec et Knight, 1996).

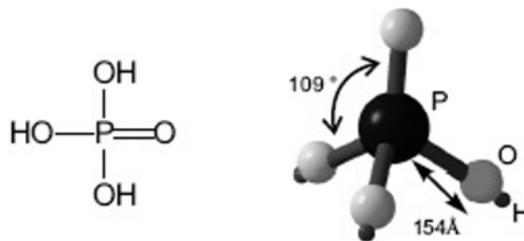


Figure 6 acide (ortho) phosphorique. (Vanden Bossche 1999)

1.1.6 Procédés de collecte du phosphore des eaux usées.

Assainissement collectif

Il existe classiquement deux grandes voies d'élimination du phosphore présent dans les eaux usées : la déphosphatation physico-chimique et la déphosphatation biologique. A ces deux voies il faut ajouter la déphosphatation naturelle dans les filtres plantés et à plus large échelle dans les sols.

La déphosphatation chimique est un investissement faible (10 à 20% du coût de la station d'épuration) mais son coût de fonctionnement atteint 30% du coût total, cela explique la recherche de procédés biologiques (Edeline 1993). La grande majorité des stations d'épuration des grandes villes en France ont un rendement d'épuration concernant le phosphore inférieur à 80% (office international de l'eau 1998).

❖ Déphosphatation biologique :

La déphosphatation biologique est basée sur l'accumulation de phosphates par la biomasse au-delà des besoins métaboliques de croissance. Ainsi la teneur en phosphore des boues issues de la déphosphatation biologique est de l'ordre de cinq fois supérieure à la teneur en phosphore des boues activées classiques.

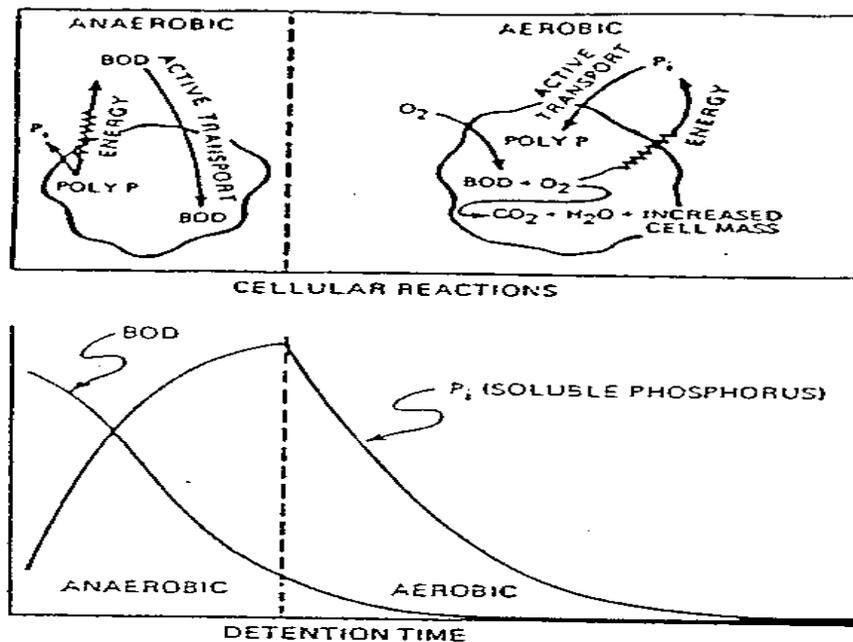
Dans la pratique, la biomasse est séquentiellement soumise à une alternance de conditions aérobie, et anaérobie, facilitant le développement de la biomasse capable d'accumuler des phosphates sous forme de polyphosphates (Figure 7). Les boues excédentaires sont extraites du réacteur biologique dans des conditions où le relargage du phosphore est évité ou contrôlé. Pour connaître l'efficacité de l'épuration on dose le phosphore relargué pendant la phase anaérobie. Plus cette quantité est importante, plus la quantité de phosphore absorbée pendant la phase aérobie sera importante et l'élimination nette importante (Culot 2005).

Pour une déphosphatation biologique efficace il faut surveiller :

la phase de développement de la biomasse : l'absorption est optimale pendant la phase de latence, quand la croissance des bactéries est pratiquement stoppée (Cloete et al., 1994), l'activité endogène induit un relargage du phosphore stocké.

le temps de séjour hydraulique : des temps de séjour minimum de 0,5 à 1,5 heure dans la zone anaérobie, et des temps pas trop longs en zone aérobie sont nécessaires pour éviter le relargage en absence de matière organique à oxyder (Comeau, 1990)

- le potentiel redox : il permet d'identifier les différentes phases d'anaérobiose, aérobiose et d'anoxie. Il doit être inférieur à -150 mV dans la zone anaérobie et supérieur à 300 mV en zone aérobie (Charpentier et al. 1991)



❖ Déphosphatation physico-chimique.

C'est de loin la méthode la plus utilisée en France (Deronzier et al, 2003). La déphosphatation s'effectue grâce à la précipitation du phosphore qui devient insoluble. Cela est permis par l'ajout de sels métalliques (à base d'aluminium ou de fer), de CaO ou de $\text{Ca}(\text{OH})_2$. La quantité de réactif à ajouter est fonction de la concentration du phosphore dans l'effluent, du degré d'épuration souhaité, du pH, de l'intensité du brassage dans la cuve de contact, de la concentration de matières en suspension, de la présence d'espèces interférentes etc. (Maurer et al., 1998).

Depuis la fin des années 1990, les flux de rejets directs de P ont diminué significativement grâce à l'amélioration des filières de déphosphatation (Moreau 2002) (Figure 8).

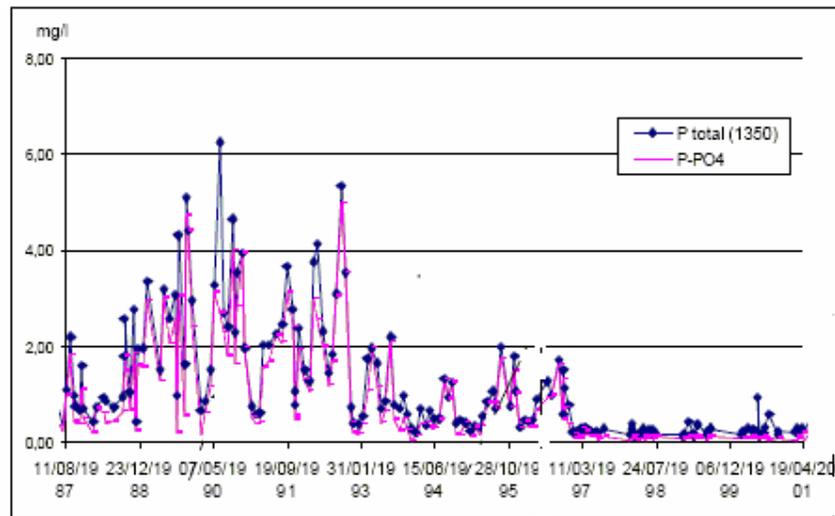


Figure 8: variations des concentrations de P total et P ortho en aval des rejets de Rennes de 1987 à 2001, la nouvelle station d'épuration de Rennes mise en place en 1997 a permis de réduire considérablement les rejets.

1.1.7 L'assainissement individuel :

Etant donné le contexte rural du bassin versant de la fontaine du Theil, il a paru intéressant de traiter des systèmes d'épuration individuels. Il en existe plusieurs. Seul le système d'épuration type décanteur primaire-aération/décantation a ici été présenté car il est adapté aux habitations individuelles. De même il existe plusieurs systèmes d'évacuation (épandage souterrain, filtre à sable, terre filtrant, fosse à vidanger, plateau absorbant). Seul le système d'évacuation par épandage souterrain est ici décrit. C'est le système le plus fréquent sur le bassin versant. Les systèmes d'épuration et d'évacuation sont décrits dans le cours de Culot M., « l'assainissement autonome ».

❖ **Systèmes d'épuration individuels adaptés pour 1 à 6 équivalents habitant, type décanteur primaire aération/décantation.**

Exemple : système d'épuration Hydroxy :

En sortant du décanteur primaire, l'influent est admis dans la cuve aération/décantation. Dans le premier compartiment d'aération, la pollution organique résiduaire va être biodégradée par l'action des micro-organismes aérobies. L'oxygène nécessaire au traitement et à la prolifération des micro-organismes est apporté par un surpresseur d'air fonctionnant de manière cyclique. Après traitement par aération, les eaux pénètrent dans le second compartiment de décantation. Dans ce compartiment, les boues produites par les micro-organismes aérobies vont flocculer, se séparer de l'eau épurée et se concentrer à la partie inférieure du décanteur secondaire. Ainsi épurée, l'eau est reprise et évacuée à la partie supérieure via un garant qui empêche l'évacuation d'éventuels corps flottants. Les boues concentrées du décanteur secondaire sont régulièrement soutirées par une pompe à boues immergée, et recyclées en entrée du décanteur primaire.

❖ **Systèmes d'évacuation par épandage souterrain.**

L'épandage souterrain assure les fonctions d'épuration par filtration des eaux via le terrain naturel. Il est réalisé à l'aide de tranchées d'infiltration profondes de 50 à 70 cm, en fonction de la nature du sol.

Le fond de la tranchée est rempli de matériau filtrant tel que gravier concassé ou pierres. Les drains de dispersion, rigides, sont posés horizontalement sur le lit de gravier et sont recouverts par une autre couche de gravier de 5 cm. Une membrane imputrescible, anti-contaminante est ensuite placée sur ce gravier de manière à limiter le risque d'obturation. Le remblaiement de la tranchée s'effectue ensuite par de la terre végétale. Dans le but d'un épandage uniforme, le réseau de drains est établi sur un plan horizontal.

En fin de circuit d'épandage, les drains sont réunis par une canalisation transversale sur laquelle est raccordé un tuyau vertical assurant la circulation d'air.

1.2 Etat de la pollution des eaux par le phosphore.

« L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général » (article premier de la loi sur l'eau)

1.2.1 Critères de qualité de l'eau vis-à-vis du phosphore

Suite à la promulgation de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et à l'élaboration de Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux, le Ministère chargé de l'environnement et les Agences de l'eau, ont établi un nouveau Système d'Évaluation de

la Qualité de l'Eau (SEQ-Eau). Le principe de cet outil est d'évaluer une eau selon sa qualité physico-chimique ou selon son aptitude aux différents usages (ex. production d'eau potable, etc.) et sa qualité biologique. Des classes et indices de qualité ont été établis notamment sur la base de recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (Tableau 3).

Les eaux de surface sont considérées de très bonne qualité concernant leur teneur en phosphore si celle-ci est inférieure à 50 µg de phosphore total et 33 µg de phosphore ortho (Tableau 4). En France, 52% des ruisseaux se situent dans la meilleure classe de qualité. Si l'on considère l'ensemble des cours d'eau, 29% ont des eaux de moyenne à mauvaise qualité (Figure 9).

Tableau 3: Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (IFEN)

Classe	Indice de qualité	Définition de la classe de qualité
Bleu	80 à 100	Eau de très bonne qualité
Vert	60 à 79	Eau de bonne qualité
Jaune	40 à 59	Eau de qualité moyenne
Orange	20 à 39	Eau de qualité médiocre
Rouge	0 à 19	Eau de mauvaise qualité

Tableau 4 : Valeurs limites des classes pour le phosphore (IFEN)

Matières phosphorées					
Classe de qualité	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Phosphore total (mg/l)	0,05	0,2	0,5	1	
PO ₄ ³⁻ (mg/l-PO ₄)	0,1	0,5	1	2	

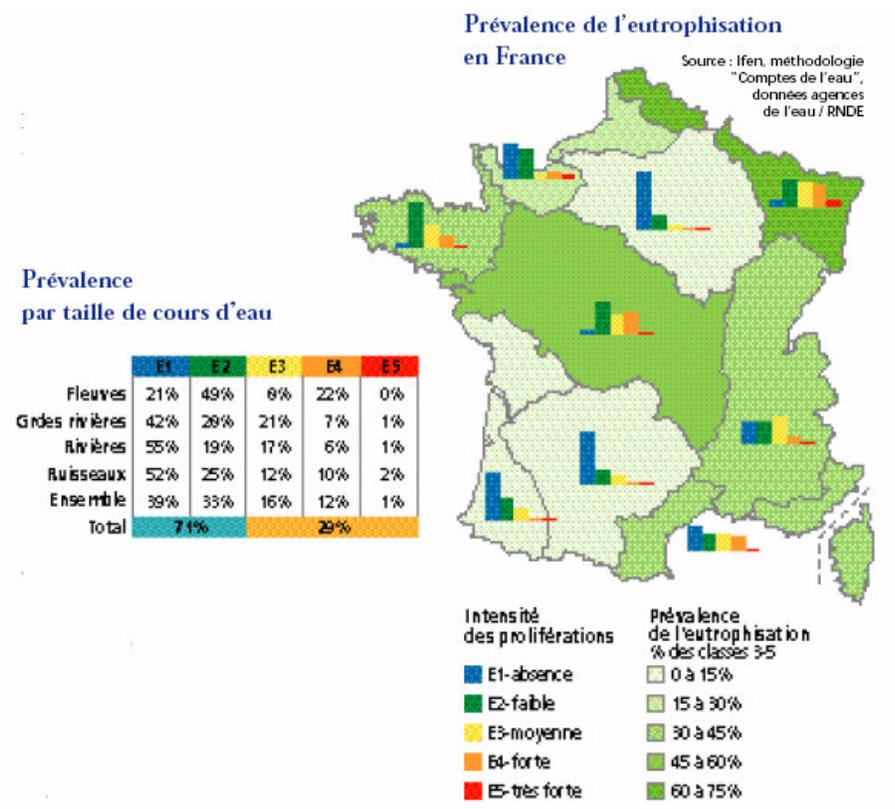


Figure 9 : Qualité des cours d'eau en France vis-à-vis de l'eutrophisation (IFEN).

1.2.2 Rôle du phosphore dans le processus d'eutrophisation

❖ Le phosphore, premier facteur limitant de la végétation des eaux naturelles.

Le phosphore est un élément dont la demande par les végétaux est de l'ordre de dix fois inférieure à celle de l'azote. La concentration de phosphore dans les végétaux est de 0,08 % alors que celle de l'azote est de 0,7%. Cependant la teneur en P des eaux naturelles fait que le rapport demande/offre est d'environ 80 000 pour le phosphore alors qu'il est d'environ 30 000 pour l'azote. Le phosphore est donc le premier facteur limitant de la croissance végétale dans les milieux aquatiques « naturels » (Barroin 1999).

❖ Définition de l'eutrophisation :

Plusieurs définitions voisines existent. Selon le centre d'Information Géologique l'eutrophisation est ensemble de processus biogéochimiques liés à un enrichissement des eaux en éléments nutritifs. Cet enrichissement se traduit par l'accroissement des

biomasses végétales et animales conduisant à l'appauvrissement critique des eaux en oxygène.

Les éléments nutritifs mis en cause sont l'azote et le phosphore. Une controverse existe : certains affirment que l'azote est le premier facteur limitant des biomasses, d'autres que c'est le phosphore. La pertinence de la politique environnementale axée sur la traque des nitrates se pose.

- ❖ Seul le phosphore biodisponible est à prendre en compte dans les processus d'eutrophisation.

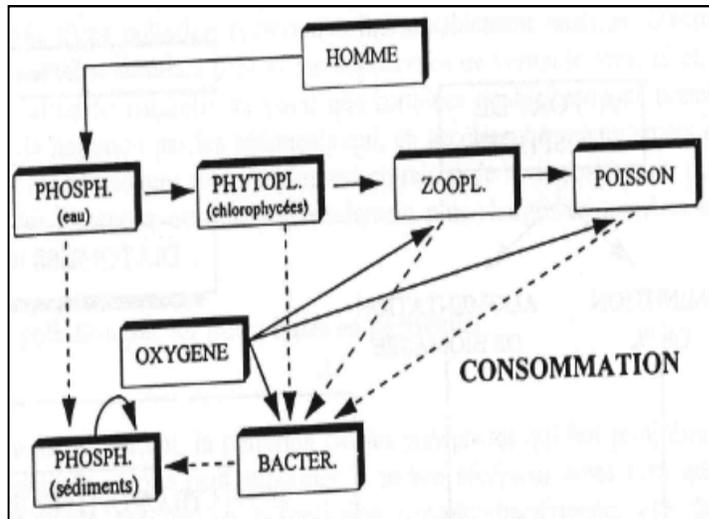
La biodisponibilité du phosphore varie extrêmement en fonction de sa composition et de son origine. Par exemple, le phosphore total d'une boue de station d'épuration est très biodisponible. Par contre, le phosphore apatitique, très peu biodisponible n'intervient pratiquement pas dans le phénomène d'eutrophisation. Il faut tenir compte seulement des quantités d'azote et de phosphore facilement biodisponibles, c'est à dire les quantités dissoutes.

- ❖ Le P dans le processus d'eutrophisation.

Le phosphate est consommé par le phytoplancton qui prolifère et consomme l'azote minéral. Lorsque celui-ci vient à manquer, les cyanobactéries capables de fixer l'azote moléculaire N_2 , se développent et injectent ainsi l'azote dans le cycle des nutriments. Si le phosphore est abondant les cyanophycées deviennent petit à petit l'unique forme végétale.

La chaîne alimentaire est court-circuitée car le zooplancton ne consomme pas les cyanophycées dont la décomposition assurée par des bactéries appauvrit le milieu en dioxygène. Des conditions anaérobies ainsi créées, résulte la libération de produits toxiques (HS , NH_3 , CH_4) et la réduction du Fer et du Mn qui perdent ainsi leur aptitude à fixer le phosphore. Libéré dans la colonne d'eau, celui-ci permet alors d'entretenir le phénomène dans son état ultime pour lequel ne subsistent que les processus de décomposition (Figure 9)

A



B

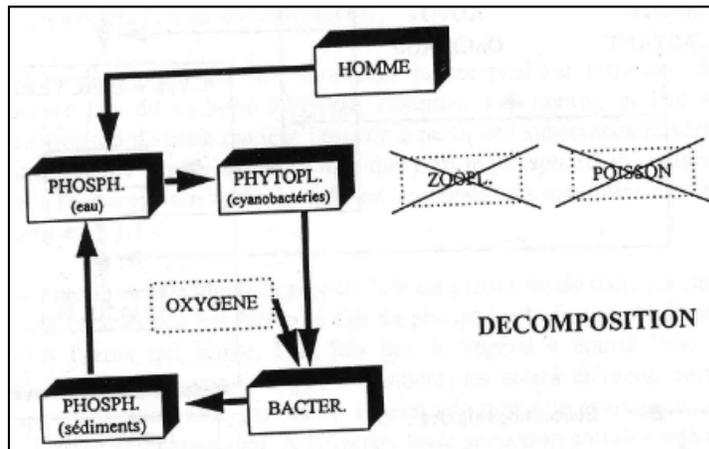


Figure 10 : influence des apports en phosphore sur le fonctionnement du réseau trophique. Les processus de consommation dominent en cas d'apports faibles (A). Les processus de décomposition dominent en cas d'apports importants (B). Barroin 1999.

Bien que l'azote puisse dans certains cas être le premier facteur limitant de la production primaire, du fait de la fixation symbiotique de N_2 , seul le P peut en constituer le facteur de maîtrise durable.

1.2.3 Evolution prévisible de la qualité des eaux vis-à-vis de la teneur en phosphore.

L'élevage intensif est devenu une source majeure de revenus pour l'agriculture dans de nombreux pays. Les déjections animales peuvent être une ressource valorisable pour améliorer la structure des sols, accroître les rendements et réduire l'érosion.

Néanmoins, l'intensification de l'agriculture a créé des déséquilibres régionaux et locaux quant à la balance apports/ exportations du phosphore. En moyenne seulement 30% des apports de phosphore dans les systèmes agricoles sont exportés par les cultures et les produits animaux (USDA Agricultural Research Service 2003). Cela a conduit à des accumulations de phosphore dans les sols (Figure 10) et par conséquent au risque de lessivage du phosphore. La teneur moyenne dans les sols de Bretagne est aujourd'hui de près de 400 mg kg⁻¹ P₂O₅ Dyer ; on estime que le phosphore cesse de contrôler la production végétale au delà de 250 à 300 ppm de P₂O₅ Dyer. Du fait de la concentration d'élevage hors-sol, la Bretagne se trouve en excédent structurel au niveau du phosphore. Le lessivage provenant des sols ayant un haut niveau de phosphore est un problème majeur en ce qui concerne l'eutrophisation des eaux de surface. Pour les agriculteurs les pertes de phosphore dans les sols ne constituent pas un problème économique puisque cela ne concerne qu'environ 1% du phosphore épandu. Par contre, ces pertes de phosphore peuvent créer de forts impacts économiques hors exploitations (« externalités négatives » Wallet 2004). En France, l'eutrophisation littorale et continentale est une cause d'augmentation du coût de production de l'eau potable et d'une baisse de l'activité touristique (CORPEN 1998). L'enrichissement des sols durant plus de 30 ans conduit à penser que la restauration d'une qualité des eaux excluant tout risque d'eutrophisation devrait prendre du temps.

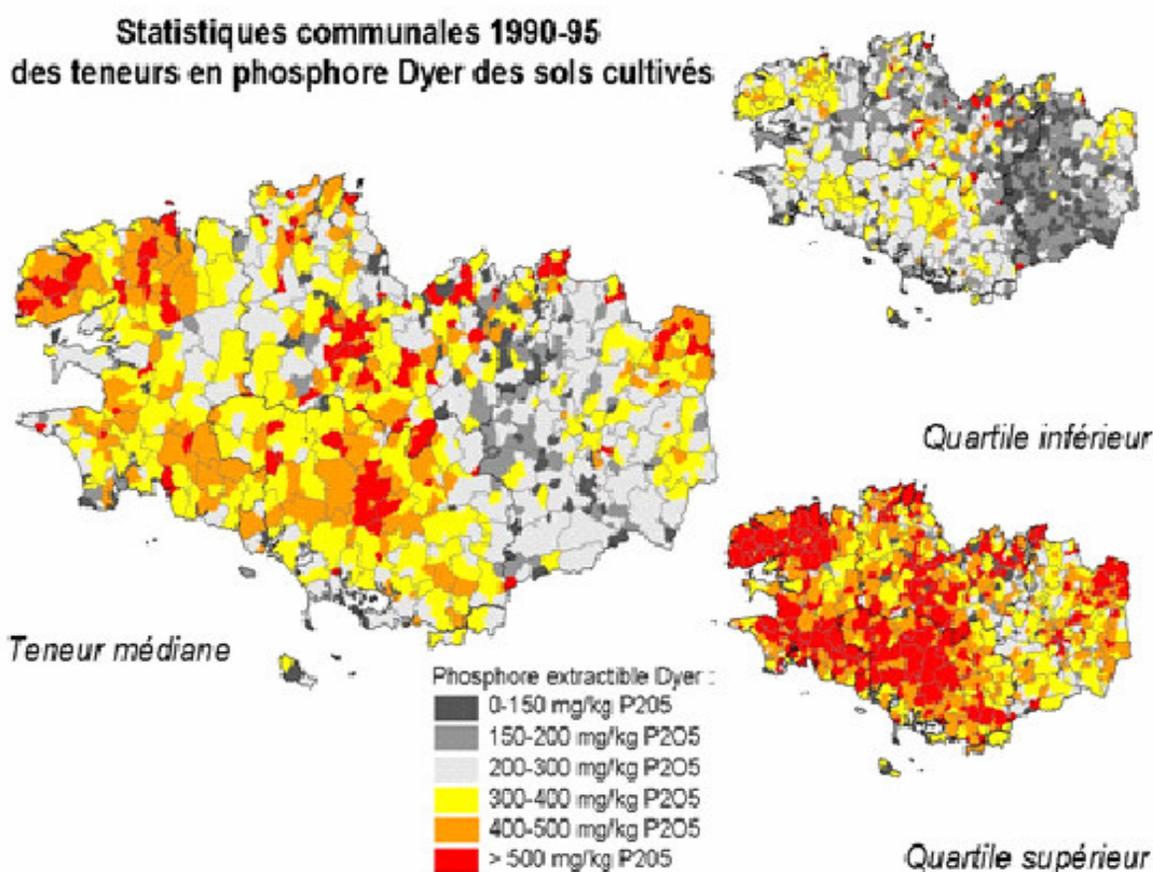


Figure 11 : le stock de phosphore dans les sols Bretons. Arousseau 1999

1.3 Transfert de l'eau et du phosphore dans les parcelles et bassins versants agricoles.

Etant donné le caractère planétaire et ininterrompu du cycle de l'eau, il n'est pas possible d'étudier celui-ci dans sa globalité. C'est donc généralement à une échelle spatiale plus réduite, celle des bassins hydrologiques que s'opèrent les études lorsqu'elles sont entreprises à grande échelle (Marcoen 2005).

1.3.1 Identification spatiale des systèmes hydrologiques

Le concept de bassin hydrologique, qu'on pourrait qualifier de « bassin du cycle de l'eau », englobe les réalités physiques de bassin versant (encore qualifié d'hydrographique), de bassin hydrogéologique et d'aquifère.

Bassin versant (hydrographique) : on appelle bassin versant en un point d'une rivière, l'aire délimitée par le contour à l'intérieur duquel l'eau précipitée se dirige vers ce point. Il constitue l'**unité d'étude** pour de nombreuses disciplines de l'eau et est aussi depuis peu une **unité de gestion** (à l'échelle européenne, notamment, où la gestion s'effectue désormais selon les limites de bassin versant et plus selon les limites administratives).

Aquifère: adj. (« conducteur d'eau ») et n.c. , massif de roches perméables, comportant une zone saturée, suffisamment conducteur d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe d'eau et le captage de quantités d'eau appréciables, en partie mobilisables par gravité.

Bassin hydrogéologique : domaine aquifère, dans lequel les eaux souterraines s'écoulent vers un même exutoire ou groupe d'exutoires. Il est délimité par une ligne de partage des eaux souterraines qui, à la différence de celle des bassins de surface, peut être migrante. C'est l'homologue souterrain d'un bassin versant pour les eaux de surface. Il s'inscrit dans une unité structurale (zone alluvionnaire, synclinal,...) qui contient un ou plusieurs aquifères interdépendants.

Les trois domaines d'espace, bassin hydrographique, aquifère, bassin hydrogéologique peuvent être visualisés sur la figure 12. La figure 13 montre la différence entre bassin versant et bassin hydrogéologique.

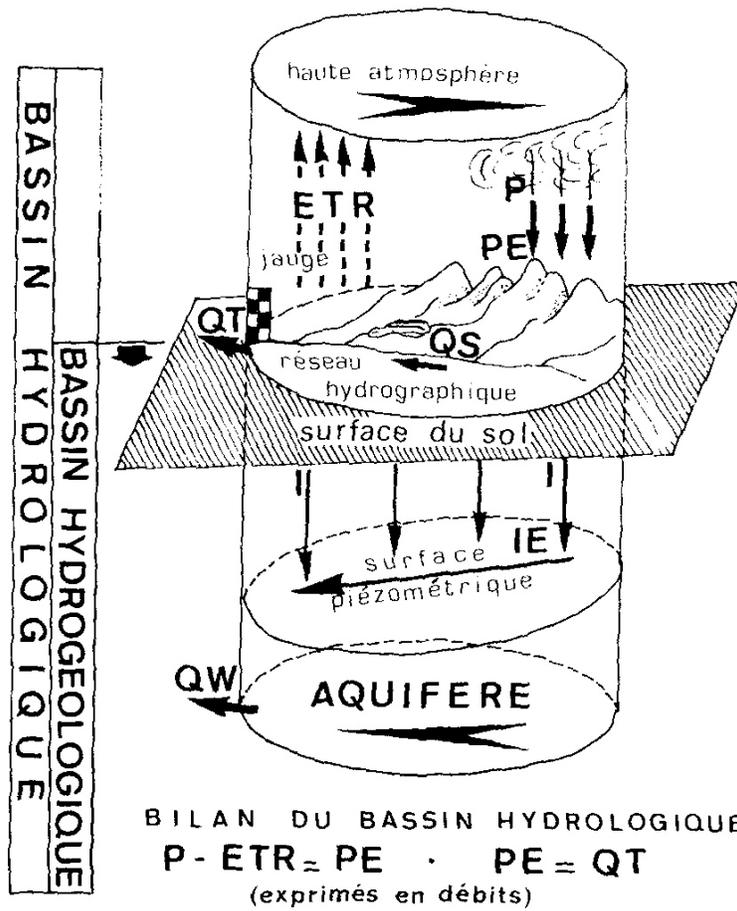


Figure 12 : Trois domaines d'espace identifient trois systèmes hydrologiques emboîtés de grandeur décroissante : bassin hydrologique, bassin hydrogéologique et aquifère. Castany G. 1998

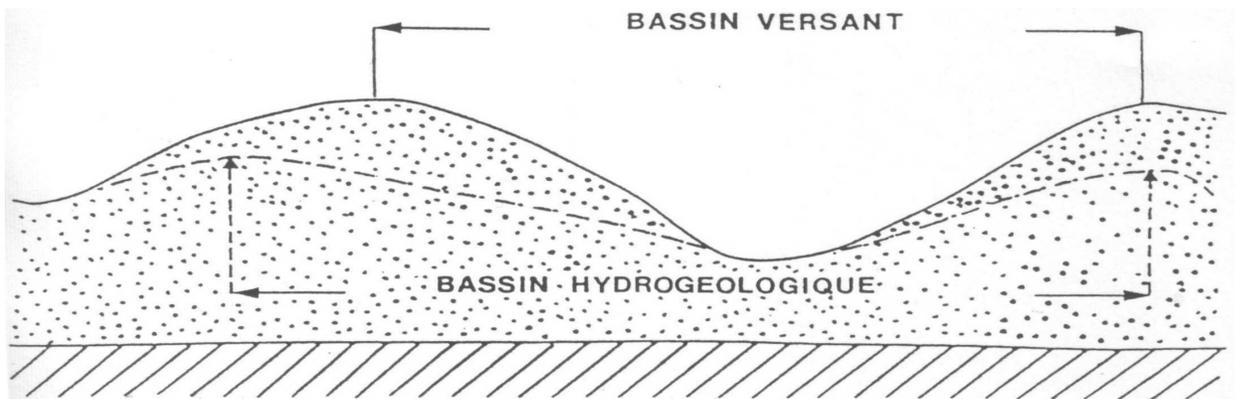


Figure 13 : Différences de limites entre bassin versant et bassin hydrogéologique (vue en coupe) Marcoen J-M 2005.

1.3.2 Intérêts de l'étude des pollutions diffuses à l'échelle du bassin versant.

Gril et Dorioz 2004 différencient 5 échelles d'étude différentes qui présentent chacune des particularités et qui sont complémentaires.

- L'échelle « station » (m^2) est utile pour étudier les phénomènes « élémentaires » qui sont observables sur une faible étendue spatiale (stabilité des agrégats, perméabilité des sols...)
- L'échelle de la « parcelle culturale » (quelques ha) permet d'intégrer les interactions entre le milieu et les pratiques culturales.
- L'échelle du bassin versant élémentaire (10 à 100 ha) permet l'intégration de la diversité des cultures et des pratiques culturales ainsi que l'effet des haies, fossés et des zones tampons sur la migration du P vers le réseau hydrographique. Elle est celle de la présente étude du bassin versant de la fontaine du Theil.
- A l'échelle du « petit bassin versant » il faut tenir compte de la géomorphologie, de l'habitat rural, des sources de pollution ponctuelle, de la diversité des exploitations agricoles.
- L'échelle « grand bassin versant » (100 à 1000 km^2) intègre l'ensemble des activités, y compris les activités non agricoles (zones urbaines...) Cette échelle est celle des études des impacts sociaux économiques.

1.3.3 Modes d'écoulement de l'eau dans les bassins versants armoricains.

Écoulements dans les versants.

L'infiltrabilité est forte dans les sols sur substrat granitique alors que les sols sur schiste sont peu perméables en hiver. En l'absence de couche imperméable, les transferts d'eau dans les sols non saturés sont essentiellement verticaux. La percolation est le processus dominant en haut de versant. La nappe de subsurface qui se développe dans l'altérite et dans le sol joue souvent un rôle majeur dans les transferts d'eau et de polluants. Les écoulements de nappe sont essentiellement latéraux. En haut de versant la profondeur de la nappe varie beaucoup en fonction des saisons (de 2 m à 10 m de profondeur). En bas de versant la nappe affleure en hiver et se situe entre 1 et 2 m de profondeur en été. La forte réactivité de la nappe et son affleurement à l'aval sont des caractéristiques des bassins versants armoricains. Le temps de séjour de l'eau est très

variable, ce qui confère une forte inertie hydrologique des bassins (Viaud 2004). La figure 14 est une représentation de la variabilité possible des temps de séjour en fonction du milieu.

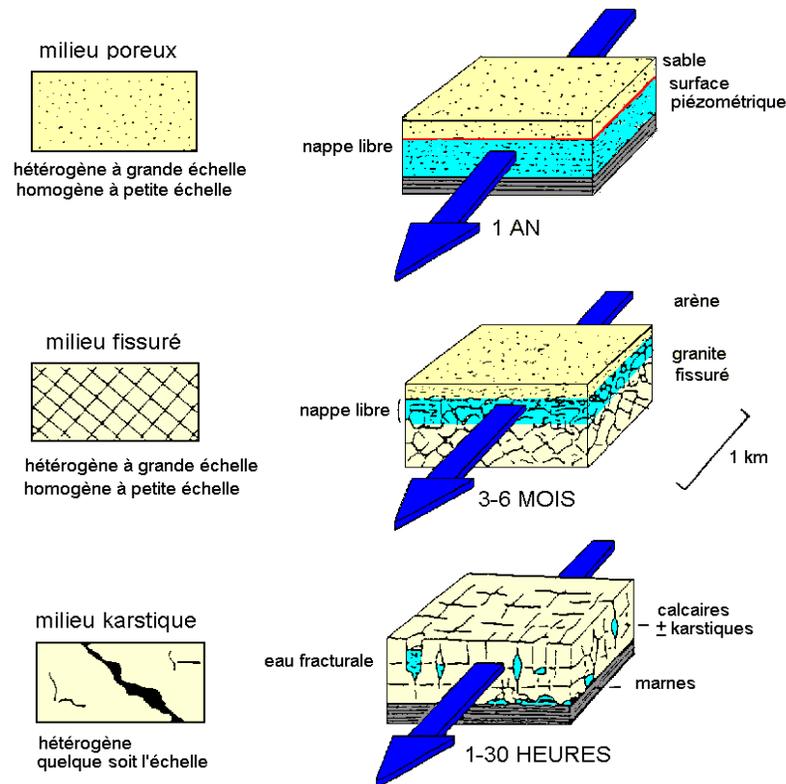


Figure 14 : Caractéristiques des principaux types d'aquifères, Marcoen J-M 2005

Écoulements sur les versants : le ruissellement

On distingue deux types de ruissellement :

- le ruissellement de versant ou ruissellement hortonien survient lorsque l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration du sol (Horton 1933).
- le ruissellement sur surface saturée ou ruissellement de zone contributive survient lorsque la pluie tombe sur un sol déjà saturé en eau.

En Bretagne, le ruissellement de versant est le moins fréquent compte tenu de la bonne perméabilité de surface des sols et de la faible intensité des pluies. Le ruissellement sur surface saturée est observé en période hivernale au niveau des sols hydromorphes de fond de vallée.

1.3.4 Caractérisation des bassins versants bretons.

(d'après Viaud 2004)

Les bassins versants bretons sont majoritairement sur socle ancien granitique ou schisteux. Ils sont composés de trois couches :

- en profondeur, le socle fissuré, granitique ou schisteux, et à faible perméabilité.
- au-dessus, la couche d'altération de la roche mère. Elle est composée d'altérite de schiste et d'arène granitique. Elle peut atteindre plusieurs dizaines de mètres de profondeur.
- en surface les sols sont limoneux acides. Ils sont généralement bien drainés en haut de versant et hydromorphes dans les bas-fonds. (Walter et al 2002).

1.3.5 Migration du phosphore vers les eaux.

Pour étudier le transport du phosphore, il faut se placer à plusieurs niveaux d'étude, tant dans le sens vertical (couverture végétale, sol, géologie, topographie), que dans le sens horizontal (de la parcelle au bassin versant) (Figure 15).

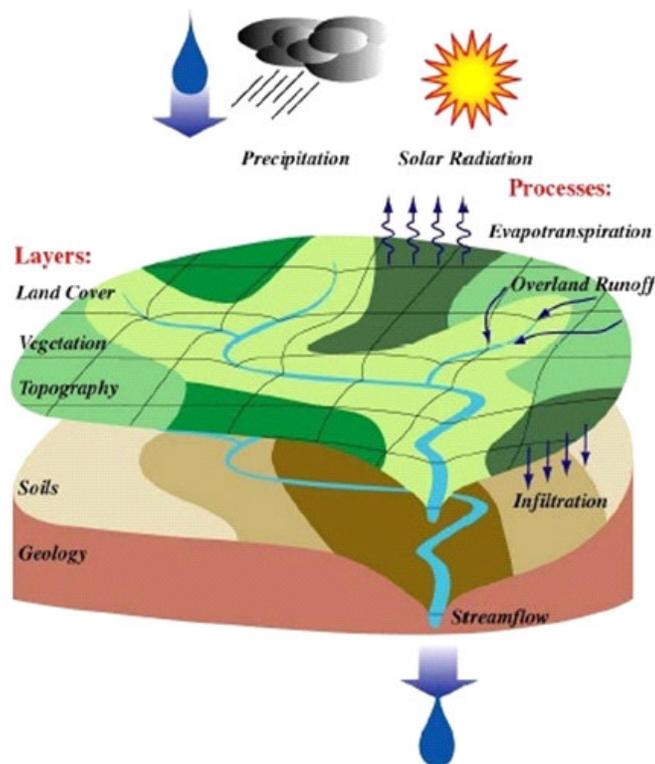


Figure 15 : les composantes du transport du phosphore par l'eau. Sharpley 2003

Les sorties de P au niveau d'un bassin versant :

Dans leur étude sur la dynamique du transfert de P dans un bassin versant rural du lac Léman Dorioz et al (2004) ont déterminé la quantité de P d'origine anthropique par différence entre les concentrations de P dans l'eau de la partie amont du bassin versant entièrement occupée par de la forêt et la partie aval. Le flux de phosphore exporté est le produit de la concentration de P par le débit à l'exutoire du bassin. Ils ont mis en évidence une périodicité hebdomadaire du flux due aux rejets des stations d'épuration. Le flux du phosphore à un instant t dépendait des crues antérieures, ce qui révèle un stockage important du phosphore dans les sédiments lors des périodes de bas débit. Les auteurs préconisent donc d'étudier les flux de P sur des périodes de temps déterminées par les événements hydrologiques, par exemple de la fin d'une crue à la crue suivante.

Les sorties de P au niveau de la parcelle :

Les récoltes représentent une sortie d'environ $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, voire plus si les plantes entières sont exportées. Le P peut quitter la parcelle cultivée par ruissellement et érosion, écoulement hypodermique et infiltration en profondeur (Dorioz et al., 1997). Le P transporté en surface varie généralement entre 50 et $2500 \text{ g ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Morel 2002). La migration de P dans le profil semble faible, cela a été montré pour les conditions océaniques du Finistère (Simon et le Corre, 1989). La migration de P en profondeur par écoulement préférentiel peut être significative lors de pluies d'orage tombant sur des sols asséchés ou après une application de P (Simard et al., 2000). Le travail du sol influe sur la circulation de l'eau et donc les pertes de phosphore. Les techniques de travail simplifiées diminuent les pertes de P par ruissellement et érosion mais favorisent les pertes par drainage (Castillon 2005) (Figure16).

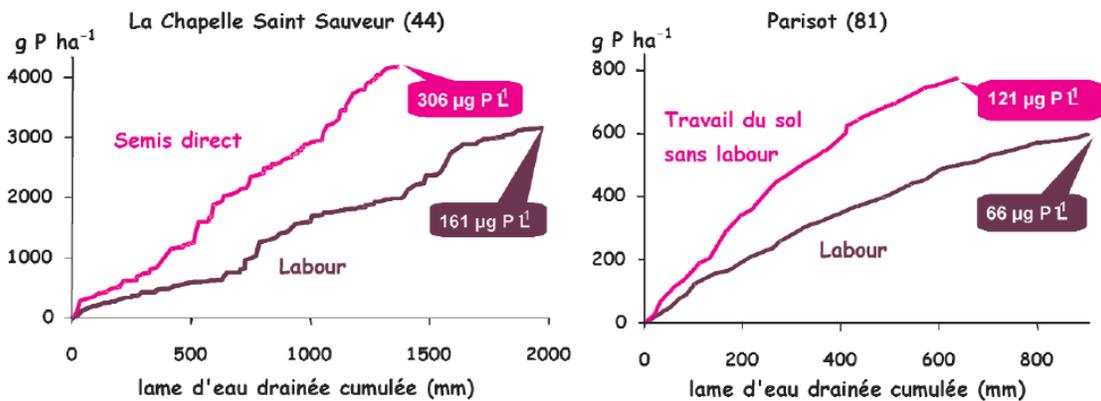


Figure 16 : Effet des modalités de travail du sol sur les pertes cumulées de phosphore par drainage de 1998 à 2004 (g P ha^{-1}) et sur les teneurs moyennes pondérées des eaux drainées ($\mu\text{g P L}^{-1}$) dans deux dispositifs expérimentaux sur sols limoneux, Castillon 2005.

1.4 Phosphore et hydrologie

1.4.1 Interaction entre le phosphore et les sédiments

L'affinité du phosphore pour la surface des solides constituant les sols et les sédiments, confère à ceux-ci un rôle majeur dans le déterminisme des concentrations de phosphore dans la colonne d'eau avec laquelle ils interagissent (Baldwin et al 2002). La connaissance des propriétés des sédiments est par conséquent un des éléments de compréhension des évolutions à court et moyen terme de la teneur en phosphore du milieu aquatique qu'ils influencent.

1.4.2 Sources et transport du phosphore présent dans les sols :

Le phosphore peut être transféré dans l'eau sous forme d'ions phosphoriques ou sous forme particulaire, associé à des particules organiques ou minérales qui constituent les matières en suspension (MES) véhiculées par le flux d'eau en mouvement. Celles-ci proviennent de l'érosion de la surface des sols, des berges ou du lit de la rivière. Du fait de leur enrichissement par les fertilisants minéraux ou organiques, les particules provenant des sols cultivés sont en général bien plus riches en phosphore que celles arrachées aux berges dont la teneur en phosphore et la nature sont héritées du matériau originel sur lequel circule le cours d'eau. L'érosion de la surface des terres agricoles est par conséquent un des mécanismes majeurs de l'apport de phosphore au réseau hydrographique.

1.4.3 Mise en solution du phosphore provenant des sédiments :

Le phosphore ne peut contribuer à la nutrition des végétaux aquatiques dont la prolifération est la cause de l'eutrophisation, que sous forme d'ions dissous dans la colonne d'eau placée au dessus des sédiments. Sa mobilisation se fait en deux étapes : le mouvement du phosphore des particules vers les espaces interstitiels et le mouvement du phosphore des espaces interstitiels vers la colonne d'eau.

Le phosphore présent dans les particules constitutives des sédiments est libéré par désorption de la fraction adsorbée à leur surface, par dissolution des minéraux phosphatés qu'elle contient ou par la minéralisation de composés organiques qui contiennent du phosphore. La vitesse et l'ampleur de ces processus dépendent des conditions du milieu aquatique tels son pH, le potentiel d'oxydoréduction, la température.

Le transfert du phosphore en solution dans l'eau interstitielle du sédiment vers la colonne d'eau sus-jacente s'opère par diffusion et « transport de masse ». La diffusion des ions phosphoriques en fonction du gradient de concentration est certainement, malgré sa

lenteur, le processus majeur dans les plans d'eau (Scarlatos 1997). Par contre le « transfert de masse », qui implique le mouvement de l'eau, est la cause principale du transfert dans les ruisseaux et rivières, notamment lorsque la vitesse de circulation de l'eau y est rapide ou accélérée. Cela explique le rôle prépondérant des crues dans le transport de phosphore par les cours d'eau, quelle que soit l'importance de ceux-ci (Brunet et Astin 1998).

1.4.4 Relation entre le débit des cours d'eau et la concentration de phosphore dans la colonne d'eau

Les concentrations de phosphore varient grandement en fonction du mode d'écoulement du ruisseau.

Concentrations de phosphore en régime d'étiage :

Les concentrations de phosphore dans l'eau des rivières traversant des milieux peu anthropisés sont généralement faibles. Les quantités de P provenant de l'érosion des roches et de la décomposition des matières organiques « sauvages » sont faibles. Dans les bassins où l'activité est essentiellement agricole, les concentrations de phosphore sont généralement inférieures à 100 µg P /L en dehors des périodes de crue (Cann et al 1999).

Concentrations de phosphore pendant les crues :

Au tout début d'une crue, lorsque le débit augmente, la concentration de phosphore total croit très rapidement alors que la concentration de phosphore dissous augmente aussi très nettement mais dans de moindres proportions et moins brutalement. La concentration des matières en suspension (MES) évolue de façon parallèle à celle du P total dont le maximum est généralement observé avant que le débit maximum ne soit atteint. Des concentrations très élevées sont parfois observées à ce moment. En Bretagne des valeurs jusqu'à 8000 µg P total L⁻¹ ont été observées. Lors de chaque crue notable dans les bassins versants du Coët-Dan, du Kerouallon et du Kerharo la concentration de P total était couramment multipliée par 20 en moins d'une demi-heure et dépassait 1000 µg L⁻¹ (Cann 1999) (figure 17). Ce type de variation est systématiquement observé lors des crues (Cann, 1990) et tout particulièrement dans les bassins versants où les sols ont été abondamment fertilisés (Cann, 1995).

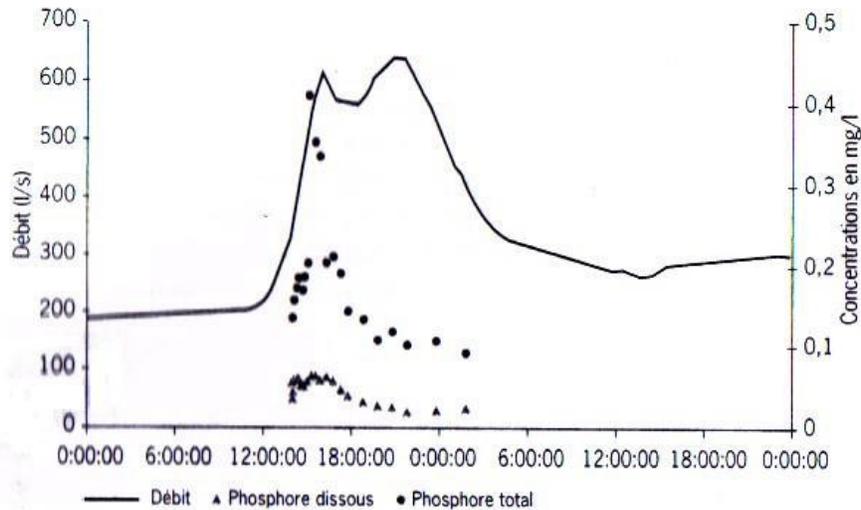


Figure 17 : exemple de variation des concentrations de P dans l'eau pendant la crue du 25-26 mai 1998 sur le Coët-Dan (Cann 1999 et al.)

Variations saisonnières des transferts de P dans les cours d'eau :

L'effet des saisons sur le transfert de phosphore est essentiellement lié à la pluviosité ; si d'autres effets existent, ils sont marginaux. On peut relier le flux de phosphore à la pluviosité de l'année ou à l'écoulement qui en résulte. Le départ de phosphore des sols est trop lié à ce phénomène pour que l'on puisse distinguer l'effet de la charge en phosphore des sols sur les flux (Cann et al. 1999).

L'effet important de l'hydrologie sur la variation des concentrations a été confirmé par Dorioz et al (1998), qui distinguent pour la rivière Foron 4 régimes hydrologiques qui correspondent à quatre dynamiques différentes de transfert du phosphore. Ces auteurs ont montré l'existence de périodes d'accumulation de phosphore dans le lit de la rivière lorsque le débit est faible et régulier. Ce phosphore proviendrait principalement des apports ponctuels de P dissous puisque l'absence de drainage et de ruissellement exclut la possibilité d'apports diffus. A l'inverse, pendant les périodes caractérisées par des forts débits et des crues fréquentes, le phosphore est transporté principalement sous forme particulaire provenant de la mise en suspension des sédiments du lit de la rivière, de l'érosion des berges, du ruissellement sur les parcelles agricoles et sur les surfaces urbaines. S'y ajoute bien sûr le phosphore des apports ponctuels au cours de la période. Pour analyser les transferts de phosphore dans le ruisseau au Castor au Canada Michaud et al 2002 ont également opéré un découpage des lames d'eau écoulées basé sur 3 niveaux de débits: débit de base, débit élevé, débit de pointe.

1.5 Echantillonnage et calcul de flux

Faire un lien entre pratiques agricoles et flux de phosphore à l'exutoire d'un bassin versant nécessite que ceux-ci soient calculés le plus précisément possible. Les flux de nutriments sont habituellement calculés à partir de mesures de débit quasi continues et

d'un nombre limité d'échantillons d'eau. Différentes méthodes de calcul existent. Moatar et Meybeck 2003 ont comparé la performance de différentes méthodes de calcul en se basant sur des mesures effectuées sur la Loire. Ils concluent que l'interpolation linéaire entre les mesures de concentration, est l'une des meilleures méthodes et qu'elle est particulièrement recommandée pour les calculs de flux de P ortho. Toutefois, ils n'excluent pas une méthode de calcul qui utiliserait une relation entre concentration et débit si une telle relation est trouvée. Les formules des méthodes qu'ils ont testées, sont présentées dans le tableau.5

Birgand et al (2005) ont cherché à estimer l'incidence de la fréquence d'échantillonnage sur le calcul des flux de nutriments dans les bassins versants bretons. Pour le phosphore, ils concluent que l'erreur induite par un nombre réduit d'échantillons conduit le plus souvent à une sous estimation des flux. Les cas qui conduisent à une surestimation des flux sont peu fréquents, par contre lorsqu'ils se présentent, les flux sont grandement surestimés. Cela s'explique par le fait que le plus souvent les interpolations qui sont effectuées entre deux mesures, ne tiennent pas compte des augmentations de concentration qui se produisent pendant les crues. Par contre, dans le cas où l'on effectue une interpolation en se servant de mesures effectuées en temps de crue, cela conduit à une forte surestimation des flux pendant la période de non crue.

Tableau 5: Méthodes de calcul de flux, Moatar et Meybeck 2003

Method	Name	Numerical procedure
M1	Product of means of sampled C_i and Q_i	$\text{Flux} = K \left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n} \right) \left(\sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{n} \right)$
M2	Mean of instantaneous fluxes $F_i = C_i * Q_i$	$\text{Flux} = K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$
M3	Constant concentration hypothesis around sample	$\text{Flux} = K' \sum_{i=1}^n C_i \overline{Q_{i,i-1}}$
M4	Product of means of sampled C_i and annual discharge \overline{Q}	$\text{Flux} = K \overline{Q} \left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n} \right)$
M5	Flow-weighted mean concentration	$\text{Flux} = K \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \overline{Q}$
M6	Linear interpolation of C	$\text{Flux} = K'' \sum_{j=1}^{365} C_j^{\text{int}} Q_j$
M7	Rating curve	$\text{Flux} = K' \sum_{j=1}^{365} C_j^{\text{ext}} Q_j$

K, K', K'' Conversion factors to account for the period of load estimation and measurement units
 C_i Instantaneous concentration associated with individual samples (mg l^{-1})
 Q_i Instantaneous discharge at time of sampling ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)
 Q_j Daily discharge ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)
 \overline{Q} Annual mean discharge, derived from a continuous flow record ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)
 $\overline{Q_{i,i-1}}$ Mean discharge for interval between samples i and $i-1$ (derived from a continuous flow record) ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)
 C_j^{int} Daily concentration linearly interpolated between two measured samples
 C_j^{ext} Daily concentration, extrapolated by a rating curve, if a significant relationship exists between concentration and discharge
 n Number of chemical analyses

Du fait des variations importantes de concentration en fonction du régime d'écoulement, un suivi mensuel est insuffisant pour avoir une vision précise des flux de phosphore. (Figure 18).

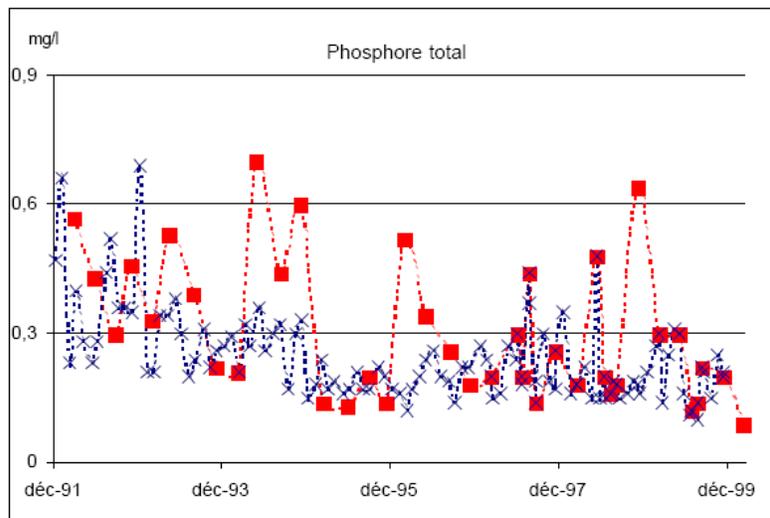


Figure 18 : deux suivis réalisés par 2 organismes différents sur le même point de la Chère (44) ; avant la mise commune des données en 1997, les deux courbes ont peu de points communs (Moreau 2002).

2 Matériels et méthodes

2.1 Présentation générale du bassin versant.

Le bassin versant de la Fontaine du Theil se trouve dans le département de l'Ille et Vilaine à une trentaine de kilomètres au Nord Est de Rennes (Figure 19). Il couvre 1,3 km² (environ 128 ha) dont 46% se trouvent sur la commune de Saint-Léger-des-Prés, 35 % sur la commune de Marcillé-Raoul et 19% sur la commune de Noyal-sous-Bazouges.

Dévolue à des activités strictement agricoles, la surface agricole utile qui est de 116,97 ha représente 91% de la surface totale. Les surfaces non agricoles sont constituées par les routes, chemins, bâtiments agricoles, habitations, cours et jardins qui représentent 8 ha. On compte également 1 ha de friche, 1,89 ha de bois, 0,73 ha de verger, et 0,4 ha est occupé par 2 étangs (Thierry et al. 1999).

Le ruisseau de la Fontaine du Theil qui prend sa source à 87 m d'altitude est un affluent de la Tamoute, elle même affluent du Couesnon qui se jette dans la baie du Mont Saint Michel. Il coule selon un axe Sud-Nord et la dénivelée entre les sources et l'exutoire est de 49 m pour une longueur de ruisseau de 2,5 kilomètres, ce qui correspond à une pente moyenne de 2%. Les pentes des versants Est du bassin sont plus marquées (pentes de 5 à 8 %) que celles des versant Ouest (pentes inférieures à 5%) (Figure 20)

Le bassin présente un aspect bocager (Figure 21). Les 128 ha sont répartis en 72 parcelles qui sont bordées de nombreuses haies et talus qui, avec les fossés, modifient considérablement la circulation naturelle de l'eau (Thierry et al. 1999). La surface drainée est très faible et ne concerne que 2 parcelles dont une drainée vers le ruisseau et l'autre vers un étang situé au milieu du bassin. Le climat est océanique. La pluviosité moyenne annuelle a été de 751 mm avec un écart type de 157 mm pour les 23 années de mesures (1983 à 2005) réalisées à la station météorologique de Feins située à 8 km de Saint Léger des Prés.

Pour les 6 années de la période d'étude, la pluviosité moyenne annuelle a été de 987 mm alors que la lame d'eau annuelle moyenne écoulée dans le ruisseau a été de 432 mm. L'évapotranspiration réelle (ETR) annuelle moyenne a donc été de 555 mm. La période Septembre-Janvier a été la plus pluvieuse avec une pluviosité moyenne mensuelle de 99 mm alors que celle-ci était de 60 mm en moyenne de Février à Août.

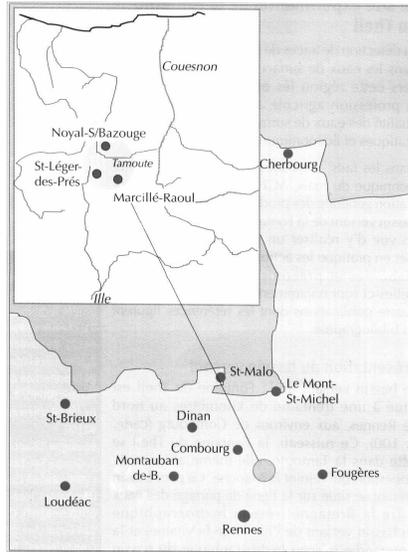


Figure 19 : localisation du bassin versant de La Fontaine du Theil



Figure 20 (à gauche) topographie et chemins préférentiels de l'eau (Cemagref GERE et Labo SiG dans Thierry et al. 1998). Le trait rouge représente la ligne de crête.

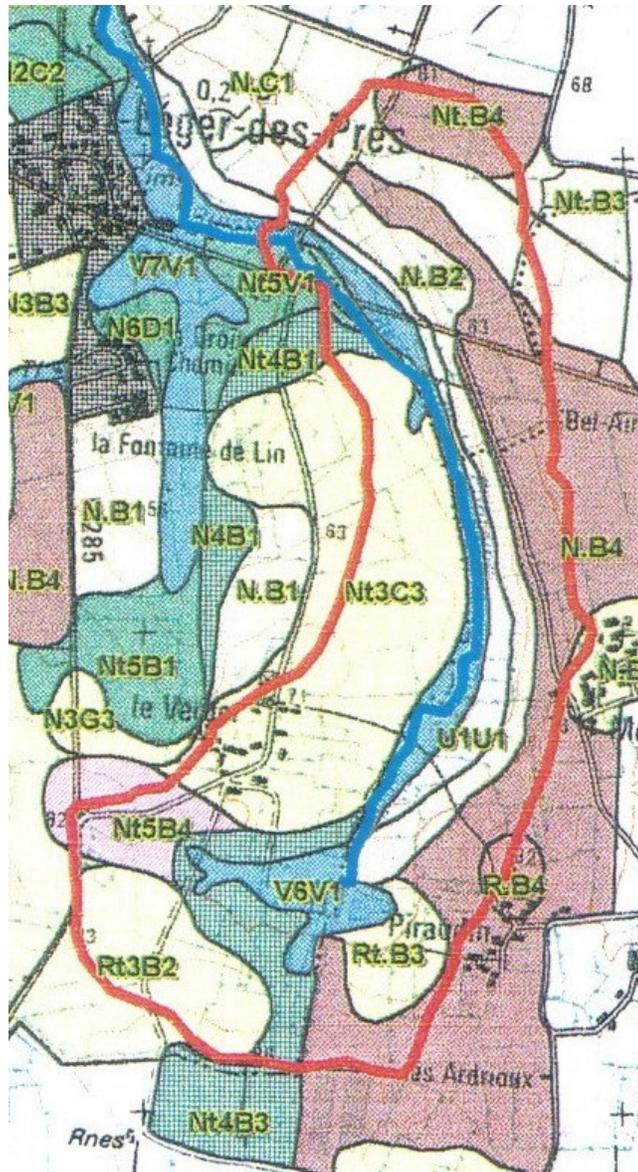
Figure 21 : (à droite) photo aérienne du bassin versant dont les limites sont tracées en jaune (IGN 1996)

En comparant la figure 20 à la figure 21 on peut se rendre que les haies et talus orientent la circulation de l'eau.

2.1.1 Sous-sol et sols

Huit types de matériaux géologiques sont présents sur le bassin versant. Les formations précambriennes dites « schistes briovériens », sont largement dominantes. Ce sont essentiellement des schistes tendres (N) et quelques schistes gréseux (R) présents dans la partie amont. Le lit du ruisseau repose sur des alluvions (V) et une bande de colluvions (U) borde la rive Est du ruisseau (Figure 22). On peut distinguer 3 classes de profondeur de sol. Les sols profonds (plus de 60 cm) sont les plus fréquents. Les sols moyennement profonds (40 à 60 cm) se retrouvent majoritairement à l'Ouest du bassin versant. Les sols peu profonds (20 à 40 cm) se situent sur les crêtes Ouest du bassin versant. Les sols situés à l'Est du ruisseau et correspondant aux parcelles les plus pentues sont généralement peu marqués par l'hydromorphie alors que ceux situés à l'Ouest sont en général hydromorphes (Figure 23).

La majorité des parcelles présentent une teneur en phosphore Dyer inférieure à 200 mg P₂O₅/kg. Les parcelles aux faibles teneurs se situent principalement dans la partie amont du bassin versant (au Sud). Elles ont des sols hydromorphes et sont donc principalement consacrées à la prairie. Seules quatre parcelles ont des teneurs en phosphore supérieures à 400 mg P₂O₅/kg. Une de ces parcelles est traversée par le ruisseau. Si l'on compare les teneurs du bassin à celles de l'ensemble des sols de Bretagne, il se situe dans le quartile inférieur (Figure 24).



LEGENDE de la carte Pédologique

*** SOLS DES PLATEAUX ET VERSANTS**

- Sols PEU PROFONDS des plateaux et versants

- . Sols sains
 - sur schistes tendres
 - sur schistes gréseux
 - sur dolérite
- . Sols hydromorphes

- Sols PROFONDS des plateaux et versants

- . Sols sains
 - sur limons
 - sur schistes gréseux
 - sur schistes tendres
- . Sols moyennement hydromorphes
 - sur schistes tendres
- . Sols hydromorphes
 - sur schistes tendres et limons

*** SOLS DES BAS-FONDS - SOLS ALLUVIAUX-COLLUVIAUX**

- . Sols sains à peu hydromorphes
 - colluvions
- . Sols très hydromorphes
 - alluvions

*** ZONES ANTHROPIQUES**



ECHELLE : 1 / 18500 ème

Source : Chambre d'Agriculture 35 . 1998

Figure 22 : carte pédologique du bassin versant.

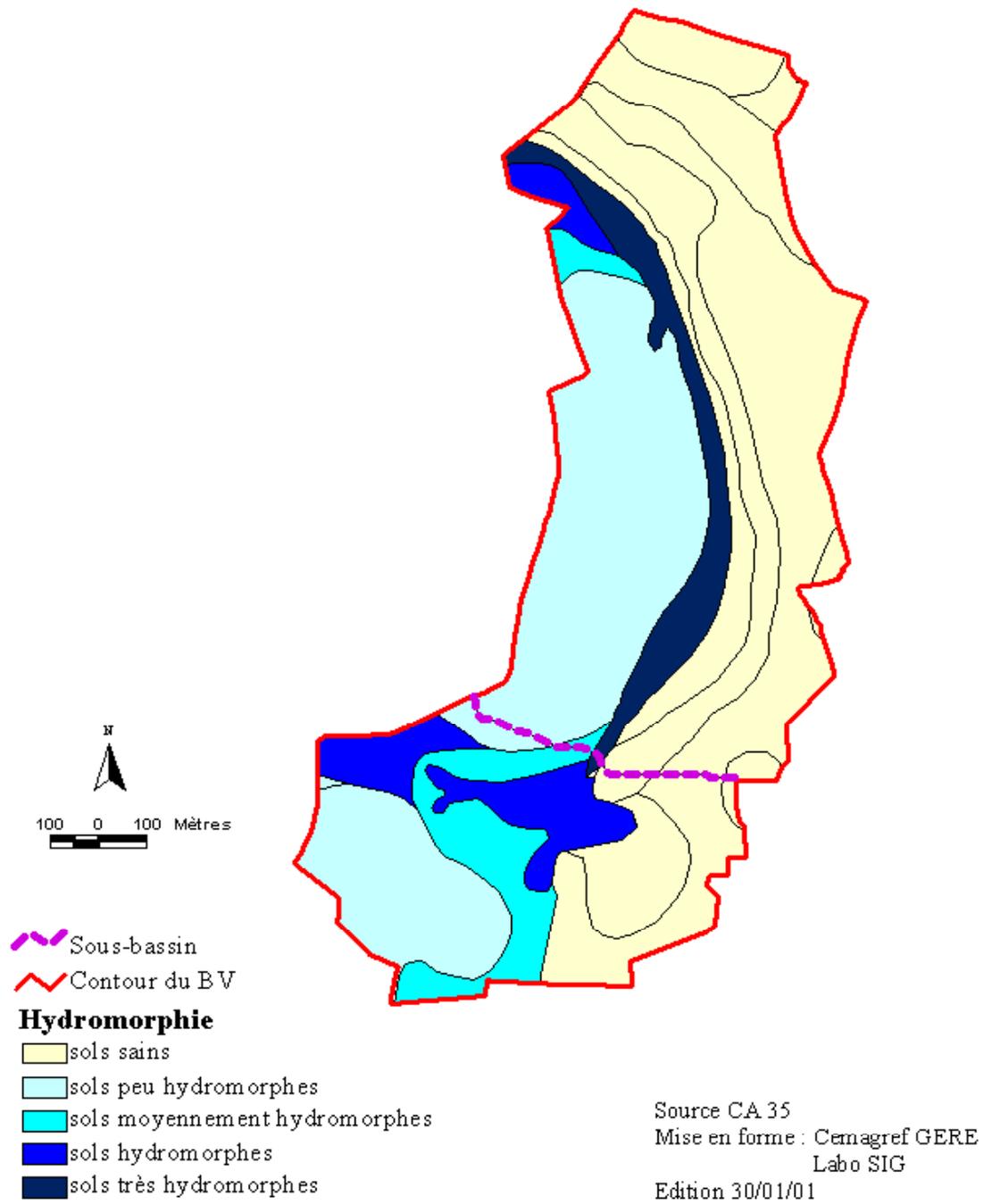


Figure 23 : Carte du niveau d'hydromorphie des sols du bassin versant, données CA 35

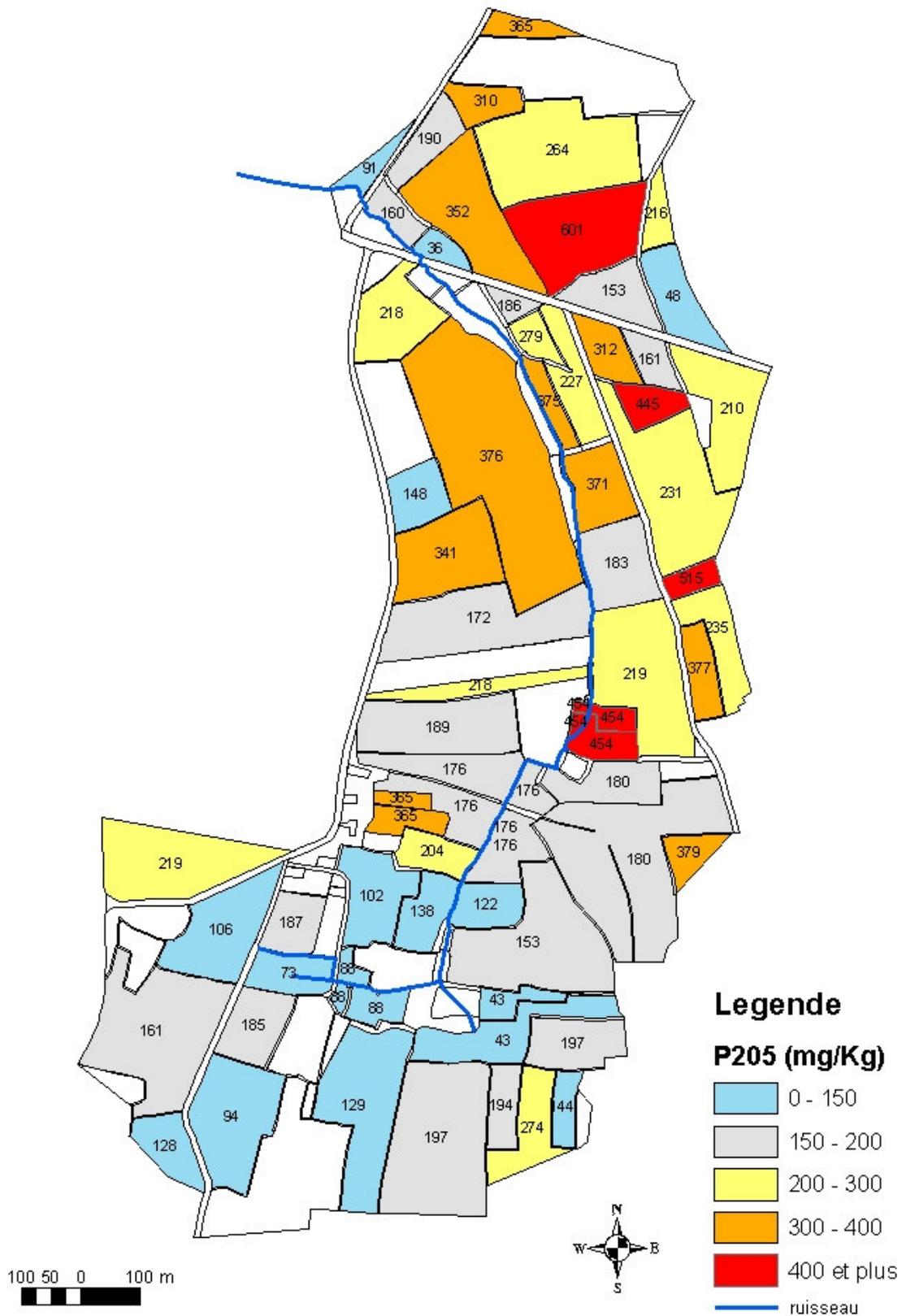


Figure 24 : teneur en phosphore Dyer des parcelles agricoles du bassin versant (analyses de sol 1998-1999)

2.1.2 Habitat :

Le bassin versant est essentiellement concerné par l'activité agricole. Le village de St Léger, situé au Nord, est à l'aval de l'exutoire du bassin versant. Trois autres plus petits villages sont situés à proximité du bassin versant. Les hameaux de Piraudin et Montdoublain situés à l'Est sont hors du bassin versant, en lisière de celui-ci. Le hameau du Verger situé à l'Ouest, est également situé en lisière du bassin versant mais possède quelques habitations implantées sur le bassin ou susceptibles d'y rejeter leurs eaux (Figure 25).

Afin d'évaluer la contribution potentielle de cet habitat au rejet de phosphore dans le bassin versant une enquête a été effectuée sur l'ensemble des habitations situées sur le bassin ou dans sa périphérie. Les conclusions de l'enquête sont présentées dans la troisième partie du mémoire.

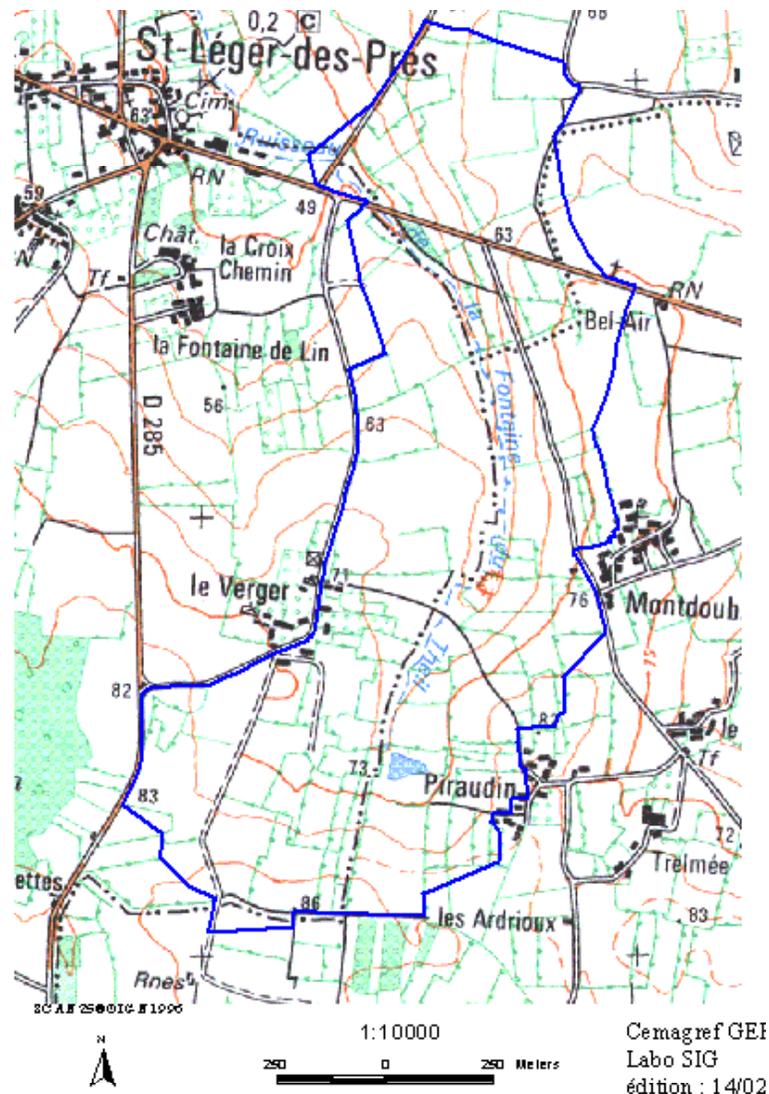


Figure 25: localisation de l'habitat au voisinage du bassin versant (limites du bassin en bleu)

2.1.3 Agriculture et occupation du sol :

Les 72 parcelles du bassin versant sont cultivées par 20 agriculteurs dont 19 exercent cette activité à plein temps ; 25% sont domiciliés à Saint-Léger-des-Prés 15 % à Noyal-sous-Bazouges et 35 % à Marcillé-Raoul. Les autres (25 %), sont extérieurs à ces trois communes.

2.1.4 Systèmes d'exploitation :

Les 20 exploitations dont la surface moyenne est de 60 ha consacrent l'essentiel de leur activité à la polyculture et à l'élevage de bovins lait ou viande. Quelques exploitations s'adonnent à l'élevage de porcs charcutiers qui est toutefois absent du bassin versant. Les trois cultures les plus représentées sont, le maïs, le blé et les prairies temporaires (Figure 26).

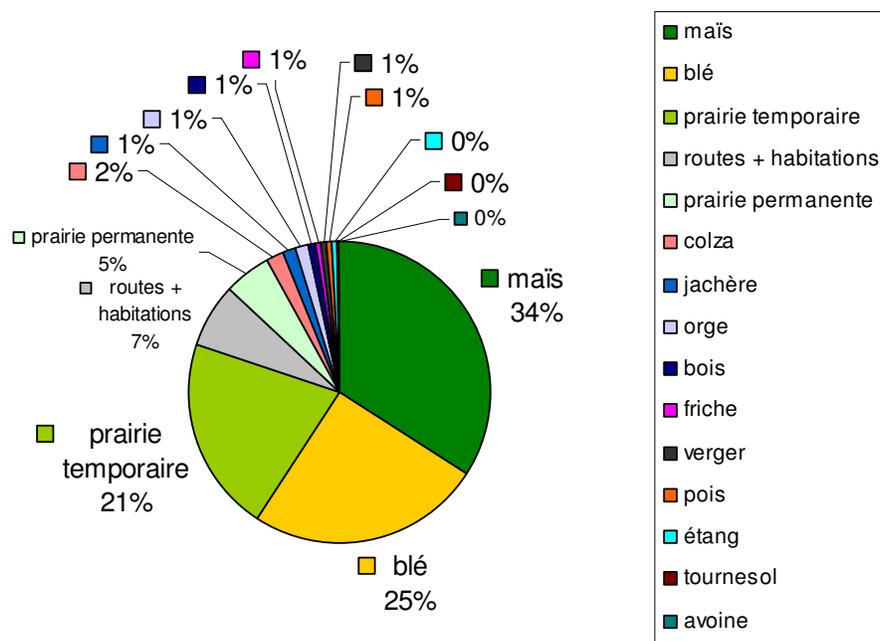


Figure 26 : occupation moyenne des sols sur la période 1995-2003

2.1.5 Systèmes de cultures :

Selon les cas la culture dominante est soit le maïs soit le blé, et les successions de cultures sont de divers types :

- Maïs-blé avec possibilité de jachère,
- Maïs-blé-prairie temporaire de Ray-Grass
- Maïs-blé-prairie temporaire de Ray-Grass – Trèfle blanc,

- Maïs-maïs-prairie temporaire de Ray-Grass,
- Prairie temporaire de Ray-Grass - prairie temporaire de Ray-Grass

Aucune culture n'est irriguée.

Le bassin versant n'a pas été remembré mais des échanges amiables, notamment dans la partie Nord, ont permis la création de parcelles de grande taille.

Pour pouvoir consacrer plus de temps à l'élevage, certains agriculteurs délèguent à des prestataires de service des opérations culturales sur les cultures de céréales.

Les agriculteurs du bassin versant se sont volontairement engagés dans la protection de la qualité de l'eau et ont ainsi depuis le début de l'étude effectué de nombreuses actions en faveur de l'environnement qui dépassent les obligations réglementaires. Ainsi, le long du ruisseau de larges et nombreuses bandes enherbées ont été mises en place (Figures 27 et 28).



Figure 27 : bande enherbée mise en place entre le ruisseau et une culture de maïs. (juillet 2005)



Figure 28 : bande enherbée mise en place entre l'étang et les cultures de blé (juillet 2005).

2.1.6 Voies de circulation de l'eau

Cinq modes de circulation des eaux ont été identifiés dans le bassin (Thierry et al. 1999) :

- une infiltration assez lente du fait de la nature schisteuse des sols (schistes briovériens),
- un ruissellement de surface important dû au caractère battant de la plupart des sols,
- un ruissellement de surface, surtout hivernal, par refus d'infiltration dans les sols saturés hydromorphes situés le long du ruisseau,
- des écoulements hypodermiques suite à la circulation latérale des eaux sur un horizon plus argileux, sur les schistes altérés ou bien sur une semelle de labour,
- des transferts par les drains mis en place dans les années 1970 dans les zones hydromorphes des deux parcelles concernées.

Le temps entre le début des pluies et l'amorce des crues qu'elles occasionnent à l'exutoire est de l'ordre de 40 minutes (Thierry et al. 1999).

2.2 Instrumentation et méthodes d'analyse de l'eau

Les mesures de débit du ruisseau et de la pluviosité sur le bassin versant ont été réalisées par la FEREDDEC. L'échantillonnage et les mesures de nutriments (azote et phosphore) et de matières en suspension ont été réalisés par l'équipe Gestion Environnementale et traitement biologique des déchets (GERE) du Cemagref de Rennes.

2.2.1 Mesure de la pluviosité :

Un poste pluviométrique est installé dans la partie amont du bassin versant dans un environnement bien dégagé pour garantir une plus grande fiabilité des mesures. Il est composé d'un pluviographe de type Mécanique et d'un pluviomètre automatique à augets basculeurs qui n'a jamais fonctionné. C'est donc le pluviographe qui a fourni les mesures de pluviosité.

2.2.2 Mesure des débits d'écoulement du ruisseau.

Une station de mesure hydrométrique située à l'exutoire du bassin versant permet d'enregistrer de manière continue les valeurs de débit du ruisseau. Pour cela la station est équipée de deux appareils : un limnigraphe et un débitmètre automatique

Le limnigraphe est mécanique et doit être remonté manuellement toutes les semaines. Il peut mesurer des débits avec une précision proche de 0,1 L/s avec un pas de temps de l'ordre de la demi-heure. Son principe de fonctionnement s'inspire du système des vases communicants : un puits situé dans la station de mesure est raccordé par un tuyau au bassin de tranquillisation. A chaque variation de niveau de celui-ci un flotteur placé dans le puits de mesure actionne mécaniquement un stylet encreur permettant de tracer les fluctuations de hauteurs d'eau sur une feuille quadrillée. A partir de ces enregistrements, il est possible de calculer des débits grâce à l'étalonnage de la relation hauteur d'eau – débit, préalablement établi.

Le débitmètre automatique qui utilise un système de pression type « bulle à bulle » fonctionne sur batterie et les données sont enregistrées puis récupérées tous les mois à l'aide d'un ordinateur portable. Il peut mesurer des débits très faibles avec une précision de l'ordre de 0,01L/s et fonctionne avec un pas de temps de 5 minutes. (annexe 1)

Des contrôles ont été régulièrement effectués pour vérifier la validité de la relation hauteur d'eau/débit et cela pour différentes hauteurs d'eau allant de l'étiage à des débits très élevés. Ces contrôles ont révélé une erreur moyenne assez faible, de l'ordre de 3%.

2.2.3 Echantillonnage de l'eau

Au cours de la période d'étude 1998-2004 deux modes d'échantillonnage de l'eau ont été pratiqués.

Echantillonnage de 1998 à la fin Août 2001 :

L'échantillonnage de l'eau à l'exutoire du bassin versant était à volume constant à raison de 0,5 L pour chaque prélèvement mais le pas de temps entre deux prélèvements variait en fonction de l'évolution du débit d'eau dans le ruisseau. En période de crue, les prélèvements étaient réalisés par un échantillonneur automatique programmable, à pompe péristaltique dont la crépine d'aspiration était située dans le bassin de stabilisation à l'exutoire. Une sonde réglable déclenchait le programme d'échantillonnage dès que le signal d'une crue était détecté. L'échantillonneur effectuait alors un cycle complet de 24 prélèvements de 500 mL selon un rythme identique pour chaque crue (Tableau 6)

Tableau 6: rythme d'échantillonnage pour les 24 échantillons prélevés pendant les crues

N° du flacon	temps à partir du début de la crue (min)	Intervalle entre 2 prélèvements (min)
1	0	
2	5	5
3	10	5
4	15	5
5	20	5
6	35	15
7	50	15
8	65	15
9	80	15
10	95	15
11	110	15
12	130	30
13	160	30
14	190	30
15	220	30
16	250	30
17	280	30
18	340	60
19	400	60
20	460	60
21	520	60
22	580	60
23	640	60
24	760 (12,7 heures)	120

Echantillonnage depuis la fin Août 2001 :

Deux préleveurs automatiques fonctionnaient. Le premier prélevait un échantillon d'eau toutes les 6 heures. Les 4 échantillons quotidiens étaient mélangés pour former un seul échantillon représentatif de la journée qui était analysé.

Un autre préleveur était chargé du suivi des crues et prélevait de l'eau pendant les crues avec un volume d'eau passé constant entre chaque prélèvement.

Pour une même journée, lorsque nous disposions d'analyses provenant des deux préleveurs nous avons utilisé celles du second préleveur qui donnait des valeurs de concentration ponctuelles, à condition qu'il y ait au moins 3 analyses dans la journée. Dans le cas contraire nous avons utilisé les analyses des échantillons provenant du premier préleveur.

Au cours de la période 1998-2004, l'échantillonnage automatique a été complété par un prélèvement manuel hebdomadaire d'un échantillon de 0,5 L d'eau à l'exutoire et dans 23 points fixes répartis le long du ruisseau (Figure 29)

Bassin versant de la Fontaine du Theil
points de prélèvements manuels hebdomadaires

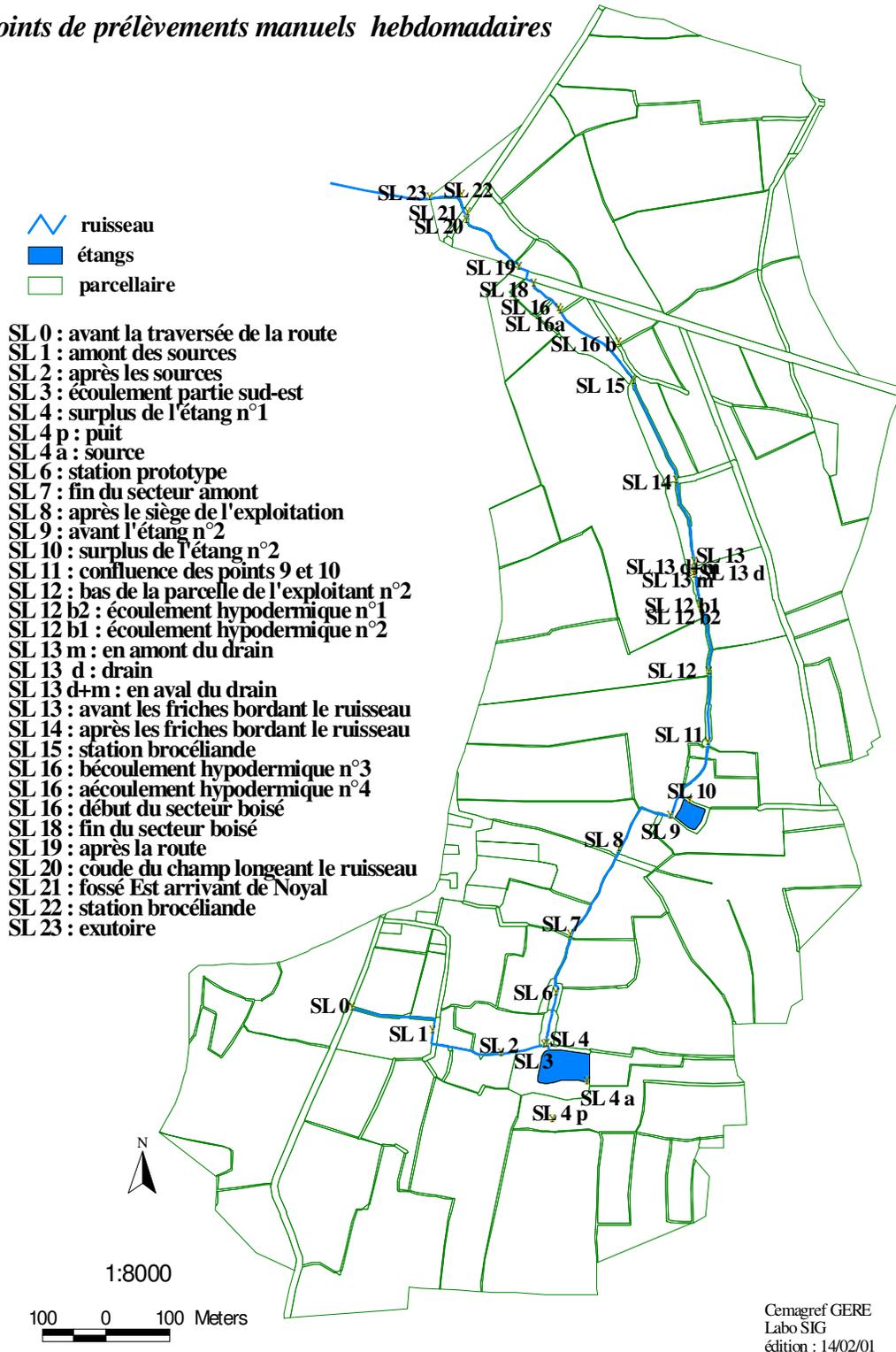


Figure 29 : Localisations des points de prélèvement de l'eau.

2.2.4 Méthodes d'analyse de l'eau.

Chaque semaine, les échantillons ont été prélevés toujours dans le même ordre en partant de l'amont vers l'exutoire : les 23 points intermédiaires (1 heure de prélèvement environ entre le point 0 et le point 22), les piézomètres (1h 30) puis l'exutoire (20 min). Les échantillons étaient transportés dans une glacière, filtrés dès arrivée au Cemagref puis stockés en chambre froide. Les analyses étaient effectuées dans la semaine. Chaque échantillon prélevé a été analysé pour 5 paramètres : matières en suspension (MES), Nitrate, Ammonium, Orthophosphate (P ortho), Phosphore total (P total) suivant les méthodes normalisées (Figure 30 et Tableau 7). La minéralisation du P total a été réalisée par voie acide à l'autoclave (105°C pendant 3 heures)

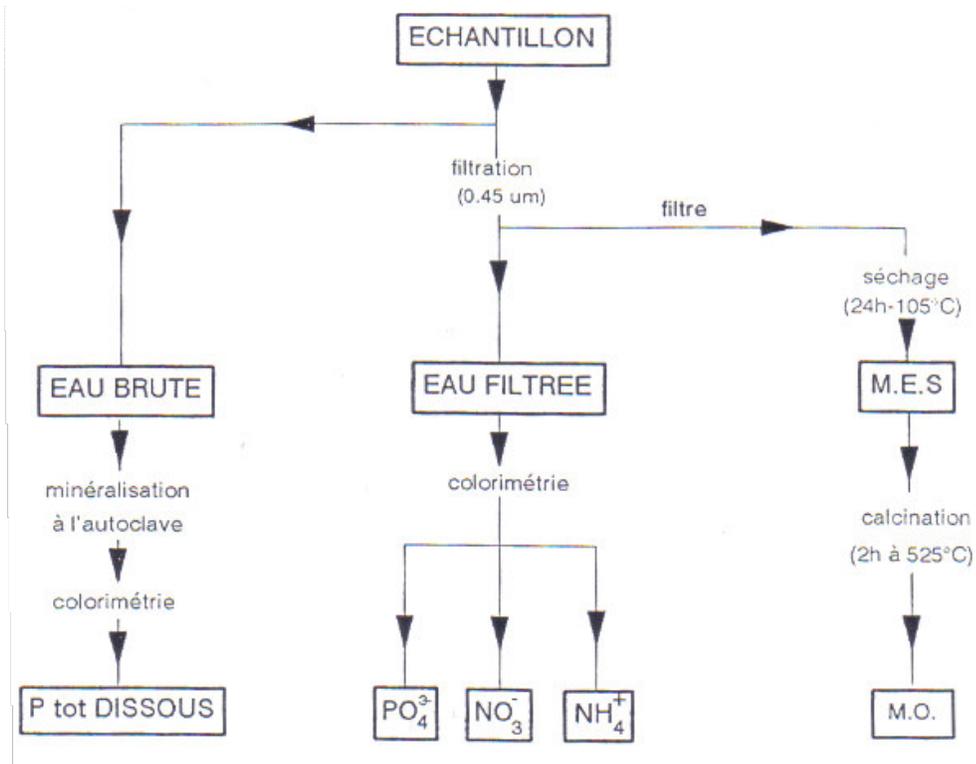


Figure 30 : procédures d'analyses des échantillons

Tableau 7 : description sommaire des méthodes utilisées pour les analyses

Paramètres	Description de la méthode	Appareil	Nombre d'analyses par échantillon
MES	Lavage préalable du filtre puis séchage. Filtration sous dépression de la totalité du flacon (environ 700 mL) sur filtre sans liant. Pesée du filtre au 1/1000 ^{ème} de mg avant et après séchage à l'étuve 105°C	Banc de filtration « Sartorius », étuve, balance	1
Nitrate Nitrite	Sur échantillon filtré à 0,45 microns. Méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire après réduction en ligne du nitrate en nitrite sur colonne au Cadmium cuivré. Le nitrite réagit avec la sulfanilamide, en milieu acide pour donner un composé diazo. qui forme avec la N-naphtyl-éthylènediamine un complexe coloré rose mesuré à 620 nm.	Appareil de type flux continu avec injection de la marque « Lachat »	2 (les résultats présentés sont la moyenne des 2 mesures)
Ammonium	Sur échantillon filtré à 0,45 microns. Formation d'un complexe coloré entre l'ion ammonium, le salicylate de sodium et le chlorure, catalysé par du nitroprussiate de sodium. Lecture à 660 nm.		
Orthophosphate	Sur échantillon filtré à 0,45 microns. Réaction entre l'orthophosphate en milieu acide et le molybdate d'ammonium qui donne l'acide molybdophosphorique qui, réduit par l'acide ascorbique en présence d'antimoine donne un complexe phosphomolybdique bleu. Lecture à 880 nm		
Phosphore total	Minéralisation acide (peroxodisulfate de potassium + acide sulfurique) par voie humide à l'autoclave sur l'échantillon non filtré. Mesure ensuite de l'orthophosphate comme ci-dessus.		

Les méthodes n'ont pas changé au cours de l'étude. L'appareil d'analyse (marque Alliance Instruments utilisant le principe du flux continu segmenté) a toutefois été remplacé en 2002 par un appareil d'analyse continu à injection de marque Lachat . A partir de ce moment , une seule analyse par échantillon a été réalisée au lieu de deux auparavant.

Pendant les 6 ans de la période d'étude, le CEMAGREF de Rennes a ainsi effectué 3693 analyses de teneur en MES, 4098 analyses de teneur en nitrate, 3528 analyses de teneur en ammonium, 3718 analyses de teneur en P ortho, 3156 analyses de teneur en P total

3 Résultats et discussions

3.1 Contribution de l'habitat aux rejets de phosphore dans le bassin versant.

Trois petits villages sont situés sur les crêtes du bassin versant. Il s'agit des villages du Verger à l'Ouest, de Montdoublain et de Piraudain à l'Est. Des habitations sont donc situées en bordure du bassin versant et quelques unes sur le bassin. Il est important d'évaluer l'impact d'éventuels rejets domestiques sur le flux de phosphore à l'exutoire pour ne pas l'imputer aux activités agricoles. J'ai donc effectué une enquête afin de connaître le nombre d'habitants, le temps de présence, la quantité de phosphore rejetée du fait de l'utilisation de produits ménagers, le mode d'assainissement des eaux usées et le lieu de leur déversement.

Les résultats de l'enquête montrent qu'il n'y a pas de rejet de phosphore vers le bassin versant de la part du village de Piraudain dont toutes les eaux usées sont évacuées hors du bassin versant. Une seule habitation du village de Montdoublain rejette ses eaux usées sur le bassin. Les eaux usées sont évacuées dans le jardin de cette habitation par trois drains de 50 mètres qui les épandent à un mètre de profondeur. L'habitation située à 250 mètres du ruisseau ne peut transférer du P qu'à très long terme et en quantité insignifiante.

En ce qui concerne le village du Verger, toutes les eaux usées convergent vers une « mare » située sur le bassin versant. Ce lieu est asséché l'été, j'y ai prélevé des échantillons de terre à 4 profondeurs différentes (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30 - 40 cm). L'analyse de ces échantillons permettra de juger de la quantité de phosphore qui s'y infiltre et qui pourrait éventuellement rejoindre une nappe d'eau. Le phosphore étant bien fixé par le sol cette quantité est sûrement négligeable. La mare est située à 300 mètres du ruisseau. Exceptionnellement elle peut déborder en hiver et le surplus d'eau s'écoule dans un fossé qui suit la route qui va du Verger à St Léger-des-Près. Ce fossé évacue l'eau à l'aval de la station de mesures. Toutefois, un léger doute subsiste quant à la possibilité d'un partage des eaux en période de forte pluviosité. Une faible partie de l'eau du fossé pourrait alors regagner le ruisseau au niveau du point franchi par la route nationale.

Seules les eaux usées d'une maison excentrée du village du Verger ne sont pas dirigées vers la mare. Cette maison est située à 300 mètres du ruisseau et ses eaux usées sont évacuées par un réseau de trois drains situés dans le jardin. La contribution de cette habitation à l'apport de P au ruisseau ne peut donc qu'être négligeable.

Il n'y a pas de bâtiment agricole situé sur le bassin versant mis à part un hangar qui n'est plus utilisé depuis 10 ans (il servait d'abri à une dizaine de vaches). Les trois bâtiments agricoles situés en bordure du bassin versant ne rejettent pas d'effluent vers le bassin versant. L'eau des cours de ferme est évacuée hors du bassin versant. Les bâtiments de l'exploitation située à Montdoublain viennent d'être reconstruits. Le fumier est maintenant protégé de la pluie et les jus de fumier sont dirigés vers une fosse. La stabulation est entièrement couverte. Les bâtiments des deux exploitations situées dans le village du Verger sont vétustes.

3.2 Hydrologie dans le bassin versant

3.2.1 Caractéristiques des écoulements dans le bassin versant

Les quantités d'eau écoulées tendent à croître de Septembre à Décembre, et à décroître de Janvier à Août. De ce fait, nous parlerons pour la présente étude, « d'années hydrologiques » qui commencent le 1^{er} septembre. Pour la période d'étude le ruisseau a connu une rupture d'écoulement au niveau de la station de mesure d'août à Décembre 2003. Les écoulements ont été inégaux d'une année à l'autre. La lame d'eau écoulée au cours de l'année hydrologique 2000 - 2001 a été particulièrement importante (Figure 32). La lame d'eau écoulée varie de moins de 1 mm/jour pendant les mois d'été à plus de 30 mm par jour pendant les mois d'hivers. Les variations de débit au sein même d'une journée sont parfois très importantes, il n'est pas rare que le débit soit multiplié par 2 en l'espace de quelques heures.

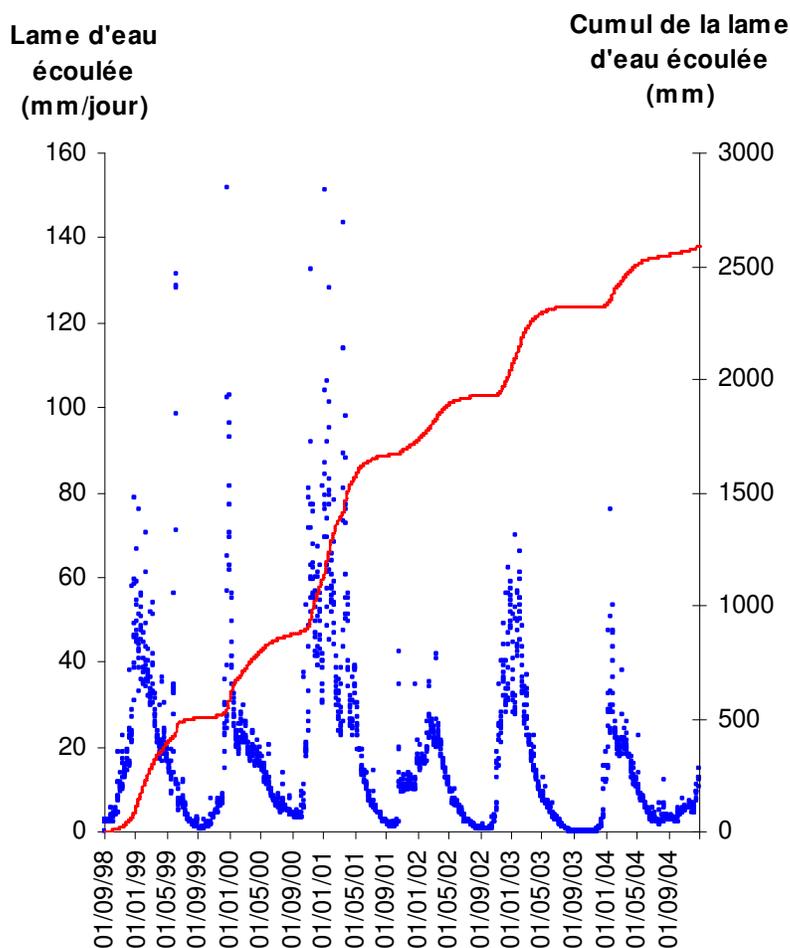


Figure 32 : variation et cumul de la lame d'eau écoulée (mm/jour) sur le bassin versant de la Fontaine du Theil pour les 6 années hydrologiques de la période d'étude

Le rapport entre pluviosité et lame d'eau écoulee varie largement au cours de l'année. Il est proche de 1 en hiver alors que les sols sont humides. En été, l'évapotranspiration étant importante, ce rapport est proche de 1/5 (Figure 33). Rappelons ici que les nappes d'eau contribuent toute l'année aux écoulements.

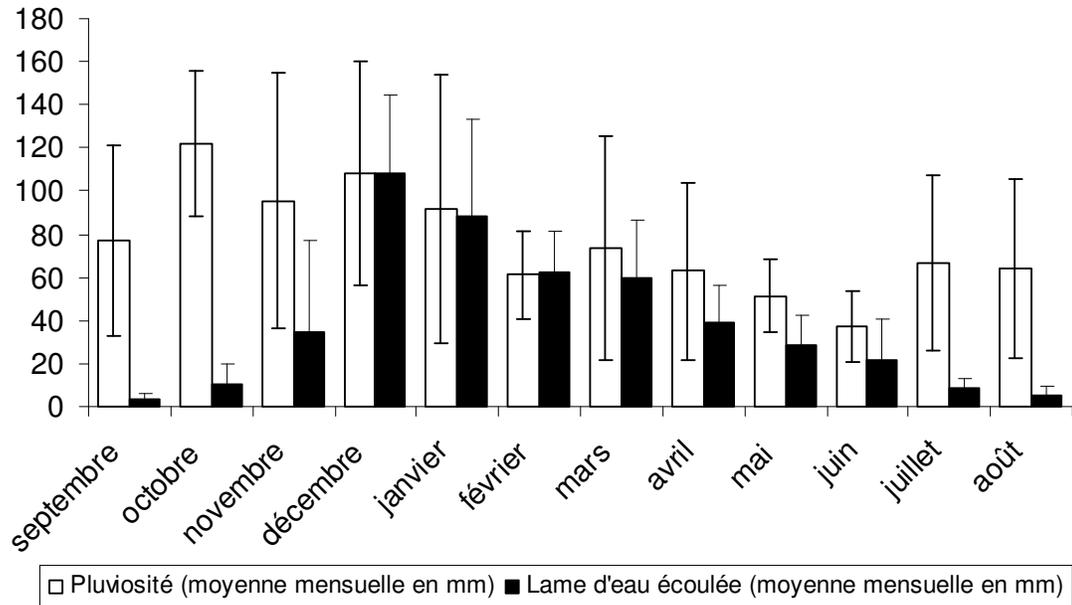


Figure 33 : comparaisons entre les valeurs moyennes de la pluviosité et des lames d'eau mensuelles écoulees de 1998-2004 (les barres d'erreur représentent les écarts types).

3.2.2 Importance des crues dans les écoulements

L'écoulement des eaux dans le ruisseau de la Fontaine du Theil s'est traduit, comme dans toute rivière par une succession de crues et d'étiages (Figure 32).

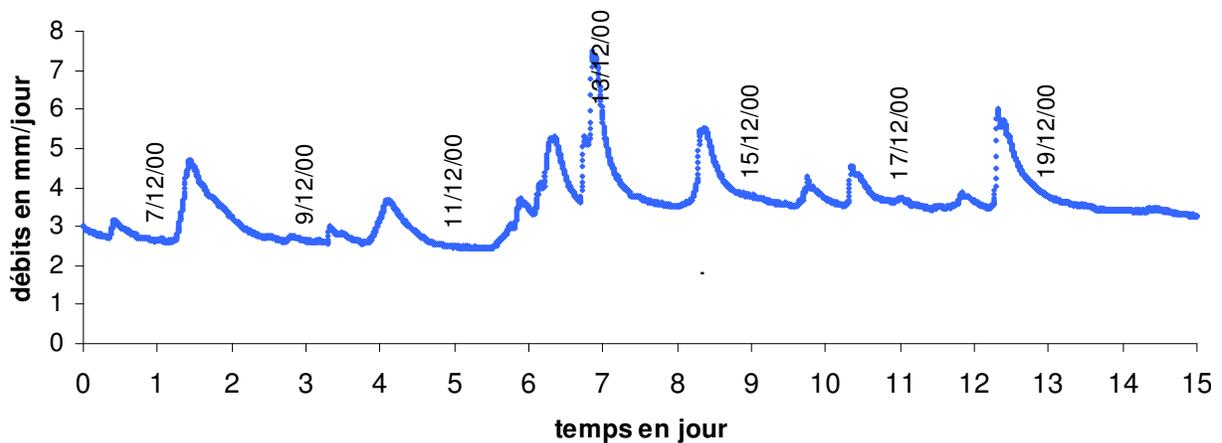


Figure 34 : exemple des variations du débit sur une période de 15 jours en Décembre 2000.

L'augmentation du débit d'au moins $0,25 \text{ mm jour}^{-1}$ en un temps court a été choisi comme critère pour identifier chaque crue. Les événements présentant une succession de débits de pointe ont été découpés en autant de crues que de fois où le débit augmentait de plus de $0,25 \text{ mm jour}^{-1}$ après l'amorce d'une décrue. Sur la base de ce critère 430 crues ont été dénombrées au cours des 6 années hydrologiques (1998-2004) étudiées, 80% des crues ont été enregistrées au cours de la période Novembre-Avril (Figure 35). Leur débit moyen (lame d'eau écoulée/ durée de la crue) a été de 48 L s^{-1} alors que pour la période Mai-Octobre le débit moyen des crues n'a été que de 13 L s^{-1} (Figure 36).

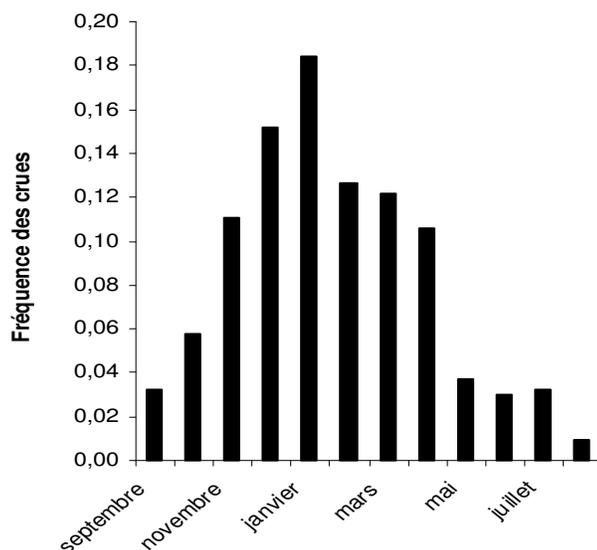


Figure 35 : distribution des crues au cours de l'année hydrologique.

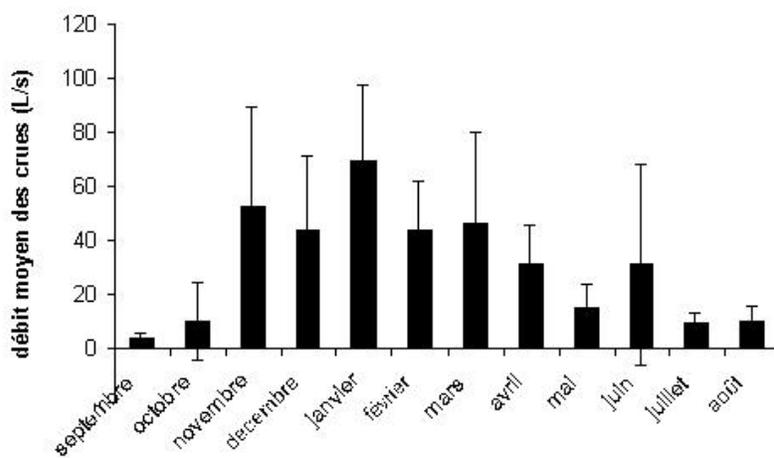


Figure 36 : débits moyens mensuels des crues de 1998 à 2004. Les barres d'erreurs représentent les écartypes.

L'intensité des crues, définie par le rapport du débit moyen de la crue au débit initial, a été peu variable et voisine de 1,2 de Novembre à Mai. Elle a été beaucoup plus importante pour la période Juin-Octobre, les valeurs les plus élevées concernant les mois d'Août (2,8) et Septembre (2,4). (Figure 37), au cours desquels les débits d'étiage ont été très faibles.

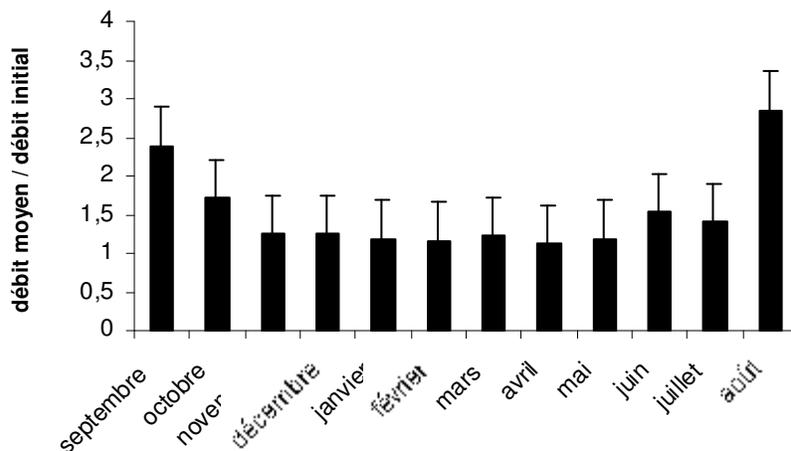


Figure 37 : intensité moyenne des crues de chaque mois (les barres d'erreurs représentent les écartypes)

La part de la lame d'eau écoulee pendant les crues a varié au cours de l'année. Elle a été généralement la plus importante les mois pour lesquels la lame écoulee était importante à l'exception du mois de Juin. Pour l'ensemble de la période d'étude les crues ont véhiculé 40% de la lame d'eau écoulee. (Figure 38).

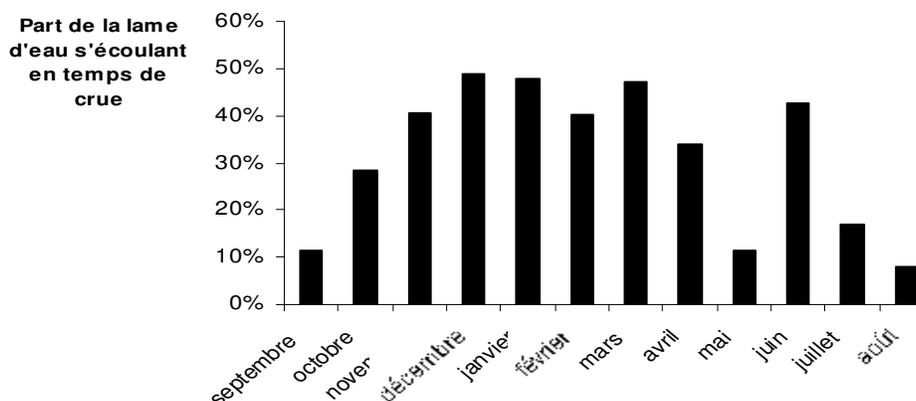


Figure 38 : part mensuelle moyenne de l'eau écoulee pendant les crues.

Le débit moyen pendant les crues a été largement fonction de la période de l'année dans laquelle la crue se situe. La majorité des crues ont eu des débits moyens inférieurs à 50 L/s (Figure 39). La plupart des crues se sont déroulées en moins de 24 heures. Seules quelques crues ont dépassé une durée de deux jours. L'échantillonnage automatique des crues sur une période de 12,7 heures n'a pas permis d'échantillonner la majorité des crues sur la totalité de leur durée (Figure 40).

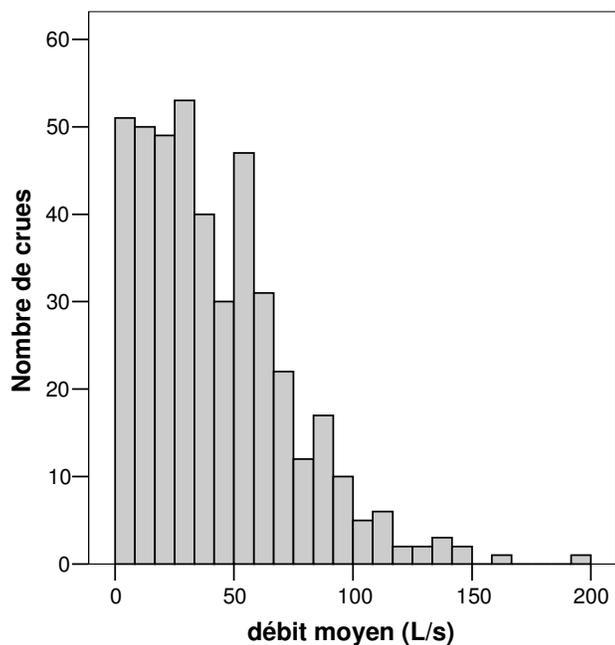


Figure 39 : fréquence des valeurs de débit moyen pendant les crues

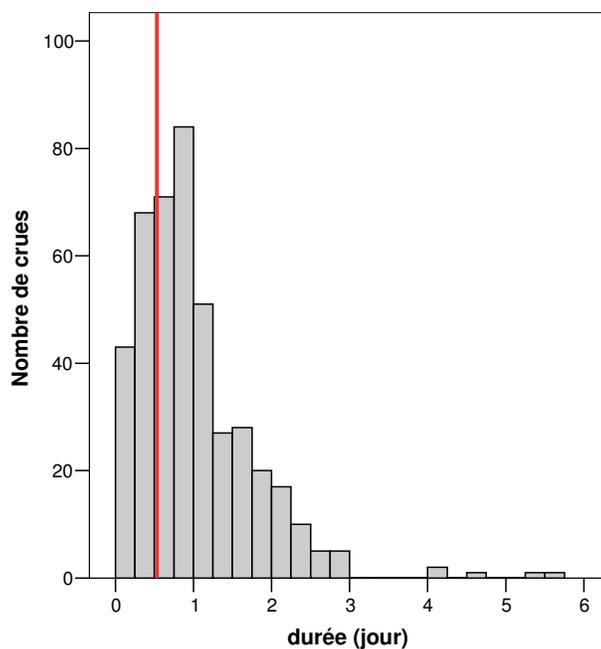


Figure 40 : fréquence des durées des crues. L'échantillonnage automatique des crues s'effectue sur une période de 12,7 heures (trait rouge), ce qui n'a pas permis d'échantillonner entièrement les crues dont la durée a été supérieure à cette valeur.

3.3 Variations des concentrations de phosphore en fonction du régime d'écoulement

3.3.1 Variation des teneurs en P aux cours des crues.

En début de crue, lors de la période d'augmentation du débit, les concentrations de P total et de P ortho augmentaient très rapidement. Elles diminuaient par la suite plus lentement lors de la décrue. L'augmentation relative des concentrations de P total était plus importante que celle de P ortho et la précédait généralement. Nous pouvons prendre comme exemple la crue du 11/12/99 qui est représentative de ce qui a été le plus souvent observé. La concentration maximale de P total a été atteinte une heure après le début de la crue et a été cinq fois supérieure à la concentration de début de crue. La concentration maximale de P ortho a été atteinte une heure et demie après le début de la crue, elle a été deux fois supérieure à la concentration initiale (Figure 41).

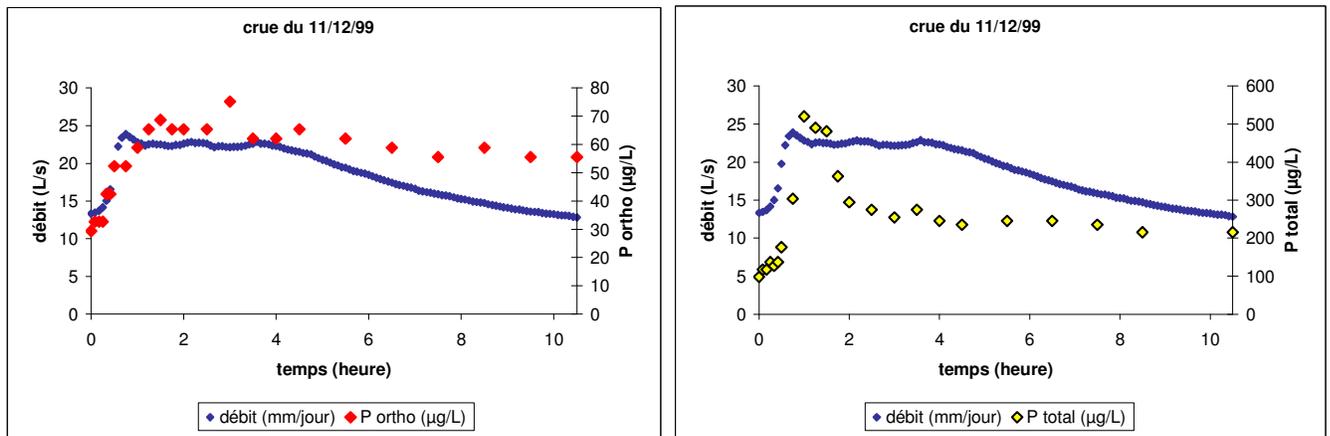


Figure 41 : variation des concentrations de P ortho et de P total au cours de la crue du 11/12/99. L'augmentation relative des concentrations de P total est plus importante et rapide que celle de P ortho.

Les concentrations maximales de P total pendant les crues se situaient le plus souvent autour de 1000 µg P/L. Elles atteignaient parfois les 1300 µg P/L. Des concentrations de 8000 µg P/L ont été enregistrées lors d'une crue. Ces valeurs sont comparables à celles relevées sur le bassin du Coët-Dan par Cann et al. 1999 qui ont mesuré des concentrations maximales de P total supérieures à 1000 µg P/L pour chaque crue notable. Le Coët-Dan est un bassin versant où l'agriculture est très intensive, avec présence d'élevages hors sols alors que ceux-ci sont absents du bassin de la Fontaine du Theil. Par ailleurs, la teneur en phosphore des sols y est modérée et un quart de la surface totale du bassin versant est consacré à la prairie. La concentration de P total moyenne au cours des crues, pondérée par la lame d'eau, est égale en moyenne à 327 µg P/L (Figure 42 A). Le

rapport de la concentration moyenne de P total des crues à la concentration initiale a varié de 1, pour peu de crues qui n'ont pas provoqué d'augmentation des concentrations, à 18 pour les crues qui ont provoqué les plus fortes augmentations de concentration. Ce rapport a été en moyenne de 6.

Lors des crues, les concentrations maximales de P ortho ont été le plus souvent voisines de 90 µg P/L mais ont dépassé régulièrement 250 µg P/L. La concentration moyenne de P ortho a été pendant les crues de à 43 µg P/L (Figure 42 B) et correspondait une augmentation de 40 % par rapport à la concentration initiale (Tableau 8).

Les variations des concentrations des matières en suspension (MES) ont été proches des variations de P total (Figure 43).

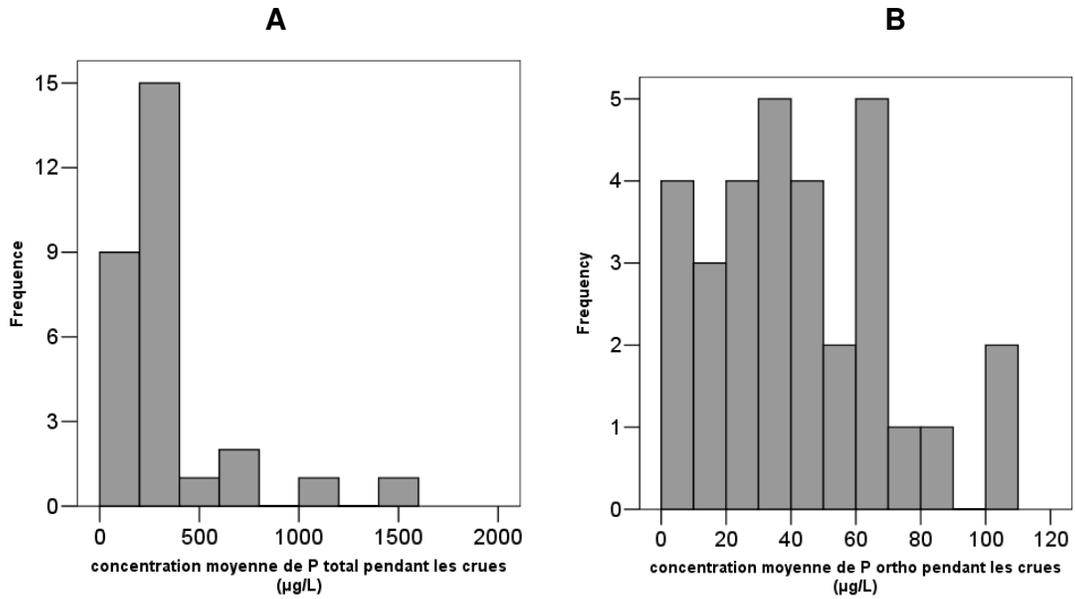


Figure 42 fréquence des concentrations moyennes de P total pendant les crues (A) et fréquence des concentrations moyennes de P ortho pendant les crues (B)

Tableau 8: concentrations moyennes de P pendant les crues (µg P/L)

	Moyenne	Ecartype	Effectif
P total	327	315	29
P ortho	43	26	31

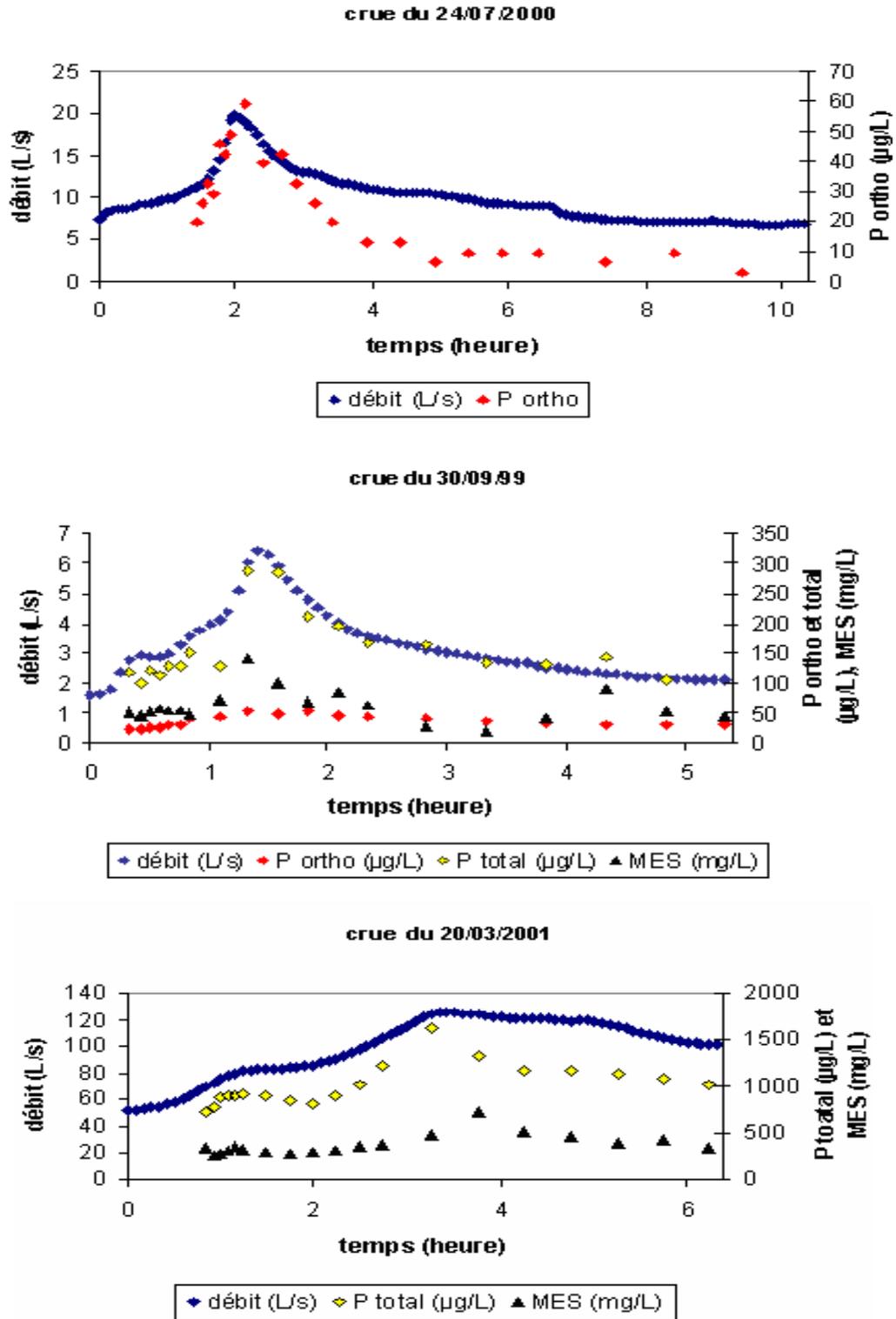


Figure 43 : exemples de variations des concentrations observées pendant les crues.

Malgré l'évolution quasi systématique des concentrations de P total et ortho dans l'eau au cours des crues, celles-ci se sont avérées indépendantes de la valeur des débits lorsque l'on considère l'ensemble des crues (Figure 44). De nombreux auteurs ont observé cette absence de liaison, dont Cann 1997 sur le bassin versant du Kerouallon dans le Finistère.

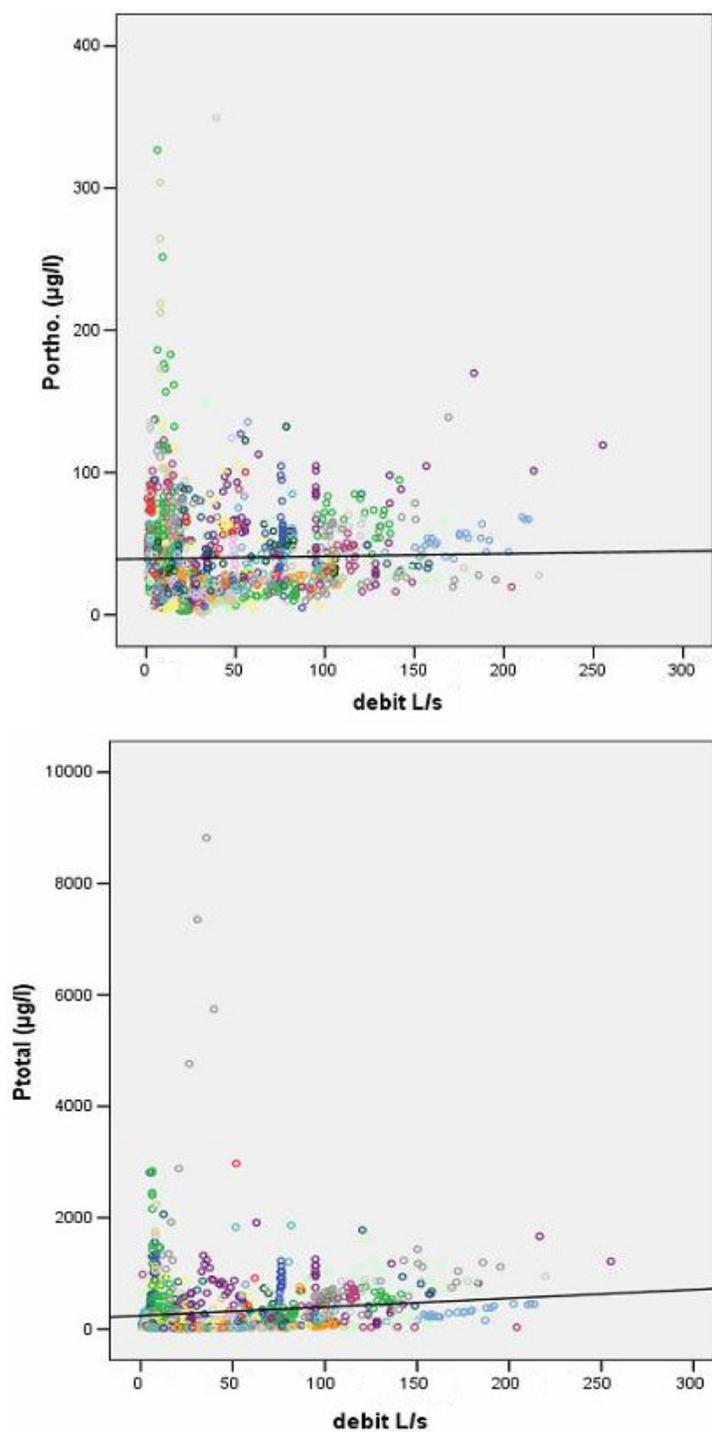


Figure 44 Concentration de P ortho et de P total en fonction du débit pendant les crues. Chaque couleur représente une crue.

L'analyse des corrélations entre les variables mesurées fait apparaître une corrélation positive entre la concentration de P total et celle des MES ($r = 0,607^{**}$) et de P ortho ($r = 0,337^{**}$). Par contre la corrélation entre la concentration de P ortho et celle du nitrate s'est avérée négative ($r = -0,347^{**}$). Cela traduit l'évolution inverse de la teneur en nitrate, qui diminue lorsque le débit augmente, par rapport à celle du phosphore. Cela pourrait suggérer que le P et le nitrate véhiculés dans le ruisseau n'ont pas la même origine.

Lorsque plusieurs crues se sont succédées rapidement, les premières crues ont provoqué des augmentations de concentration plus importantes que celles qui les ont suivies. Ce phénomène, également relevé par Can 1997, s'observe en particulier lors des périodes de faible débit. Il pourrait s'expliquer par le fait que la première crue entraîne des sédiments et du phosphore accumulés dans le lit et sur les berges du ruisseau pendant une longue période. Les crues qui suivent ont moins de sédiments et donc de phosphore à transporter (Figure 45).

Les crues en période de faible débit ont engendré des augmentations de concentration du même niveau que celles qui interviennent lorsque le ruisseau coulait abondamment.

3.3.2 Variation des concentrations de P pendant les étiages.

En période d'étiage, les concentrations de P ortho étaient voisines de 30 $\mu\text{g P/L}$ et ont rarement dépassé 50 $\mu\text{g P/L}$. Les concentrations de P total ont été également faibles, généralement proches de 50 $\mu\text{g P/L}$, et n'ont dépassé que rarement 100 $\mu\text{g P/L}$. Cela correspond à une eau de bonne à très bonne qualité selon le SEQ eau traduisant l'absence d'apport de P d'origine ponctuelle sur le bassin versant.

3.3.3 Variations saisonnières de concentrations de P.

L'effet des saisons est dû à la pluviosité et à l'évapotranspiration qui influent sur la fréquence des crues. En été, les crues sont peu fréquentes, de ce fait les concentrations de P sont souvent faibles. Pour un même régime d'écoulement, on n'observe pas d'effet de la saison sur la concentration. (Figure 46).

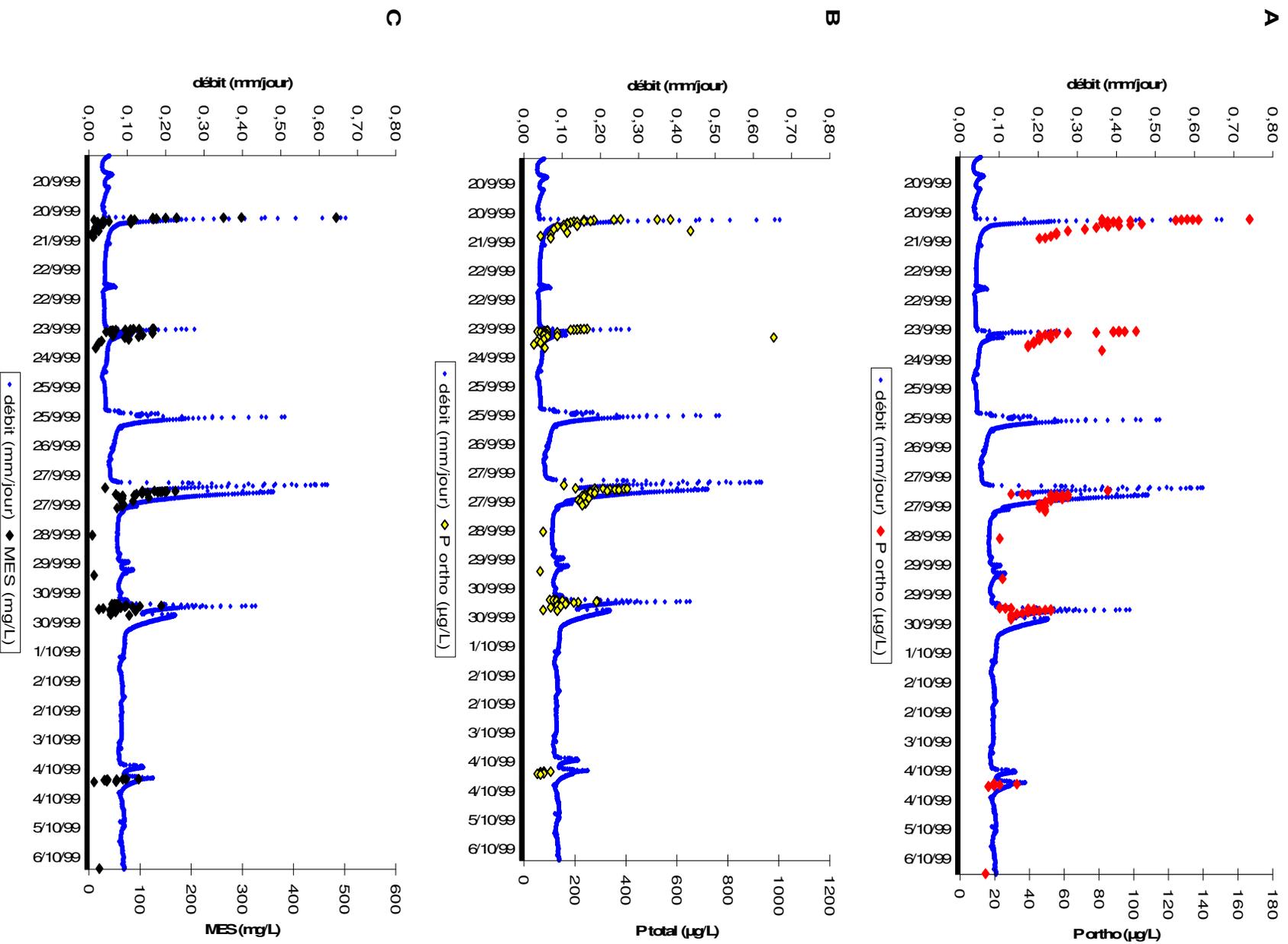


Figure 45 : Variation des concentrations de P ortho (A) P total (B) et MES (C) au cours de crues rapprochées pendant une période de faible débit.

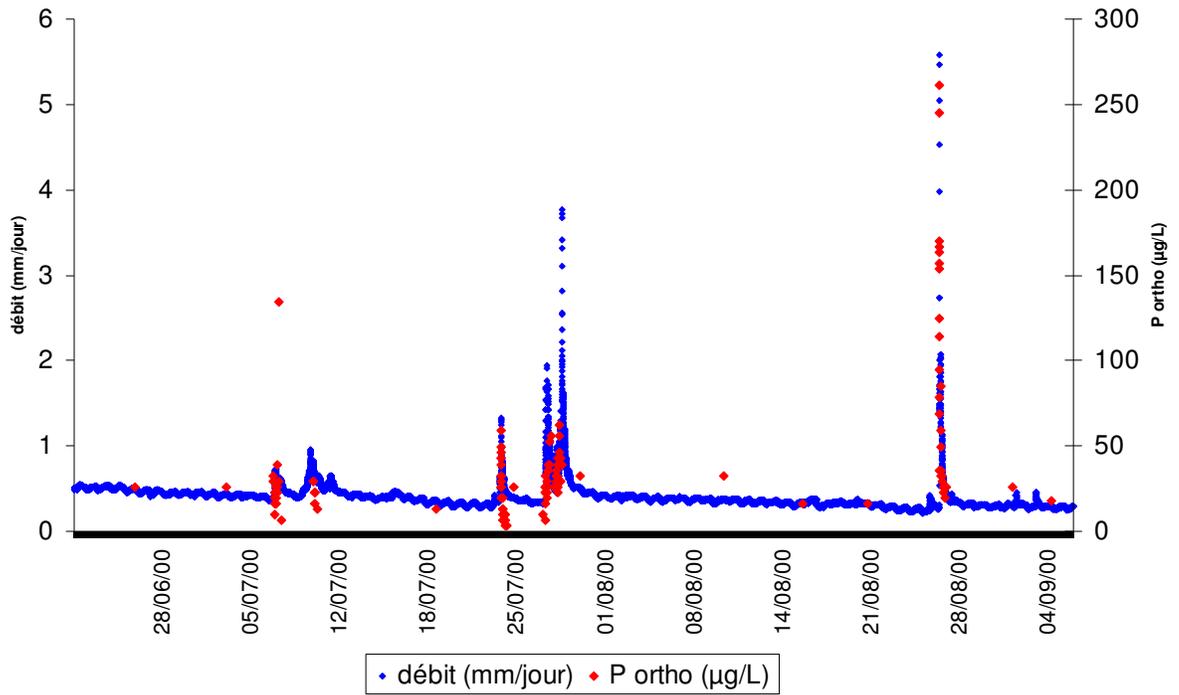
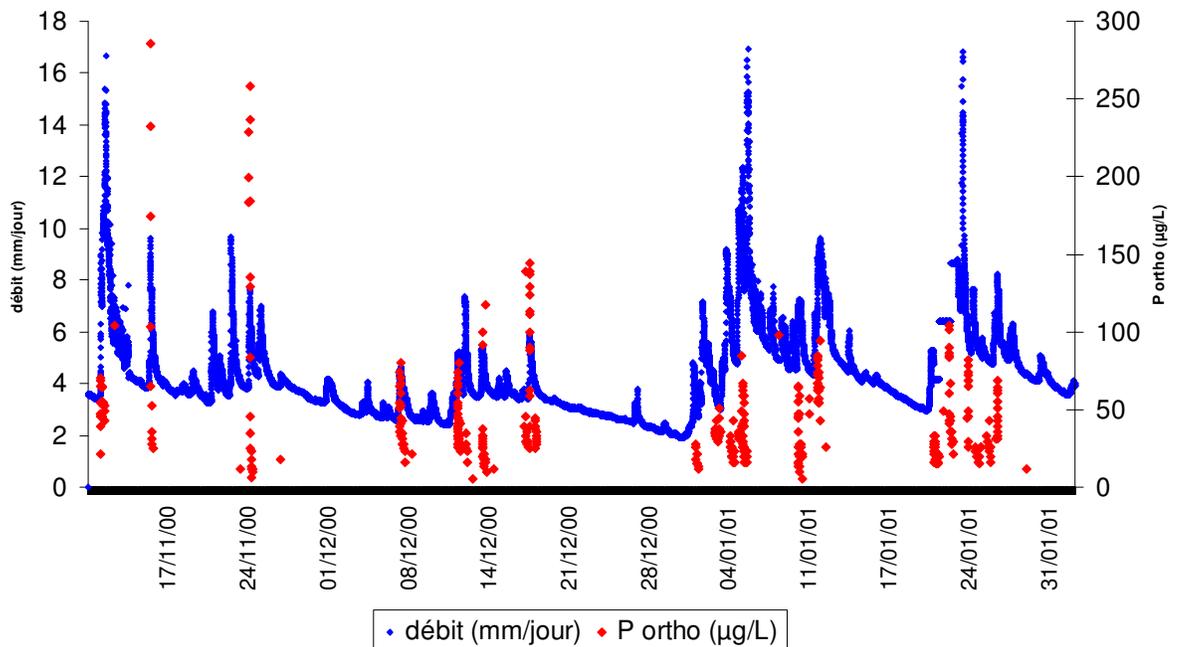
A**B**

Figure 46: variation de la concentration de P ortho ($\mu\text{g P/L}$) durant l'été 2000 alors que le débit était faible et que les crues étaient peu fréquentes (A) et durant l'hiver 2000, alors que le débit était élevé et les crues étaient fréquentes.

3.4 Détermination des flux de phosphore transférés à l'exutoire du bassin versant.

Du fait que 40% de l'eau se soit écoulé pendant les crues au cours desquelles les concentrations de P étaient plus importantes qu'en périodes d'étiages, la plus grande part du phosphore véhiculé à l'exutoire du bassin versant l'a été pendant les crues. Les fortes variations de concentration au cours de celles-ci impliquent un échantillonnage approprié pour évaluer de façon satisfaisante les flux de phosphore. Or, malgré la procédure d'échantillonnage mise en œuvre (paragraphe 2-2-3), très peu de crues ont été correctement échantillonnées. Certaines ne l'ont pas été du tout, ce qui, au travers d'un calcul basé sur une interpolation des teneurs entre 2 mesures consécutives, ne peut que conduire à une sous estimation du flux. D'autres ne l'ont été que partiellement avec, soit un démarrage trop tardif de l'échantillonnage, soit un arrêt prématuré. Les conséquences sont les mêmes dans les deux cas :

a) Le premier échantillon est prélevé trop tardivement pendant la phase de forte augmentation des concentrations. Dans ce cas l'interpolation linéaire entre la dernière mesure en période d'étiage et la première mesure sur la crue va conduire à une surestimation des flux de P.

b) Le dernier prélèvement concernant la crue est réalisé longtemps avant la fin de celle-ci alors que les concentrations sont encore élevées. L'interpolation linéaire entre la dernière mesure sur la crue et la mesure suivante en l'absence de crue, conduit également à surestimer le flux de P.

Plus de 90% des crues qui ont été recensées sur la base d'un accroissement du débit de plus de 0,25 mm/jour n'ont pas été échantillonnées ou l'on été imparfaitement. A défaut de mesures, il s'avérerait donc nécessaire d'estimer les concentrations de P pendant les crues pour aboutir à une évaluation des flux de phosphore que l'on pourra qualifier de « réaliste », ou de « plausible ».

3.4.1 Evaluation des flux de P pour les crues non échantillonnées

Nous avons cherché à établir des relations permettant d'estimer les concentrations de P pour les crues non échantillonnées en se servant des crues complètement échantillonnées. Lorsqu'une crue n'est pas échantillonnée, les seules données pouvant servir à l'estimation des concentrations sont les données de débits et les données de concentration antérieure et postérieure à la crue.

3.4.1.1 Méthode :

Nous avons émis l'hypothèse qu'il existe une relation spécifique entre le débit d'eau et les concentrations de P pour chaque type de crues caractérisées par des variables hydrologiques. Nous avons précédemment établi qu'une telle relation n'existe pas si l'on considère l'ensemble des crues. Afin d'établir une typologie des crues, nous avons étudié les variables ci-dessous :

- lame d'eau (L) : quantité totale d'eau véhiculée pendant la crue
- débit initial (L/s): débit juste avant la crue (d_i)
- débit maximum (L) : débit maximal atteint pendant la crue (d_m)
- débit moyen (L/s) : débit moyen pendant la crue
- durée (min) : intervalle de temps entre le début de la crue et la fin de la crue ($D = t_f - t_i$)
- débit maximal/initial (accroissement relatif du débit)
- débit moyen/débit initial
- pente de la crue : $(d_m - d_i) / (t_m - t_i)$, vitesse d'accroissement du débit pendant la phase de crue.
- Durée relative de la phase de crue : $(t_m - t_i) / D$

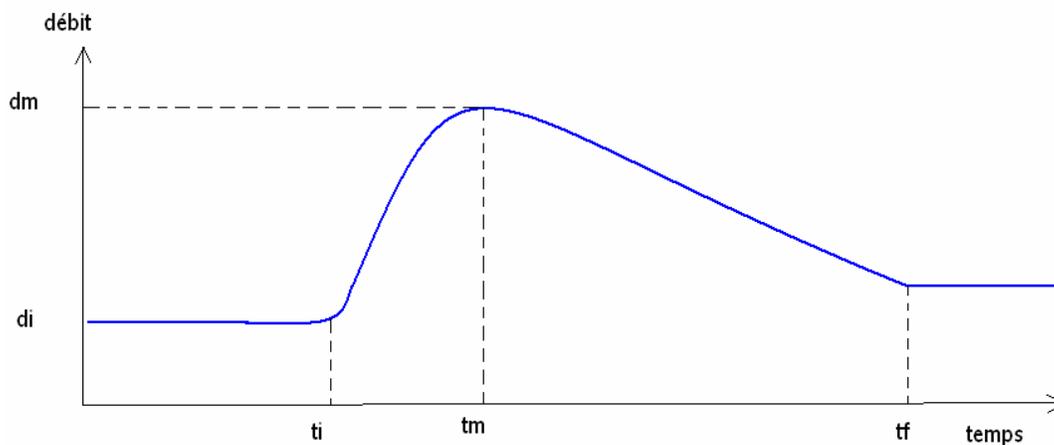


Figure 47 : schéma localisant les débits et les temps utiles au calcul des variables utilisées pour caractériser les crues.

L'Analyse en Composante Principale réalisée à partir des variables établies pour 430 crues n'a pas permis d'effectuer des classes de crues. En effet, les variables étaient toutes liées. N'ayant pu établir une typologie des crues, nous avons étudié les corrélations entre ces variables et les concentrations de P pour l'ensemble des crues. Les coefficients de corrélation se sont avérés assez faibles, la seule relation forte qui soit apparue est celle

qui relie la concentration maximale de P ortho pendant la crue et l'accroissement relatif du débit (débit maximal/débit initial).

Par la suite nous avons cherché à estimer, non plus les concentrations au cours du temps, mais la concentration moyenne de la crue. Seules les crues bien échantillonnées étant utilisables, l'effectif sur lequel ce travail s'est appuyé a été réduit à 31 crues. La concentration moyenne pondérée de la crue est égale au flux total de phosphore véhiculé pendant la crue, divisé par la lame d'eau totale de la crue.

$$C_{\text{moyenne}} (\mu\text{g/L}) = \text{Flux de phosphore (mg)} / \text{lame d'eau (m}^3\text{)}$$

Calcul de la lame d'eau :

Pour l'ensemble de la période d'étude nous disposons de mesures de débits toutes les 5 minutes. Pour chaque période de 5 minutes entre 2 mesures de débit, la lame d'eau écoulée a été calculée en prenant la moyenne des valeurs de débits multipliée par l'intervalle de temps.

La lame d'eau totale est égale à la somme des lames calculées toutes les 5 min

$$\text{lame d'eau} = \sum (\text{débit}_t + \text{débit}_{t+1})/2 * (t_{+1} - t)$$

Calcul du flux de phosphore :

Pour chaque période de 5 minutes le flux de phosphore est défini par le produit de la lame d'eau et de la concentration de phosphore au cours de ces 5 min.

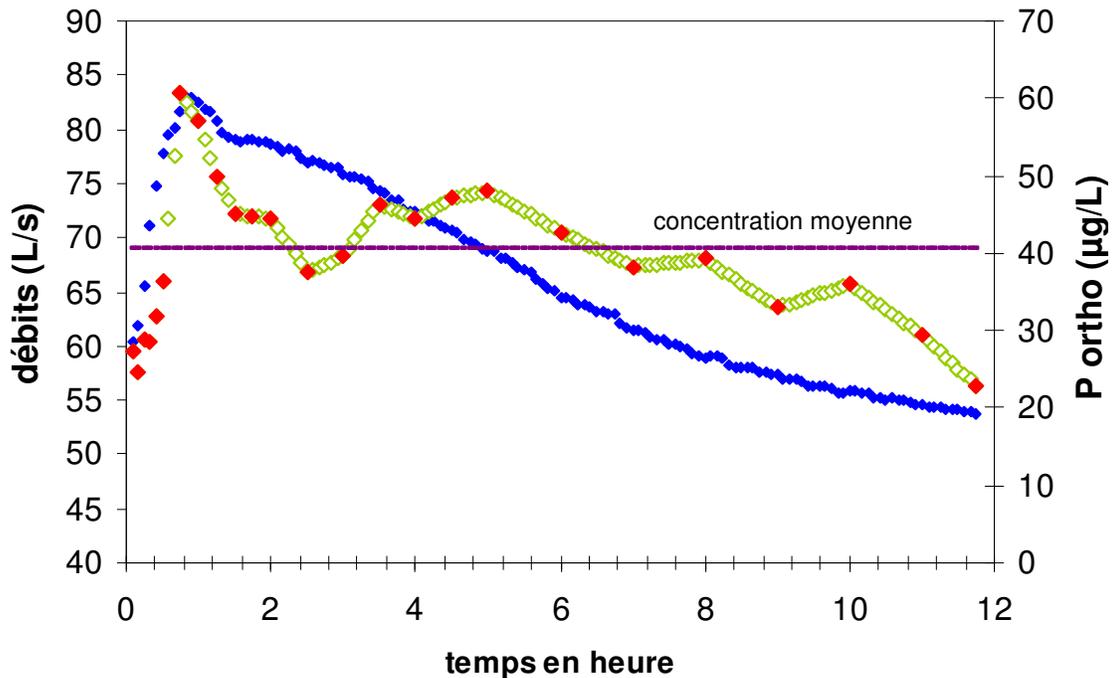
Pour calculer le flux de phosphore de t à t+1, nous avons multiplié la lame d'eau par la concentration moyenne de phosphore de la période.

$$\text{flux de phosphore} = \text{lame d'eau} * (C_t + C_{t+1})/2$$

Lorsque à l'instant t situé entre t1 et t2 nous ne disposons pas d'une mesure de concentration, nous l'avons estimée à partir de la mesure de concentration qui précède (C_{t1}) et de la mesure de concentration qui suit (C_{t2}) par une interpolation linéaire en fonction du temps (Figure 48).

$$C_{t \text{ estimée}} = C_{\text{mesurée } t1} + \underbrace{[(C_{t2 \text{ mesurée}} - C_{t1 \text{ mesuré}}) / (t2-t1)]}_{\text{Pente}} * (t-t1)$$

crue du 7/01/99



- ◆ débits (L/s)
- ◇ intrapolaion linéaire sur le temps des concentrations de P ortho ($\mu\text{g/L}$)
- ◆ P ortho mesuré ($\mu\text{g/L}$)
- concentration moyenne de P ortho ($\mu\text{g/L}$)

Figure 48 : Evolution des débits et des concentrations de P ortho mesurées et calculées pour la crue du 7Janvier 1999 bien échantillonnée.

Nous avons calculé la concentration moyenne de P ortho des 31 crues les mieux échantillonnées, puis nous avons recherché à établir une équation permettant de les estimer à partir de la concentration initiale et des variables hydrologiques.

Pour le P total, cette méthode ne donnant pas de résultats satisfaisants nous avons recherché une équation permettant d'estimer directement le flux de P déplacé pendant la crue. Les données de 26 crues ont pour ce faire été utilisées. Trois crues, parmi les 29 bien échantillonnées pour ce critère, ont été éliminées en raison des augmentations de concentration exceptionnelles qu'elles ont engendrées.

Le logiciel Stabox[®] a permis de tester de multiples équations de régression et de discriminer les variables pertinentes. Les équations définitives ont été établies grâce au solveur d'Excel[®] en utilisant la méthode des moindres carrés.

3.4.1.2 Résultats

P ortho

Les variables les mieux corrélées à la concentration moyenne de P ortho pendant les crues, ont été la concentration initiale ($r = 0,84$) et le rapport débit moyen/débit initial ($r = 0,44$). A l'aide de ces deux variables, une équation de prédiction de la teneur moyenne pondérée en P ortho pendant la crue, a été établie. Elle permet d'expliquer 81% de la variabilité de la variable à prédire (Figure 49).

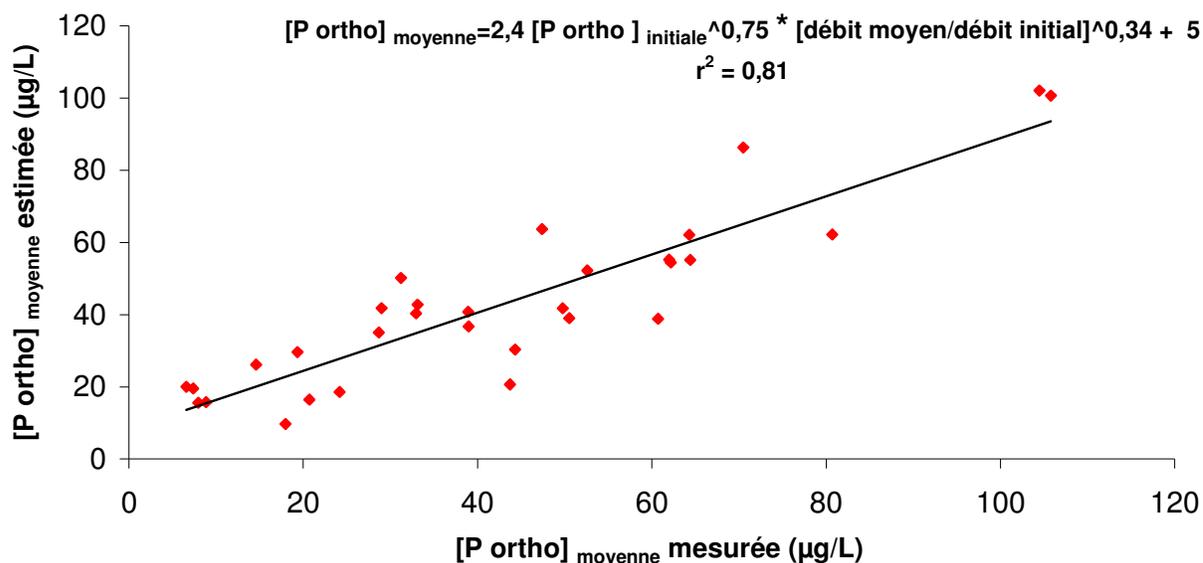


Figure 49 : Relation entre les concentrations moyennes de P ortho pendant les crues et estimées par l'équation de prédiction.

$$[P \text{ ortho}]_{\text{moyenne}} = 2,4 [P \text{ ortho}]_{\text{initiale}}^{0,75} * (\text{débit moyen/débit initial})^{0,34} + 5 ; r^2 = 0,81$$

Le poids important de la concentration initiale de P ortho dans l'estimation de la concentration moyenne de P ortho, se conçoit parfaitement. Une concentration initiale de P ortho élevée, est le reflet d'une quantité importante de P soluble stockée dans les sédiments du ruisseau et notamment dans les plus fins. La mise en suspension de ces sédiments par la crue, permet de libérer d'autant plus de phosphore dans la colonne d'eau que le sédiment avait été enrichi. Par ailleurs, la masse de sédiment mise en suspension est d'autant plus importante que la crue est intense, ce que traduit le rapport débit moyen/débit initial (Figure 50)

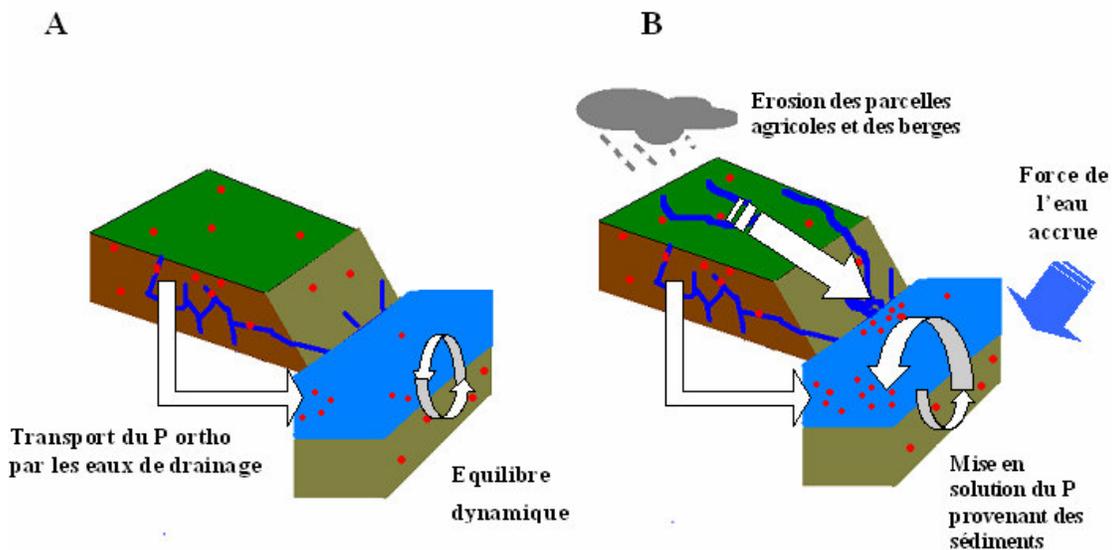


Figure 50 : schéma explicatif des mécanismes expliquant les concentrations observées en l'absence de crue (A) et pendant les crues (B). Les flèches indiquent les transferts du P ortho qui est symbolisé en rouge.

Le flux de P ortho déplacé au cours de chaque crue, correspond au produit du volume d'eau écoulé, déterminé à partir des débits mesurés toutes les 5 minutes, par la concentration moyenne de P ortho, estimée à l'aide de l'équation. L'erreur de cette équation s'est avérée être plus élevée pour les crues de faible volume d'eau. De ce fait l'estimation du flux de P ortho s'est révélée être plus précise ($r^2=0,97$) que l'estimation de la concentration moyenne ($r^2=0,81$) (Figure 51).

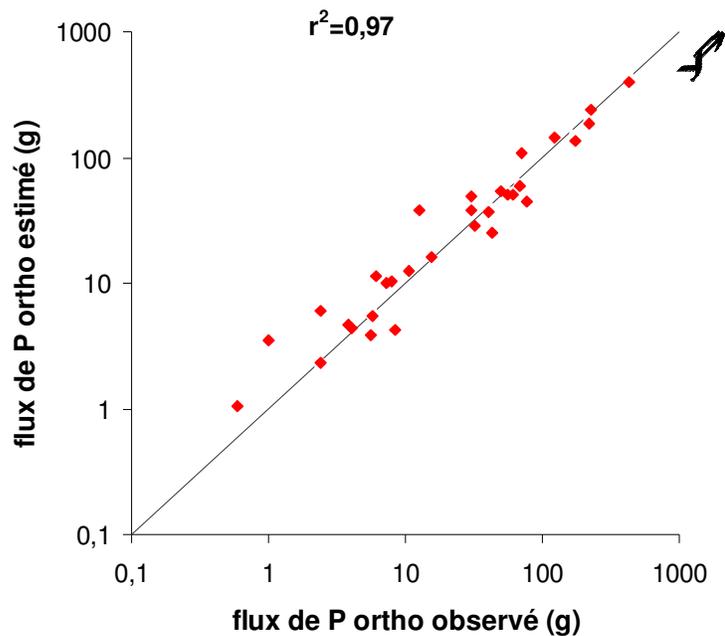


Figure 51 : flux de P ortho estimé (produit de la concentration moyenne estimée par la lame d'eau) en fonction du flux de P observé pour 31 crues.

P total

Les données de 26 crues bien échantillonnées ont été utilisées pour estimer le flux de P total (Figure 52). La méthode qui s'est avérée la plus pertinente a été une estimation directe à partir de deux variables :

- la lame d'eau écoulee pendant la crue
 - la vitesse d'accroissement du débit pendant la phase de crue $(dm-di)/(tm-ti)$.
- Graphiquement, la pente du débit représente cette d'accélération de l'eau.

Parmi les multiples relations testées, l'équation suivante jugée satisfaisante, a été retenue :

$$\text{Flux de P total (g)} = 0,1 \text{ (Lame d'eau (m}^3\text{))}^{1,1} * \text{pente (L s}^{-1}\text{ min}^{-1}\text{)}^{0,2} ; r^2=0,95$$

Flux de P total estimé (g)

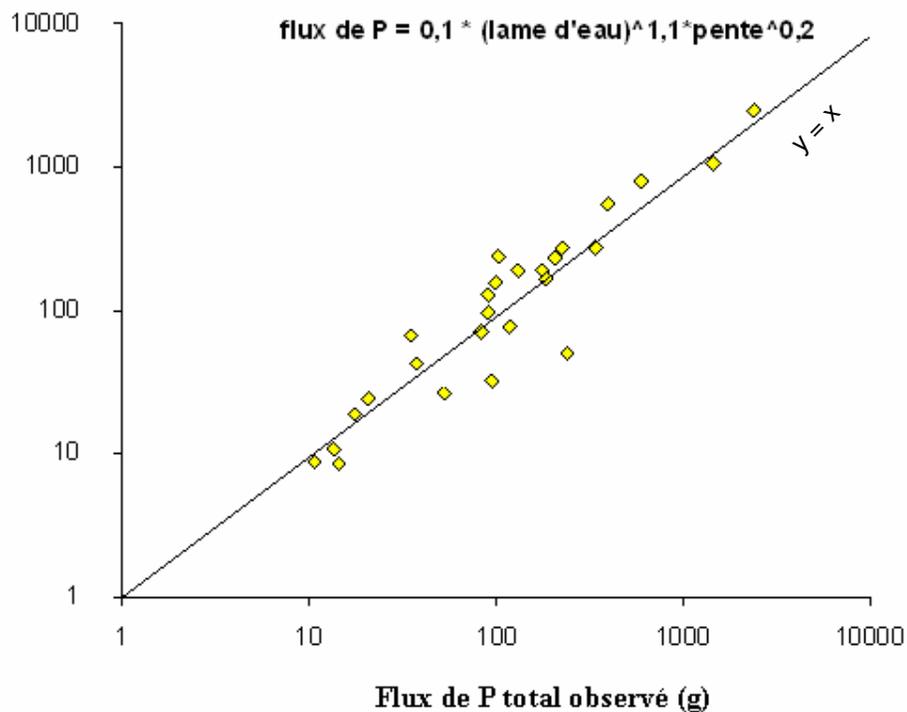


Figure 52 : flux de P total estimés en fonction des flux de P total observés pour 26 crues.

On peut facilement expliquer pourquoi les deux variables utilisées dans l'équation de prédiction des flux de P total sont pertinentes. Les deux variables traduisent la puissance des crues et donc leur capacité à mettre en suspension du sédiment. Or il est montré que la concentration de P total est liée à la concentration de MES ($r = 0,58$) (Figure 53)

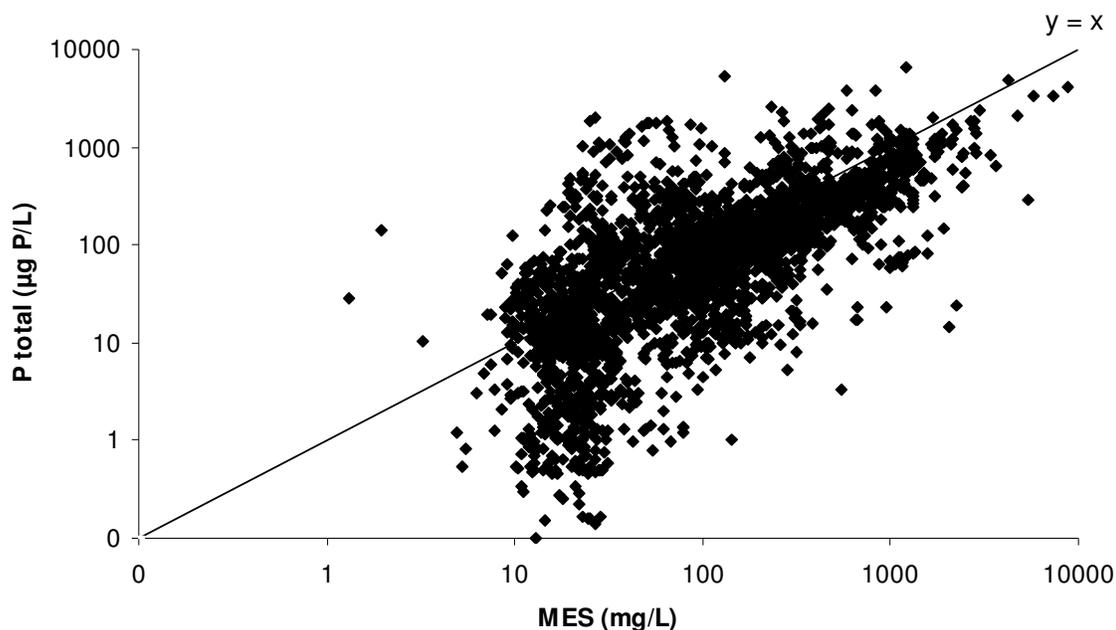


Figure 53 : concentration de P total ($\mu\text{g P/L}$) et fonction de la concentration de MES (mg/L) ($r = 0,58$, $n = 2845$)

3.5 Propositions concernant la poursuite de l'étude.

Pour supprimer le doute qui plane encore sur la circulation de l'eau du fossé qui dirige les eaux usées du village du Verger, il suffirait de forcer son évacuation vers l'aval de la station de mesure en rehaussant le niveau de partage des eaux.

Nous avons montré que les concentrations de P ortho pendant les crues sont largement liées aux concentrations au moment où débute la crue. Ce résultat est particulièrement intéressant pour l'établissement d'un lien entre pratiques agricoles et flux de P. En effet, il est impossible de lier directement les flux de P aux pratiques agricoles à cause de l'effet très important de l'hydrologie sur le transport des matières. Or il sera peut être possible de mettre en relation les variations des concentrations pendant les étiages avec les pratiques agricoles. Cela permettrait de s'affranchir de l'effet hydrologique et de pouvoir comparer les années.

Les équations proposées permettent sûrement de calculer de manière plus précise les flux de phosphore qu'en utilisant une interpolation linéaire entre les mesures de P. Elles restent à valider plus amplement. Nous avons remarqué que lorsque les crues se succèdent, les premières entraînent des augmentations de concentration plus importantes

que celles qui suivent. Peut-on améliorer la méthode en intégrant une variable qui tienne compte de l'intervalle de temps entre deux crues comme le suggérait Cann et al 1999?

Une question qui se pose également est de savoir quelle quantité de phosphore transférée provient des berges et du lit du ruisseau et quelle quantité provient directement des parcelles agricoles par ruissellement et érosion.

De l'expérience du bassin versant de la fontaine du Theil, nous pouvons tirer quelques enseignements utiles pour des études sur d'autres bassins versants. Il est très difficile d'échantillonner de manière satisfaisante toutes les crues pour le P, car lorsque l'apparition de la crue déclenche le premier prélèvement, les concentrations de P, en particulier de P total, ont souvent déjà fortement augmentées. On pourrait imaginer un système qui prélève l'eau constamment et proportionnellement au débit et effectue ainsi des échantillons d'eau représentatifs.

Si une étude sur un bassin versant vise à montrer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, il me semble incohérent de mobiliser les agriculteurs du bassin versant pour qu'ils respectent de bonnes pratiques agricoles. En procédant ainsi, on se coupe de la représentativité que peut avoir à l'origine le bassin versant. Par ailleurs, sur le bassin versant de la Fontaine du Theil, les bandes enherbées ont été mises en place progressivement, ce qui ne facilitera pas l'interprétation des résultats.

Conclusion

Le phosphore est l'élément déclenchant l'eutrophisation, phénomène qui pose de graves problèmes écologiques et économiques. En Bretagne, la concentration d'élevages hors sol conduit à des excédents structurels de phosphore qui s'accumulent dans les sols. Ce phosphore est transféré des parcelles agricoles vers les cours d'eau, principalement lors des épisodes pluvieux qui engendrent des crues perceptibles.

Le bassin versant de la Fontaine du Theil est caractérisé par l'absence de rejets de phosphore d'origine non agricole. L'activité agricole y est tournée vers l'élevage de bovins lait. De plus, les agriculteurs ont mis en place de nombreuses bandes enherbées dans le but de protéger le ruisseau.

Dans ces conditions, l'eau du ruisseau s'est révélée être de bonne qualité vis à vis de la teneur en phosphore. En l'absence de crues, les concentrations ont été voisines de 30 µg/L pour le P ortho et de 50 µg/L pour le P total. Pendant les crues, qui représentent 40% de la lame d'eau écoulée, les concentrations de P ortho ont augmenté en moyenne de 40% et les concentrations de P total ont été multipliées par 6. Les maxima ont souvent été proches de 250 µg/L pour le P ortho et de 1000 µg/L pour le P total. Le phosphore, en particulier le phosphore total, est donc principalement transféré lors des crues.

Toutes les crues n'étant pas échantillonnées, le calcul des flux de P basé sur l'estimation des concentrations par simple interpolation linéaire entre deux mesures consécutives, peut être source d'erreur assez importante. Nous avons donc recherché une méthode d'estimation des flux de P ortho et de P total en temps de crue.

Deux équations permettant une estimation de ces flux, ont été jugées satisfaisantes et ont été retenues parmi les multiples solutions testées :

- une équation permettant d'estimer la concentration de P ortho :

$$[\text{P ortho}]_{\text{moyenne}} = 2,4 [\text{P ortho}]_{\text{initiale}}^{0,75} * (\text{débit moyen/débit initial})^{0,34} + 5 ; r^2 = 0,81$$

(µg P/L) (µg P/L)

- une équation permettant d'estimer directement le flux de P total :

$$\text{Flux de P total} = 0,1 \text{Lame d'eau}^{1,1} * \text{pente}^{0,2} ; r^2 = 0,95$$

(g) (m³) (L s⁻¹ min⁻¹)

Les flux quotidiens de P pourront ainsi être calculés et mis en relation avec les pluies et les pratiques agricoles enregistrées à l'échelle de la journée.

Références bibliographiques

AUROSSEAU P., 1999. Conseil Scientifique Régional de l'Environnement de Bretagne, séance du 14 Décembre 1999, version définitive du 11 Mars 2001, 5p.

BALLAND P., 1983. L'utilisation de relations concentrations-débits pour le calcul de flux de matières en rivière, *Physio-Gèò*, n°9, p. 5-13,

BALWIN D.S., MITCHELL A.M., OLLIEY J.M., 2002. Polluant-sediment interactions: sorption, reactivity and transport of phosphorus in agriculture, hydrology and water quality edited by Haygarth P.M and Jarvis S.C. p 265-280.

BARROIN G., INRA Thonon, 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau, 215 p.

BARROIN G., 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques, *courrier de l'environnement de l'INRA* n°48.

BILLEN G., GARNIER J., DELIGNE C., BILLEN C., 1999. Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication. *Sci. Total. Environ.*, 243/244, pp 43-52

BIRGAND F., BORDENAVE P., SAINT-CAST P. LE SAOS E. SERRAND P. 2005 Evaluation of sampling strategies for estimating nutrient fluxes at the outlets of agricultural watershed. 16p

BORDENAVE P., OEHLER F., BIOTEAU T., TURPIN N., SERRAND P., SAINT-CAST P., LE SAOS E. 2005. Application de la simulation et de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentration d'azote dans l'eau et dans l'air à l'échelle de trois bassins versants d'élevage 24p.

BRAVO D., MESCHY F. 2003 Vers une révision des recommandations d'apports en phosphore chez le ruminant INRA Prod. Anim.

BROOKES P.C., POWLSON D.S., JENKINSON D.S., 1982. Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 13:169-175

BROOKES P. C., POWLSON D. S., et JENKINSON, D. S., 1984. « Phosphorus in soil microbial biomass. » *Soil Biol. Biochem.*, 14 : 319-329.

CANN C., BORDENAVE P. SAINT-CAST P. BENOIST J.C (1999), Transfert et flux de nutriments- importances des transports de surface et de faible profondeurs, *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Actes du colloque du 23-24 septembre 1999 Saint-Brieuc, Ploufragan, éditions IFREMER*, 125-140.

CANN C. 1997 Contrat de baie, Rade de Brest, Flux de nutriments d'origine agricole vers la rade (Cemagref Rennes).

CASTILLON P. 2005, Le phosphore : source, flux et rôles pour la production végétale et l'eutrophisation. *INRA Prod. Anim.* 18(3), 153 -158.

- CHARPENTIER J., DE LA MEUNARDIERE M., MARTIN G., 1991, Déphosphatation biologique assistée par régulation redox. Document de synthèse CGE
- CLOETE T.E., BOSCH M., 1994, Acinobacter cell biomass, growth stage and phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system via PHAs measurements. International conference, Vancouver, 21-26 June. pp 219-230
- CONDRON L. M., et GOH L. M., 1989. Effect of long-term phosphatic fertilizer applications on amounts and forms of phosphorus in soils under irrigated pasture in New Zealand. *Journal of Soil Science*, 40 : 383-385.
- COMEAU Y., 1990. La déphosphatation biologique : procédés et conception. *Sci Tech. Eau*. 23 (2) pp 196-216.
- DALAL R.C., 1997. Long-term phosphorus trends in Vertisols under continuous cereal cropping. *Aust. J. Soil Res.* 35 :327-339.
- DANIELS M., DANIEL T., VANDEVENDER K., 2004. Soil phosphorus levels : concerns and recommendations, university of Arkansas division of agriculture, cooperative extension service, 6p.
- DERONZIER G., CHOUBERT J-M, 2002. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique, document technique du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des affaires rurales, réalisé par le CEMAGREF, FNDAE n°29, 24p.
- DERONZIER G., DUPEND F. WASIAK K., 2003. Traitements du phosphore physico-chimique et combiné : état de l'art et comparaison économique. *TSM n°4*, pp 51-58.
- DORIOZ, J.M., ORAND, A. ; PILLEBOUE, E. ; BLANC, P., coll. tech. Colon M. et Bosse J.-P., 1991. Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux, *Rev. Fr. Sci. Eau*, 4, p. 211-238.
- DORIOZ J.M., CASSELLE.A., ORAND A., EISENMAN.K.G. 1998 Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. *Hydrological processes*, vol. 12, 285-309.
- DORIOZ J.M., TREVISAN D., 2001. Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin Lémantique (France) et sa portée générale. *Agrosol*, vol. 12, n°2.
- DUPRAZ C., 1984, Bilans des transferts d'eau et d'éléments minéraux dans 3 bassins comparatifs à végétation contrastée, thèse doc Ing Orléans, 363p
- DURAND, P., 1989, Biogéochimie comparée de 3 écosystèmes de moyenne montagne granitique (Mont Lozère, France), thèse, université d'Orléans, 185p
- EDELIN F., 1993. L'épuration biologique des eaux, cebedoc éditeur, p 275-281.
- ELENA M. BENNETT, STEPHEN R. CARPENTER, and NINA F. CARACO, 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective, *BioScience* 229, 8p.
- FLORENTZ M., 1982. Contribution à l'élimination du phosphore des eaux usées par voies biologiques. Thèse de doctorat, Université de Nancy I, France
- FOY, R.H., SMITH, R.V., JORDAN, C. and LENNOX, S.D., 1995. Upward trend in soluble phosphorus loadings to Lough Neagh despite phosphorus reduction at sewage treatment works. *Water Research* 29, 1051-1063

- GRIL J.J., DORIOZ J.-M., 2004. Des bassins versants de recherche aux bassins opérationnels : quels bassins versants pour connaître et maîtriser les pollutions diffuses agricoles ?, *Ingénieries* N° 39- p. 3 à 16.
- GROUZET P., 1999, Eutrophisation des rivières en France, où en est la pollution verte ? publication IFEN.
- GUIVARCH A., 2001. Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, INRA Bordeaux. p11-85.
- HARRISON R. B., et ADAMS F., 1987. « Solubility characteristics of residual phosphate in a fertilized and limed Ultisol. » *Soil Science Society of America Journal*, 51 : 961-969
- HEDLEY M.J., STEWART J.W.B., CHAUHAN B.S., 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:970-976.
- HOMSY S., 2004. Influence des conditions physico-chimiques et biologiques sur les mécanismes de transformation et de distribution du phosphore minéral et organique dans des agrosystèmes de régions tempérées. Thèse soutenue en vue de l'obtention du grade de docteur en science agronomiques et ingénierie biologique, Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux.
- JENNINGS E., MILLS P., JORDAN P., JENSEN J.P., SOUNDERGAARD M., BARR A., GLASGOW G., IRVINE K., 2000. Eutrophication from agricultural sources, Seasonal Patterns and Effects of Phosphorus, Environmental RTDI Programme 2000-2006, final Report 61p.
- KADLEC R. H., KNIGHT, R.L., 1996. *Treatment Wetlands* (Lewis Publishers, Boca Raton, Florida),
- KELLOGG, R.L., and LANDER C.H., 1999. Trends in the potential of nutrient loading from confined livestock operations. In *The State of North America's Private Land*, USDA-NRCS, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- KORITNIG S., 1965. Geochemistry of phosphorus. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 29 : 361-371.
- MAURER M., BOLLER M., 1998. Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. 4th Kollokollo seminar on activated sludge modelling, Denmark, 16-19 march
- MENESGUEN A., Ifremer, 2003. Les « marées vertes » en Bretagne, la responsabilité du nitrate, 11p.
- McKENZIE R.H., STEWART J.W.F, DORMAAR J.F, SCHAALJE G.B., 1992a. Long-term crop rotation and fertiliser effects on phosphorus transformations in MOREL C., TIESSEN H., STEWART J.W.B., 1996. Correction for P-sorption in the measurement of soil microbial biomass P by CHCl₃ fumigation. *Soil Biol. Biochem.* 28(12):1699-1706.
- MICHAUD, A. R., LAUZIER R., M. R. LAVERDIERE, (2002) Description du système de transfert du phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor, agrosol, décembre 2002, vol 13, n°2.
- MOLLE P., 2003. Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore, thèse de l'université de Montpellier II en collaboration avec le Cemagref p11-70.

MOSS B., JOHNES, P. and PHILLIPS, G., 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review based on a worked scheme for British waters. *Biological Reviews* 71, 301–339

MOREAU S. 2002. Valorisation des données relatives au suivis (RNB et DIREN) de la qualité des eaux des bassins versants bretons p1-72.

MOREL C., TIESSEN H., STEWART J.W.B., 1996. Correction for P-sorption in the measurement of soil microbial biomass P by CHCl₃ fumigation. *Soil Biol. Biochem.* 28(12):1699-1706

MOREL C., 2002. Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution ; considérations théoriques et analyses du cycle du P et du comportement des plantes dans les parcelles de grandes cultures, mémoire préparé en vue de l'obtention du diplôme d'Habilitation à Diriger des recherches.

MOREL, C. 1996. Les sols cultivés. Lavoisier, deuxième édition. 378 pages.

OBERSON A., FARDEAU J.C., BESSON J.M., and STICHER H., 1993. Soil phosphorus dynamics in cropping systems managed according to conventional and biological agricultural methods. *Biol. Fertil. Soils* 16 :111-117

Office International de l'eau et l'Institut National Géographique 1998, Assainissement des grandes villes, carte phosphore édition 1998.

OGNALAGA M., FROSSARD E., et THOMAS F., 1994. Glucose-1-phosphate and myo-inositol hexaphosphate adsorption mechanisms on goethite. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 332-337

ROCHE M., 1962, Hydrologie de surface, Gauthier-Villard, Paris, 428p.

SANYAL S.K., et De DATTA S.K., 1991. Chemistry of P transformations in soils, Stewart, B.A. (eds). Springer Verlag. Publishers, NY. *Advances in Soil Science* 16, 1-120

SHARPLEY A.N., T. DANIEL, T. SIMS, J. LEMUNYON, R. STEVENS, and R. PARRY, 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication, second edition, USDA agricultural research service, 37p.

STEWART J. W. B., et TIESSEN H., 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4: 41-60 in VANDEN BOSSCHE H. 1999 Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface, cas des boues de stations d'épuration. Thèse de l'Université de Rennes 1 p1-76.

TATE K. R., 1984. The biological transformation of phosphorus in soils. *Plant Soil*, 76: 245-256. in VANDEN BOSSCHE H. 1999 Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface, cas des boues de stations d'épuration. Thèse de l'Université de Rennes 1 p1-76.

TERRY, D. L., P.Z. Yu, and H.S. Spencer, 1996. Commercial Fertilizers 1995. Assoc. Amer. Plant Con. Off., Lexington, KY. 41 pp. in THOMAS SIMS J. 1998, Soil testing for phosphorus : environmental Uses and Implications USDA-CSREES Regional Committee minimizing agricultural phosphorus losses for protection of the water resource, 43p.

Thierry et al 1999

THOMAS SIMS J., 1998. Soil testing for phosphorus : environmental Uses and Implications USDA-CSREES Regional Committee minimizing agricultural phosphorus losses for protection of the water resource, 43p.

TIESSEN H., STEWART J.W.B., MOIR J.O., 1983. Changes in inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60-90 years of cultivation. J. Soil Sci. 34:815-823 in In MOREL C. 2002 Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution ; considérations théoriques et analyses du cycle du P et du comportement des plantes dans les parcelles de grandes cultures, mémoire préparé en vue de l'obtention du diplôme d'Habilitation à Diriger des recherches.

TUNNEY H., FOY R.H. et CARTON O., 1998. Phosphorus in run-off following manure application to arable land.

USDA, Agricultural Research Service, 2003. Agricultural Phosphorus and Eutrophication, second Edition, 43p..

VIAUD V. 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations. Thèse préparée à l'UR INRA SAD-Armorique Rennes et à l'UMR INRA-Agrocampus Rennes 286p.

VANDEN BOSSCHE H., 1999. Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface, cas des boues de stations d'épuration. Thèse de l'Université de Rennes 1 p1-76.

WAGAR B.I., STEWART J.W.B., and MOIR J.O., 1986. Changes with time in the form and availability of residual fertiliser phosphorus on Chernozemic soils. Can. J. Soil sci. 66 :105-119

WALTER C., CHAUSSOD R., CLUZEAU D., CURMI P., HALLAIRE, V., DAMBREVILLE C., FERRANT C., FOLLAIN S., GASCUEL C. HENAULT C., JAFFREZIC A., JARIGE G., LAMANDE M., LEMERCIER B., Mac BRATNEY A., PERES G., VERTES F., et VISCARRA-ROSSEL R. 2002. Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide. INRA-ENSA Rennes INRA Dijon-CMSE-Laboratoire -CNRS Université de Rennes 1 UMR Ecobiologie.

WASKOM R., 1994. Best management practices for phosphorus fertilization, Colorado State, University Cooperative Extension, 8p.

WENTZEL M.C., EKAMA G.A, 1997. Principles in the design of single-sludge activated-sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen and phosphorus. Wat. Env. Res. 69 (7) pp 1222-1231.

Références non bibliographiques

Cours :

CULOT M., 2005. L'assainissement autonome, cours de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.

CULOT M., 2005. Ecologie microbienne : microbiologie des eaux, cours de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.

FALISSE A., 2005. Matières fertilisantes, cours de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.

MARCOEN J.M. 2005. Hydrogéologie et gestions des aquifères cours de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.

WALLET F., 2004. Cours de micro-économie, Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan.

Sites Internet :

Centre d'Informatique Géologique
<http://www.ensmp.fr>

Ministère de l'environnement du Québec
<http://www.menv.gouv.qc.ca>

CORPEN : Comité d'ORientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement
Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
<http://www.ecologie.gouv.fr>

Institut Français de l'environnement
<http://www.ifen.fr>

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 Myoinositol et hexamétaphosphate de myoinositol ou phytine, d'après Morel (1996).	11
Figure 2 : Répartition moyenne dans les sols cultivés de régions tempérées des formes minérales, organiques et microbiennes du P total. 26 sols cultivés pendant plusieurs décennies aux Etats-Unis, Canada (Hedley et al., 1982 ; Tiessen et al., 1983 ; Wagar et al., 1986 ; Morel et al., 1996 , McKenzie et al., 1992), Angleterre (Brookes et al., 1982), Suisse (Oberson et al., 1993) et Australie (Dalal, 1997).	11
Figure 3 : Représentation simplifiée des mécanismes physico-chimiques et (micro)biologiques impliqués dans le système racine-solution-sol. On peut distinguer:	12
Figure 4 cycle du phosphore source : ministère de l'environnement du Québec.	13
Figure 5 : évolution des livraisons des engrais phosphatés de 1932 à 2001 (A) et évolution des livraisons d'engrais azotés, phosphatés et potassiques de 1990 à 2001 en France (B). UNIFA 2002	14
Figure 6 acide (ortho) phosphorique. (Vanden Bossche 1999)	15
Figure 7 : réactions biochimiques simplifiées des micro-organismes lors d'une déphosphatation biologique, courbe de relargage et réabsorption du phosphore d'après Hascoet 1985	16
Figure 8: variations des concentrations de P total et P ortho en aval des rejets de Rennes de 1987 à 2001, la nouvelle station d'épuration de Rennes mise en place en 1997 a permis de réduire considérablement les rejets.	17
Figure 9 : Qualité des cours d'eau en France vis-à-vis de l'eutrophisation (IFEN).	20
Figure 10 : influence des apports en phosphore sur le fonctionnement du réseau trophique. Les processus de consommation dominant en cas d'apports faibles (A). Les processus de décomposition dominant en cas d'apports importants (B). Barroin 1999.	22
Figure 11 : le stock de phosphore dans les sols Bretons. Arousseau 1999	23

Figure 12 : Trois domaines d'espace identifient trois systèmes hydrologiques emboîtés de grandeur décroissante : bassin hydrologique, bassin hydrogéologique et aquifère. Castany G. 1998	25
Figure 13 : Différences de limites entre bassin versant et bassin hydrogéologique (vue en coupe) Marcoen J-M 2005.	25
Figure 14 : Caractéristiques des principaux types d'aquifères, Marcoen J-M 2005	27
Figure 15 : les composantes du transport du phosphore par l'eau. Sharpley 2003	28
Figure 16 : Effet des modalités de travail du sol sur les pertes cumulées de phosphore par drainage de 1998 à 2004 (g P ha^{-1}) et sur les teneurs moyennes pondérées des eaux drainées ($\mu\text{g P L}^{-1}$) dans deux dispositifs expérimentaux sur sols limoneux, Castillon 2005.	29
Figure 17 : exemple de variation des concentrations de P dans l'eau pendant la crue du 25-26 mai 1998 sur le Coët-Dan (Cann 1999 et al.)	32
Figure 18 : deux suivis réalisés par 2 organismes différents sur le même point de la Chère (44) ; avant la mise commun des données en 1997, les deux courbes ont peu de points communs (Moreau 2002).	34
Figure 19 : localisation du bassin versant de La Fontaine du Theil	37
Figure 20 (à gauche) topographie et chemins préférentiels de l'eau (Cemagref GERE et Labo SiG dans Thierry et al. 1998). Le trait rouge représente la ligne de crête.	37
Figure 21 : (à droite) photo aérienne du bassin versant dont les limites sont tracées en jaune (IGN 1996)	37
Figure 22 : carte pédologique du bassin versant.	39
Figure 23 Carte du niveau d'hydromorphie des sols du bassin versant, données CA 35	40
Figure 24 : teneur en phosphore Dyer des parcelles agricoles du bassin versant (analyses de sol 1998-1999)	41
Figure 25: localisation de l'habitat au voisinage du bassin versant (limites du bassin en bleu)	42
Figure 26 : occupation moyenne des sols sur la période 1995-2003	43
Figure 27 : bande enherbée mise en place entre le ruisseau et une culture de maïs. (juillet 2005)	44
Figure 28 : bande enherbée mise en place entre l'étang et les cultures de blé (juillet 2005).	44
Figure 29 : Localisations des points de prélèvement de l'eau.	48
Figure 30 : procédures d'analyses des échantillons	49
Figure 31: schéma de l'écoulement des eaux usées domestiques	53
Figure 32 : variation et cumul de la lame d'eau écoulée (mm/jour) sur le bassin versant de la Fontaine du Theil pour les 6 années hydrologiques de la période d'étude	54
Figure 33 : comparaisons entre les valeurs moyennes de la pluviosité et des lames d'eau mensuelles écoulées de 1998-2004 (les barres d'erreur représentent les écarts types).	55
Figure 34 : exemple des variations du débit sur une période de 15 jours en Décembre 2000.	55
Figure 35 : distribution des crues au cours de l'année hydrologique.	56
Figure 36 : débits moyens mensuels des crues de 1998 à 2004. Les barres d'erreurs représentent les écartypes.	56
Figure 37 : intensité moyenne des crues de chaque mois (les barres d'erreurs représentent les écartypes)	57
Figure 38 : part mensuelle moyenne de l'eau écoulée pendant les crues.	57
Figure 39 : fréquence des valeurs de débit moyen pendant les crues	58
Figure 40 : fréquence des durées des crues. L'échantillonnage automatique des crues s'effectuait sur une période de 12,7 heures (trait rouge), ce qui n'a pas permis d'échantillonner entièrement les crues dont la durée a été supérieure à cette valeur.	58
Figure 41 : variation des concentrations de P ortho et de P total au cours de la crue du 11/12/99. L'augmentation relative des concentrations de P total est plus importante et rapide que celle de P ortho.	59
Figure 42 fréquence des concentrations moyennes de P total pendant les crues (A) et fréquence des concentrations moyennes de P ortho pendant les crues (B)	60
Figure 43 : exemples de variations des concentrations observées pendant les crues.	61
Figure 44 Concentration de P ortho et de P total en fonction du débit pendant les crues. Chaque couleur représente une crue.	62

Figure 45 : Variation des concentrations de P ortho (A) P total (B) et MES (C) au cours de crues rapprochées pendant une période de faible débit. _____	64
Figure 46: variation de la concentration de P ortho ($\mu\text{g P/L}$) durant l'été 2000 alors que le débit était faible et que les crues étaient peu fréquentes (A) et durant l'hiver 2000, alors que le débit était élevé et les crues étaient fréquentes. _____	65
Figure 47 : schéma localisant les débits et les temps utiles au calcul des variables utilisées pour caractériser les crues. _____	67
Figure 48 : Evolution des débits et des concentrations de P ortho mesurées et calculées pour la crue du 7Janvier 1999 bien échantillonnée. _____	69
Figure 49 : Relation entre les concentrations moyennes de P ortho pendant les crues et estimées par l'équation de prédiction. _____	70
Figure 50 : schéma explicatif des mécanismes expliquant les concentrations observées en l'absence de crue (A) et pendant les crues (B). Les flèches indiquent les transferts du P ortho qui est symbolisé en rouge. _____	71
Figure 51 : flux de P ortho estimé (produit de la concentration moyenne estimée par la lame d'eau) en fonction du flux de P observé pour 31 crues. _____	71
Figure 52 : flux de P total estimés en fonction des flux de P total observés pour 26 crues. _____	72
Figure 53 : concentration de P total ($\mu\text{g P/L}$) et fonction de la concentration de MES (mg/L) ($r = 0,58$ $n = 2845$) _____	73

Tableaux

Tableau 1 Abondance du phosphore dans les principaux silicates, (ppm correspond à mg.kg^{-1}) Koritnig (1956) _____	10
Tableau 2 Variabilité du pouvoir fixateur des sols vis-à-vis des ions P pour quelques grands types de sol français. Pour un sol donné, le pouvoir fixateur diminue lorsque le sol est enrichi de P soluble. (Morel 2002) _____	10
Tableau 3: Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (IFEN) _____	19
Tableau 4 : Valeurs limites des classes pour le phosphore (IFEN) _____	19
Tableau 5: Méthodes de calcul de flux, Moatar et Meybeck 2003 _____	34
Tableau 6: rythme d'échantillonnage pour les 24 échantillons prélevés pendant les crues _____	47
Tableau 7 : description sommaire des méthodes utilisées pour les analyses _____	50
Tableau 8: concentrations moyennes de P pendant les crues ($\mu\text{g P/L}$) _____	60

ANNEXES :

Principe de fonctionnement du limnigraphe et du débitmètre automatique

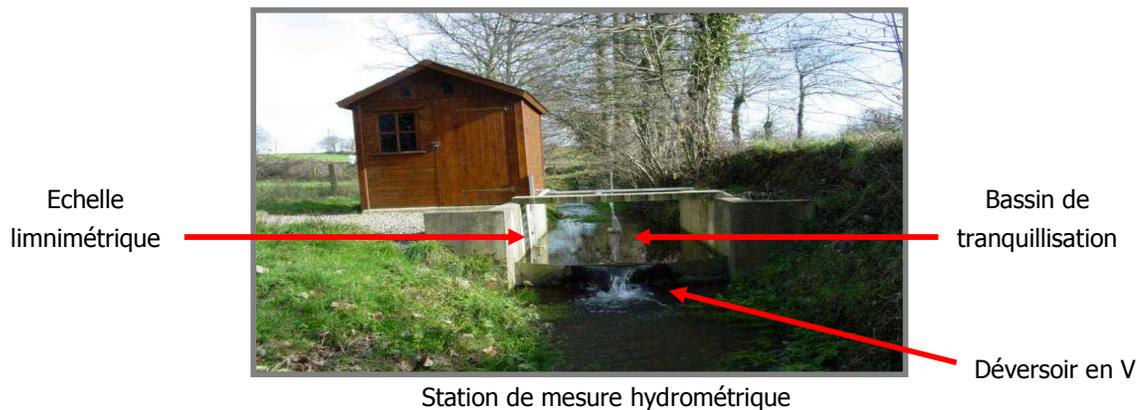
1 LE LIMNIGRAPHE

La station de mesure hydrométrique basée à l'exutoire du bassin versant permet d'enregistrer de manière continue, les variations de hauteurs d'eau relevées à la station et de déterminer les débits.

Pour cela la station est équipée d'un **limnigraphe** de type « OTT » et d'un débitmètre automatique utilisant un système de pression de bulle à bulle.

Des préleveurs automatiques complètent le dispositif et permettent de réaliser des prélèvements automatiques destinés à être analysés.

On peut ainsi observer le transfert de certains éléments dans les eaux à



Débitmètre automatique



Préleveur automatique



Limnigraphe

Le débitmètre automatique fonctionne sur batterie et ses données sont récupérées via un ordinateur portable tous les mois. Il peut mesurer des débits très faibles avec une précision de l'ordre de 0.01l/s, son pas de temps est de 5 minutes.

Le limnigraphe est mécanique et doit être remonté manuellement toutes les semaines. Il peut mesurer des débits avec une précision proche de 0.1l/s et son pas de temps est de l'ordre de la demi-heure.

2 PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Le limnigraphe permet d'enregistrer de manière continue, les variations de hauteurs d'eau à un pas de temps hebdomadaire. Ce système de mesure s'inspire du principe des vases communiquant ; un tuyau de raccordement latéral placé entre le bassin de tranquillisation et le puits de mesure permet d'obtenir deux hauteurs d'eau rigoureusement identiques correspondant à la hauteur d'eau réellement affichée à l'échelle limnimétrique. Cette dernière sert de référence absolue pour le réglage de tous les appareils de mesure.

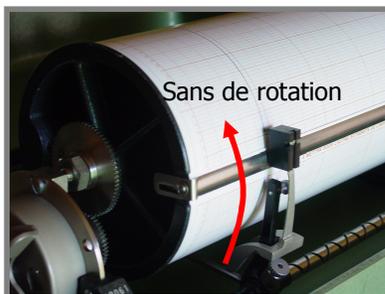
A chaque variation de niveau, un flotteur placé dans le puits de mesure actionne mécaniquement un stylet encreur permettant de tracer les fluctuations de hauteurs d'eau sur une feuille quadrillée. A partir



Puits de mesure avec flotteur et contre poids

Le puits de mesure est situé dans le cabanon.

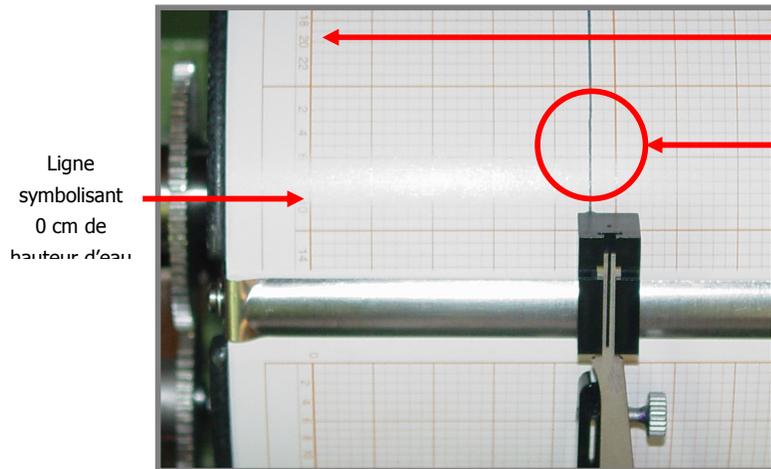
Grâce à un système de poulies, le vas et vient du flotteur et du contre poids permet d'entraîner mécaniquement le déplacement d'un stylet



Tambour et stylet encreur

Le stylet encreur se déplace horizontalement, reproduisant ainsi sur une feuille quadrillée, les variations de hauteurs d'eau détectées par le flotteur. Le tambour tourne verticalement et son

3 EXPLOITATION DES ENREGISTREMENTS



Ligne symbolisant 0 cm de hauteur d'eau

Les heures figurant à gauche de la feuille permettent de déterminer chaque jour.

Ici la hauteur d'eau enregistrée est de 23 cm.

A chaque hauteur d'eau enregistrée on attribut un débit issu d'un barème de débit propre à la station et on obtient ainsi des débits journaliers.

Table des Matières

Résumé	3
Remerciements	5
Introduction	6
1 Le phosphore : du sol aux milieux aquatiques.	8
1.1 Formes du phosphore et dynamique du phosphore dans les sols.	9
1.1.1 Le P total.	9
1.1.2 Le P minéral.	9
1.1.3 Le P organique.	10
1.1.4 Le P dans la solution de sol.	11
1.1.5 Origine et collecte du phosphore dans les eaux.	13
1.1.6 Procédés de collecte du phosphore des eaux usées.	15
1.1.7 L'assainissement individuel :	17
1.2 Etat de la pollution des eaux par le phosphore.	18
1.2.1 Critères de qualité de l'eau vis-à-vis du phosphore	18
1.2.2 Rôle du phosphore dans le processus d'eutrophisation	20
1.2.3 Evolution prévisible de la qualité des eaux vis-à-vis de la teneur en phosphore.	22
1.3 Transfert de l'eau et du phosphore dans les parcelles et bassins versants agricoles.	24
1.3.1 Identification spatiale des systèmes hydrologiques	24
1.3.2 Intérêts de l'étude des pollutions diffuses à l'échelle du bassin versant.	26
1.3.3 Modes d'écoulement de l'eau dans les bassins versants armoricains.	26
1.3.4 Caractérisation des bassins versants bretons.	28
1.3.5 Migration du phosphore vers les eaux.	28
1.4 Phosphore et hydrologie	30
1.4.1 Interaction entre le phosphore et les sédiments	30
1.4.2 Sources et transport du phosphore présent dans les sols :	30
1.4.3 Mise en solution du phosphore provenant des sédiments :	30
1.4.4 Relation entre le débit des cours d'eau et la concentration de phosphore dans la colonne d'eau	31
1.5 Echantillonnage et calcul de flux	32
2 Matériels et méthodes	35
2.1 Présentation générale du bassin versant.	36
2.1.1 Sous-sol et sols	38
2.1.2 Habitat :	42
2.1.3 Agriculture et occupation du sol :	43
2.1.4 Systèmes d'exploitation :	43
2.1.5 Systèmes de cultures :	43
2.1.6 Voies de circulation de l'eau	45
2.2 Instrumentation et méthodes d'analyse de l'eau	45
2.2.1 Mesure de la pluviosité :	45
2.2.2 Mesure des débits d'écoulement du ruisseau.	46
2.2.3 Echantillonnage de l'eau	46
2.2.4 Méthodes d'analyse de l'eau.	49

3	Résultats et discussions	51
3.1	Contribution de l'habitat aux rejets de phosphore dans le bassin versant.	52
3.2	Hydrologie dans le bassin versant	54
3.2.1	Caractéristiques des écoulements dans le bassin versant	54
3.2.2	Importance des crues dans les écoulements	55
3.3	Variations des concentrations de phosphore en fonction du régime d'écoulement	59
3.3.1	Variation des teneurs en P aux cours des crues.	59
3.3.2	Variation des concentrations de P pendant les étiages.	63
3.3.3	Variations saisonnières de concentrations de P.	63
3.4	Détermination des flux de phosphore transférés à l'exutoire du bassin versant.	66
3.4.1	Evaluation des flux de P pour les crues non échantillonnées	66
3.5	Propositions concernant la poursuite de l'étude.	73
	Conclusion	75
	Références bibliographiques	76
	TABLE DES ILLUSTRATIONS	81
