

Accumulation ou déstockage du phosphore : des systèmes agricoles au territoire

Julia Le Noë^{1,*}, Sébastien Bosc¹, Benjamin Mercier¹, Abdel Azughi¹, Gilles Billen¹ & Josette Garnier¹

¹Sorbonne Universités, UPMC-CNRS, UMR Metis, 4 place Jussieu, 75005 Paris.

*julia.le_noe@upmc.fr

Résumé

*Le phosphore (P) est un élément indispensable à la croissance des plantes, mais sa ressource mondiale, constituée de l'ensemble des gisements fossiles de phosphates naturels, est limitée et très inégalement répartie (85 % des ressources dans seulement 3 pays). Un excès de P dans les sols soumis à l'érosion peut cependant avoir des effets délétères sur l'environnement aquatique (eutrophisation). La gestion de la fertilisation phosphorée dans les agrosystèmes doit donc faire face au problème unique du trop et du trop peu de ressource disponible. En France, les apports en P pour l'agriculture conventionnelle (AC) ont été fortement revus à la baisse depuis les 40 dernières années en réponse aux recommandations. En agriculture biologique (AB), régie par un cahier des charges strict le recours aux fertilisants de synthèse N & P est interdit, de sorte que les risques de carence en P sont un reproche fréquemment adressé aux pratiques en AB en grandes cultures. Cependant, la question de durabilité vis-à-vis du P concerne également les systèmes en AC à terme puisqu'il s'agit d'une ressource non-renouvelable déjà menacée. Le problème de la compréhension et de la gestion du cycle du P dans les systèmes agricoles est traité ici selon une vision **multi-échelle**, imbriquant l'échelle de l'exploitation agricole dans celle du territoire.*

A l'échelle de l'exploitation agricole, le réseau ABAC de fermes en AB et AC, instrumentées par notre laboratoire (Benoit et al., 2014, 2016), constitue notre base expérimentale et observationnelle pour analyser la question de la soutenabilité de l'AC et de l'AB en termes de P. Plusieurs protocoles de mesures du P disponible pour les plantes (P-disp) et du P total (P-tot) ont été appliqués et comparés sur l'ensemble des parcelles permettant de reconstituer une rotation type à l'échelle de la ferme. La comparaison des stocks de P-disp et P-tot dans les sols avec l'estimation des besoins annuels et du bilan des apports de P pour chacune des rotations types permet d'estimer les risques de carence ou de surplus en P en fonction des pratiques agricoles.

Cette approche peut être généralisée à l'échelle régionale grâce à la méthodologie GRAFS (Generalized Representation of the Agro-Food System, Billen et al., 2014). Cette approche propose une vision biogéochimique du fonctionnement du système agricole régional en retraçant la circulation des flux de P au travers de ses principaux compartiments. Les systèmes agricoles peuvent ainsi être caractérisés en termes de ressources en P consommées, d'efficacité d'utilisation du P (PUE), de variation des stocks de P des terres agricoles (bilan P) et, de dépendance du territoire vis-à-vis de l'extérieur.

Le paradoxe qui découle de ces deux analyses, à l'échelle de l'exploitation agricole comme à l'échelle régionale, est celui des stocks de P (totaux et disponibles), très souvent excédentaires par rapport aux besoins annuels des plantes, alors que le bilan des apports et des prélèvements de P est largement négatif sur les terres arables du bassin de la Seine. Cette apparente contradiction résulte de l'histoire longue de la fertilisation en P du bassin parisien qui a abouti à la constitution de stocks hérités dont il conviendra d'évaluer la durée de vie sous différentes formes d'agriculture.

1 Introduction

Impliqué dans le métabolisme énergétique et la biosynthèse des acides nucléiques et des membranes cellulaires, le phosphore (P) est un élément essentiel à la croissance et au développement des plantes comme de tous les êtres vivants (Ziadi et al., 2013). Les plantes puisent le P dont elles ont besoin dans les réserves en P du sol. Dans le cas des agrosystèmes, en l'absence d'apports exogènes de P sur les terres arables, les exportations annuelles de P par la récolte épuisent peu à peu les réserves en P du sol. Sur le long-terme, l'apport de P aux terres arables est donc indispensable pour compenser ces sorties.

En Europe du Nord, la restitution active des nutriments prélevés par les cultures est une pratique agricole qui remonte à la révolution agraire du XIII^{ème} siècle. Au cours de cette période, l'apparition de la charrue et des charrettes attelées, de la stabulation d'hiver et de l'usage du fumier ont permis d'une part de stocker le foin et la paille pour nourrir le cheptel durant l'hiver et d'autre part de transporter le fumier sur les terres arables (Mazoyer et Roudart, 1997). A partir de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle, l'exploitation de gisements fossiles riches en P fit évoluer rapidement les pratiques de la fertilisation P et permirent une augmentation importante des rendements agricoles. Néanmoins, à des échelles de temps humaines, les réserves fossiles de P sont finies et imposent donc une gestion durable de cette ressource. Au XX^{ème} siècle, l'accroissement de la consommation globale de fertilisants P promue par la révolution verte et l'augmentation de la production de bétail ont conduit à un triplement des flux globaux de P vers la biosphère comparé à l'ère préindustrielle (Mc Donald et al., 2012). Le bilan global de P sur les terres arables a ainsi été multiplié par un facteur de 3 à 10 au cours des 150 dernières années (Elser & Benett, 2011). Néanmoins, l'accès aux ressources en P et les historiques de fertilisation sont très variés ; les bilans cumulés et l'héritage en P des terres arables qui en résultent sont donc très inégalement répartis à la surface du globe. Cette inégale répartition se retrouve aussi dans les ressources minières de P dont 85% sont concentrés dans seulement trois pays du monde (Maroc, Chine et USA), dont plus de la moitié au Maroc (Elser & Benett, 2011). Il en résulte une grande instabilité sur le commerce international du P : au cours des 40 dernières années ont été observées deux pics des prix du P (en 1975 et 2008) liés à des déséquilibres successifs entre l'offre et la demande. L'augmentation des prix de l'engrais P, accompagnée d'une escalade des prix dans d'autres secteurs (énergie, ammoniacale, soufre etc.), pourrait avoir des effets importants sur le prix de la nourriture et mettre les agriculteurs dans des situations économiques critiques avant que ce ne soit la raréfaction des ressources en elle-même qui pose réellement problème (Mew et al., 2015).

D'autre part, l'accroissement des apports de P aux sols agricoles ont conduit à une importante augmentation des sources diffuses de P aux écosystèmes aquatiques. Ces apports diffus agricoles, comme les apports ponctuels urbains, ont contribué au développement des problèmes d'eutrophisation dans les eaux de surface partout dans le monde (Garnier et al., 1995, 2005; Carpenter et al., 1998 ; Sharpley et al., 2014). La gestion de la fertilisation phosphorée dans les agrosystèmes doit donc faire face au problème unique du trop et du trop peu de ressources disponibles.

A cet égard, si les stocks en P totaux dans les sols cultivés sont parfois considérables, seule une faible fraction est assimilable par les plantes. En effet seuls les ions phosphates présents dans la solution du sol sont directement accessibles par la rhizosphère, et ne représentent à un instant donné qu'une très faible part des besoins de la croissance des plantes. Ainsi, le P-disponible est constitué à la fois du P immédiatement disponible dans la solution du sol et du P adsorbé sur la phase solide du sol, et qui rejoint la phase dissoute par désorption et diffusion (Barber, 1995)

En France, les apports en P pour l'agriculture conventionnelle (AC) ont été fortement revus à la baisse depuis les 40 dernières années en réponse aux recommandations agronomiques et environnementales. En agriculture biologique (AB), régie par un cahier des charges strict, le recours aux fertilisants de synthèse N et P est interdit, de sorte que les risques de carence en P sont un reproche fréquemment adressé aux pratiques de l'AB en grandes cultures (Morel et al., 2006). Cependant, la question de la durabilité vis-à-vis du P concerne également les systèmes en AC à terme puisqu'il s'agit d'une ressource non-renouvelable.

Dans le cadre de la présente étude, le problème de la compréhension et de la gestion du cycle du P dans les systèmes agricoles est traité selon une vision multi-échelle, imbriquant l'échelle de l'exploitation agricole dans celle du territoire. A l'échelle de l'exploitation agricole, le réseau ABAC regroupant des fermes, dans

une démarche participative, en AB et AC sur l'aire du bassin versant de la Seine (Benoit et al., 2014, 2016), constitue la base expérimentale et observationnelle pour analyser la question de la soutenabilité de l'AC et de l'AB en termes de P. La mesure des stocks de P disponible (P-disponible) et P total (P-tot) dans les sols et l'estimation des bilans P sur les rotations en AB et en AC permet d'estimer les risques de carence ou de surplus en P en fonction des pratiques agricoles. Cette approche est ensuite généralisée à l'échelle régionale en appliquant la méthode GRAFS (Generalized Representation of the Agro-Food System ; Billen et al., 2014 ; Le Noë et al., subm). Cette approche propose une vision biogéochimique du fonctionnement des systèmes agricoles territoriaux en retraçant la circulation des flux de nutriments au travers de ses principaux compartiments. Les systèmes agricoles sont ainsi caractérisés en termes de ressources en P consommées, d'efficacité d'utilisation du P (PUE), de variation des stocks de P des terres agricoles (bilan P) et de dépendance du territoire vis-à-vis de l'extérieur. Les objectifs fixés dans ce travail sont (i) de déterminer l'effet des pratiques agricoles dans des fermes du réseau ABAC sur le statut des sols en P à l'échelle de la rotation, et (ii) d'évaluer les bilans P actuels et l'héritage en P à l'échelle des territoires français.

2 Matériel et Méthodes

1.1 A l'échelle des fermes

1.1.1 Présentation des fermes du réseau ABAC

Le réseau de fermes ABAC a débuté avec l'année culturale 2012-2013 ; il a été initié dans le cadre de la thèse de Marie Benoit (soutenue en 2015) avec l'aide de la Région Ile de France, de l'AESN et de Eau de Paris. Les fermes sélectionnées répondent aux trois critères suivant : (i) elles sont localisées dans le bassin versant de la Seine ; (ii) les agriculteurs ont donné leur accord pour réaliser un suivi de leurs parcelles et participent dans certains cas aux prélèvements ; (iii) les rotations sont principalement constituées de grandes cultures céréalières. En 2016 le réseau de fermes ABAC comprend 14 systèmes de culture répartis dans 4 pôles pédoclimatiques différents (Fig.1).

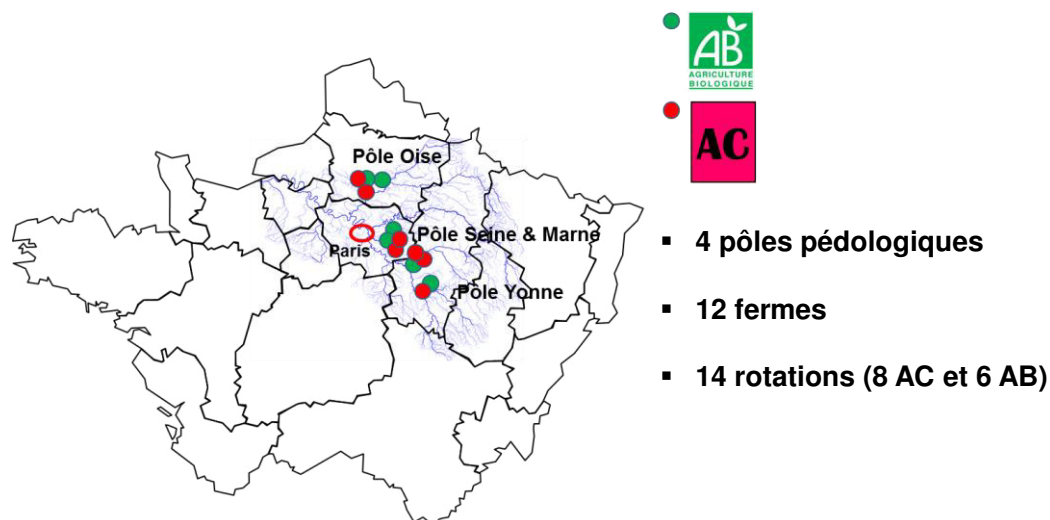


Figure 1. Localisation des fermes du réseau ABAC

Dans le cadre de la présente étude le statut des sols en P a été analysé pour 14 systèmes de cultures. Les analyses ont été réalisées pour des fermes réelles réparties sur trois pôles pédoclimatiques différents : (1) le pôle Seine et Marne dans lequel sept exploitations sont suivies avec 3 systèmes en AB et 5 en AC ; (2) le pôle Oise avec deux systèmes en AB et deux en AC ; (3) le pôle Yonne avec un système en AB et un en AC. Avec des durées comprises entre 7 et 10 ans, les rotations en AB des fermes du réseau ABAC sont typiques

de la région avec en moyenne 32% de l'assolement dédié à la culture du blé d'hiver, 24% aux légumineuses fourrages, 18 % aux légumineuses graines, 21 % aux autres céréales, 4% aux oléagineux et 1% aux tubercules. Les rotations en AC sont plus courtes (de 2 à 5 ans), et sont également caractéristiques de l'aire géographique avec 46 % de l'assolement dédiée à la culture du blé, 11% au maïs, 14% à l'orge/avoine, 12% aux tubercules, 12% aux oléagineux, 3% aux protéagineux et 2% aux légumineuses graines.

Au total les analyses des stocks de P-total et de P-disponible ont été réalisées sur 66 parcelles. Sur chaque parcelle, les sols analysés ont été prélevés en triplicats sur une profondeur de 0-30 cm entre le 15 octobre et le 20 novembre 2015. Au laboratoire, les échantillons de sol ont été conservés au frigo à 5°C quelques jours avant d'être lyophilisés et broyés et tamisés (< 2mm) puis analysés pour leur teneur en P.

1.1.2 Analyses chimiques

1.1.1.1. Choix et signification des mesures

Il existe une grande diversité de méthodes pour la mesure du P dans les sols. Les réserves de P dans le sol sont généralement différenciées en fonction de leur nature (organique ou inorganique), de leur disponibilité pour les plantes et de leur susceptibilité à l'érosion.

La mesure du **P total** (P-tot) dans les sols est une des seules mesures de cet élément à être bien définie à la fois opérationnellement et théoriquement. Il existe diverses méthodes pour l'extraction du P-tot, les différences principales concernant la nature de l'extractant employé (HF-HClO₄, HNO₃-HClO₄, HCl après calcination). Ici, c'est l'extraction par HCl 1M après calcination du sol qui a été choisie en raison de sa simplicité et de la possibilité de doser simultanément le P-tot, inorganique (P-inorga) et organique (P-orga). En outre les mesures fournies par cette méthode sont très bien corrélées à la méthode P_{HF-HClO₄} (r²=0,99 ; Némery, 2003), bien que les valeurs de P-tot déterminées soient environ 15% plus faibles pour la méthode HCl-calcination.

La quantification du stock de **P disponible** dans les sols est une mesure agronomique importante, notamment pour la détermination des risques de carence en P, mais complexe. La complexité de cette mesure a été illustrée par Neyroud et Lisher (2003) dans une étude comparant 15 méthodes de mesure par simple extraction chimique du P disponible dans 135 sols provenant de 12 pays. Les résultats ont montré que, pour un même sol, la mesure du P « disponible » varie du simple au centuple en fonction de l'extractant employé. Ces variations reflètent l'existence d'un gradient de disponibilité du P suivant la force de l'extractant chimique. Parmi ces méthodes, l'extraction au bicarbonate de sodium (NaHCO₃ 0,5 M) aussi appelée méthode Olsen présente le double avantage d'être simple pour une routine de laboratoire et d'être l'une des plus employées au monde et en France (avec les méthodes Dyer et Joret-Hébert) ce qui facilite les comparaisons avec les données de la littérature. Par ailleurs, Fardeau et al. (1988) ont montré que la méthode Olsen fournit la meilleure estimation du P disponible par simple extraction chimique, extrayant relativement peu de formes non mobiles du P. Pour toutes ces raisons, nous avons sélectionné cette méthode et nous appelons désormais « P-Olsen » le P-disponible ainsi mesuré.

Néanmoins ce type de méthode par simple extraction chimique ne peut suffire à rendre compte de la complexité du fonctionnement du système sol-plante (Morel et al., 2011). Les réactions de sorption/désorption, précipitation/dissolution et immobilisation/minéralisation qui gouvernent en réalité les teneurs en ions phosphate dans la solution du sol suivent des cinétiques variables (Fardeau et al., 1985 ; Morel et Fardeau, 1991 ; Pellerin et al., 2009). Afin de mieux prendre en compte ces processus nous avons également mesuré le P-disponible suivant une méthode d'extraction cinétique du P par des résines échangeuses d'anions ; nous appelons désormais « P-résine » le P-disponible ainsi extrait. Cette méthode permet d'isoler une fraction labile du P et reflète l'échange de ligands (avec HCO₃⁻) et les réactions de dissolution liée à l'activité ionique des ions Ca²⁺ qui régulent les teneurs en ions phosphate dans la solution du sol (Blake et al., 2003). Plusieurs études (Gunary et Sutton, 1967; Bache et Rogers, 1970; Metwally et al., 1975; Kadaba et Boyle, 1978, Bache et Ireland, 1980) ont montré que les résines fournissaient de meilleures corrélations avec le prélèvement du P par les plantes que les autres méthodes usant de simples extractants, Le phosphore dans les systèmes agricoles

probablement car elles permettent de mieux simuler l'action des racines dans la rhizosphère. Par ailleurs, Morel et Schneider (2000) ont montré aussi que l'extraction du P par les résines fournit une mesure du P-disponible du même ordre de grandeur, sinon identique, à celle mesurée par la méthode de dilution isotopique au ^{32}P (Fardeau et al., 19XX). De nombreux protocoles expérimentaux pour l'extraction du P par des résines échangeuses d'anions existent (Amer et al., 1955 ; Bache et Ireland, 1980 ; Robertson et al., 1999 ; Waller Pickering et al., 1992 ; Morel et Schneider, 2000). Une série d'essais en laboratoire a permis d'optimiser cette méthode pour notre set d'échantillons ; le protocole finalement retenu est brièvement décrit dans la section 2.1.2.3 ci-après.

A noter que les trois méthodes d'extraction du P retenus dans cette étude correspondent aux deux premières (résines et Olsen) et à l'avant dernière étape (HCl-calcination) du fractionnement de Hedley et al. (1982) qui comprend au total 6 extractions successives. L'intérêt d'une telle procédure réside dans l'identification de fractions de moins en moins disponible du P et donc des réserves à long et court termes de P dans le sol. Compte tenu du nombre important de mesures réalisées dans le cadre de notre étude, une telle procédure expérimentale eût été trop lourde à mettre en œuvre, cependant l'utilisation de certains des extractants utilisés dans le fractionnement de Hedley confirme la pertinence des choix opérés ici.

1.1.1.2. Mesure des concentrations en P-tot

Le phosphore particulaire total a été déterminé par une technique extraction à l'acide chlorhydrique (HCl 1 M) après calcination (adapté de Némery, 2003). Brièvement, la procédure expérimentale suivie est celle-ci : environ 0,85 grammes de sol broyé et lyophilisé sont calcinés au four à 550°C pendant 4 heures, cette étape permet de minéraliser tout le P-orga en P-inorga ; puis 0,75 g de sol calciné sont agités avec 30 mL d'HCl (0,1 M) dans des tubes à centrifuger pendant 18 heures. A l'issue de cette agitation, les tubes sont centrifugés à 10000 rpm pendant 10 minutes puis le surnageant est récupéré et dilué 50 fois. La concentration en ions phosphates en solution est ensuite mesurée par spectrophotométrie (Gallery, Thermo Scientific™ Gallery™). Pour l'estimation du P-inorga particulaire, l'analyse est similaire sauf que l'étape de minéralisation du P-orga est omise. Le P-orga particulaire est ensuite déduit comme la différence entre le P-tot et le P-inorga particulaires. Pour chaque échantillon prélevé, les mesures sont réalisées en triplicats.

1.1.1.3. Mesure des concentrations en P-diponible

L'extraction du **P-Olsen** est réalisée de la façon suivante : 2 grammes de sol broyé et lyophilisé sont pesées et introduits dans un tube à centrifuger de 50 mL puis agités avec 40 mL de solution NaHCO_3 0,5 M pendant 5 heures. Les tubes sont ensuite centrifugés à 10000 tours par minutes pendant 10 minutes puis le surnageant est récupéré et dilué 10 fois. La concentration en ions phosphates en solution est mesurée par spectrophotométrie (Gallery, Thermo Scientific™ Gallery™). Pour chaque échantillon prélevé, les mesures sont réalisées en quadruplicats.

Des bandelettes de résines de dimension $2 \times 2,5$ cm sont employées pour l'extraction du **P-résine**. La procédure expérimentale que nous avons utilisée est la suivante (Fig. 2): les résines sont rincées pendant plusieurs heures dans une solution de NaCl (0,5 M) puis chargées en ions hydrocarbonates (HCO_3^-) jusqu'à ce que tous les ions Cl^- initialement adsorbés sur les résines aient été échangés contre des ions HCO_3^- . Parallèlement 2 grammes de sol broyé et lyophilisé sont pesées dans des petits flacons dans lesquels 20 mL d'eau distillée sont ensuite versés. Une fois chargées, les résines sont introduites dans les flacons contenant la solution du sol, et agitées sur une table agitante (100 t/min) durant des périodes de temps de 3, 13, 27, 48 et 72 heures. A la fin de chaque période d'agitation les résines sont éluées pendant 40 minutes dans deux bains successifs de NaCl 0,5 M de 10 mL chacun afin de désorber les ions phosphates adsorbés sur les résines. De nouvelles résines sont alors introduites dans les solutions du sol jusqu'à ce que le temps d'agitation cumulé soit d'une semaine. Les deux bains éluants sont récupérés dans un même tube à centrifuger puis la concentration en ions phosphates est mesurée par spectrophotométrie. Les valeurs de P-résines mesurées à 5 pas de temps permettent de tracer la courbe de la cinétique de désorption des ions phosphates dans la solution du sol. Toutes les valeurs expérimentales obtenues sont précisément prédites par l'Eq. [1], qui suppose une décroissance exponentielle de la diffusion des ions phosphates depuis la phase solide vers la solution du sol :

$$P = P_1 \times \left(1 - e^{-\frac{t}{24}}\right) + P_2 \times \left(1 - e^{-\frac{t}{240}}\right) \quad [1]$$

Où P_1 (mgP/kg de sol sec) est un stock de P très mobile dont 90% est diffusable en 24 heures ; P_2 (mgP/ kg de sol sec) est un stock de P moins mobile dont 90% est diffusable en 240 heures ; P (mgP/ kg de sol sec) est le stock total de P dont 90% est diffusable en 10 jours et t est la durée (heures).

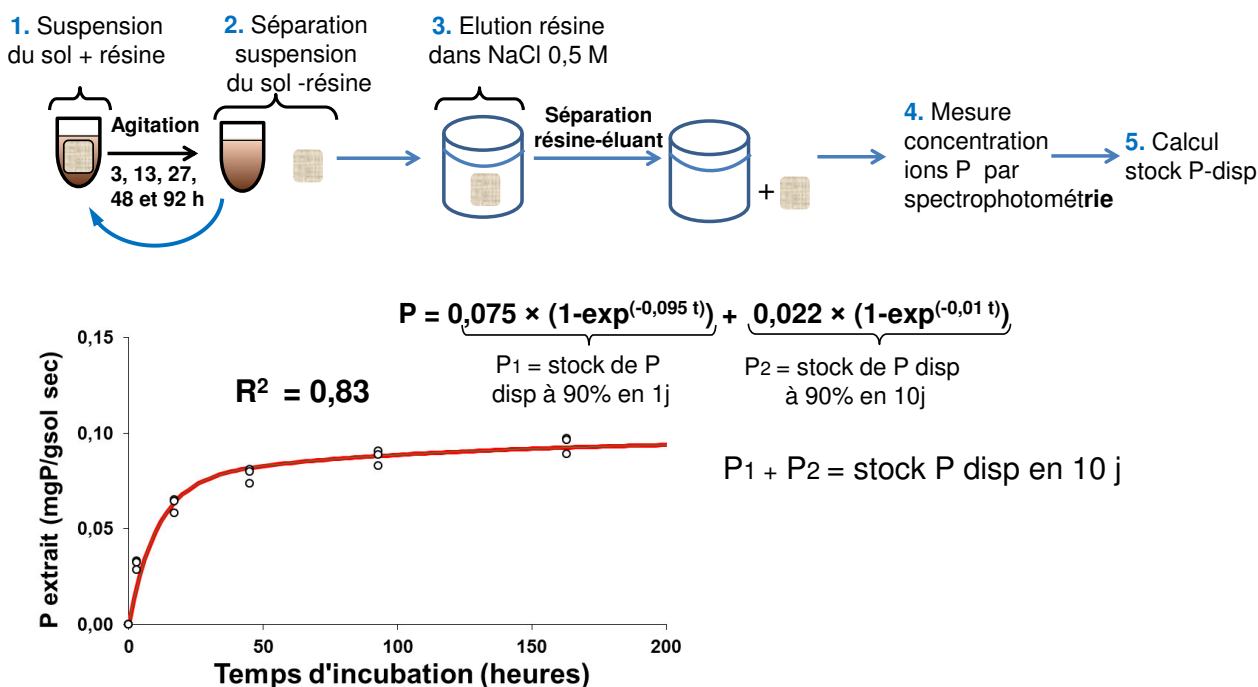


Figure 2. Schéma du protocole de mesure du P-résine et exemple de résultat d'une cinétique d'extraction

1.1.1.4. Calcul des stocks de P

Connaissant la densité apparente du sol sec pour chaque ferme (valeurs fournies dans Benoit, 2015), les stocks de P-tot, P-Olsen et P-résine dans un hectare de sol de profondeur 30 cm sont calculés en multipliant les teneurs en P-tot, P-Olsen et P-résine par la masse de sol sec comprise dans un volume de 3000 m³. Pour chaque ferme les stocks moyens de P-tot, P-Olsen et P-résine sont calculées comme la moyenne des stocks estimés sur chaque parcelle suivie.

1.1.3 Reconstitution du bilan P à l'échelle de la rotation

Le bilan P de chaque système de culture a été estimé comme la somme de la moyenne des apports de P sur la rotation, incluant les différentes formes de P organique, les fertilisants chimiques P et le dépôt atmosphérique P (la valeur employée est celle fournie par Némery et Garnier, 2007), moins le P exporté par la récolte en kgP/ha/an. Les sorties en P par l'érosion des sols et par le lessivage ainsi que les apports de P par l'altération du matériel parental (P géogénique) ont été négligés car ces flux sont la plupart du temps mineurs et généralement non pris en compte dans les bilans agronomiques (e.g. Bouwman et al., 2011, Morel et al., 2011). Un bilan positif indique une accumulation du P dans les sols, à l'inverse un bilan négatif indique une réduction des stocks de P dans le sol, pouvant mener à terme à une situation de carence pour les cultures. A noter que l'érosion des sols est à l'origine de pertes vers les eaux de surfaces, d'autant plus élevées que les stocks sont grands.

Les rotations types (AB et/ou AC) pour chaque ferme ont été reconstituées à partir de l'historique sur 4 ans de l'assolement des parcelles suivies. Les sorties moyennes par la récolte sont estimées comme [2] :

$$S = \sum_i f_i \times P_i \times R_i \quad \text{Eq. [2]}$$

où S est la sortie moyenne de P sur la rotation (kgP/ha/an) ; f_i est la fréquence de la culture i dans l'assolement au cours de 4 dernières années ; P_i est la teneur en P dans la fraction exportée de la plante i (kgP/kg de plante i) ; R_i est le rendement moyen de la culture i au cours des 4 dernières années (kg/ha/an).

De manière similaire les apports moyens en P sur chaque rotation type sont reconstitués à partir de l'historique de fertilisation sur 2 ans des parcelles suivies. Les apports moyens étaient estimés d'après l'Eq. [3] :

$$A = \sum_j f_j \times P_j \times Q_j \quad \text{Eq. [3]}$$

où A est l'apport moyen en P sur la rotation (kgP/ha/an) ; f_j est la fréquence d'apport du fertilisant de type j (e.g., fumier équin, fientes de volailles, triple phosphate) au cours des 2 dernières années ; P_j est la teneur en P dans le fertilisant de type j (kgP/kg de fertilisant j) ; Q_j est le taux moyen des apports de fertilisants de type j au cours des 2 dernières années (kg de fertilisant j /ha/an).

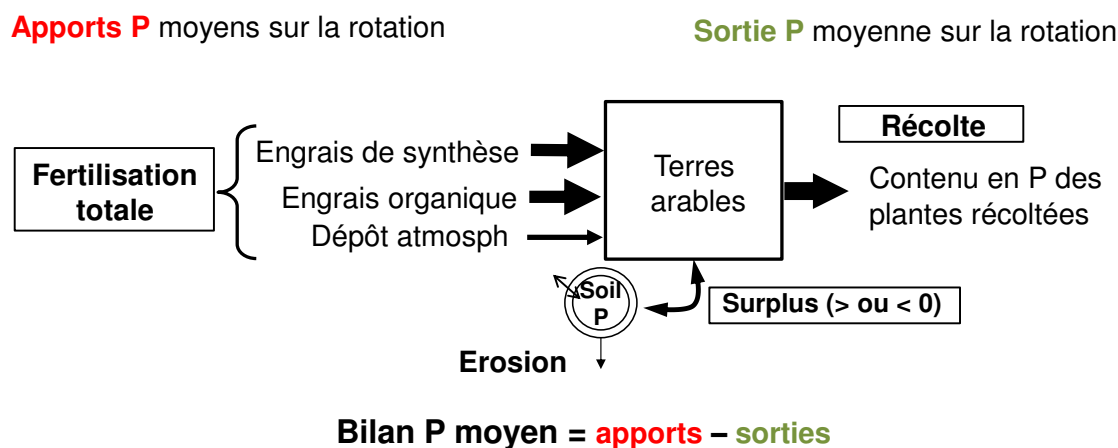


Figure 3. Principe du bilan P des terres arables d'un système de culture

1.2 A l'échelle des territoires

A l'échelle territoriale les bilans P sont estimés pour les 33 territoires agricoles de France métropolitaine définis par Le Noë et al. (2016) selon la méthodologie GRAFS (pour Generalized Representation of Agro-Food Systems, Billen et al., 2014). Cette méthode était initialement conçue pour représenter le fonctionnement des systèmes agricoles sous l'angle des flux d'azote (N) mais peut aussi bien être appliquée au cas du P et à des échelles spatiales plus restreintes (Garnier et al., 2015 ; Le Noë et al., soumis). Le principe de cette méthode consiste dans la représentation quantitative des flux de nutriments (N ou P) entre 4 compartiments principaux constitutifs du système agro-alimentaire territorial : les terres arables, les prairies permanentes et semi-naturelles, le cheptel animal et la population. Le bilan du P sur le territoire est également calculé comme la somme des apports (engrais synthétiques, engrais organiques et dépôt atmosphérique), moins les sorties par l'exportation de la récolte. Les bilans P positifs indiquent une augmentation potentielle des pertes par érosion mais le stockage est le devenir principal du P dans ce cas. Les surplus négatifs indiquent le déstockage des réserves de P historiquement accumulées dans les sols. Une description détaillée de la méthode GRAFS pour le P est fournie par Le Noë et al. (soumis).

Pour des fins de comparaison avec les données du commerce inter-régional en France compilées par Le Noë et al. (2016), les chiffres utilisés pour estimer les bilans territoriaux en P sont ceux de l'année 2006. L'analyse des tendances de plusieurs indicateurs de la production agricole en France montrent que l'année 2006 est raisonnablement représentative de la période 2000-2013 (Fig. 4).

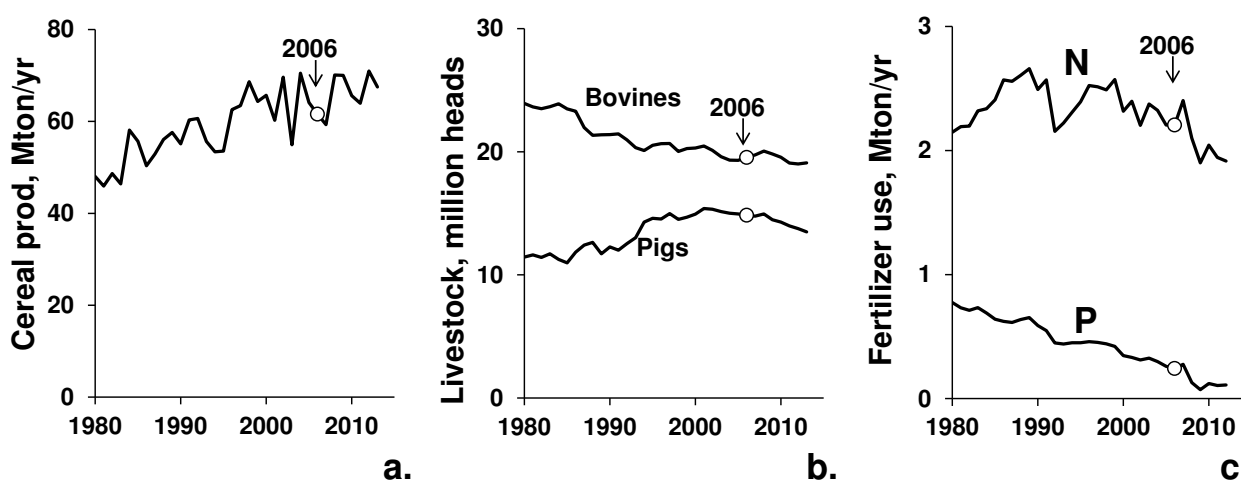


Figure 4. Tendances évolutives de quelques indicateurs du système agricole français, mettant en évidence la représentativité de l'année 2006 par rapport à la situation de la dernière décennie.

Les bilans territoriaux en P ont également été estimés pour l'année 1979 à partir des chroniques de fertilisation en P chimique (Unifa, Union des Industries de la Fertilisation) et des archives de la production agricoles végétales et animales (Agreste, 2016). En l'absence de données concernant la gestion des excréments animaux en 1979, les pratiques de gestion des effluents et la répartition du fumier entre prairies permanentes et terres arables ont été supposés inchangés par rapport à 2006.

3 Résultats et Discussion

3.1. Statuts des sols en P dans les fermes du réseau ABAC

3.1.1. Stocks en P et bilans P dans les fermes du réseau ABAC

Sur les fermes du réseau ABAC les stocks de P-tot, P-Olsen et P-résines sur les 30 premiers cm du sol sont compris dans des gammes de valeurs allant de 1910 à 3480, 34 à 249 et 149 à 445kgP/ha respectivement. Sur l'ensemble du réseau ABAC, les stocks moyens de P-tot et P-résine sont légèrement plus élevés sur les rotations en AB que sur celles en AC, tandis que les stocks de P-Olsen sont légèrement plus faibles sur les rotations en AB que sur celles en AC. Ces différences ne sont cependant pas significatives. La comparaison des stocks de P-tot, P-Olsen et P-résines en AC et AB par pôle pédoclimatique ne permet pas non plus d'observer de différences significatives, excepté sur le Pôle Oise où les stocks de P-résine sont significativement plus élevés sur les rotations en AC (273 ± 20 kgP/ha en AC contre 210 ± 30 en AB).

Les teneurs en P-Olsen mesurées sur les parcelles du réseau ABAC sont supérieures (et parfois très supérieures) à 39 mgP/kg de sol sec pour 19 parcelles sur 40 en AB et pour 13 parcelles en AC. D'après les recommandations du COMIFER (1995) cette valeur indique le seuil à partir duquel il est possible de faire l'impasse sur la fertilisation en P pour les cultures les plus exigeantes dans le Bassin Parisien. Cependant, 7 parcelles en AB et une parcelle en AC ont des teneurs en P-Olsen inférieures à 26 mgP/kg de sol sec, une valeur seuil en-deçà de laquelle un renforcement de la fertilisation en P est recommandé (COMIFER, 1995). Ces résultats montrent que les parcelles des fermes ABAC sont le plus souvent riches en P bien que les

teneurs en P-Olsen de quelques parcelles indiquent un risque de carence en P.

Si le cahier des charges de l'AB interdit le recours aux fertilisants chimiques, il n'exclut pas pour autant l'utilisation d'engrais organique tels que vinasse, fiente de volaille, fumier équin et bovin, poudre d'os, compost. L'analyse des pratiques de fertilisation montre des apports moyens de P sur les fermes en AB de 6 kgP/ha/an, s'étalant dans une gamme de 0 à 16 kgP/ha/an selon les fermes (Fig.5).

Sur les 8 rotations en AC, 6 reçoivent des apports de P. En moyenne les apports de P sont de 5 kgP/ha/an, variant de 0 à 9 kgP/ha/an. Les apports de P dans les fermes du réseau ABAC sont donc relativement faibles et ne diffèrent pas énormément entre les itinéraires en AB et AC. En revanche les sorties moyennes en P par la récolte sont significativement plus élevées pour les rotations en AC (23 ± 3 kgP/ha/an) qu'en AB (14 ± 3 kgP/ha/an) (Fig. 5). Les plus faibles sorties en P sur les rotations en AB s'expliquent d'une part par les plus faibles rendements des cultures céréalières et d'autre part par les plus faibles teneurs en P dans les légumineuses fourragères généralement cultivés sur ces rotations et parfois non exportés. Il en résulte que les bilans P sont presque toujours plus négatifs sur les rotations en AC que sur les rotations en AB.

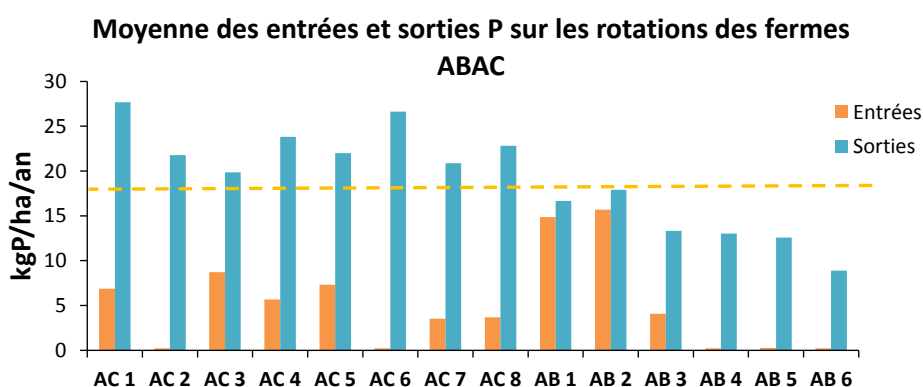


Figure 5. Composantes du bilan P des sols des différents systèmes de culture en AB (vert) et AC (rouge) du réseau ABAC.

L'analyse des stocks de P-disponible (P-Olsen et P-résine) et de P-tot au regard des bilans P (Fig. 6) ne permet pas d'établir une corrélation linéaire entre ces variables. Les relations entre stocks de P-tot, P-Olsen et P-résine et bilan P ne sont pas non plus améliorées en regroupant les fermes par pôles pédoclimatiques, pas plus qu'en exprimant le P-résine et le P-Olsen en % du P-tot. Dans notre étude, les différences de P-disponible ne sont donc pas expliquées par les bilans P.

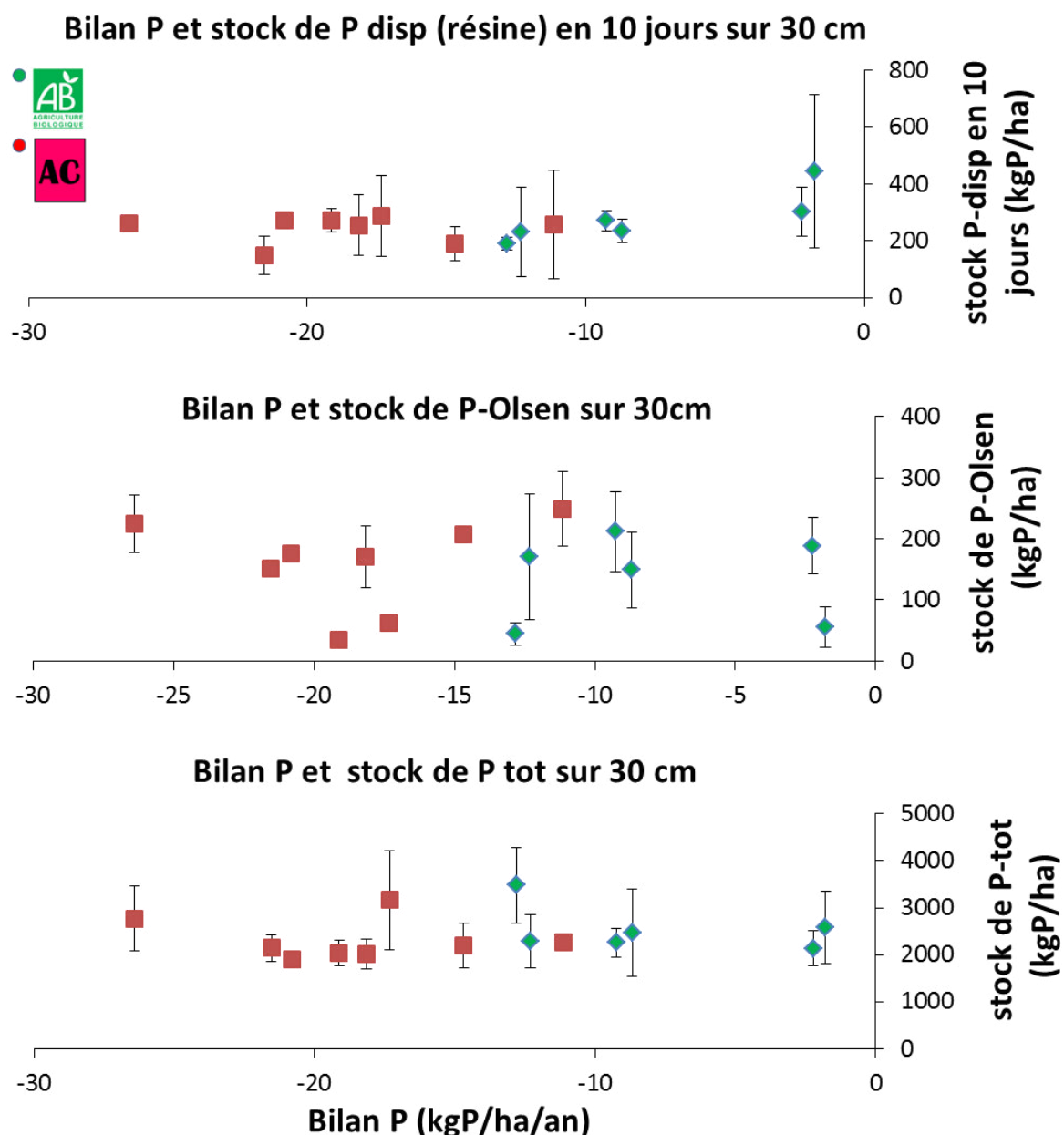


Figure 6. Comparaison des stocks de P (résine, Olsen et total) sur les 30 premiers cm de sol dans les fermes AC (symboles rouges) et AB (verts) du réseau ABAC en relation avec leur bilan P.

Notons que d'autres facteurs biotiques et abiotiques sont susceptibles d'affecter la biodisponibilité du P dans les sols. En particulier le pH du sol est une variable contrôlant la solubilisation du P dans la solution du sol. Les interactions biotiques-abiotiques peuvent également jouer un rôle dans la disponibilité du P pour les plantes et notamment dans les rotations comprenant des légumineuses graminées. Une étude de Li et al. (2007) montre une augmentation des rendements du maïs de 43% lorsqu'il se trouvait cultivé en inter-rang avec des féveroles dans des sols pauvres en P. Cette amélioration des rendements résultait de l'acidification du milieu par la rhizosphère des féveroles, augmentant ainsi la disponibilité du P pour le maïs via la dissolution de formes précipité du P. Ainsi, les effets interspécifiques de la rhizosphère peuvent être un mécanisme biologique significatif pour une relation entre diversité des plantes et disponibilité du P non pris en compte ici.

3.1.2. Comparaison avec la littérature et interprétation des mesures

De nombreuses études (Blake et al., 2003 ; Messiga et al., 2010 ; Oehl et al., 2012 ; Shen et al., 2014), ont montré l'existence d'une relation directe entre les stocks de P-disponible (P-Olsen, P-Mehlich 3, P-résine, P³²-échangeable) et les bilans P sur des parcelles agricoles. Cependant, il faut remarquer que les coefficients de corrélation dans certaines de ces études sont parfois très faibles ; par exemple, Shen et al. (2014) déterminent une corrélation entre les bilans P et les teneurs en P-Olsen dans le sol mais avec des coefficients de détermination R² allant de 0,11 à 0,31. Compte tenu de la dispersion de nos valeurs entre les stocks de P-résines et les bilans P, nous n'avons pas établi de corrélation.

D'autre part, il semble important de noter que dans la plupart des études, les mesures du P dans les sols et les bilans P sont évalués pour des parcelles expérimentales ou des essais à long-terme. Certes les variables expérimentales peuvent ainsi être mieux contrôlées, mais les systèmes de culture analysés ne sont pas toujours représentatifs des pratiques agricoles réelles, notamment concernant l'AB. A cet égard, un exemple intéressant est fourni par l'étude d'Oehl et al. (2012). Cette étude compare l'effet de la fertilisation dans des parcelles expérimentales en AC, AB et en agriculture biodynamique (BIODYN) ayant les mêmes successions de cultures depuis 21 ans. Les résultats apportés par cette étude révélaient une corrélation entre bilans P et stocks de P-tot et P-disp ainsi qu'une diminution des stocks de P-tot et P-disponibles dans les parcelles en AB et BioDYN.

Similairement, Messiga et al. (2010) évaluent le lien entre le P-disponible (P-Olsen et P-Mehlich-3) et le bilan P sur des parcelles en monoculture de maïs. Les résultats montrent que les bilans cumulés de P (sur des périodes de 7, 12 et 17 ans) sont bien corrélés aux teneurs en P-disponible mesurés, en particulier pour le P-Olsen et les paramètres de l'échange isotopique. Ici encore ces résultats mettent en évidence une relation entre P-disp et bilans P, toutes choses égales par ailleurs. Cependant les spécificités des rotations en AB et en AC ne sont pas représentées. Bien que le type de rotation ne figure pas dans le cahier des charges de l'AB et, bien que les rotations conventionnelles puissent différer d'une ferme à l'autre, il existe dans les faits une différence notable entre les successions de cultures mises en place par les agriculteurs en AB et celles des agriculteurs en AC.

Par ailleurs la corrélation entre les bilans P cumulés et la valeur des stocks de P-disponible mesurée à un instant donné peut masquer l'effet des réserves en P-tot du sol sur la fraction de P effectivement disponible pour les plantes. Blake et al. (2003) mettaient en évidence que, lorsqu'ils sont négatifs pendant de longues périodes (plus de cent ans), les bilans cumulés de P affectent les réserves en P du sol suivant un gradient de disponibilité de plus en plus faibles dans le temps. Autrement dit, le P utilisé par les plantes dans des sols déficients depuis de longues périodes est considéré comme peu disponible voire récalcitrant par les méthodes d'extraction usuelles suivant un fractionnement de Hedley. De même, Paris et al. (2004) montrent que les tests de statut des sols en P par la méthode Olsen ne reflètent pas nécessairement le P effectivement bio-disponible pour les plantes dans les sols en l'absence d'apports nouveaux de P. En effet, en l'absence d'apports de P, des réactions plus lentes de libération du P peuvent prendre place. Les possibilités pour que dans un sol déficient en P voire à bilan négatif, l'architecture des racines changent et développent des branches latérales étendues pour atteindre des zones du sol habituellement inaccessibles devrait être prise en compte dans la détermination du stock de P disponible pour les plantes. La disponibilité du P pour les plantes ne dépend en effet pas uniquement de la disponibilité physico-chimique dans le sol mais également des interactions entre les domaines chimiques du sol et la partie absorbantes des racines.

3.1.3. Gestion future de la fertilisation en P

Un rapide calcul prenant en compte les exportations moyennes de P par la récolte (kgP/ha/an) et les stocks de P-résines disponible en 10 jours (kg P/ha) sur les 30 premiers cm du sol montrent que sur les fermes du réseau ABAC il serait théoriquement possible de faire l'impasse sur la fertilisation en P pendant des périodes pouvant aller de 7 à 27 ans (Fig. 5 et 6). Par exemple avec un stock disponible de 303 kgP/a et une exportation par la récolte de 18 kgP/ha/an, la période pendant laquelle les réserves en P disponible sont suffisantes est de 17 ans au moins, sachant que la disponibilité est établie sur 10 jours. Cette période s'étend de 15 à 27 ans et de 7 à 14 ans pour les rotations en AB et en AC du réseau ABAC respectivement. Ces

valeurs suggèrent qu’il y a suffisamment de P dans les sols pour supporter la production agricole dans les années, voire décennies, à venir. En outre, continuer à apporter du P aux sols ne serait pas nécessairement souhaitable : cela pourrait conduire à un enrichissement des sols en P augmentant ainsi les risques de pertes vers les écosystèmes aquatiques environnants et l’eutrophisation des cours d’eau. Carpenter et al. (2005) soulignaient l’importance de diminuer les réserves en P dans les sols déjà très enrichis afin de préserver la qualité de l’eau.

Les risques de carence en P dans les systèmes de culture en AB sont souvent employés comme argument contre la soutenabilité de ce système de production ; il apparaît cependant ici que les systèmes de production en AC (dominant le bassin de la Seine) ont des bilans P globalement plus négatifs que ceux de l’AB et que le statut des sols en P ne diffère pas significativement entre ces deux types de pratiques

3.2. Bilans de phosphore à l’échelle territoriale

Les bilans P établis sur les territoires Français selon la méthode GRAFS pour les années 2006 et 1979 sont représentés sur la figure 6.

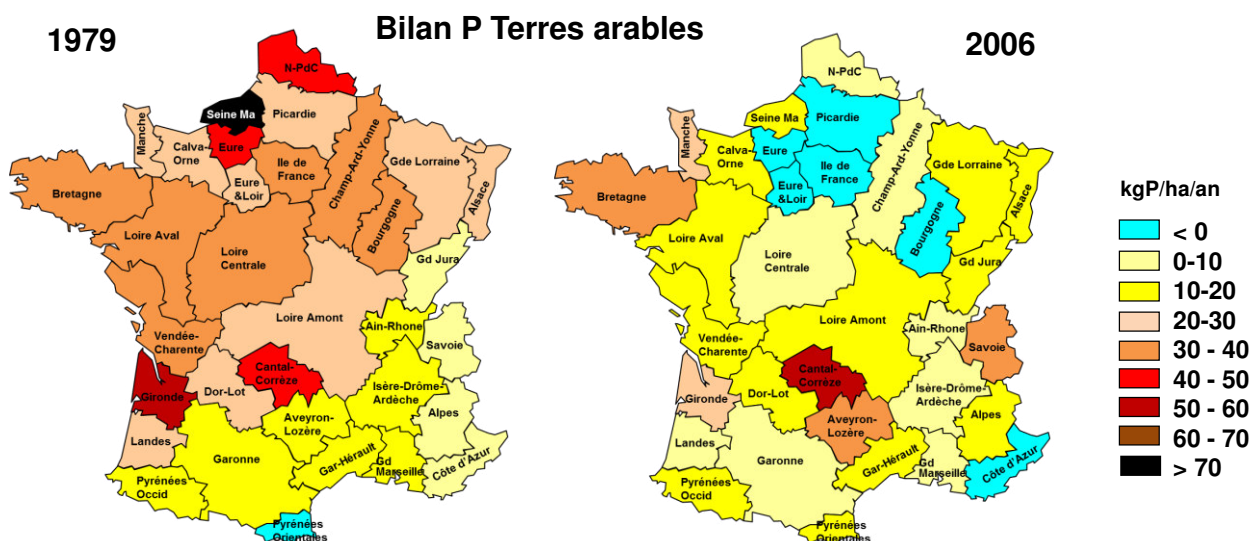


Figure 7. Bilan de phosphore des terres arables des territoires agricoles français calculés selon la méthode GRAFS pour l’année 1979 et 2006.

Il apparaît que les bilans P des territoires du bassin de la Seine en 2006 sont clairement les plus faibles du pays et pratiquement les seuls à présenter des valeurs négatives. Ces résultats sont cohérents avec les bilans P calculés à l’échelle des fermes du réseau ABAC. Cependant les bilans P sont globalement plus négatifs sur les fermes du réseau ABAC que le bilan moyen régional. Plusieurs explications sont possibles : (i) il existe un biais d’échantillonnage des fermes puisque le réseau participatif ABAC est basé sur le volontariat des agriculteurs et de ce fait les agriculteurs sont peut-être particulièrement consciencieux à l’adoption de « bonnes pratiques » ; (ii) la chronique de fertilisation dont nous disposons n’est peut-être pas assez longue et il se peut que les apports de P aient été sous-estimés par rapport aux pratiques réelles sur les fermes.

3.2.1. Bilan P en 2006 sur l'ensemble des territoires Français

Les bilans P illustrés sur la figure 7 révèlent une variabilité spatiale importante à l'échelle territoriale allant de -8 kgP/ha/an pour l'Ile-de-France à +40 et +64 kgP/ha/an pour la Bretagne et le Cantal-Corrèze respectivement. La variabilité spatiale des bilans P entre les territoires français peut s'expliquer en grande partie au regard de la spécialisation régionale. En effet, l'analyse des systèmes de production régionaux montrent que les schémas de productions agricoles sont associés à certaines performances environnementales (exprimées en bilan P et ressources P consommés par unité de surface arable) et agronomiques (exprimées en bilan P et ressources P consommés par unité de production animale et végétale) (Le Noë et al., soumis).

Les régions spécialisées dans la production intensive de produits animaux présentent les bilans P les plus positifs. Ces bilans reflètent des transferts de P depuis des gisements miniers ou depuis les sols d'autres régions via l'importation de produits végétaux pour l'alimentation du bétail ultimement excrétés ou épandus sur les terres arables de ces territoires. D'un point de vue territorial, l'impact environnemental de tels systèmes de production est donc néfaste et peu durable. En revanche, Le Noë et al. (soumis) ont montré que l'efficacité d'utilisation du P (PUE) pour la production animale de ces régions étaient la plus élevée à l'échelle nationale. La diminution des impacts environnementaux par unité de production agricole au détriment de l'augmentation de ces mêmes impacts par unité de surface a été également soulignée par Chatzimpiros et Barles (2013).

Les régions de polyculture-élevage et les régions de cultures extensives, localisées dans le Centre, l'Est et le Sud de la France ont des bilans P intermédiaire ou faibles (sauf pour le Cantal-Corrèze où le bilan est toutefois très positif) indiquant un quasi-équilibre entre production agricole et apports de P.

Enfin, les régions spécialisées dans la production intensive de grandes cultures céréalières présentent les bilans P les plus négatifs et sont localisées dans une aire géographique correspondant au bassin parisien. Ces territoires dépendent fortement d'imports en fertilisants chimiques en raison des faibles densités de cheptel limitant les opportunités de recyclage interne des nutriments. La structure du système agro-alimentaire de ces régions est illustrée dans la figure 8 sur le cas de l'Ile-de-France. Cependant, malgré des bilans en P négatifs, ces régions présentent une PUE par unité de production végétale extrêmement efficace (>100%) indiquant que les sorties annuelles en P par les récoltes sont supérieures aux apports. Ces résultats sont corroborés par une étude de Mc Donald et al. (2012) montrant que la localisation des déficits de P à l'échelle globale est très souvent associés à de forte PUE (61% des zones du monde avec des hautes PUE sont des zones de déficit en P). Néanmoins, les régions du bassin de la Seine ne sont pas seulement efficaces mais elles sont également extrêmement productives et présentent des rendements parmi les meilleurs au monde.

kgP/haSAU/an, 2006

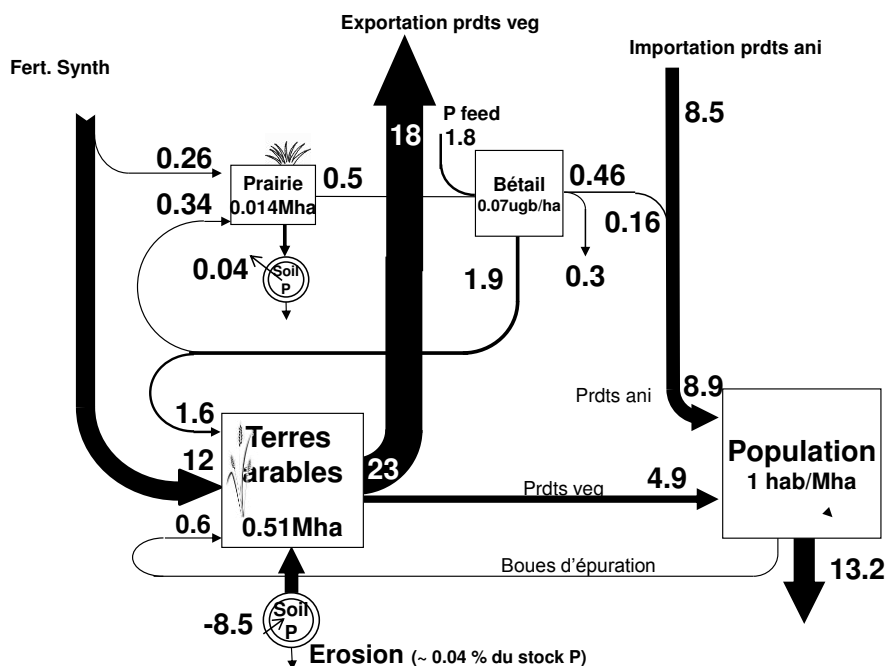


Figure 8. Fonctionnement du système agro-alimentaire de l’Ile de France sous l’angle des flux de phosphore. (Le Noë et al., soumis)

3.2.2. Bilan en phosphore en 1979 sur l’ensemble des territoires Français

Le paradoxe apparent entre bilan P négatif et forte productivité pousse à s’interroger sur l’origine des réserves de P mobilisables, et donc sur l’historique de fertilisations de ces régions. La figure 9 présente l’évolution des apports en fertilisants chimiques P sur les régions du bassin de Seine.

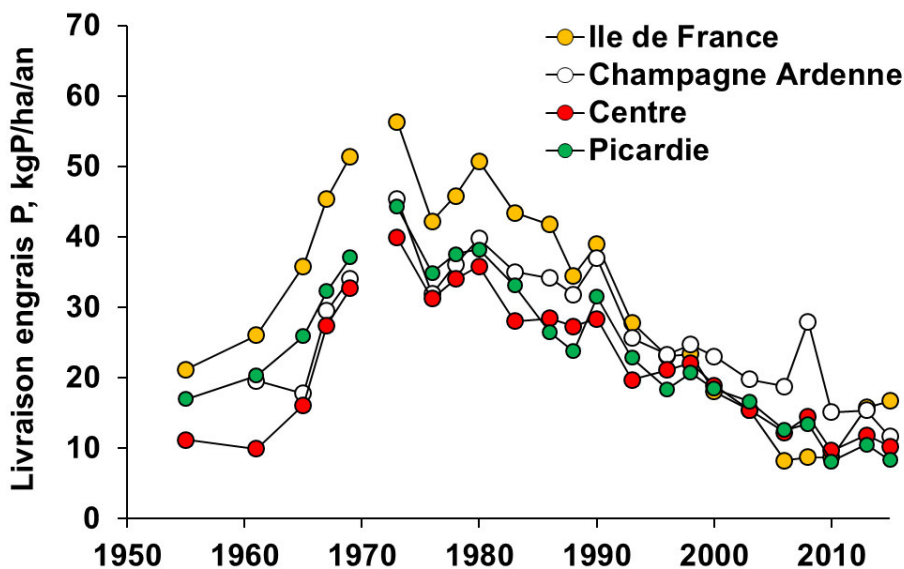


Figure 9. Historique des quantités de fertilisant phosphorés apportés aux sols agricoles des différentes régions du bassin parisien (données Unifa)

Il apparaît clairement que les apports de P ont connu un pic d'intensité au début des années 1970 pour diminuer petit à petit, puis revenir à des taux d'apports inférieurs à ceux de 1955 à partir des années 2000. Ces apports importants de P laissent supposer un héritage important des sols en P. Afin de vérifier cette hypothèse les bilans P sur les territoires français ont été calculés suivant la méthode GRAFS pour l'année 1979 (Fig. 7).

Presque tous les territoires français présentent des bilans P plus importants en 1979 qu'en 2006, indiquant que les efforts entrepris pour le raisonnement de la fertilisation en P ont été fructueux. Cependant, les différences les plus marquées concernent surtout les régions de grandes cultures céréalières du bassin de la Seine et le Nord de la France. A l'inverse les régions d'élevage (Bretagne, Loire Aval, Cantal-Corrèze) affichent peu ou pas d'évolution de leur bilan P. Ce résultat était toutefois prévisible dans la mesure où la fertilisation en P de ces régions provient principalement des apports de fumier et de lisier.

Pour les territoires du bassin de la Seine il semble raisonnable de considérer que l'année 1979 est représentative de la période 1965-1990 (Fig. 9) en termes de fertilisation chimique en P. En première approximation, les bilans cumulés de P sur les territoires du bassin de la Seine au cours de cette période de 25 ans peuvent donc être estimés comme égale à 25 fois le bilan P en 1979, soit de l'ordre de 900 kgP/ha/an. Ceci représente environ 100 fois la quantité de P prélevée par les plantes en excès des apports en 2006. En d'autres termes les bilans P de 2006 devraient rester constants pendant 100 ans pour permettre de revenir à des niveaux de P dans les sols d'avant 1965.

4. Conclusion et Perspectives

Dans cette étude, la comparaison des stocks de P-tot et de P-disponible (P-résine et P-Olsen) et des bilans P entre les rotations de fermes réelles en AB et en AC ont constitué une approche originale, permettant de mieux appréhender l'effet des pratiques de l'AB et de l'AC sur le statut des sols en P dans le bassin de la Seine. Les résultats montrent que les systèmes de culture en AB ont des teneurs en P disponible (P-Olsen et P-résines) qui ne diffèrent pas significativement des celles en AC et cela malgré des bilans P négatifs sur toutes les fermes. Les stocks de P disponible en 10 jours (P-résine) sur les fermes du réseau ABAC sont tels que l'impasse sur la fertilisation en P semble possible pendant des périodes allant de 7 à 27 ans. Les bilans P sur la rotation ne permettent pas d'expliquer les valeurs de P-disponible mesurées. Cependant, le P-disponible dépend également des stocks totaux qui résultent eux-mêmes des réserves de P et du bilan P. L'historique de fertilisation à long terme des fermes du réseau ABAC, qu'il nous est malheureusement impossible de reconstituer, explique donc probablement le paradoxe de stocks de P très élevés dans les sols malgré un bilan négatif.

Les bilans P à l'échelle des territoires Français, estimés pour l'année 2006 en appliquant la méthode GRAFS, montrent que les bilans P négatifs sur les territoires du bassin de la Seine sont cohérents avec ceux mesurés à l'échelle des parcelles. A l'échelle de la France entière, les bilans P reflètent la spécialisation agricole dans un domaine de production. Les bilans P les plus positifs résultent de la concentration du cheptel dans les régions d'élevage intensif, induisant un déséquilibre entre la production d'excrément et les surfaces arables recevant ces déjections. Les bilans P très excédentaires, traduisent alors un transfert de P depuis les mines de P, mais surtout depuis les terres arables d'autres régions via l'importation de produits végétaux pour l'alimentation du bétail ultérieurement excrétés ou épandus sur les terres arables de ces régions. Dans les territoires du bassin de la Seine, les bilans P négatifs résultent des sorties de P via la récolte plus élevées que les apports en P. La forte productivité de ces territoires malgré les bilans P déficitaires s'explique par les réserves importantes en P dans les terres arables héritées des fortes fertilisations des décennies passées.

Les résultats apportés par cette étude soulèvent des questionnements sur les stratégies à mettre en œuvre pour la gestion du P à plus ou moins long-terme. Les réserves en P dans les sols sont en général considérables et à court et moyen terme il est souhaitable de limiter voire arrêter complètement la fertilisation P car ces réserves sont suffisantes pour maintenir la production des plantes (Sattari et al., 2012). Cependant, il

conviendrait d'établir une chronique des bilans P du passé afin d'estimer plus précisément pour combien de temps l'héritage en P des sols pourrait soutenir la production agricole sans nouveaux apports de P. D'autre part, l'intégration des connaissances du fonctionnement des écosystèmes agricoles dans les pratiques pourrait aussi permettre d'augmenter la quantité de P biodisponible dans les sols. A long-terme cette stratégie n'est cependant pas tenable car les stocks finiront tôt ou tard par s'épuiser. D'autres solutions doivent donc être envisagées. Une reconexion du bétail avec les systèmes de culture, qui implique un retour vers moins de spécialisation régionale des systèmes de production agricole, permettrait un meilleur recyclage des éléments (Bonaudo et al., 2014 ; Herrero et al., 2010, Garnier et al., 2015). Enfin, une meilleure valorisation en agriculture des déchets urbains pourrait aller dans le même sens.

5. Références

- Amer F, Bouldin D, Black C et al (1955). Characterization of soil phosphorus by anion exchange resin adsorption and P32-equilibration. *Plant and soil* 64, 391-408.
- Bache B, Rogers N (1970). Soil phosphate values in relation to phosphate supply to plants from some Nigerian soils. *Journal of Agricultural Science* 74, 383-390.
- Bache B, Ireland C (1980). Desorption of phosphate from soils using anion exchange resins. *Journal of soil science* 31, 297-306.
- Barber S, (1995). *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. John Wiley & Sons.
- Benoit M, Garnier J, Anglade J et al (2014a). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient cycling in agroecosystems* 100, 285-299.
- Benoit M (2014b). *Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières — lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France)*. Doctoral dissertation, Paris 6.
- Benoit M, Garnier J, Beaudoin N et al (2016). A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance. *Agricultural Systems* 148, 105-113.
- Billen G, Lassaletta L, Garnier J (2014). A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security* 209–219.
- Blake L, Johnston A, Poulton P, et al (2003). Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil* 254, 245-261.
- Bonaudo T, Bendahan A, Sabatier R et al (2014). Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy* 57, 43-51.
- Carpenter S, Caraco N, Correll D et al (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications* 8(3), 559-568.
- Carpenter S (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 10002-10005.
- Chatzimpiros P, Barles S (2013). Nitrogen food-print : N use related to meat and dairy consumption in France. *Biogeosciences* 10, 471-481.

COMIFER (1995). Aide au diagnostic et à la prescription de la fertilisation phosphatée et potassique des grandes cultures. Comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée, Paris. disponible à l'adresse <http://www.comifer.asso.fr/index.php/fr/publications/les-brochures.html>.

Elser J, Bennett E (2011). Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature* 478, 29-31.

Fardeau J-C, Morel C, Jappe J, (1985). Cinétique d'échange des ions phosphate dans les systèmes sol-solution. Vérification expérimental de l'équation théorique. *CR Acad. Sci., Paris*, t3000, Série III 8, 371-376.

Fardeau J, Morel C, Boniface R (1988). Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore «assimilable» des sols? *Agronomie* 8, 577-584.

Garnier J, Billen G, Coste M (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: observation and modeling. *Limnology and Oceanography* 40, 750-765.

Garnier J, Némery J, Billen G (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology* 304, 397-412.

Garnier J, Lassaletta L, Billen, G (2015). Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biogeochemical Cycles* 29, 1348-1368.

Gunary D, Sutton C, (1967). Soils factors affecting plant uptake of phosphate. *Journal of Soil Science* 18, 167-173.

Hedley M, Stewart J, Chauhan B (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46, 970-976.

Herrero M, Thornton P, Notenbaert A et al (2010). Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. *Science* 327, 822-825.

Kadeba O, Boyle J, (1978). Evaluation of phosphorus in forest soils: comparison of phosphorus uptake, extraction method and soil properties. *Plant and Soil* 49, 285-297.

Le Noë J, Billen G, Lassaletta et al (2016). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France: un aspect de la spécialisation des territoires. *Cahiers Agricultures* 25, 15004.

Le Noë J, Billen G, Garnier J (2016). N, P and C fluxes through the french agro-food system: an application of the GRAFS approach at the regional scale. Manuscript soumis pour publication dans STOTEN.

Li L, Li S, Sun J et al (2007). Diversity enhances agricultural productivity via rhizosphere phosphorus facilitation on phosphorus-deficient soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 11192-11196.

MacDonald G. K, Bennett E, Potter P et al (2011). Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 3086-3091.

Mazoyer, M., & Roudart, L. (1997). Histoire des agricultures du monde (No. 2013/44782). ULB-Universite Libre de Bruxelles.

Messiga AJ, Ziadi N, Plénet D et al, (2010). Long-term changes in soil phosphorus status related to P budgets under maize monoculture and mineral P fertilization. *Soil Use Management* 26, 354-364.

Metwally A, Hamdy H, El-Buz S (1975). Evaluation of various parameters for available phosphorus in alluvial and calcerous soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 138, 595-604.

Mew (2015). Phosphate rock costs, prices and resources interaction. *Science of The Total Environment* 542, 1008-1012.

Morel C, Fardeau J (1991). Phosphorus bioavailability of fertilizers : a predictive laboratory method for its evaluation. *Fertilizer research* 26, 1-9.

Morel C, Le Clech B, Linères M et al (2006). Gare à la baisse de la biodisponibilité du phosphore. *Alter Agri* 79, 21-23.

Morel C, Butler F, Castillon P et al (2011). Gestion à long terme de la dynamique du phosphore dans les sols cultivés. Les 10èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de la terre du GEMAS et du COMIFER. Reims, vol. 23.

Némery, J. (2003). Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amont à l'estuaire: rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophisation (Doctoral dissertation, Paris 6).

Némery J, Garnier J (2007). Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France) : Agricultural and hydrographic P budgets *J. Geophys. Res.*, 112, G03012, doi:10.1029/2006JG000331.

Neyroud J, Lischer P (2003). Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 422-431.

Oehl F, Oberson A, Tagmann H (2002). Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 25-35.

Paris P, Gavazzi C, Tabaglio V (2004). Rate of soil P decline due to crop uptake. Long-Term curves of depletion. *Agr. Med.* 134, 236-245.

Pellerin S, Denoroy P, Hinsinger P et al, (2009). Sols et nutrition des plantes : nouvelles recherches sur la biodisponibilité des éléments minéraux. *INRA Mensuel*, Janvier 2009, 94-99. Editions Quae, Versailles, France.

Robertson G (1999). Soil phosphorus: Characterization and total element analysis. Standard soil methods for long-term ecological research. (Vol. 2). Oxford University Press on Demand.

Sattari S, Bouwman A, Giller K et al (2012). Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 6348-6353.

Schneider A, Morel C (2000). Relationship between the isotopically exchangeable and resin-extractable phosphate of deficient to heavily fertilized soil. *European Journal of Soil Science* 51, 709-715.

Shen P, Xin-hua H, Ming-gang X et al (2014). Soil organic carbon accumulation increases percentage of soil Olsen-P to total P at two 15-year Mono-Cropping systems in Northern China. *Journal of Integrative Agriculture* 13, 597-603.

Shen P, Xu M, Zhang H et al (2014). Long-term response of soil Olsen P and organic C to the depletion or addition of chemical and organic fertilizers. *Catena* 118, 20-27.

Unifa (2006). Union des Industries de la fertilisation. La Fertilisation en France <http://www.unifa.fr/le-marche-en-chiffres/la-fertilisation-en-france.html>. Cité 15 oct 2016.

Waller P, Pickering W (1992). Determination of 'labile' phosphate in lake sediments using anion exchange resins: a critical evaluation. *Chemical Speciation & Bioavailability* 4, 59-68.

Ziadi N, Whalen J, Messiga A et al (2013). Assessment and modeling of soil available phosphorus in sustainable cropping systems. *Adv Agron*, 122, 85-126.