



Diminuer la dépendance aux engrais de synthèse par le recyclage local des éléments minéraux : analyse des stratégies d'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations agricoles biologiques

Benjamin Nowak

► To cite this version:

Benjamin Nowak. Diminuer la dépendance aux engrais de synthèse par le recyclage local des éléments minéraux : analyse des stratégies d'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations agricoles biologiques. Sciences agricoles. 2013. Français. NNT : . tel-02810775

HAL Id: tel-02810775

<https://hal.inrae.fr/tel-02810775>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE
Présentée à
L'UNIVERSITÉ BORDEAUX 1
ÉCOLE DOCTORALE : SCIENCES ET ENVIRONNEMENTS

Par
Benjamin Nowak

Pour obtenir le grade de Docteur

SPÉCIALITÉ :
BIOGÉOCHIMIE ET ÉCOSYSTÈMES

**Diminuer la dépendance aux engrais de synthèse par le
recyclage local des éléments minéraux :
analyse des stratégies d'approvisionnement en éléments
minéraux des exploitations agricoles biologiques**

Thèse dirigée par :

Directeur de thèse	Sylvain Pellerin	Directeur de recherche, INRA
Co-directeur de thèse	Thomas Nesme	Maître de conférences, Bordeaux Sciences Agro
Co-directeur de thèse	Christophe David	Directeur scientifique, ISARA Lyon

Date de soutenance : le 17 Décembre 2013

Jury :

Rapporteur	Thierry Doré	Professeur, AgroParisTech
Rapporteur	Niels Halberg	Directeur, ICROFS (Danemark)
Examineur	Christine Watson	Professeur, SRUC (Royaume-Uni)
Examineur	Catherine Mignolet	Ingénieur de recherche, INRA
Directeur de thèse	Sylvain Pellerin	Directeur de recherche, INRA
Co-directeur de thèse	Thomas Nesme	Maître de conférences, Bordeaux Sciences Agro
Co-directeur de thèse	Christophe David	Directeur scientifique, ISARA Lyon

Résumé

Depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle, l'utilisation massive des engrais de synthèse a contribué à l'augmentation des rendements mais aussi à l'accumulation d'éléments minéraux dans les systèmes agricoles. La limitation de cette accumulation passe par un meilleur recyclage des éléments minéraux déjà présents dans les systèmes agricoles. L'agriculture biologique, qui interdit le recours aux engrais de synthèse, peut être considérée comme un prototype d'agriculture à même d'améliorer ce recyclage. L'objectif de cette thèse a été d'identifier les stratégies mises en place par les agriculteurs biologiques pour s'approvisionner en éléments minéraux. Cet objectif a été décliné en sous-objectifs qui ont été (i) d'identifier les pratiques d'approvisionnement en fertilisants et aliments des agriculteurs biologiques, (ii) d'en comprendre les déterminants et (iii) d'évaluer la performance de ces pratiques vis-à-vis du recyclage de l'azote, du phosphore et du potassium. Pour ce faire, 63 exploitations biologiques ont été enquêtées afin de recueillir des données concernant la nature et la quantité des matières échangées, ainsi que les fournisseurs et les collecteurs en relation avec ces exploitations. Afin d'étudier l'influence du contexte local, les enquêtes ont été menées dans trois régions agricoles sélectionnées en fonction de leur degré de spécialisation (productions végétales, productions animales et mixte). L'intensité du recyclage local a été évaluée grâce à deux indicateurs : l'autonomie, définie comme le ratio entre la quantité d'éléments minéraux provenant d'échanges entre exploitations et la quantité totale d'éléments minéraux entrant dans les exploitations biologiques de la région, et le degré de bouclage des cycles, défini comme la proportion d'éléments minéraux passant au moins deux fois par la même exploitation au sein de la région étudiée. Un premier niveau d'analyse, à l'échelle de l'exploitation, a mis en évidence les déterminants de l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques. Il a montré que les exploitations biologiques spécialisées dans les productions végétales importaient des quantités importantes de fertilisants organiques en provenance de l'agriculture conventionnelle. Un second niveau d'analyse, à l'échelle régionale, a montré que la proximité entre des exploitations agricoles spécialisées dans les productions végétales et d'autres spécialisées dans les productions animales favorisait les échanges entre ces exploitations. Ces échanges permettaient d'améliorer l'autonomie locale même si le degré de bouclage des cycles restait faible. Enfin, une approche par modélisation a permis de quantifier la fraction du phosphore des produits biologiques qui dérive des engrais de synthèse, notamment suite aux échanges entre les exploitations biologiques et conventionnelles. Plus de deux tiers du phosphore composant les productions biologiques étaient du phosphore initialement issu d'apports d'engrais de synthèse. Les résultats obtenus dans cette thèse ont permis de discuter des formes d'organisation des systèmes agricoles à même d'améliorer le recyclage des éléments minéraux, mais aussi des possibilités de développement de l'agriculture biologique.

Mots clés : agriculture biologique, cycle des éléments minéraux, engrais de synthèse, analyse des réseaux, conception de systèmes agricoles, azote, phosphore, potassium.

Reducing dependence on artificial fertilisers through local nutrient recycling: analysis of organic farms' nutrient supply strategies

Abstract

From the second half of the 20th century, massive application of artificial fertilisers worldwide has contributed to crop yield increases but also to accumulation of nutrients in agricultural systems. Preventing such accumulation is possible through better nutrient recycling within agrosystems. Organic farming bans artificial fertilisers and may be considered as prototype of agriculture that recycles nutrients efficiently. The objective of this PhD was to identify the strategies of organic farmers to source nutrients. This objective has been broken down into three tasks: (i) identification of the fertilising materials and feeds inputs of organic farms, (ii) identification of the determinants of these inputs and (iii) assessment of their efficiency in recycling nitrogen, phosphorus and potassium. This work was based on interviews with 63 organic farmers about their inputs and outputs (nature and amounts of trade products, type of suppliers and collectors). In order to account for the importance of the local context, the interviews were conducted in three French agricultural districts defined by their farming specialisation: these districts were specialised either in crop production or animal production or were kept mixed. Local nutrient recycling has been assessed through two indicators: the autonomy was defined as the ratio between the amount of nutrients coming from exchanges among farms and the sum of inputs to the organic farms of the district. The cycling index was defined as the proportion of nutrients flowing at least twice through the same farm. The analysis was implemented at two different scales. At farm scale, the analysis focused on the nutrient supply of organic farms. Results showed that arable organic farms imported large amounts of organic fertilising materials from conventional farming. At regional scale, results showed that the proximity between arable and animal farms fostered exchanges among farms. These exchanges increased local autonomy. However, even for the mixed district, the cycling index remained low. Finally, a modelling approach quantified the fraction of phosphorus in organic products that derived from artificial fertilisers. Results showed that more than two-thirds of phosphorus composing these products derived from artificial fertilisers. These results may help to design farming systems that enhance nutrient recycling and to discuss the possibility of organic farming development.

Keywords : organic farming, nutrient cycling, artificial fertilisers, network analysis, farming system design, nitrogen, phosphorus, potassium.

« I don't think that's a way of getting anywhere to pretend that there's anything new to be said. What's important is a larger understanding of what has always been.¹ »

Wallace Stegner

¹ « Penser qu'il y ait quelque chose de nouveau à dire, à mon sens, ne mène à rien. Ce qui importe, c'est la compréhension toujours plus approfondie de ce qui de tout temps a existé. »

Remerciements

Au moment de mettre un point final à cette thèse, mes pensées vont à tous ceux qui, sur les plans professionnels et personnels, ont partagé ma vie durant ces trois années.

Mes remerciements vont d'abord à Thomas Nesme, Christophe David et Sylvain Pellerin dont l'encadrement attentif, les remarques précises et les critiques constructives ont accompagné le déroulement de ces recherches. Les éventuelles qualités de cette thèse leur doivent beaucoup. Je remercie tout particulièrement Thomas pour son amitié et son soutien au quotidien.

Je remercie également les membres de mon comité de pilotage de thèse, Michel Duru, Stéphane de Tourdonnet, Christophe Soulard et Jean-Louis Peyraud, d'avoir évalué l'avancement de cette thèse.

Ce travail n'aurait pas été possible sans l'accueil amical des agriculteurs biologiques de Lomagne, du Ribéracois et des Monts du Pilat qui ont accepté de participer à ce travail. Je les en remercie vivement.

Je souhaite aussi remercier tout le personnel de l'unité TCEM pour son accueil chaleureux. Merci à Laurence Denaix pour m'avoir permis de m'intégrer dans la vie de l'unité. Merci à Corinne Sert pour sa patience et sa disponibilité dans la gestion des formalités administratives. Merci à Lionel Jordan-Meille pour son soutien dans mes activités d'enseignement. Merci à Christophe Nguyen et Alain Mollier pour l'organisation des randonnées dans les Pyrénées qui nous ont permis de passer du temps ensemble en dehors du labo. Merci à Jean-Yves Cornu, John Regan, Bruno Ringeval et Julien Laurette pour leur amitié, avec une pensée particulière pour Jean-Yves qui a accepté de partager son bureau pendant ces trois années. Je remercie également Bruno pour son implication dans la réalisation de cette thèse.

Je remercie mes amis David Bruhat, Nicolas Chapulliot, Pierre Fernique, Paul Wourlod, Yacine Boumaza, Thomas Thizy, Romain Loison, Romain Benvenuto et Corentin Salvan de leurs visites sur Bordeaux qui nous ont permis de garder le contact lorsque je n'étais pas disponible pour me déplacer. Je n'oublie pas Thibaud Boncourt qui m'a accompagné pendant les premières années de cette thèse.

Je remercie ma sœur, mes parents et mes grands-parents pour leur soutien inconditionnel.

Enfin, je souhaite remercier Bérengère qui m'a soutenu et supporté pendant ces trois années.

Table des matières

Chapitre 1 Introduction générale	1
Chapitre 2 Analyse bibliographique : l'étude du recyclage des éléments minéraux dans les systèmes agricoles	8
Chapitre 3 Problématique, hypothèse et démarche	14
Chapitre 4 Déterminants des importations de fertilisants à l'échelle de l'exploitation	20
Chapitre 5 Influence de la diversité locale des productions sur les réseaux d'échanges mis en place par les exploitations biologiques	40
Chapitre 6 Contribution des éléments minéraux initialement issus d'apports d'engrais de synthèse à l'approvisionnement des exploitations biologiques	62
Chapitre 7 Discussion générale	93
Références bibliographiques	110
Annexe Contribution du phosphore initialement issu d'apports d'engrais de synthèse à la fertilité des sols agricoles.....	123

Table des illustrations

Figures

Figure 1 Livraisons annuelles d'engrais N, P et K en France pour la période 1890-2010 et rendement moyen des céréales pour la période 1954-2012.....	3
Figure 2 Dynamique de l'azote, du phosphore et du potassium dans le sol.....	4
Figure 3 Illustration théorique du degré d'autonomie et du degré de bouclage des cycles pour trois exploitations agricoles.....	11
Figure 4 Situation et assolements des trois régions agricoles étudiées.	17
Figure 5 Schéma résumant la stratégie d'échantillonnage utilisée.....	18
Figure 6 Classification of the farms sampled according to their stocking rate and the ratio of the land area under cereal and oilseed crops.....	27
Figure 7 Mean farm-gate fertilising material inflows per farm cluster for the period 2010-2011.	29
Figure 8 Nature of farm-gate fertilising material inflows in kg of nutrient per ha and per year over the period 2010-2011.....	31
Figure 9 Mean farm-gate nitrogen use efficiencies per farm cluster for the period 2010-2011.	34
Figure 10 Mean farm-gate nitrogen budgets per farm for the period 2010-2011 and for 36 stocked farms as a function of the stocking rate.	37
Figure 11 Diversity in farm types in the three study area.	43
Figure 12 Conceptual representation of material exchanges network related to surveyed organic farms.....	46
Figure 13 Nature and origin of material inflows for surveyed organic farms and for the 2010-2011 period.....	52
Figure 14 Origin, destination and magnitude of nutrient inflows and outflows related to organic farms.....	54
Figure 15 Sociogram of farm material exchange network (N ₂) for the three districts.....	57
Figure 16 Cumulative ratio of nutrients coming from exchanges among farms to the total quantity of nutrients entering the farms (kg.kg ⁻¹).....	59
Figure 17 Stocking rate of the organic livestock farms surveyed (n=7, 14 and 20 in Lomagne, Ribéracois and Pilat, respectively).....	66
Figure 18 Origin of the nutrient inflows for the 63 organic farms sampled for the period 2010-2011.	68
Figure 19 Nature of the farm-gate nutrient inflows for the 63 organic farms sampled for the period 2010-2011.	69
Figure 20 Ratio of nutrient inflows from conventional farming (RCF) for the six farm clusters.	71
Figure 21 Ratio of nutrient inflows from conventional farming (RCF) for the organic farms in clusters 2 and 3 (n=15 and six farms in Lomagne and Ribéracois, respectively).	72
Figure 22 Nature des échanges entre les trois exploitations biologiques types.....	80
Figure 23 Représentation conceptuelle des compartiments et des flux de P pour le modèle utilisé.	82

Figure 24 Les quatre voies d'entrées de P_{Ant} pour une exploitation biologique A en relation avec des exploitations biologique ou conventionnelle B et C.....	86
Figure 25 Evolution de la signature des productions végétales (a) et animales (b) issues des trois types d'exploitations biologiques, de leur conversion (en 2000) jusqu'à la fin des imulations (en 2009).....	88
Figure 26 Comparaison de la signature des productions végétales (a) et animales (b) issues des trois exploitations biologiques types pour l'année 2009 selon que les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle soient autorisées (Scénario 1) ou interdites (Scénario 2).....	90
Figure 27 Origine des grains et des tourteaux composant les aliments commercialisés par le principal négociant du Pilat.....	99
Figure 28 Représentation théorique des liens entre les cycles d'éléments minéraux dus aux flux internes aux exploitations (Cycle 1 et 2) et aux échanges entre exploitations (Cycle 1)	108

Tables

Table 1 Characteristics of the three study areas.....	24
Table 2 Parameters of the Biological N Fixation model	26
Table 3 Average farm characteristics per cluster for the years 2010 and 2011	28
Table 4 Farm-gate nitrogen flows and budgets (kg.ha-1.year-1) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011.....	30
Table 5 Farm-gate phosphorus flows and budgets (kg.ha-1.year-1) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011.....	32
Table 6 Farm-gate potassium flows and budgets (kg.ha-1.year-1) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011.....	33
Table 7 Review of organic and conventional farm-gate nutrient budget and use efficiency	36
Table 8 Characteristics of the organic farms surveyed.....	44
Table 9 Number of actors in relation with organic farms in the three agricultural districts.....	51
Table 10 Quantitative indicators of nutrient flows.....	55
Table 11 Structural features of networks.....	56
Table 12 Finn cycling index values reviewed from farm scale studies.....	61
Table 13 Average farm characteristics per cluster for the years 2010 and 2011 (including vegetable, fruit and poultry farms)	70
Table 14 Nature of the farm-gate nutrient inflows for the 63 organic farms surveyed for the cropping years 2010 and 2011 in kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹	73
Table 15 Caractéristiques des types d'exploitations biologiques étudiées.....	78
Table 16 Flux de P moyens pour les trois types d'exploitations biologiques (kgP.ha ⁻¹ .an ⁻¹).....	79
Table 17 Définition des compartiments et flux de P pour le modèle utilisé.....	83
Table 18 Signature des productions agricoles biologiques en 2009 et contribution des différentes voies d'entrées (Scénario 1) pour les trois types d'exploitations biologiques	87

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. De la dépendance de l'agriculture aux engrais de synthèse au bouclage des cycles des éléments minéraux

1.1.1. Les conséquences du recours massif aux engrais de synthèse

1.1.1.1. Le recours aux engrais de synthèse a permis l'augmentation des rendements

L'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) sont trois des éléments majeurs nécessaires à la croissance des plantes. Le recours aux engrais de synthèse permet l'apport de ces éléments minéraux sous des formes solubles, directement assimilables par les plantes. Les engrais N sont obtenus grâce au procédé Haber-Bosch qui synthétise de l'ammoniac par hydrogénation du diazote atmosphérique tandis que les engrais P et K proviennent de minerais naturels dont la solubilité a été augmentée par des traitements chimiques. Depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle et le début de la Révolution verte, l'utilisation généralisée et massive des engrais de synthèse a conduit à une augmentation considérable des apports de N, P et K sur les sols agricoles (Tilman *et al* 2002). Avec la mécanisation de l'agriculture, l'usage des pesticides et la sélection variétale (Matson *et al* 1997), ces apports d'éléments minéraux ont contribué à l'augmentation des rendements (Stewart *et al* 2005), si bien qu'aujourd'hui près de la moitié de la population mondiale dépendrait des engrais de synthèse pour son alimentation (Erisman *et al* 2008, Sutton 2013). A l'échelle nationale, l'augmentation des apports a commencé après la fin de la seconde guerre mondiale et a notamment permis l'augmentation des rendements des cultures céréalières (Fig. 1). Depuis les années 1980, une tendance à la baisse des apports est observée, surtout pour les engrais P et K.

Toutefois l'efficacité globale d'utilisation des engrais de synthèse est relativement faible : entre 1960 et 2000, le doublement de la production agricole mondiale a été associé à une multiplication par un facteur sept, trois et quatre des quantités de N, P et K épandues mondialement (Tilman 1999, FAO 2013). Cette utilisation massive des engrais a deux conséquences : d'une part une importante consommation d'énergie et de ressources non renouvelables ; d'autre part une augmentation des pertes d'éléments minéraux en direction des écosystèmes naturels.

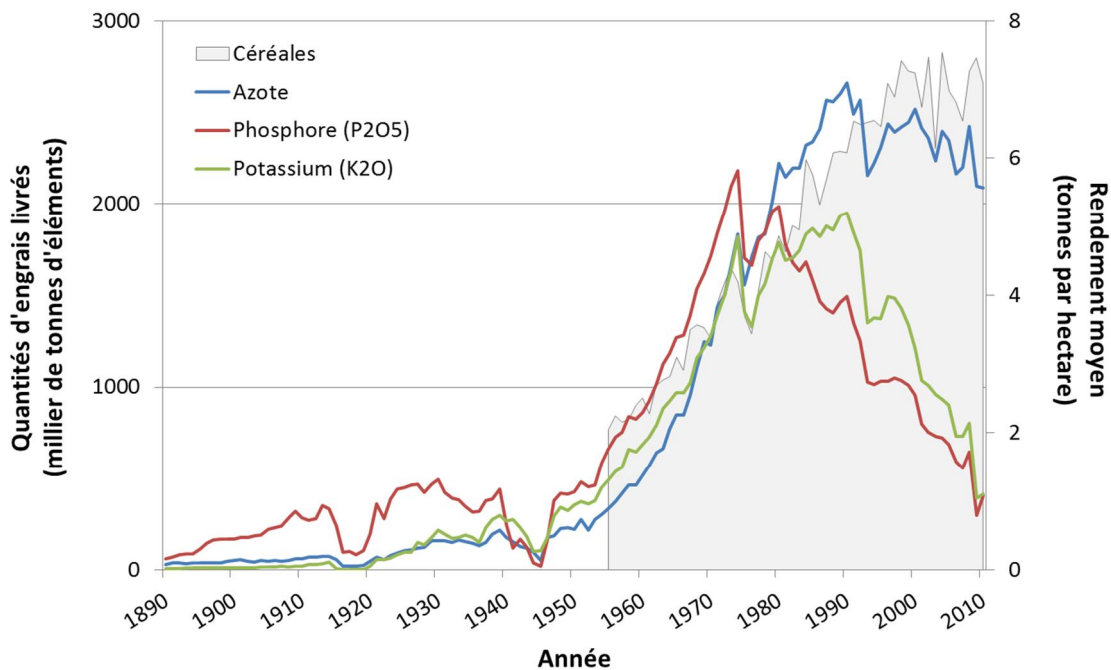


Figure 1 Livraisons annuelles d'engrais N, P et K en France pour la période 1890-2010 et rendement moyen des céréales pour la période 1954-2012

Les livraisons d'azote sont exprimées en milliers de tonnes de N, les livraisons de phosphore en milliers de tonnes de P_2O_5 et les livraisons de potassium en milliers de tonnes de K_2O . Sources : UNIFA pour les livraisons d'engrais, Eurostats pour les rendements

1.1.1.2. La fabrication des engrais consomme de l'énergie et des ressources non renouvelables

La fabrication des engrais de synthèse a un coût énergétique important (cas du N) ou utilise des ressources non renouvelables en voie d'épuisement (cas du K et surtout du P) (Cordell *et al* 2009a). Concernant la production d'engrais N, le stock de diazote utilisé comme matière première est quasiment illimité, cette molécule représentant environ 80% de l'atmosphère terrestre. Mais la quantité d'énergie nécessaire pour réaliser cette transformation est considérable, si bien qu'aujourd'hui 2% de l'énergie mondiale est consommée pour la fixation industrielle de N à partir de l'atmosphère (Sutton 2013). De plus, d'importantes quantités de gaz à effets de serre sont émises lors de cette transformation (Brentup *et al* 2001).

Concernant la production d'engrais P, les stocks de P minéral sont partagés entre quelques pays dont les plus importants sont la Chine, les Etats-Unis et surtout le Maroc (Gilbert 2009). En raison des enjeux géopolitiques et économiques liés à ces informations, il est difficile d'estimer avec précision l'état des stocks de ces différents pays (Van Vuuren *et al* 2010). Mais malgré l'amélioration des techniques d'extraction qui permettent l'accès à de nouvelles ressources, le P comme le K restent des ressources non renouvelables dont le temps de régénération se compte en milliards d'années (Filippelli 2002) et les études convergent

pour signaler que, au rythme de l'usage actuel des engrais P, les ressources nécessaires à leur production seront épuisées entre le XXI^{ème} et le XXII^{ème} siècles (Koppelaar and Weikard 2013). Dans un objectif de durabilité, il est aujourd'hui nécessaire de réduire la dépendance de l'agriculture aux engrais de synthèse.

1.1.1.3. Les apports d'engrais contribuent à l'augmentation des pertes en direction des écosystèmes naturels

Seule une faible proportion des éléments minéraux apportés par les engrais de synthèse est prélevée par les cultures en place l'année de l'apport (Gardner and Drinkwater 2009). Les éléments restant dans la phase liquide du sol sont susceptibles d'être lixiviés, entraînés par drainage en direction des nappes d'eaux souterraines en cas de fortes précipitations (Fig. 2). Certains éléments solubles peuvent cependant être stabilisés (i) par adsorption sur la phase solide du sol ou (ii) par humification, incorporation à la matière organique stable du sol.

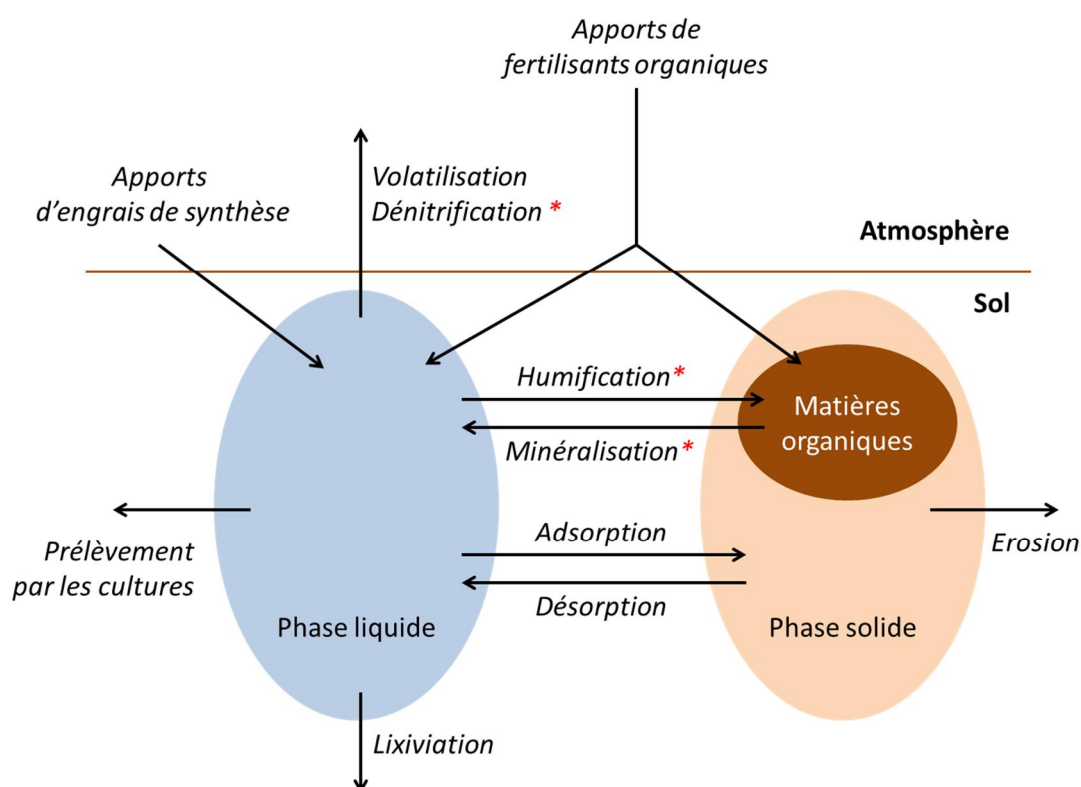


Figure 2 Dynamique de l'azote, du phosphore et du potassium dans le sol.

Les processus suivis d'un astérisque rouge sont des processus réalisés par les microorganismes du sol. Les processus de volatilisation et dénitrification sont valables pour l'azote seulement. Les processus d'humification et de minéralisation concernent l'azote et le phosphore car il n'existe pas de forme organique du potassium.

Selon les éléments minéraux considérés, la fraction de l'apport non prélevée par les plantes est plus ou moins susceptible d'être stockée dans les sols agricoles ou transférée aux écosystèmes naturels. Le P et le K sont plus fortement adsorbés sur la phase solide du sol que le N. En conséquence les pertes par lixiviation sont plus importantes pour le N. De plus, pour le P comme pour le K, il n'existe pas de pertes atmosphériques alors que le N est soumis à la dénitrification et à la volatilisation ammoniacale. Ainsi la majorité de la fraction de N non prélevée par les plantes est perdue durant l'année suivant l'apport (Lu *et al* 2011) alors que les surplus de P peuvent rester disponibles pendant de nombreuses années (Sattari *et al* 2012).

Les transferts de N et de P en direction des écosystèmes naturels sont responsables d'importants dégâts environnementaux. Par exemple, les émissions gazeuses de protoxyde d'azote lors de la dénitrification participent à l'effet de serre et donc au changement climatique (Galloway *et al* 2003). L'augmentation de la concentration en nitrates dans les nappes d'eaux phréatiques a des conséquences néfastes sur la potabilité de l'eau et la santé humaine. Par ailleurs, avec les phosphates, ces nitrates peuvent déséquilibrer l'état des écosystèmes aquatiques et provoquer des phénomènes d'eutrophisation (Carpenter *et al* 1998).

1.1.2. Des cycles biogéochimiques de plus en plus ouverts

A l'échelle des systèmes agricoles, les cycles des éléments minéraux sont nécessairement ouverts suite à l'exportation d'une partie de la production pour l'alimentation humaine (Dore *et al* 2011). Mais le recours massif aux engrais de synthèse a conduit à un accroissement de l'ouverture des cycles, avec une augmentation des pertes en direction des écosystèmes naturels. Un meilleur recyclage des éléments minéraux permettrait d'améliorer le degré de bouclage des cycles des éléments minéraux et de diminuer la consommation d'engrais de synthèse.

En effet, une meilleure intégration des zones agricoles et des zones urbaines, où les productions agricoles sont consommées, est nécessaire afin de favoriser le recyclage des matières organiques issues de l'activité humaine telles que les boues d'épuration (Jones *et al* 2013). Mais les leviers les plus importants se trouvent au sein même des systèmes agricoles. En effet, les quantités d'éléments minéraux contenus dans les effluents d'élevage excrétés par les troupeaux sont considérablement plus importantes que les quantités excrétées par les populations humaines (Steinfeld 2010), jusqu'à cinq fois plus importantes dans le cas du P par exemple (Cordell *et al* 2009). Or la tendance à la spécialisation des systèmes agricoles (Naylor *et al* 2005), qui a conduit à la ségrégation spatiale entre les productions animales d'une part et les productions végétales d'autre part, limite les possibilités de recyclage de ces effluents d'élevage (Schipanski and Bennett 2011).

Cette ségrégation aboutit à un double paradoxe. D'une part, les effluents sont épandus de façon excédentaire dans les régions spécialisées dans les productions animales, ce qui peut conduire à d'importantes pertes. Granstedt *et al* (2008) ont ainsi montré que la ségrégation entre les productions végétales et animales dans le bassin versant de la mer Baltique avait contribué à son eutrophisation. D'autre part, l'absence d'effluents d'élevage dans les régions spécialisées dans les productions végétales fait que ces effluents doivent être remplacés par des apports d'engrais de synthèse (MacDonald *et al* 2011). De plus, faute de débouchés, les

légumineuses fourragères disparaissent des rotations dans les régions spécialisées dans les productions végétales. Les entrées de N atmosphérique qui étaient associées à ces cultures doivent alors être compensées par l'usage d'engrais de synthèse, ce qui accentue la dépendance à leur égard (Clark 2004).

1.2. L'agriculture biologique, un prototype d'agriculture pour améliorer le degré de bouclage des cycles

L'agriculture biologique (AB) peut être considérée comme un prototype d'agriculture à même d'améliorer le degré de bouclage des cycles : parmi les quatre grands principes définissant ce mode de production, le principe d'écologie indique que l'AB doit se fonder sur les cycles naturels et notamment s'appuyer sur les synergies entre productions animales et productions végétales (Luttikholt 2007).

Le règlement n°834/2007 (Conseil de l'Union Européenne 2007) regroupe l'ensemble des règles à suivre par les exploitations agricoles biologiques en Europe.

Pour les productions végétales, ce règlement interdit l'utilisation de produits de synthèse pour la protection des cultures comme pour la nutrition des plantes. Les engrais de synthèse sont donc interdits. A la place, la gestion des cultures doit être fondée sur la lutte biologique, la rotation des cultures et le recyclage des matières organiques. La nutrition des plantes doit être préférentiellement assurée par les éléments libérés lors de la minéralisation de l'humus et des matières organiques épandues plutôt que par l'apport d'éléments minéraux solubles. Concernant les matières organiques fertilisantes autorisées, les importations d'effluents d'élevage en provenance de l'agriculture conventionnelle sont permises, à la condition que ces effluents ne proviennent pas d'élevages industriels, mais la plupart des matières organiques fertilisantes d'origine urbaine, comme les boues d'épuration, sont interdites.

Pour les productions animales, les animaux doivent être nourris avec des grains et des fourrages issus d'exploitations biologiques. De plus le règlement introduit la notion de lien au sol, en précisant que la majorité des aliments des troupeaux doivent être produits dans la région où sont élevés ces troupeaux, voire dans des régions voisines. Les effluents d'élevage doivent être épandus sur l'exploitation où ils ont été produits ou, à défaut, sur une autre exploitation biologique de la région. Les exportations d'effluents vers des exploitations conventionnelles sont interdites.

Malgré les contraintes imposées par le règlement européen de l'AB, il existe une tendance à la spécialisation des exploitations biologiques (David 2009). La séparation des productions végétales et des productions animales conduit alors, comme dans le cas de l'agriculture conventionnelle, à un découplage des flux de matière à l'échelle de l'exploitation. La viabilité des exploitations biologiques sans élevage est mise en question (Colomb *et al* 2013). En effet, en l'absence d'engrais de synthèse, l'approvisionnement de ces exploitations en fertilisants organiques peut être difficile à assurer. Cependant, quelques travaux ont montré

l'existence d'échanges entre exploitations, suggérant que le recyclage des éléments minéraux peut se faire à un niveau d'organisation supérieur à l'exploitation, via des échanges de matières (grains, pailles, fourrages et effluents) (Nesme *et al* 2012, Oelofse *et al* 2010). Ces échanges peuvent se faire entre exploitations biologiques, mais aussi avec des exploitations conventionnelles puisque les importations d'effluents d'élevage en provenance de l'agriculture conventionnelle sont notamment autorisées.

La détection et l'analyse de stratégies organisationnelles innovantes mises en place dans le cadre de l'agriculture biologique pour assurer l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations sans recourir aux engrais de synthèse est à même d'alimenter la réflexion sur des évolutions possibles en agriculture conventionnelle pour réduire la dépendance aux engrais de synthèse. Les questions traitées dans cette thèse visent donc (i) à identifier les formes d'organisation mises en place par les exploitations biologiques pour assurer leur approvisionnement en fertilisants et en aliments, (ii) à identifier les déterminants à même d'expliquer ces organisations et (iii) à évaluer leur performances vis-à-vis du recyclage des éléments minéraux.

Chapitre 2

Analyse bibliographique: l'étude du recyclage des éléments minéraux dans les systèmes agricoles

2.1. Principales approches utilisées

2.1.1. Le calcul des bilans minéraux à l'échelle de l'exploitation

L'évaluation de formes d'organisation à même d'améliorer le recyclage des éléments minéraux au sein des systèmes agricoles nécessite de s'intéresser à la gestion des éléments minéraux au-delà de l'échelle parcellaire. De nombreux travaux ont ainsi été menés à l'échelle de l'exploitation, qui représente une unité de gouvernance avec des limites clairement définies.

Les premiers de ces travaux ont utilisé des bilans de matières, qui sont calculés comme la différence entre la quantité d'éléments minéraux entrant sur l'exploitation via les importations de matières (grains, fourrages, effluents d'élevage), en ajoutant éventuellement les entrées de N atmosphérique, et la quantité d'éléments en sortant via les exportations des productions (grain, lait, viande) (Shepherd *et al* 1996, Elias *et al* 1998, Simon *et al* 2000). Sur le même principe, quelques auteurs ont calculé des bilans minéraux à des échelles plus large, de l'échelle du village (Schlecht *et al* 2004, Hayashi *et al* 2012) à l'échelle du pays (Mishima *et al* 2010), jusqu'à l'échelle globale (MacDonald *et al* 2011). Un indicateur généralement associé au calcul des bilans est l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux, indicateur défini comme le rapport des sorties sur les entrées d'éléments minéraux.

Un bilan négatif est interprété comme une situation où l'exploitation puise dans ses réserves, principalement dans les réserves des sols, et donc comme une situation où la fertilité des sols risque de se dégrader. À l'inverse, si les pertes environnementales n'ont pas été intégrées dans le calcul du bilan, un bilan positif indique qu'il y a accumulation dans les sols avec des risques associés de pertes en direction des écosystèmes naturels (Schroder *et al* 2003). Concernant l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux, une efficacité proche de un indique que les entrées et les sorties d'éléments minéraux sont équilibrées.

Les bilans minéraux et les efficacités d'utilisation sont donc des outils simples pour estimer l'évolution des réserves des sols en se fondant sur le degré de compensation des exportations. Ces indicateurs sont notamment utiles pour comparer les performances des exploitations (Halberg *et al* 2005). Toutefois, ces indicateurs considèrent l'exploitation agricole comme une boîte noire, à l'intérieur de laquelle les flux d'éléments minéraux ne sont pas étudiés. Ils ne fournissent donc pas d'informations concernant le recyclage des éléments minéraux au sein des exploitations agricoles.

2.1.2. Les indicateurs de recyclage à l'échelle de l'exploitation

Quelques études se sont intéressées plus spécifiquement au recyclage interne des éléments minéraux à l'échelle de l'exploitation. Comme pour l'étude des réseaux trophiques en écologie (Polis and Strong 1996), où les différentes populations sont reliées entre elles en fonction de leurs relations de prédateurs, les différents ateliers de l'exploitation sont alors conceptualisés comme un ensemble de compartiments reliés entre eux par des flux d'éléments minéraux, correspondant aux transferts de matière observés au sein de l'exploitation (Bengtsson *et al* 2003, Steinshamn *et al* 2004) ou simulés à l'aide de modèles dynamiques

(Modin-Edman *et al* 2007, Kuestermann *et al* 2010). Deux types d'indicateurs ont alors été développés afin d'évaluer l'intensité du recyclage interne des éléments minéraux pour les exploitations agricoles étudiées : l'autonomie en éléments minéraux et le degré de bouclage des cycles.

L'autonomie en éléments minéraux

Le degré d'autonomie en éléments minéraux est généralement évalué comme le rapport entre la quantité d'éléments minéraux contenue à l'intérieur du système sur la quantité totale d'éléments minéraux circulant. Par exemple, l'autonomie en aliments des exploitations d'élevage est calculée comme le rapport entre la quantité d'aliments autoproduits sur la quantité totale d'aliments consommés par les troupeaux de l'exploitation, ces quantités d'aliments étant éventuellement exprimées en quantités d'éléments minéraux (Gustafson *et al* 2003).

Le bouclage des cycles

Le Finn cycling index (Finn 1980) a été utilisé par certains auteurs (Rufino *et al* 2009a, Kobayashi *et al* 2010, Tabata *et al* 2009) afin d'évaluer le degré de bouclage des cycles des éléments minéraux. Cet indicateur, issu de l'écologie (Scharler and Baird 2005), est calculé comme la proportion d'éléments minéraux bouclant un cycle au sein du système étudié sur la quantité totale d'éléments minéraux circulant dans le système. Adapté au cas de l'exploitation agricole, il est défini comme la proportion d'éléments minéraux circulant dans l'exploitation qui passe deux fois par le même atelier.

Pour cette thèse, il a été considéré que ces deux indicateurs étaient complémentaires et pouvaient être utilisés simultanément. A l'échelle de l'exploitation par exemple, l'autonomie peut être considérée comme un indicateur qui évalue les possibilités de recyclage à court terme, via des transferts de matière d'un atelier à une autre, alors que le bouclage évalue les possibilités de recyclage à long terme, via la mise en place de circuits d'échanges de matière au sein de l'exploitation. Une exploitation peut donc avoir une autonomie forte et un bouclage faible mais la réciproque est fausse (Fig. 3).

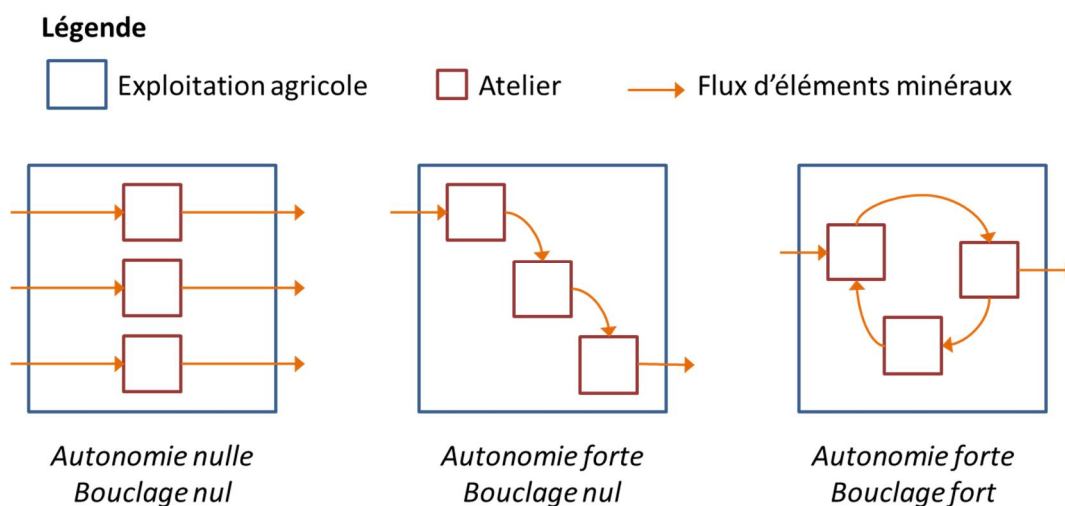


Figure 3 Illustration théorique du degré d'autonomie et du degré de bouclage des cycles pour trois exploitations agricoles

Ces approches sont utiles car elles proposent des outils concrets pour évaluer l'intensité du recyclage des éléments minéraux. Toutefois, elles n'ont jamais été appliquées au-delà de l'échelle de l'exploitation.

2.1.3. Les apports de l'écologie industrielle

En parallèle, les sciences industrielles se sont aussi inspirées des méthodes développées par l'écologie avec le développement de l'écologie industrielle, discipline qui cherche à limiter les impacts de l'industrie sur l'environnement en favorisant les échanges entre les différents acteurs industriels afin d'optimiser les flux de matière et d'énergie (Erkman 1997). Les principes de l'écologie industrielle peuvent se concrétiser dans la mise en place de symbiose industrielle, comme la symbiose de Kalundborg au Danemark (Ehrenfeld and Gertler 1997), dont l'objectif est de favoriser le recyclage des ressources entre les acteurs participants.

En simplifiant, deux types de méthode ont été mises en place dans le cadre de l'écologie industrielle. Certains travaux se sont attachés à la description des procédés industriels à des échelles larges et se sont appuyés sur des analyses des flux de substance : ces analyses visent à identifier et quantifier le devenir d'une substance particulière tout au long de socio-systèmes, allant de l'approvisionnement en ressources nécessaires à la production jusqu'à la gestion des déchets (World Resources Institute 1997). D'autres études ont utilisé des méthodes issues de l'analyse des réseaux sociaux pour étudier les relations existant au sein d'industries partageant un même territoire (Zhang *et al* 2013). Ces études ont notamment montré que la proximité spatiale, la diversité des acteurs et leur volonté de coopérer étaient trois facteurs essentiels pour le développement de symbioses industrielles (Chertow 2000).

Certains agronomes ont repris les analyses de flux de substance utilisées en écologie industrielle afin d'étudier le devenir des éléments minéraux au-delà des limites de l'exploitation, de l'apport sous formes d'engrais jusqu'à la consommation par les populations humaines. Des travaux ont ainsi été menés de l'échelle régionale (Senthilkumar *et al* 2012) jusqu'à l'échelle globale (Liu *et al* 2008), avec de nombreux travaux à l'échelle nationale (Cooper and Carliell-Marquet 2013) qui, comme l'échelle de l'exploitation, représente une unité de gouvernance aux limites clairement établies.

Concernant la représentation des systèmes agricoles, pour chaque échelle d'étude les exploitations présentes sont agrégées sous forme de grands compartiments les sols, les plantes et les animaux (Schlecht and Hiernaux 2005). Les flux d'éléments minéraux circulant entre les sols, les plantes et les animaux sont estimés à partir de données statistiques. Par exemple, les quantités d'éléments minéraux apportées aux surfaces agricoles via l'épandage des effluents d'élevage sont estimées par le produit entre le nombre total d'animaux présents au sein de la zone d'étude et la quantité moyenne d'éléments minéraux excrétés par type d'animal.

Ces travaux permettent d'avoir une vision d'ensemble des cycles biogéochimiques des éléments minéraux utilisés en agriculture, en incluant les étapes non agricoles. Ils permettent de calculer l'efficacité des différentes étapes de transformation et d'évaluer les fuites potentielles. Ils ont notamment permis d'identifier les possibilités de recyclage liées à l'épandage des boues d'épuration sur les parcelles agricoles (Antikainen *et al* 2005, Olsthoorn and Fong 1998). Mais, du fait de l'agrégation des exploitations en trois grands compartiments (i.e. sols, plantes et animaux), ces travaux ne permettent pas d'étudier la contribution des échanges entre exploitations au recyclage des éléments minéraux.

2.2. Les travaux spécifiques à l'AB

Les travaux relatifs à la gestion des éléments minéraux en AB ont principalement été menés à l'échelle de l'exploitation, avec le calcul de bilans minéraux pour évaluer la capacité des exploitations biologiques à maintenir la fertilité de leurs sols (Nesme *et al* 2012, Watson *et al* 2002, Berry *et al* 2003, Goulding *et al* 2008).

Les résultats ont montré que les exploitations biologiques avec des troupeaux présentent généralement des bilans supérieurs aux exploitations sans élevage car ces dernières ne peuvent pas avoir recours aux importations d'aliments et de fourrages (Goulding *et al* 2008). En comparaison à la gestion du N, la gestion du P ou du K est considérée comme critique en raison de l'absence d'apports atmosphériques comme la fixation symbiotique (Berry *et al* 2003). Toutefois le système de production n'explique pas totalement les résultats observés et les bilans minéraux restent fortement corrélés aux pratiques d'importations et au degré d'intensification des exploitations (Watson *et al* 2002). Ainsi des bilans P et K positifs ont pu être calculés pour des exploitations biologiques sans élevage (Watson *et al* 2002, Nesme *et al* 2012).

Quelques études se sont intéressées plus spécifiquement au recyclage des éléments minéraux au sein des exploitations AB. Ces études ont notamment montré que, à système de production équivalent, l'intensité de ce recyclage est plus importante pour les exploitations

biologiques que pour les exploitations conventionnelles (Modin-Edman *et al* 2007), avec une meilleure efficacité d'utilisation des éléments minéraux (Kuestermann *et al* 2010).

Toutefois, peu de travaux se sont intéressés à l'origine des éléments minéraux entrant sur les exploitations biologiques. Certains auteurs ont émis l'hypothèse que les exploitations biologiques pouvaient importer des quantités importantes de produits fertilisants en provenance de l'agriculture conventionnelle (Nesme *et al* 2012, Oelofse *et al* 2010) mais ces importations ont rarement été quantifiées (Oelofse *et al* 2013). Plus généralement, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour étudier les pratiques d'échanges mises en place par les exploitations biologiques.

2.3. Les travaux manquants

Les travaux à l'échelle du bassin versant n'ont pas été développés ici car ils s'intéressent principalement aux processus biophysiques et aux pertes en direction des écosystèmes plutôt qu'aux pratiques d'échanges et au recyclage des éléments minéraux (Billen *et al* 2009, Mignolet *et al* 2007). L'analyse bibliographique montre donc que la majorité des travaux relatifs au recyclage des éléments minéraux dans les systèmes agricoles ont été réalisés soit à l'échelle de l'exploitation, soit à l'échelle nationale. Chacun de ces deux pôles a développé des méthodes spécifiques, adaptées à l'échelle d'étude. Peu de travaux se situent aux échelles intermédiaires entre ces deux pôles. En particulier, aucune étude ne s'est intéressée aux réseaux d'échanges de matière mis en place par les exploitations agricoles. Ces échanges de matière sont pourtant le support concret des flux d'éléments minéraux.

Deux raisons peuvent être invoquées pour expliquer ce manque. Tout d'abord, les données nécessaires à ce genre de travaux sont difficiles à collecter alors que, par exemple, les statistiques nationales peuvent permettre de renseigner les données nécessaires pour les études à l'échelle nationale. Ensuite l'étude des réseaux d'échange mis en place par les exploitations agricoles nécessitent l'apport de nouveaux outils. Ces travaux nécessitent notamment l'apport de nouvelles méthodes d'échantillonnage car, contrairement aux études à l'échelle de l'exploitation ou aux études à l'échelle nationale présentées précédemment, les limites de ces réseaux d'échanges ne sont pas définies *a priori*. De plus, l'évaluation des réseaux d'échanges nécessite l'introduction de nouveaux indicateurs à même d'évaluer leurs performances vis-à-vis du recyclage des éléments minéraux.

Chapitre 3

Problématique, hypothèses et démarche

3.1. Problématique

Il est nécessaire de concevoir de nouveaux systèmes agricoles moins dépendant des engrais de synthèse. L'agriculture biologique, qui interdit l'utilisation de ces engrais de synthèse, est un cas d'étude intéressant pour étudier les formes d'organisation à même de favoriser le recyclage des éléments minéraux. Ainsi se pose la question des stratégies mises en place à l'échelle locale par les exploitations biologiques pour s'approvisionner en éléments minéraux. Cette problématique peut être déclinée en plusieurs sous-questions :

- Quelles sont les pratiques d'approvisionnement de matières (grains, pailles, fourrages et effluents d'élevage) mises en œuvre par les exploitations biologiques?
- Quels sont les réseaux d'échanges de matières mis en place par les exploitations biologiques ? Quels sont les acteurs concernés et à quelles distances se réalisent les échanges ?
- Quelle est l'influence du contexte local sur la constitution de ces réseaux? En particulier, quelle est l'influence de la proximité spatiale des productions végétales et animales dans la construction de ces réseaux ?
- Quelle est l'importance des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle ?

3.2. Hypothèses

Les hypothèses retenues pour cette thèse sont les suivantes:

H1 Le cahier des charges de l'agriculture biologique favorise l'autonomie des systèmes agricoles. En conséquence il a été formulé l'hypothèse que les agriculteurs biologiques vont préférentiellement solliciter, lorsqu'elles sont disponibles, les ressources présentes sur l'exploitation comme les effluents d'élevage produits sur l'exploitation et les apports atmosphériques de N par fixation symbiotique des légumineuses. D'après cette hypothèse, les importations de fertilisants devraient être d'autant plus élevées que les ressources produites sur l'exploitation sont faibles en regard de la demande.

H2 Le cahier des charges de l'agriculture biologique autorise l'importation de certains produits en provenance de l'agriculture conventionnelle. En effet, si les troupeaux doivent être nourris avec des aliments produits en agriculture biologique, les exploitations biologiques peuvent importer des effluents d'élevage et des engrais organiques en provenance de l'agriculture conventionnelle. En conséquence, il a été formulé l'hypothèse que les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle sont fortement déterminées par le différentiel entre la demande en fertilisants des exploitations biologiques et l'offre interne en fertilisants.

H3 L'agriculture biologique incite au recyclage des matières organiques. Les matières organiques fertilisantes sont pondéreuses, difficiles à transporter et doivent donc s'échanger sur de courtes distances. Ainsi il a été formulé l'hypothèse que la diversité locale des productions agricoles, et particulièrement la diversité entre des exploitations spécialisées dans les productions végétales et d'autres dans les productions animales, favorisait les échanges entre exploitations, et particulièrement les échanges d'effluents d'élevage.

H4 Pour des arguments similaires à ceux développés pour l'Hypothèse 3, il a été formulé l'hypothèse que la diversité locale des productions biologiques favorisait les échanges entre exploitations biologiques, diminuant ainsi les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle.

3.3. Démarche générale

Cette thèse s'est appuyée sur un suivi d'exploitations biologiques situées dans trois territoires différents. Soixante-trois exploitations biologiques ont été enquêtées afin d'identifier et de quantifier les flux de matières entrants et sortants de ces exploitations. Ces enquêtes ont permis de recueillir des données concernant (i) la nature et la quantité des matières échangées par les exploitations biologiques, ainsi que (ii) les fournisseurs et les collecteurs de matière en relation avec ces exploitations pour les années 2010 et 2011. Les flux de matières ont ensuite été convertis en flux d'éléments minéraux par le produit entre le flux de matière et leur teneur en N, P et K. Pour le N, les entrées via les apports atmosphériques tels que la fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques totaux ont également été pris en compte. Les pertes environnementales n'ont pas été estimées.

Afin d'étudier l'influence du contexte local, les exploitations agricoles enquêtées étaient situées dans trois régions agricoles. Une région agricole est une zone géographique, composée de communes adjacentes partageant une même vocation agricole dominante. Il s'agit donc d'une échelle spatiale pertinente pour évaluer l'influence des systèmes de productions mis en place. Pour tester l'hypothèse 3 selon laquelle la diversité locale des productions agricoles est un déterminant des échanges de matières entre exploitations biologiques, trois types de région ont été sélectionnés : une région spécialisée dans les productions végétales, une région spécialisée dans les productions animales et une région mixte combinant productions végétales et animales. Le choix des régions agricoles étudiées s'est fait selon l'orientation de l'ensemble des exploitations agricoles présentes dans ces régions, et non pas spécifiquement en fonction de l'orientation des exploitations biologiques. La Lomagne (départements du Gers et du Tarn-et-Garonne) était la région agricole spécialisée dans les productions végétales (Fig. 4). A l'inverse, le Pilat (Loire) était la région agricole spécialisée dans les productions animales, et plus particulièrement dans l'élevage de bovins laitiers. En comparaison de ces deux régions, le Ribéracois (Dordogne) était la région agricole "mixte", où cohabitent les productions végétales et les productions animales. Pour chacune de ces régions, l'objectif était d'enquêter l'ensemble des exploitations biologiques présentes (Fig. 5). Les autres acteurs, fournisseurs ou collecteurs de matière, cités par les exploitations biologiques ciblées ont été répertoriés, mais n'ont pas été enquêtés par la suite.

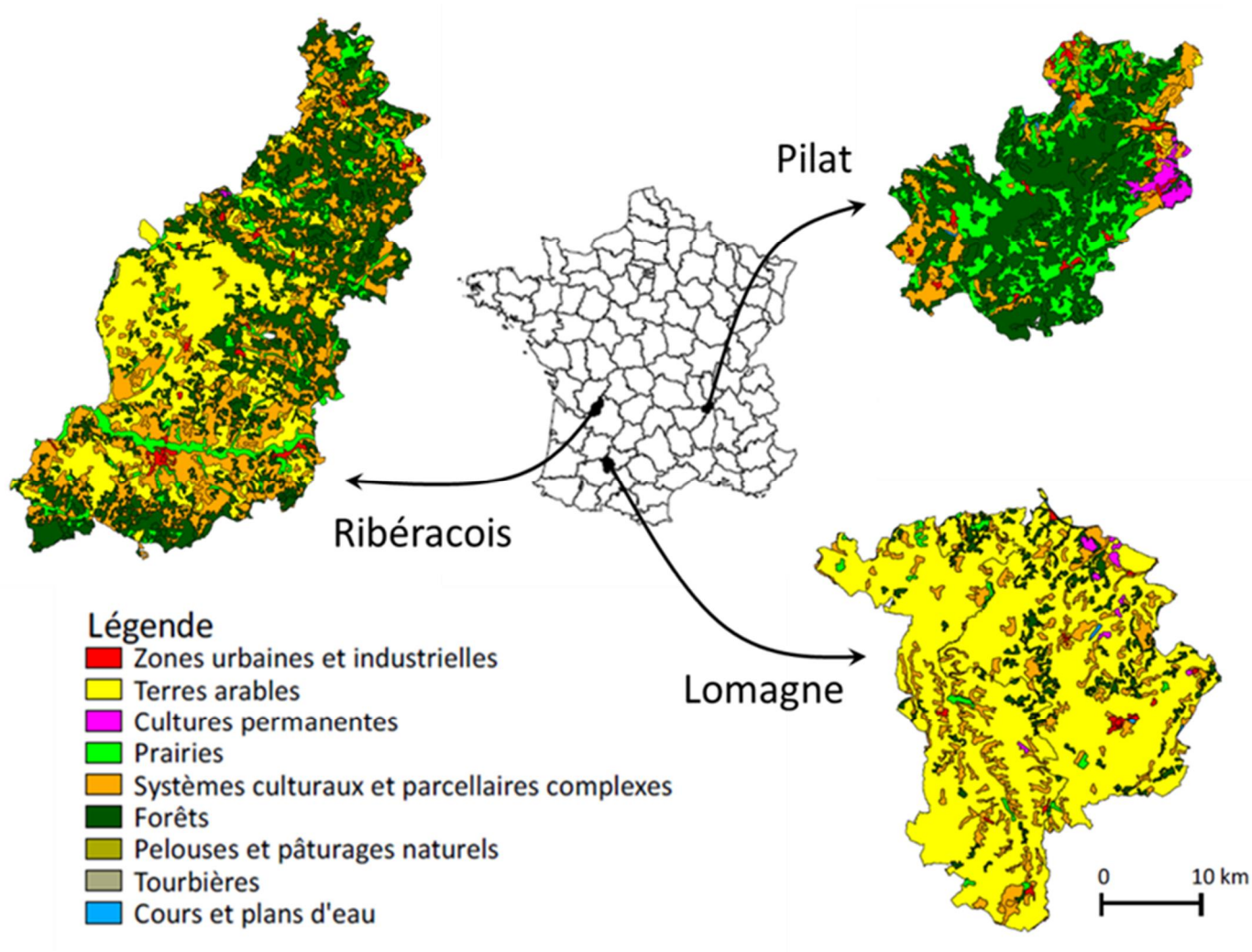


Figure 4 Situation et assolements des trois régions agricoles étudiées.
Source pour les assolements : Corine Land Cover

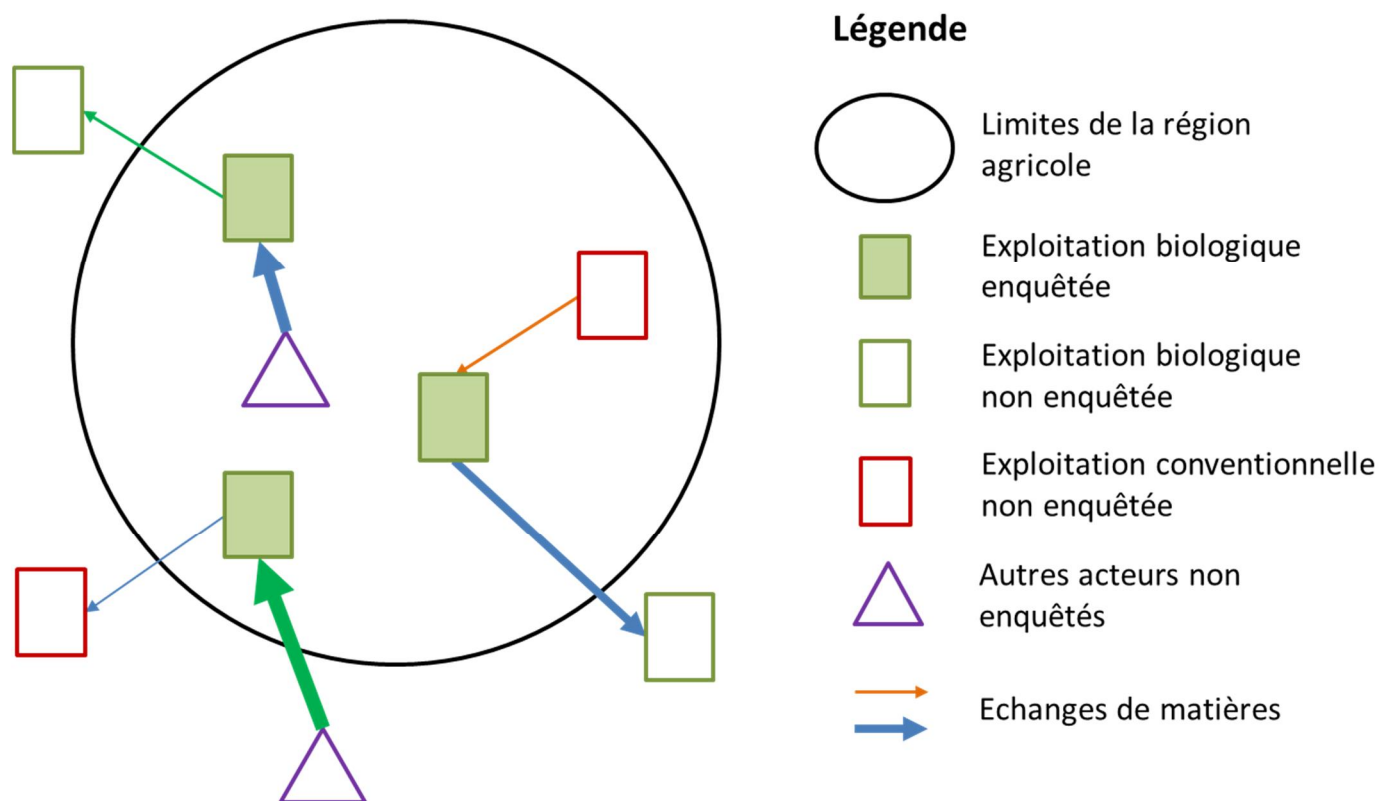


Figure 5 Schéma résumant la stratégie d'échantillonnage utilisée

Pour chaque région agricole, l'objectif était d'enquêter toutes les exploitations agricoles biologiques présentes. Les acteurs en relation avec ces exploitations, tels que les exploitations agricoles conventionnelles ou les coopératives agricoles (considérées comme Autres acteurs) mais aussi les exploitations biologiques extérieures à la région d'étude, ont été répertoriés et localisées, mais ces acteurs n'ont pas été eux-mêmes enquêtés. Seules la nature et les quantités de matières échangées avec les exploitations biologiques enquêtées ont été renseignées. Les flèches de différentes tailles et de différentes couleurs sur le schéma ci-dessus symbolisent la diversité des échanges pouvant exister, aussi bien en terme de quantités que de nature (effluents, grains, fourrages et pailles).

Le premier niveau d'analyse des données est situé à l'échelle de l'exploitation : le Chapitre 4 est consacré à l'étude des déterminants des importations de fertilisants à l'échelle de l'exploitation agricole et les conséquences de ces importations de fertilisants sur les bilans minéraux des exploitations. Le second niveau d'analyse est situé à l'échelle régionale. Plus particulièrement, le Chapitre 5 traite de l'influence de la diversité locale des productions sur les réseaux d'échanges mis en place par les exploitations biologiques afin de tester l'hypothèse selon laquelle la proximité des productions animales et végétales favorise les échanges entre exploitations et le recyclage local des éléments minéraux. Pour chaque région agricole, différents indicateurs ont été calculés pour tester cette hypothèse dont l'autonomie et le degré de bouclage des cycles. L'autonomie locale a été estimée comme la contribution des échanges entre exploitations, plus la contribution des apports atmosphériques de N, à l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques. Le degré de bouclage des cycles a été estimé comme la proportion d'éléments minéraux importés ou échangés par les exploitations agricoles qui passait deux fois par la même exploitation. Le Chapitre 6 est consacré à l'évaluation de la contribution des éléments minéraux initialement issus d'apports d'engrais de synthèse aux flux d'éléments minéraux circulant en agriculture biologique. La première partie de ce chapitre s'appuie sur les résultats des Chapitres 4 et 5 afin de discuter les influences des systèmes de production et du contexte territorial sur l'importance des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle. La seconde partie du Chapitre 6 propose une quantification de l'origine du P contenu dans les productions biologiques et notamment de l'importance relative du P initialement issu d'apports d'engrais de synthèse. Cette étape du travail a privilégié le cas de l'élément P car il s'agit d'un élément particulièrement difficile à gérer pour les exploitations biologiques (Pellerin *et al* 2003). En fonction des pratiques d'échanges identifiées dans les précédents chapitres, l'évolution des stocks de P des exploitations biologiques suite à leur conversion a été simulée à partir d'un modèle initialement développé pour étudier la contribution des apports d'engrais de synthèse aux stocks de P des sols agricoles français. Enfin, les implications des connaissances apportées par ces différents résultats pour la conception de systèmes agricoles favorisant le bouclage des cycles des éléments minéraux et pour le développement de l'AB sont abordées dans la partie Discussion qui clôture ce manuscrit.

Chapitre 4

Déterminants des importations de fertilisants à l'échelle de l'exploitation

Ce Chapitre 4 étant centré sur l'analyse des exploitations biologiques, indépendamment de leur contexte territorial, il n'était pas nécessaire d'intégrer toutes les exploitations biologiques enquêtées. Sept exploitations ont ainsi été exclues de l'analyse (une exploitation maraîchère, une exploitation arboricole et cinq exploitations avec un atelier d'élevage de volailles) car ces exploitations présentaient des caractéristiques structurelles différentes (forte proportion de la surface agricole en cultures pérennes et présence de granivores) de la grande majorité des exploitations enquêtées, qui étaient des exploitations de grandes cultures avec éventuellement présence d'herbivores.

Ces exploitations ont été réintégrées dans les analyses réalisées pour les chapitres suivants. Pour le Chapitre 6, il s'est notamment avéré que la demande en fertilisants de ces sept exploitations pouvait être prédite avec des indicateurs similaires à ceux présentés dans ce Chapitre 4, en considérant les cultures pérennes comme des céréales et des oléagineux (i.e. comme représentatives de la demande en fertilisants des exploitations) et en considérant les UGB des granivores comme les UGB des herbivores (i.e. comme représentatifs de l'offre en fertilisants des exploitations).

Abstract²

Organic farming systems are often nutrient-limited. Moreover, even if organic guidelines emphasize the reliance on ecological processes and recycling, the trend towards farm specialisation induces an increased reliance on off-farm fertilising materials in arable areas. There is, therefore, a need to better understand the drivers of nutrient inflows on organic farms. Our objectives were to assess the nitrogen (N,) phosphorus (P) and potassium (K) farm-gate inflows through fertilising materials, and the nutrient budget and use efficiency over a large range of organic farming systems. To do this, 56 interviews with organic farmers concerning their nutrient management for the years 2010 and 2011 were carried out in 2012 in three French agricultural districts distributed over a gradient of farming activity. The results showed that the farm-gate fertilising material inflows were strongly related to both the ratio of land under cereal and oilseed crops (proxy of nutrient 'demand') and the stocking rate (proxy of nutrient 'supply'). However, other inflows (biological N fixation, feed use, fodders and straws) increased with the stocking rate, leading to low farm-gate N and K use efficiency (0.2 and 0.7, respectively) on livestock farms compared to arable, stockless farms (1.4 and 3.5, respectively). Such results helped to disentangle the drivers of nutrient use in organic farms compared to previous analyses based solely on farm production typology.

² Benjamin Nowak, Thomas Nesme, Christophe David and Sylvain Pellerin. 2013. Disentangling the drivers of fertilising material inflows in organic farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 96, p79-91.

4.1. Introduction

Organic farming may be considered as a prototype of sustainable farming (Reganold *et al* 2001, IAASTD 2009), but nutrient management may be critical in organic systems since they are often nitrogen (N)-limited (Berry *et al* 2002, Seufert *et al* 2012). Organic farming guidelines emphasize the reliance on ecological processes and recycling, thus restricting the use of imported off-farm materials to build and maintain soil fertility. However, the trend towards specialisation in organic farming has led to the decoupling of on-farm nutrient flows that are commonly associated with mixed systems due to the increased reliance on off-farm fertilising materials in arable areas.

Thorough analysis of nutrient management in organic farming is therefore required to assess fertilising material and nutrient use and the related consequences for soil fertility. Nutrient management practices are often assessed through farm-gate nutrient budgeting (Watson *et al* 2002). An intensive debate exists about the relationship between organic farming activity (e.g., arable, dairy, beef, etc.) and farm-gate nutrient budget (Watson *et al* 2002, Berry *et al* 2003, Steinshamn *et al* 2004, Nielsen and Kristensen 2005, Goulding *et al* 2008, Nesme *et al* 2012). For example, nutrient management on organic stockless farms is generally considered to be more critical than on animal farms because stockless farms cannot rely on nutrient import through feedstuffs (Goulding *et al* 2008). Phosphorus (P) and potassium (K) budgets are particularly hard to balance since there is no atmospheric input (such as N fixation) for these nutrients (Berry *et al* 2003). However, the farming system does not entirely explain the nutrient management: positive P (Nesme *et al* 2012) and K budgets (Watson *et al* 2002) have been reported for organic arable farms. Farm-gate budgets are heavily correlated with farm-gate nutrient inputs (Watson *et al* 2002). There is therefore a need to better understand the drivers of nutrient inflows on organic farms, in particular, through fertilising materials such as organic fertilisers, manure and compost.

The objectives of this study were to identify and to assess the N, P and K inflows through fertilising materials on organic farms and their drivers, and to assess the farm-gate nutrient budget and nutrient use efficiency over a large range of farming systems and regional conditions. In particular, we expect that organic farmers (i) rely preferentially on on-farm resources such as N fixation and on manure produced on the farm for fertilising their crops, and (ii) preferentially apply their fertilising materials to demanding and profitable crops such as cereals and oilseed crops. We therefore hypothesized that (i) farm-gate nutrient inflow through fertilising materials depends on both the on-farm manure production (referred to as the on-farm 'supply') and the area under cereal and oilseed crops (referred to as the 'demand'), and (ii) P and K management are indirectly determined by N management. We assessed these hypotheses on the basis of a large number of interviews carried out in 2012 with organic farmers, focusing on their nutrient management for the years 2010 and 2011. The data were collected in three French agricultural districts distributed over a gradient of farming activity defined by both the farm stocking rate and the area under arable crops.

4.2. Material and Methods

4.2.1. Data collection and study area

Fifty-six organic farms were analysed on the basis of interviews with farmers during the year 2012, during which data concerning the years 2010 and 2011 were collected. The sampled farms had been converted to organic farming for 2 to 43 years, but 75% of them had been converted for 2 to 11 years.

The interviews were conducted in three French agricultural districts (Fig. 4) distributed along a gradient of farm activities. We interviewed approximately three quarters of the organic farmers in each district. In Lomagne (n=22 farms), organic farms were primarily specialised in grain production, and we sampled 18 arable stockless farms, two sheep farms and two beef farms. In Ribéracois (n=16 farms), organic farms were often mixed, and we sampled three arable farms, seven beef farms for milk-fed calf production and six goat and ovine dairy farms with moderate stocking rates (from 0.26 to 1.30 livestock unit per ha). Finally, in Pilat (n=18 farms), organic farms were highly specialised in bovine dairy production and all the sampled farms were bovine dairy farms with high stocking rates (from 0.57 to 1.27 livestock unit per ha). The characteristics of the districts are given in Table 1.

Interviews were semi-directive and lasted approximately 2 hours. Farmers were asked to describe their cropping systems and to detail their cropping plans, crop yields, livestock feeding regime and farm inputs and outputs. The data provided by farmers in 2012 for the years 2010 and 2011 were checked by comparison with multiple written sources such as farm records, field and herd books and ledgers. In particular, the data concerning fodder production and grazing were checked against the animal fodder requirements for each farm (data not shown).

Table 1 Characteristics of the three study areas

Agricultural districts		Lomagne	Ribéracois	Pilat
Latitude/Longitude		43° 53' N / 0° 46' E	45° 14' N / 0° 20' E	45° 20'N / 4° 25'E
Total area (% of agricultural land)		935 km ² (77%)	1021 km ² (49%)	520 km ² (33%)
Annual mean temperature		12.7°C	12.6°C	10.1 °C
Cumulative annual rainfall		600 mm	812 mm	1000 mm
Altitude		57-278 m asl	43 ñ 210 m asl	140 ñ 1432 m asl
Main soils		Deep to superficial calcareous-clay soils	Calcareous loamy soils	Acid clay soils
Total stocking rate (OF and CF combined) (livestock unit per ha of agricultural area)		0.20	0.64	1.15
% of the agricultural area (OF and CF combined) under	Cereal, oilseed and protein crops	79 %	55 %	10 %
	Grasslands and other fodders	9 %	40 %	86 %
	Other (e.g., horticultural crops)	12 %	5 %	4 %
% of organic farms out of the total number of farms		5.2 %	5.1 %	3.9 %

Figures related to general agricultural production, organic farming (OF) and conventional farming (CF) combined were taken from the 2010 French agricultural census (Agreste n.d.). Figures related to organic farms were taken from the French organic farmers book (AgenceBio n.d.).

4.2.2. Nutrient inflow and outflow modelling

The N, P and K farm-gate inflows and outflows were estimated for each farm. Inflows were nutrients embedded in trade products (fertilising materials, feedstuffs, mineral P supplements, fodders and straws), plus atmospheric N deposition and biological N fixation (BNF). Outflows were nutrients embedded in both crop (grain, fodders and straws) and animal (meat, milk and eggs) products, plus exported manure. Nutrient losses to the environment through leaching, runoff, volatilisation and denitrification were not included.

Nutrient flows through trade products (CF) were calculated by multiplying each product input and output by their corresponding N, P and K concentrations :

$$CF = DM * NC \quad (Eq. 1)$$

where DM ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) is the product flow in dry matter and NC ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) is the nutrient content of the corresponding product. DM data were collected during interviews with farmers, whereas NC were extracted from the literature (CORPEN 1999, Agabriel 2007, Vilain 2008, COMIFER 2009). Total atmospheric N deposition (wet and dry deposition of NH_4^+ and NO_3^-) was estimated from the French national N deposition survey (Ulrich *et al* 1998).

The Biological N Fixation (BNF) was estimated through the model proposed by Høgh-Jensen *et al.* (2004) :

$$BNF = DM * NiC * \frac{1}{NHI} * (1 + PRoot) * Ndfa \quad (Eq. 2)$$

where DM is the harvested or grazed dry matter, NiC ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) is the nitrogen content of the legume above-ground biomass, NHI ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) is the Nitrogen Harvest Index, i.e., the ratio between the N amount in the harvested biomass and the total N amount in the above-ground biomass, PRoot ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) is the amount of N fixed in the root as a proportion of N fixed in the shoots, and Ndfa ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) is the ratio between the amount of symbiotically fixed N and the total N amount in the crop biomass. The 2010-2011 DM data concerning grain legumes and harvested legume fodders were provided by the farmers at the time of the interviews in 2012. Grazed DM was extracted from the literature (Agridea 2011) but was checked by comparison with animal fodder requirements and actual feeding regimes. NiC, NHI, PRoot and Ndfa were extracted from the literature (Table 2).

Table 2 Parameters of the Biological N Fixation model

Crop type	Ndfa (kg.kg ⁻¹)	NHI (kg.kg ⁻¹)	PRoot (kg.kg ⁻¹)
Grain legumes ^a	0.60	0.75	0.40
Leguminous fodder ^b	0.80	1.00	0.25

^a Taken from Lecoœur and Sinclair (2001), Voisin et al. (2002) and Salvagiotti et al. (2008)

^b Taken from Høgh-Jensen et al. (2004), Unkovich et al. (2009) and Nyfeler et al. (2011)

In particular, Ndfa may vary according to soil chemical conditions, especially mineral N content. According to Voisin et al. (2002), Ndfa decreases or increases from 23% when mineral N at sowing increases or decreases from 100 kgN.ha⁻¹, respectively. The sensitivity of BNF inflow and the resulting N budget as a result of a 20% increase or decrease in Ndfa values used in this model is discussed below. BNF due to legumes cropped as green manure was not considered in this study. However, only two farms used legume green manure, with limited crop growth.

For each farm, the farm-gate nutrient budget (sum of inflows - sum of outflows) and farm nutrient use efficiency (sum of outflows/sum of inflows) were calculated from January 2010 to December 2011. Three farms did not import any products and were thus excluded when computing P and K use efficiencies. Since those three farms imported N through BNF, their N use efficiency was computed.

4.2.3. Farm classification

The farms were classified into six Ward clusters based on both the on-farm manure production and the cropping area to be fertilised. The stocking rate (in livestock unit per ha) served as a proxy for on-farm manure production, whereas the ratio between the area under cereal and oilseed crops and total farm area (in %) served as a proxy for the cropping area to be fertilised. The mean farm-gate nutrient budget and use efficiency were then computed for each cluster and compared with a Kruskal-Wallis post-hoc test. In particular, for each cluster the mean nutrient use efficiency was computed as the mean farm-gate nutrient use efficiencies of the farms in this cluster.

Data treatments were performed with R software (R Development Core Team 2009). All the results were presented as the average of years 2010 and 2011 since discrepancies between the two years were low (data not shown).

4.3. Results

4.3.1. Farm classification

The sampled farms were classified into six clusters (Fig. 6). These clusters were partly independent from the three study areas: for example, Cluster 4 included farms from all three districts (Table 3). The stocking rate increased from Cluster 1 to Cluster 6 (from 0 to 1.1 livestock unit per ha), whereas the percentage of the agricultural area under cereal and oilseed crops decreased from Cluster 1 to Cluster 6 (from 83 to 6%). Therefore, farms in Cluster 1 were typical arable stockless farms, whereas those in Cluster 6 were moderately intensive dairy and beef farms. None of the farms had both a high ratio of land under cereal and oilseed crops and a high stocking rate.

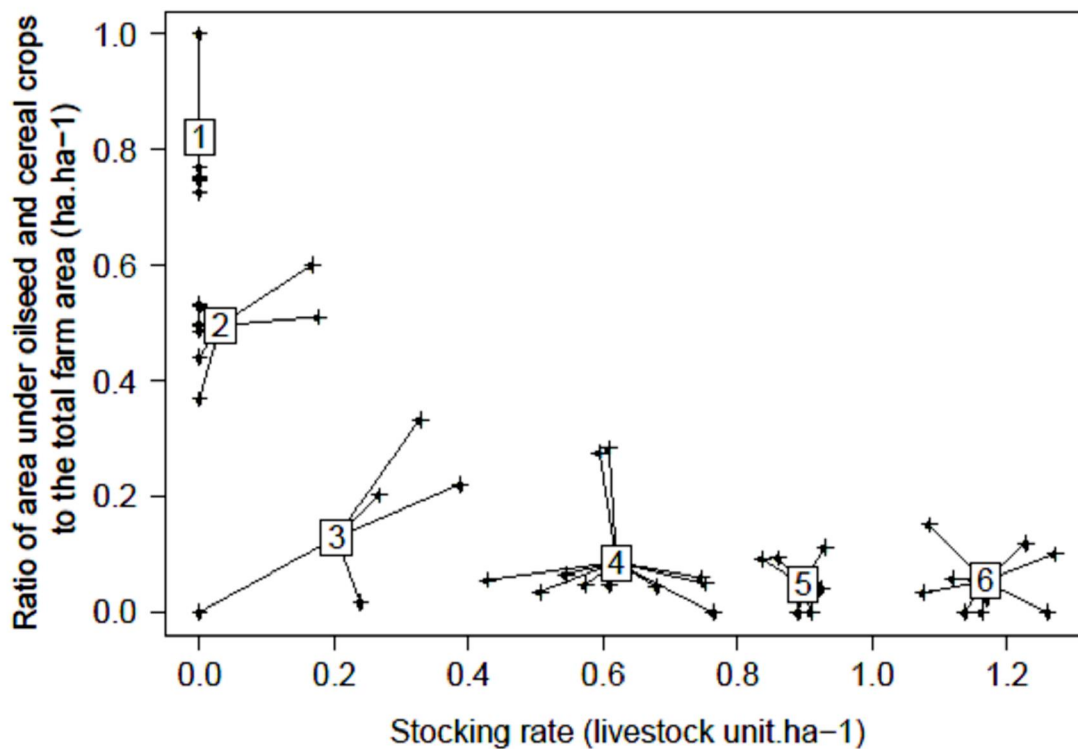


Figure 6 Classification of the farms sampled according to their stocking rate and the ratio of the land area under cereal and oilseed crops.

Table 3 Average farm characteristics per cluster for the years 2010 and 2011

		Clusters					
		1	2	3	4	5	6
Total number of farms		9	11	6	12	9	9
# of farms in each district	Lomagne	9	10	2	1	0	0
	Pilat	0	0	0	3	9	6
	Ribéracois	0	1	4	8	0	3
Stocking rate (livestock unit.ha-1.year-1)		0.00	0.03	0.20	0.62	0.90	1.12
% of the area under	Cereal crops	50	39	12	9	5	6
	Oilseed crops	33	12	4	1	0	0
	Protein crops	15	33	0	6	5	4
	Leguminous grasslands	1	6	36	9	0	2
	Mixed grasslands (grass + legume)	0	7	43	70	90	84
	Other	1	3	4	6	0	4

4.3.2. Farm-gate nutrient flows

4.3.2.1. Imported fertilising materials

Twenty-five farms imported organic fertilisers as by-products of the meat industry, including feathers, meat and bone meals, twelve imported animal manures, eight imported algae composts, two imported plant-based composts (green wastes from urban areas), one farm imported raw mineral P fertilisers, and eight farms imported raw mineral K fertilisers. These organic and mineral fertilisers, animal manures and composts are all referred to as fertilising materials below.

4.3.2.2. Nitrogen inflows

The mean N farm-gate inflow through fertilising materials decreased from Cluster 1 (76.2 kg N.ha⁻¹.year⁻¹) to Cluster 6 (0.1 kg N.ha⁻¹.year⁻¹) but with a strong variability (Fig. 7). The mean N inflow through BNF increased from 23.0 to 64.5 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 1 to Cluster 3 and from 46.3 to 61.4 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 4 to Cluster 6 (Table 4). When expressed as a percentage of the total N inflow, fertilising material inflow ranged from 73% to 0% from Cluster 1 to Cluster 6, whereas the BNF inflow ranged from 22% to 78% from Cluster 1 to 3, and then remained approximately constant at 65-69% for Clusters 4 to 6.

Nitrogen inflow through feedstuffs, fodders and straws increased with the stocking rate: it ranged from 0 to 25.4 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 1 and Cluster 2 to Cluster 6 (Table 4). When expressed as a percentage, it ranged from 0% (Cluster 1 and Cluster 2) to 27% (Cluster 6) of the total farm-gate N inflow. Finally, the N deposition was slightly variable among clusters (from 5.3 to 9.6 kg N.ha⁻¹.year⁻¹).

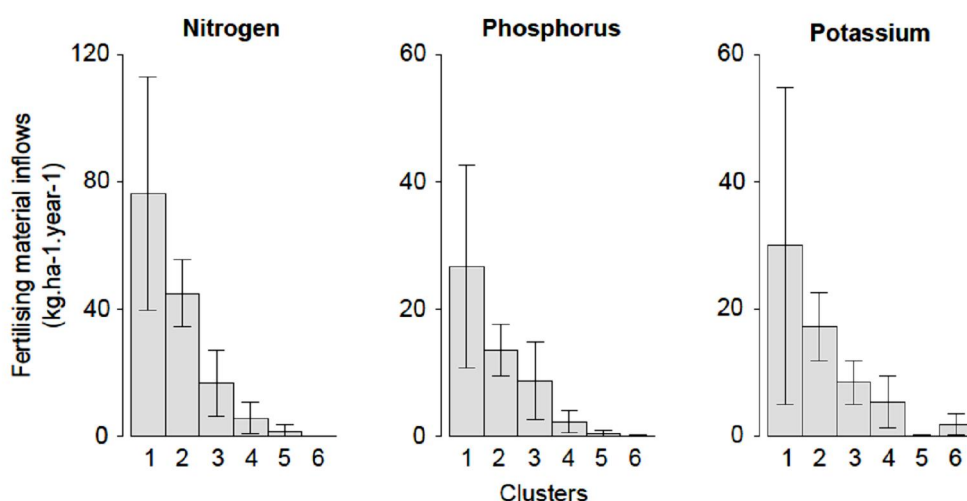


Figure 7 Mean farm-gate fertilising material inflows per farm cluster for the period 2010-2011.

The fertilising materials considered are organic and mineral fertilisers, animal manures and composts. The error bars represent the standard deviations.

Table 4 Farm-gate nitrogen flows and budgets (kg.ha⁻¹.year⁻¹) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011

		Clusters					
		1	2	3	4	5	6
N inflows	Atmospheric deposition	5.3	5.3	5.3	6.4	9.6	8.2
	Biological N fixation	23.0	53.9	64.5	46.3	60.6	61.4
	Fertilising materials	76.2	40.9	11.7	5.3	1.1	0.1
	Feedstuffs	0.0	0.0	0.6	6.8	8.9	13.6
	Fodders and straws	0.0	0.0	0.8	2.0	4.8	11.8
	Total inflows	104.5	100.1	82.9	66.8	85.0	95.1
N outflows	Grain products	71.4	67.8	8.1	2.9	0.0	0.1
	Fodders and straws	1.6	8.6	43.6	0.0	0.0	0.0
	Manures	0.0	0.0	0.0	8.0	0.0	0.0
	Meat	0.0	0.1	0.8	3.5	2.8	4.7
	Milk	0.0	0.0	2.1	6.2	12.5	12.5
	Total outflows	73.0	76.5	54.6	20.6	15.3	17.3
N budgets	Mean	+31.5 a	+23.6 a	+28.3 a	+46.2 a	+69.7 b	+77.8 b
	Standard error	63.6	20.9	25.2	23.6	8.1	16.9
N use efficiency	Mean	1.03 a	0.78 a	0.55 b	0.27 c	0.18 c	0.18 c
	Standard error	0.65	0.16	0.35	0.30	0.02	0.06
	Numbers of farms excluded	0	0	0	0	0	0

For each cluster, the mean nutrient use efficiency was computed as the mean farm-gate nutrient use efficiencies of the farms in this cluster.

Mean budget and use efficiency values followed by different letters are significantly different according to the Kruskal-Wallis post-hoc test at the 10% level.

4.3.2.3. Phosphorus and potassium inflows

Phosphorus and potassium flowed into the farms through organic fertilising materials and raw mineral P and K fertilisers (e.g., as ground rock phosphate) (Fig. 8). However, these raw mineral fertilisers contributed only 2% and 25% of the farm-gate P and K fertilising materials, respectively.

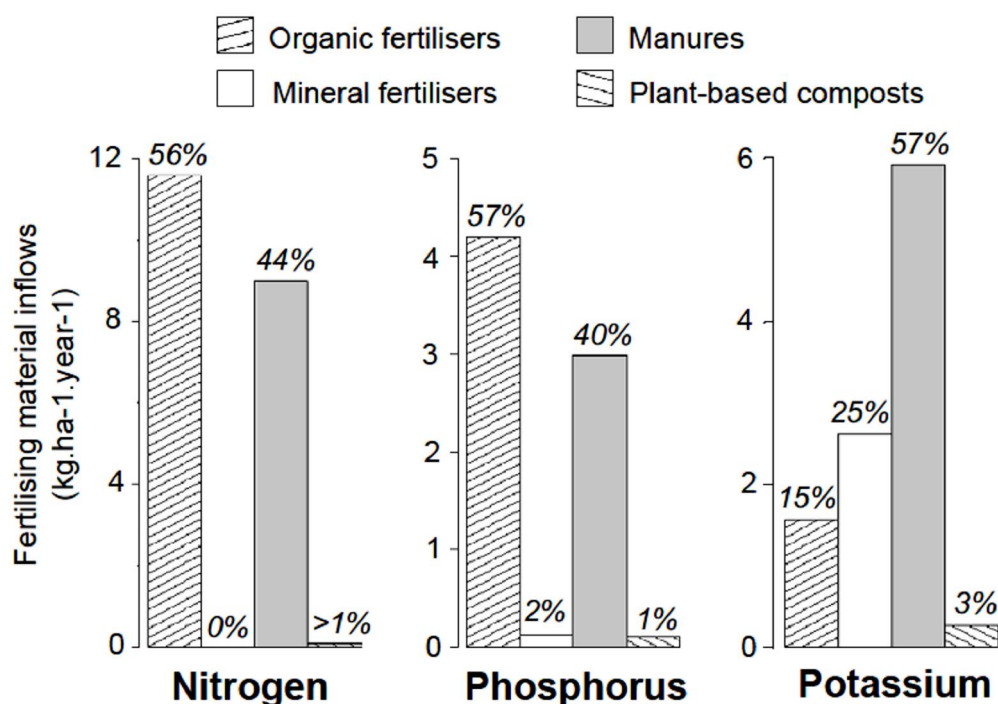


Figure 8 Nature of farm-gate fertilising material inflows in kg of nutrient per ha and per year over the period 2010-2011.

The percentages indicate the contribution of the different materials to the total nutrient inflow.

Therefore, P and K inflows followed trends similar to those of N inflows (Fig. 7): inflows through fertilising materials decreased from 26.6 (Cluster 1) to 0 kg P.ha⁻¹.year⁻¹ (Cluster 6), and from 29.9 (Cluster 1) to 0.3 kg K.ha⁻¹.year⁻¹ (Cluster 5) (Tables 5 and 6). On the contrary, inflow through feedstuffs, fodder and straws increased from 0 to 3.3 kg P.ha⁻¹.year⁻¹, and from 0 to 18.9 kg K.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 1 and Cluster 2 to Cluster 6. Additionally, dairy farms also imported mineral P supplements up to 23-32% of the total P inflow for Clusters 5 and 6 (Table 5).

Table 5 Farm-gate phosphorus flows and budgets (kg.ha⁻¹.year⁻¹) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011

		Clusters					
		1	2	3	4	5	6
P inflows	Fertilising materials	26.6	12.3	6.2	2.1	1.0	0.0
	Feedstuffs	0.0	0.0	0.0	0.8	1.2	1.7
	Fodders and straws	0.0	0.0	0.1	0.3	0.7	1.6
	Mineral supplements	0.0	0.0	0.0	0.6	1.3	1.0
	Total inflows	26.6	12.3	6.3	3.8	4.1	4.4
P outflows	Grain products	10.3	7.6	1.4	0.5	0.0	0.0
	Fodders and straws	0.2	1.0	4.4	0.0	0.0	0.0
	Manures	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0
	Meat	0.0	0.0	0.2	0.9	0.8	1.3
	Milk	0.0	0.0	0.4	1.1	3.0	2.8
	Total outflows	10.5	8.6	5.8	4.9	3.8	4.2
P budgets	Mean	+16.0	+3.7	+0.5	-1.1	+0.3	+0.3
	Standard deviation	30.6	7.5	12.5	7.1	2.3	3.3
P use efficiency	Mean	1.76	0.88	3.36	1.38	1.85	1.19
	Standard deviation	2.50	0.47	4.67	1.28	2.41	0.57
	Numbers of farms	0	1	1	1	0	0
	excluded	0	1	1	1	0	0

For each cluster, the mean nutrient use efficiency was computed as the mean farm-gate nutrient use efficiencies of the farms in this cluster.

Mean budgets and use efficiency values and mean values followed by different letters are significantly different according to the Kruskal-Wallis post-hoc test at the 10% level.

Table 6 Farm-gate potassium flows and budgets (kg.ha-1.year-1) and use efficiency per cluster over the period 2010-2011

		Clusters					
		1	2	3	4	5	6
K inflows	Fertilising materials	29.9	15.7	12.9	4.9	0.3	1.3
	Feedstuffs	0.0	0.0	0.1	2.1	3.4	4.6
	Fodders and straws	0.0	0.0	1.4	3.2	5.7	14.3
	Total inflows	29.9	15.7	14.4	10.2	9.3	20.1
K outflows	Grain products	17.5	15.0	2.3	0.7	0.0	0.0
	Fodders and straws	1.6	7.9	33.9	0.0	0.0	0.0
	Manures	0.0	0.0	0.0	11.0	0.0	0.0
	Meat	0.0	0.0	0.1	0.5	0.5	0.7
	Milk	0.0	0.0	0.7	2.0	4.8	4.7
	Total outflows	19.1	22.9	37.0	14.2	5.2	5.5
K budgets	Mean	+10.8 b	-7.3 b	-22.4 b	-4.0 ab	+4.1 ab	+14.6 a
	Standard deviation	49.0	15.7	36.8	31.3	7.1	21.0
K use efficiency	Mean	3.47 a	2.48 a	1.35 ab	1.46 bc	1.15 abc	0.67 c
	Standard deviation	3.18	2.50	0.98	2.67	1.23	0.87
	Numbers of farms						
	excluded	0	1	1	1	0	0

For each cluster, the mean nutrient use efficiency was computed as the mean farm-gate nutrient use efficiencies of the farms in this cluster.

Mean budgets and use efficiency values and mean s values followed by different letters are significantly different according to the Kruskal-Wallis post-hoc test at the 10% level.

4.3.2.4. Farm-gate nutrient outflows, budgets and use efficiencies

Farms of Clusters 1 to 3 exported higher amounts of N, P and K per ha than those of Clusters 4 to 6 (Tables 4, 5 and 6). However, the N and P outflows in terms of crop products (grain, fodder and straws) decreased from Cluster 1 to Cluster 6, whereas the outflows through animal products (milk and meat) followed an opposite trend. For K, outflows were the greatest in Cluster 3 due to the large export of K-rich products such as fodders and straws. Only one farm exported manure.

Farms in Clusters 5 and 6 exhibited higher mean N budgets than farms in Clusters 1 to 4 ($P < 0.1$, Table 4). Similarly, mean K budgets were significantly higher in Cluster 6 than in Clusters 1, 2 and 3 (Table 6). On the contrary, P budgets were higher for farms with low stocking rates (Clusters 1, 2 and 3) than for farms with medium to high stocking rates (Clusters 4, 5 and 6), but without significant differences. The variability of the budgets was high, in particular, for Clusters 1 to 3, as indicated by the standard deviation of the budget in Tables 4, 5 and 6.

The mean farm-gate N use efficiency decreased from 1.03 to 0.18 from Cluster 1 to Cluster 6 (Fig. 9). Similarly, the mean K use efficiency decreased from 3.47 to 0.67 from Cluster 1 to Cluster 6. On the contrary, the mean P use efficiencies were not significantly different among the six clusters. However, the P and K use efficiencies exhibited a higher variability than N use efficiencies (Tables 4, 5 and 6).

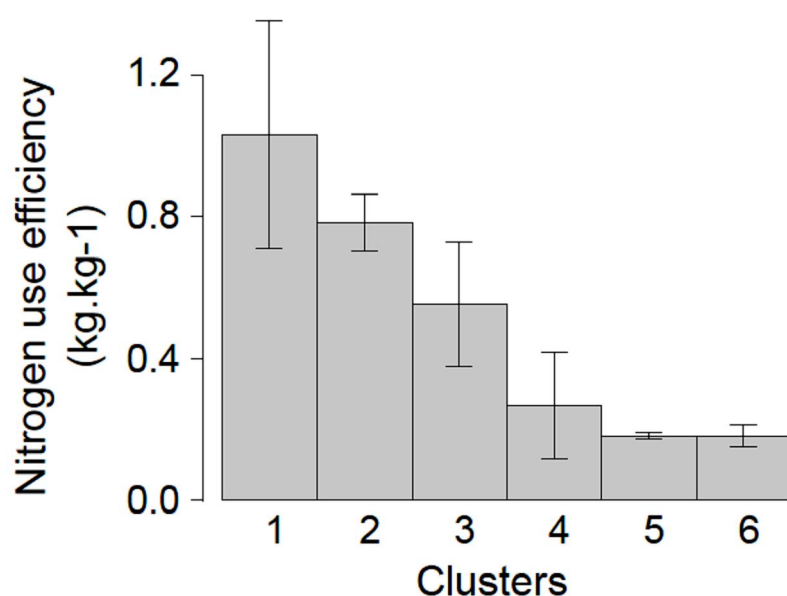


Figure 9 Mean farm-gate nitrogen use efficiencies per farm cluster for the period 2010-2011. The error bars represent the standard deviations.

4.4. Discussion

Our data concerning farming practices and resulting nutrient budgets in 2010 and 2011 were collected in three French districts in 2012. However, these results may be of interest for other situations for three reasons. First, a large number of organic farmers were interviewed and analysed in this study (a total of 56 farmers). This is a larger sample than most found in previous studies on farm-gate nutrient budgeting in organic farming. For example, Nesme *et al.* (2012) calculated farm-gate P budgets for 23 organic farms and Berry *et al.* (2003) calculated N, P, K budgets for nine organic farms. Only Watson *et al.* (2002) had a bigger sample of organic farms. In their review, they calculated nutrient budgets for 88 organic farms in nine temperate countries. However, their sample was mainly made up of dairy farms (76% of the farms), whereas it only included two arable farms. Second, in each district, approximately 75% of the organic farmers located in the district were interviewed. This large sample helped us to cover diverse farming conditions, providing some robustness at the district level. Finally, the three districts were distributed over a gradient of farming activity, e.g., of stocking rate. This helped to cover a wide range of cropping systems and livestock density.

Results demonstrated that in the 56 organic farms considered, N inflow through fertilising materials (organic fertilisers, manures and compost) decreased with the percentage of area to be fertilised and when the stocking rate increased, independently of the study area. This decrease in N fertilising material inflow from Cluster 1 to Cluster 6 was almost totally compensated for by an increase in both BNF in grasslands and the inflow of feedstuffs, fodder and straws (Table 4). Phosphorus and potassium fertilising material inflows on organic farms followed the same trends as N fertilising material inflows (Fig. 7). These similar trends were due to the small amount of P and K inflows through mineral fertilisers on the sampled farms (Fig. 8). Only 2% of the farmers imported raw mineral P fertilisers, which is similar to the frequency reported by Nesme *et al.* (2012) (0%), but considerably lower than the frequency reported by Kirchmann *et al.* (2008) (49%) and Berry *et al.* (2003) (56%). Low use frequency of rock P in our study may be explained by its low solubility in calcareous soils that are common in the Ribéracois and Lomagne districts (Table 1). For K, the other inflows (e.g., feedstuffs, fodders and straws) partly compensated for the decrease in fertilising material inflow from Cluster 1 to Cluster 6 due to large imports of K-rich products such as fodders on animal farms (Table 6). However, for P, the decrease in fertilising material inflow was poorly compensated for by other inflows, leading to significantly smaller P budgets on animal farms (Cluster 6) compared to arable farms (Cluster 1).

Therefore, the two variables selected as proxies of the on-farm demand and supply of fertilising material could be considered as good predictors of fertilising material inflows over the six clusters. These two variables offer a more comprehensive view of the drivers of nutrient inflows in organic farms than the comparison of nutrient budgets related to farm production systems (e.g., arable, dairy, beef, etc.) alone, as previously reported (Watson *et al.* 2002, Berry *et al.* 2003, Steinshamn *et al.* 2004, Nielsen and Kristensen 2005, Goulding *et al.* 2008, Nesme *et al.* 2012). The results of these previous studies are summarised in Table 7.

Table 7 Review of organic and conventional farm-gate nutrient budget and use efficiency

Nutrient	References	Farming system	Nutrient budgets (kg.ha-1.year-1) ^a			Nutrient use efficiency		
			Farming activity			Farming activity		
			Arable farms	Beef farms	Dairy farms	Arable farms	Beef farms	Dairy farms
Nitrogen	Simon et al. (2000)	Organic	-	-	+34 (13)	-	-	0.4
	Watson et al. (2002)	Organic	+26 (2)	+112 (5)	+82 (67)	0.9	0.2	0.3
	Berry et al. (2003)	Organic	+50 (2)	+71 (2)	+131 (2)	0.6	0.6	0.4
	Steinshamn et al. (2004)	Organic	-	-	+41 (1)	-	-	0.3
	Nielsen and Kristensen (2005)	Organic	-	-	+106 (13)	-	-	0.3
	Goulding et al. (2008)	Organic	-23 (1)	+40 (2)	-	1.3	0.7	-
	Simon et al. (2000)	Conventional	+51 (20)	+137 (24)	+180 (86)	0.7	0.2	0.2
	Nielsen and Kristensen (2005)	Conventional	-	-	+175 (25)	-	-	0.4
	Nevens et al. (2006)	Conventional	-	-	+238 (148)	-	-	0.2
	Bassanino et al. (2007)	Conventional	-	+257 (5)	+318 (9)	-	0.3	0.3
	DöHaene et al. (2007)	Conventional	+92 (7)	-	-	0.6	-	-
	Fangueiro et al. (2008)	Conventional	-	-	+548 (7)	-	-	0.3
Phosphorus	Watson et al. (2002)	Organic	-6 (1)	-2 (4)	+3 (56)	1.3	2.8	2.1
	Berry et al. (2003)	Organic	-5 (2)	+6 (2)	+15 (2)	9.5	0.8	0.8
	Steinshamn et al. (2004)	Organic	-	-	+1 (1)	-	-	0.9
	Nielsen and Kristensen (2005)	Organic	-	-	+6 (13)	-	-	0.6
	Goulding et al. (2008)	Organic	-3 (1)	-12 (2)	-	1.2	1.8	-
	Nesme et al. (2012)	Organic	+17 (9)	+8 (8)	+1 (4)	21.2	0.2	1.1
	Nielsen and Kristensen (2005)	Conventional	-	-	+16 (25)	-	-	0.5
	DöHaene et al. (2007)	Conventional	+8 (7)	-	-	1.0	-	-
	Fangueiro et al. (2008)	Conventional	-	-	+44 (7)	-	-	0.5
Potassium	Watson et al. (2002)	Organic	+57 (1)	+3 (4)	+10 (58)	0.8	2.8	5.3
	Berry et al. (2003)	Organic	-40 (2)	-32 (2)	+10 (2)	19.2	1.7	0.9
	Goulding et al. (2008)	Organic	-43 (1)	-42 (2)	-	17.4	1.5	-
	Fangueiro et al. (2008)	Conventional	-	-	+107 (7)	-	-	0.5

Nutrient inflows correspond to purchased inputs (including seeds), biological N fixation and atmospheric N deposition.

Nutrient outflows correspond to nutrient exported through crop and animal products.

^a, between parentheses: number of sampled farms.

For example, in the case of arable farms, Nesme *et al* (2012) reported positive P budgets (average of +17 kg.ha⁻¹.year⁻¹ for nine farms), whereas Berry *et al.* (2003) reported negative P budgets (average of -5 kg.ha⁻¹.year⁻¹ for two farms). Similarly, in the case of arable farms, Goulding *et al.* (2008) reported negative K budgets (-43 kg.ha⁻¹.year⁻¹), whereas Watson *et al.* (2002) reported positive K budgets (+57 kg.ha⁻¹.year⁻¹) but for only one farm in each study. Therefore, using a gradient of both the stocking rate and the farm area under cereal and oilseed crops, combined with a large (n=56) number of sampled farms, we could more effectively assess the driver role of these two variables in terms of nutrient inflows. It appeared that positive P and K budgets are more likely to be found on organic arable farms with high area under cereal and oilseed crops since they generally import large amounts of fertilising materials.

The mean farm-gate N budget increased from 23.6 to 77.8 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 2 to Cluster 6. Several authors have reported that the farm-gate N budget is linearly correlated to the stocking rate (Simon *et al* 2000) on conventional farms: it increases by 58 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ per livestock unit per ha in Italy (Bassanino *et al* 2007), and by 20 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ per 1000 L milk produced per ha in Flanders (Nevens *et al* 2006). Assuming such a linear relationship in our organic farm sample, the farm-gate N budget increased by 48.8 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ per livestock unit per ha for livestock farms (Fig. 10). When comparing our results (Tables 4, 5 and 6) with previous studies (Table 7), nutrient surpluses tended to be higher on conventional farms than on organic farms.

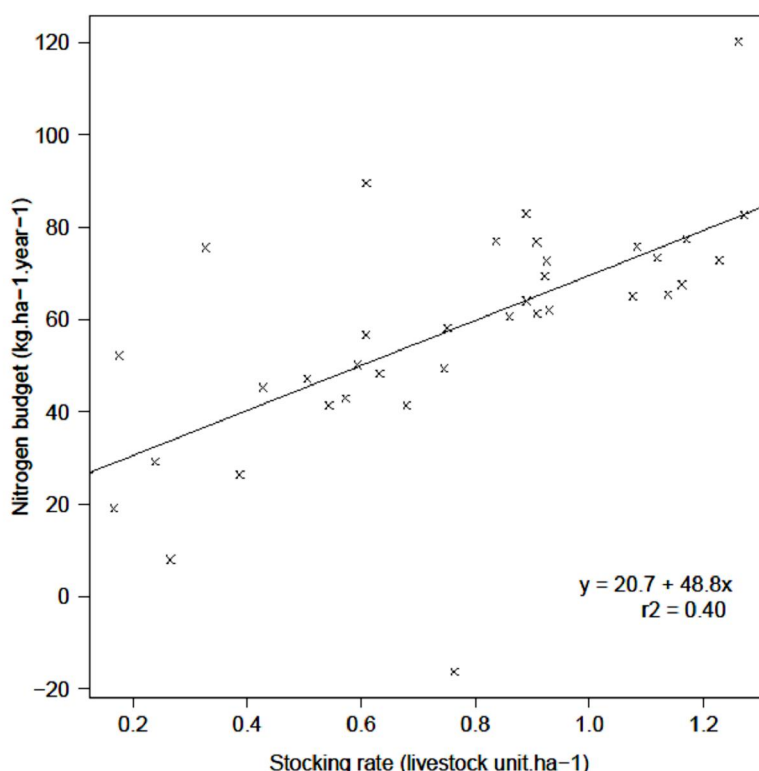


Figure 10 Mean farm-gate nitrogen budgets per farm for the period 2010-2011 and for 36 stocked farms as a function of the stocking rate.

Results showed a decrease in mean N use efficiency when the farm stocking rate increased (Fig. 9). Similar results were reported in several previous studies on both organic and conventional farming: the N use efficiency is approximately 0.6-1.3 on arable farms, whereas it is 0.2-0.4 on dairy farms and is intermediate on beef farms (Table 7). Therefore, our results did not show any strong difference in N use efficiency between our sample of organic farms and conventional farms. Such a decrease with the stocking rate can be partially explained by N losses through ammonia volatilisation due to manure handling. Losses by volatilisation are commonly estimated at 20-40% of stable manure N (Halberg *et al* 1995). For example, N losses by volatilisation were roughly estimated using relevant references for our farming conditions (CORPEN 1999) and data from farm interviews on feeding regimes and grazing practices. These losses increased from 0 to 15 kg.ha⁻¹.year⁻¹ from Cluster 1 to Cluster 6. Low N use efficiency on farms with high stocking rates may also result from N storage in soils under grassland since grasslands represent a major component of farm land use in Clusters 5 and 6 (Table 3). Similarly, K use efficiency decreased significantly from Cluster 1 to Cluster 6 (Table 6), probably due to increased losses through leaching related to manure handling. Phosphorus use efficiencies were more dispersed and no clear trend could be identified (Table 5), as reported by previous results (Table 7). In particular, use efficiencies much larger than one indicated that some farms were heavily depleting their P and K soil reserves: farms with low area under cereal and oilseed crops and low to medium stocking rates (Clusters 3 and 4) are more likely to rely on their soil P and K reserves because (i) they rely on BNF for N inputs and thus import few fertilising materials, and (ii) they do not need to import large quantities of feedstuffs and fodders.

Nutrient budgeting is associated with uncertainties, especially for N. First, the nutrient budgets used in this paper did not include nutrient losses to the environment through volatilisation, leaching and denitrification. Thus, these budgets were unable to reveal whether surplus is stored in soils or lost to the environment. N surplus is more likely to be lost than P surplus since P losses are assumed to be low. However, a recent meta-analysis reported 31% lower N leaching per unit of area in European organic farming compared to conventional farming (Tuomisto *et al* 2012). Second, BNF was an important inflow for some farms (e.g., up to 78% of the total N inflow for Cluster 3). It was estimated through an empirical model based on the percentage of N derived from atmosphere (Nd_{fa}) representing the ratio between the amount of symbiotically fixed N and the total N amount in the crop biomass. Nd_{fa} was set at 60% for grain legumes and at 80% for leguminous fodders (Table 2). However, this ratio depends on the soil chemical status: Nd_{fa} decreases when mineral N availability increases (Voisin *et al* 2002). A 20% decrease in Nd_{fa} would decrease the N budget of Cluster 3 from +23.7 to +6.5 kg.ha⁻¹.year⁻¹, but it would not change the cluster ranking in terms of the N budget. Similarly, a 20% increase in Nd_{fa} would increase the N budget of Cluster 3 by 20 kg.ha⁻¹.year⁻¹. However, neither a 20% increase or decrease in Nd_{fa} changed the general trends in terms of the N budget: farms with moderate to high stocking rates (Clusters 5 and 6) would still have higher mean N budgets than farms in Clusters 1 to 4.

Fertilising material import amounted to 76.2 kgN.ha⁻¹.year⁻¹ for farms in Cluster 1 (Table 4). Oelofse *et al.* (2010) also reported large inflows (> 150 kg N.ha⁻¹.year⁻¹) of fertilising materials for organic arable farms, similar to those observed in conventional farms in the same area. However, heavy fertilising material inflows on organic farms were

surprising since organic fertilising materials are expensive (David *et al* 2005) and, in the case of manure, difficult to transport. Among the 12 farmers that imported manures, 11 farmers purchased these fertilising materials from neighbouring farms that had an excess of manure (data not shown). Therefore, fertilising material import may not only be determined by farm land use and stocking rate but also by the regional context such as the proximity of animal farms with excess manure.

4.5. Conclusion

Our study offered a more comprehensive view of the drivers of nutrient inflows in organic farms than previous studies based on the comparison of farm production system (e.g., arable, dairy, beef, etc.) alone. The stocking rate (proxy of the on-farm 'supply') and the ratio of the area under cereal and oilseed crops (proxy of the 'demand') may be considered as good predictors of fertilising material inflows at the farm-scale. However, these inflows may also be determined by the regional farming context such as the proximity of animal farms with excess manure. Further studies are therefore required to better understand the drivers of nutrient flows at more regional scales.

Chapitre 5

Influence de la diversité locale des productions sur les réseaux d'échanges mis en place par les exploitations biologiques

Les résultats présentés au Chapitre 4 ont montré que les importations de matière (aliments et/ou fertilisants) des exploitations biologiques pouvaient être modélisées à l'aide de deux facteurs que sont la part de la SAU en céréales et oléagineux et le chargement animal. Toutefois, pour des exploitations avec des systèmes de production similaires, il pouvait subsister d'importantes variations concernant les quantités de fertilisants importés. Il a alors été fait l'hypothèse que le contexte local était l'un des facteurs pouvant expliquer les différences d'importations de fertilisants observées au sein des Clusters. En effet, les engrais organiques sont des fertilisants pouvant être importés sur de grandes distances mais ces engrais sont onéreux (David *et al* 2005) et doivent être utilisés avec parcimonie. Les pratiques d'importations élevées observées pour certaines des exploitations sont donc plus susceptibles d'être associées à des importations d'effluents d'élevage, qui sont pondéreux et difficile à transporter sur de grandes distances. Ainsi le chapitre suivant s'est intéressé à l'influence de la diversité locale des productions agricoles sur les réseaux d'échanges mis en place par les exploitations agricoles biologique.

Abstract³

Organic farming may be considered as a good case study to design farming systems improving nutrient cycling. Several authors focused on inner farm nutrient cycling, introducing Finn cycling index as an indicator of nutrient cycling intensity. However little is known about the contribution of exchanges among farms to nutrient cycling. Using an egocentric network approach, we assessed the structure of farm material exchange networks and their consequences on the intensity of nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) cycling in organic farming. Material inflows and outflows were collected for two cropping years on 63 farms. The farms were located in three French agricultural districts differentiated by their degree of specialisation (crop productions, animal productions or mixed). Exchanges among farms were mainly local, short distance exchanges. The contribution of these exchanges to nutrient supply was important for K whereas P came mainly from non-farm actors and N from atmospheric sources. Connections among farms were two to four times higher in the mixed district than in both specialised districts. As a consequence cycling intensity was higher in the mixed district than in specialised districts. For instance P cycling index amounted to 20% in the mixed district and was equal to 0% in both specialised district. Further studies are required to assess (i) the specific contribution of conventional farms to nutrient supply and (ii) the influence of non-farm actors such as agricultural cooperatives on the structure of farm material exchanges network.

³ Benjamin Nowak, Thomas Nesme, Christophe David and Sylvain Pellerin. Local nutrient cycling is positively related to farms diversity at the district level in organic farming. Article soumis à la revue Agriculture, Ecosystems and Environment :

5.1. Introduction

During the second part of the last century, the doubling of world food production was accompanied by approximately seven, three and four times increases in nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) fertilisation respectively (Tilman 1999, FAO 2013), resulting in deep transformations of global biogeochemical cycles of nutrients (Galloway *et al* 2003). Because of environmental concerns and limited fertilisers availability, there is a need to design new farming system less dependent on artificial fertilisers (Sutton 2013). One pathway to reduce this dependency is a better recycling of nutrients in agricultural systems, in particular through a better integration of crop and livestock activities (Naylor *et al* 2005). Thus organic farming may be considered as a good case study because organic farming guidelines ban the use of artificial fertilisers and emphasize nutrient cycling (Luttikholt 2007). Indeed, nutrient cycling appears to be stronger on organic farms than on conventional farms, with less reliance on external inputs (Modin-Edman *et al* 2007) and better nutrient use efficiency (Kuestermann *et al* 2010). The trend towards specialisation in organic farming (David 2009) induces the decoupling of on-farm nutrient flows that are commonly associated with mixed systems but nutrient recycling may also be achieved through exchanges among farms.

In the literature, few studies focused on inner farm nutrient flows, introducing methods from network analysis, to assess nutrient management at the farm scale (Dalgaard *et al* 2001, Groot *et al* 2003). However, beyond farm-gate, little is known about the contribution of among farms material exchanges (e.g. manure, straw, fodder and crop exchanges) to nutrient cycling. We referred to these exchanges as farm material exchanges network. The assessment of farm material exchanges network represents a challenge because, unlike inner farm nutrient flows, the boundaries of such networks are not *a priori* defined. Previous studies already introduced methods from social network analysis to study the structure of farm networks for various objectives, such as the diffusion of knowledges (Isaac 2012) or the spreading of livestock diseases (Dube *et al* 2009, Natale *et al* 2011). Combining the perspective of network analysis with the data obtained in survey context, these methods provide useful information with respect to local network patterns surrounding the focal actors (Park *et al* 2012).

In this article we assess the structure of farm material exchanges network and the consequences of these networks on N, P and K cycling in organic farming. First, we hypothesized that the local diversity of (conventional or organic) agricultural productions, and especially the neighbouring of arable and livestock farms, favours material exchanges among farms (e.g., manures versus straws). Second, compared to feedstuff, manure and straw are more likely to be traded among farms because (i) animal manure is both cumbersome and difficult to transport on long distance and (ii) imports of conventionally-produced manure and straw for bedding are allowed, whereas imports of conventionally-produced feedstuffs are forbidden. Third, we hypothesized that these exchanges among farms increases local nutrient cycling. In order to assess the effect of the local context, defined as the diversity of agricultural productions, we tested these hypotheses across a large range of organic farms in three French agricultural districts (one district specialised in crop productions, one district specialised in animal productions and one mixed district).

5.2. Material and Methods

5.2.1. Study area

Three French agricultural districts were considered in this study (Table 1 and Fig. 4). They were differentiated by their degree of specialisation: two of them were specialised whereas the last one was mixed. Lomagne was specialised in arable production with 49%, 29% and 1% of the total agricultural area (organic and conventional farming combined) under cereals, oilseed and protein crops, respectively (Agreste n.d.), due to favourable climate and soil conditions. As a consequence, 67% of farms were arable farms (Fig. 11). The stocking rate was low (0.20 livestock unit.ha⁻¹), but a small proportion of farms were highly specialised in poultry production. Pilat was specialised in bovine dairy production and had a high stocking rate (1.15 LU.ha⁻¹). The vast majority of farms (61%) were cattle, dairy farms (Fig. 1). Arable crop cultivation was limited by acidic soils, a relatively short growing season and a hilly terrain (from 140 to 1432 m asl). As a consequence, land use mainly concerned permanent and temporary grasslands (55% and 28% of the agricultural area, respectively), with a low share of cropland (10% of the agricultural area). Finally, Ribéracois was a mixed district with both arable and animal production: 42, 13% and 13% of the agricultural area is under cereal, oilseed and protein crops, respectively, and 40% under grasslands and other fodders. Farms were mainly arable farms (36%), bovine and sheep farms (24 %) and mixed farms (27 %). Animal production primarily concerned milk-fed calves since more than 90% of the livestock is bovine, with a moderate stocking rate of 0.63 LU.ha⁻¹.

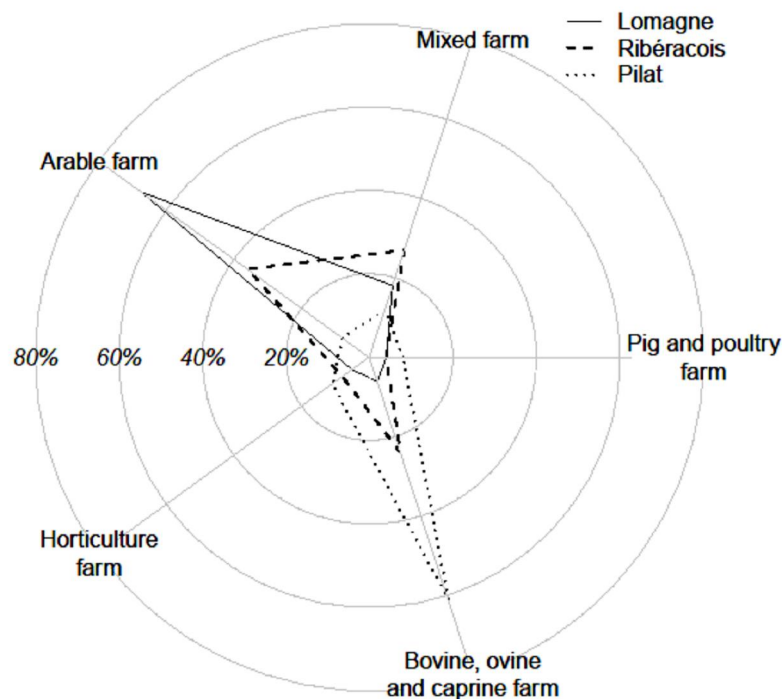


Figure 11 Diversity in farm types in the three study area.
Figures refer to both organic and conventional farms combined

The data were collected through interviews with the farmers. More than three quarters of the organic farms of each district were surveyed during the year 2012, which is close to the completeness, for a total of 63 organic farms. Farmers were asked to provide a detailed description of the origin and destination of their material inflows and outflows, including fertilising materials, feedstuffs, crop products and animal products, for years 2010 and 2011. The data provided by farmers were checked by comparison with multiple written sources such as farm records, field and herd books and ledgers.

All the farms had been converted to organic farming for 2 to 46 years, but 75% of them had been converted for 2 to 11 years. In Lomagne (n=25 farms) and Pilat (n=21), the organic farm characteristics were similar to the regional agricultural characteristics (Table 8). In Lomagne, cropland accounted for 86% of the agricultural area of the organic farms surveyed. However, the area under protein crops was higher in organic farms (25%) than for the region in general (1%). Organic farms were mainly stockless farms. Livestock farms exhibited low to moderate stocking rates. In Pilat, the organic farms exhibited relatively high stocking rates (average of 0.93 LU.ha⁻¹), close to the regional value (1.15 LU.ha⁻¹). The organic farms surveyed were specialised in bovine dairy production, except for two poultry and one horticulture farm. Finally, in Ribéracois (n=17), organic farms were more specialised in animal production than the region in general. For example, cropland accounted for only 17% of the agricultural area of the farms surveyed, compared to 55% for the region in general. Our sample of organic farms included seven beef, six goat and ovine dairy, three arable and one poultry farm. Livestock farms exhibited moderate stocking rates (average of 0.6 LU.ha⁻¹).

Table 8 Characteristics of the organic farms surveyed

Agricultural districts		Lomagne	Ribéracois	Pilat
Number of organic farms surveyed		25	17	21
Of which, # of	Livestock farms	7	14	20
	Stockless farms	18	3	1
Stocking rate of organic farms surveyed (livestock unit per ha of agricultural area)		0.07	0.60	0.93
% of the area of organic farms surveyed under	Cereal, oilseed and protein crops	86	17	11
	Grasslands and other fodders	12	82	87
	Other (e.g., horticultural crops)	1	1	2

5.2.2. Data treatment

5.2.2.1. Nutrient flow calculations

For each farm, farm materials inflows and outflows were computed as nutrient flows. Inflows were nutrients embedded in trade products (fertilising materials, feedstuffs, mineral P supplements, fodders and straws), plus atmospheric N deposition and biological N fixation. Outflows were nutrients embedded in both crop (grain, fodders and straws) and animal (meat, milk and eggs) products, plus exported manure. Nutrient losses to the environment through leaching, runoff, volatilisation and denitrification were not considered.

Nutrient inflows and outflows through trade products were calculated by multiplying each product input and output by their corresponding N, P and K content (Agabriel 2007; COMIFER 2009). Total atmospheric N deposition (wet and dry deposition of NH_4^+ and NO_3^-) was estimated from the French National N Deposition Survey (ICP Forests 2012). The biological N fixation was estimated using the model proposed by Høgh-Jensen et al. (2004). Estimation of biological N fixation was based on the total N amount in leguminous crop biomass, multiplied by the ratio between the amount of symbiotically-fixed N and the total N amount in the crop biomass. All the results were presented as the average of the cropping years 2010 and 2011 since discrepancies between the two years were low (data not shown).

5.2.2.2. Nutrient network conceptual modelling

For each district, we inventoried all of the transactions related to the organic farms. One transaction refers to the exchange of one specific product with one specific actor (e.g. importation of dry alfalfa from one feeds retailer). Using an egocentric network approach (Almquist 2012), the organic farms surveyed were referred to as *egos* whereas the collectors and suppliers in relation with these farms were referred to as *alters*. The graphical representations of these relationships are called sociograms (Fig. 12). We distinguished two types of *alters*: (conventional and organic) farms and non-farm actors. Based on these distinctions we identified three different networks: N_1 referred to exchanges among surveyed, organic farms; N_2 included N_1 plus exchanges among surveyed organic and non-surveyed, both organic and conventional farms; N_3 included N_2 plus exchanges among surveyed organic farms and non-farm actors. At this step of the data treatment conventional and organic *alters* were not distinguished since it will be the main topic of the following chapters.

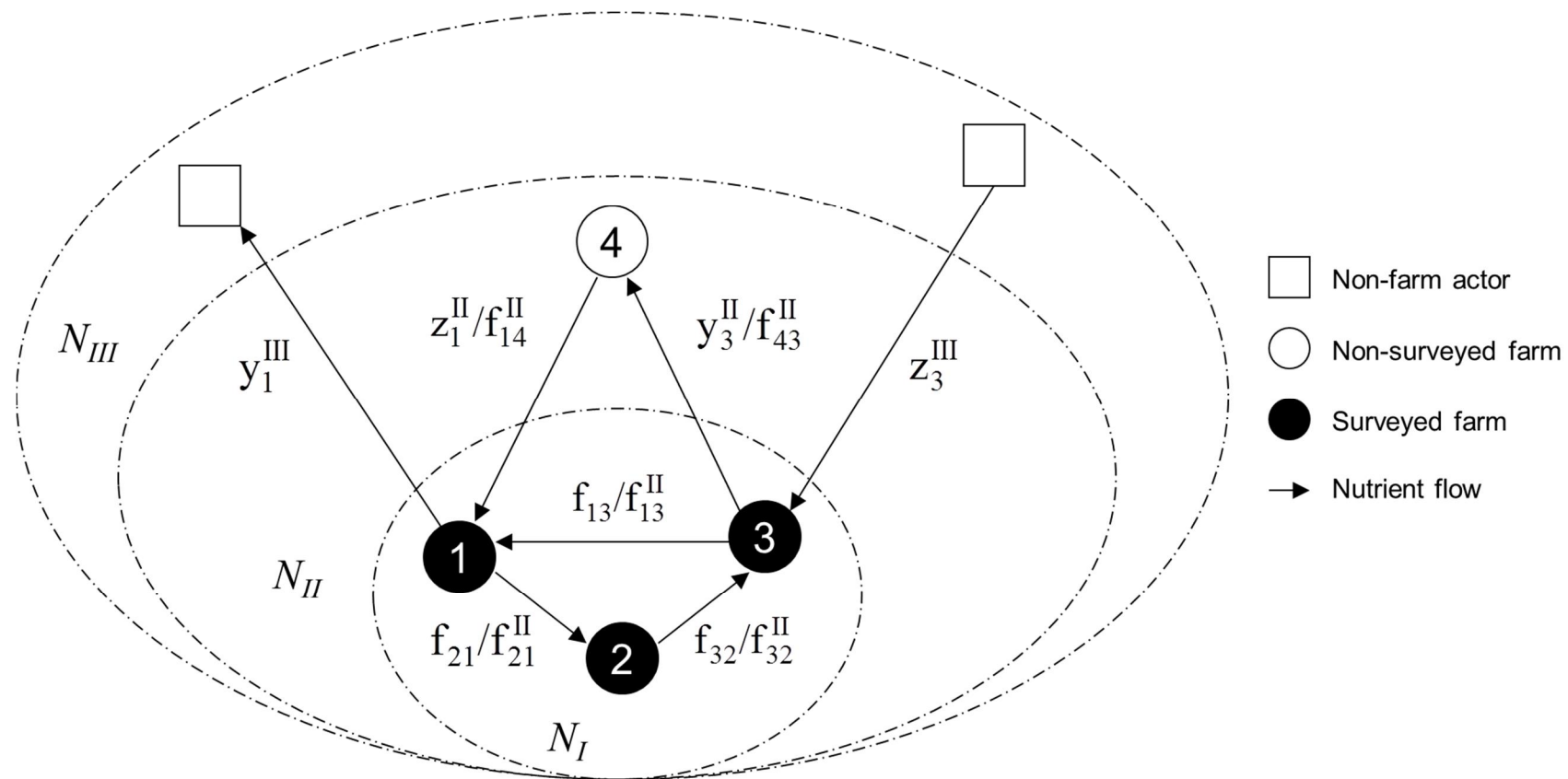


Figure 12 Conceptual representation of material exchanges network related to surveyed organic farms

Structure of farm material exchange networks

We used various indicators to describe more precisely farm material exchange networks (N_1 and N_2).

For both networks N_1 and N_2 , the mean in- and out-degree were calculated as the mean numbers of farms providing and collecting products for one organic farm, respectively.

For N_1 we also calculated the connectance (C), which is defined as the proportion of possible links between surveyed farms that are effectively realized. For each district, the connectance was calculated as follows:

$$C = \frac{K}{n(n-1)} \quad (\text{Eq. 3})$$

where n is the number of organic farms surveyed and K the number of links in-between surveyed farms.

For N_1 and N_2 , we enumerated the number of cycling patterns, which are defined as paths through which one unit of nutrient leaving one farm may return to the same farm.

5.2.2.3. Nutrient cycling assessment

Network N_1

Dalsgaard and Oficial (1997) and Groot *et al* (2003) introduced Finn cycling index (Finn 1980) as an indicator of nutrient cycling intensity at the plot scale or at the farm scale. Thereafter other authors applied these methods to various agricultural and climatic conditions (Rufino *et al* 2009a, Tabata *et al* 2009, Kobayashi *et al* 2010, Alvarez *et al* 2013). Drawing on these examples, we estimated the intensity of nutrient cycling within network N_1 using Finn cycling index (CI).

For one district, F is the matrix of exchanges among surveyed organic farms and f_{ij} the coefficient of this matrix at the intersection of column i and row j , indicating the amount of nutrient exchanged from farm j to farm i .

Z^{II} is the vector that summarizes the inputs from non surveyed farms and z_i^{II} the coefficient of this vector indicating the amount of nutrient coming from non-surveyed farm for farm i . Similarly, Z^{III} is the vector that summarizes the inputs from non farm actors and Z^{A} is the vector that summarizes the N inputs from atmosphere. The sum of these inputs is called Z and z_i the coefficients of this vector:

$$Z = Z^{\text{II}} + Z^{\text{III}} + Z^{\text{A}} \quad (\text{Eq. 4})$$

Throughflow T_i stands for the total of nutrients entering the farm i , that is the inflow coming from exchanges among n surveyed organic farm (f_{ij}) plus the inflow from non-surveyed farms and from non-farm actors and, for N , the inflow from atmosphere (z_i) :

$$T_i = \sum_{j=1}^n f_{ij} + z_i \quad (\text{Eq. 5})$$

Total system throughflow (TST) is the sum of all the T_i within the system:

$$\text{TST} = \sum_{i=1}^n T_i \quad (\text{Eq. 6})$$

Given a matrix of exchanges F , one can normalize its columns by dividing each coefficient f_{ij} by its corresponding throughflow T_i to obtain matrix G , whose coefficients (g_{ij}) stand for the relative importance of inflows coming from farm j to the total inflows of farm i considering pathways of exactly one exchange:

$$g_{ij} = \frac{f_{ij}}{T_i} \quad (\text{Eq. 7})$$

Thus the column sum of matrix G will be exactly one when the farm relies solely on nutrient inflows from other surveyed organic farms. When multiplying this matrix by itself, producing G^2 , we obtain a matrix whose columns describe the origin of farms inflows over all pathways consisting exactly of two exchanges. G^x will tend toward 0 as x will tend towards infinity because of exchanges with the exterior of the system. According to Allesina and Ulanowicz (2004), we have:

$$\sum_{x=0}^{\infty} G^x = [I - G]^{-1} = L \quad (\text{Eq. 8})$$

where I is the matrix identity.

According to (Higashi *et al* 1993), the coefficients of L (l_{ij}) indicate the average number of times one unit of nutrient entering one farm i will visit another farm j . Thus the diagonal of this matrix is at least one.

Finn (1980) defined CI as the ratio between cycled throughflow (TST_c) and total throughflow (TST):

$$\text{CI} = \frac{\text{TST}_c}{\text{TST}} \quad (\text{Eq. 9})$$

where TST_c was calculated as follows:

$$\text{TST}_c = \sum_{i=1}^n \frac{l_{ii} - 1}{l_{ii}} * T_i \quad (\text{Eq. 10})$$

Combining Eq. 10 and Eq. 11, we have:

$$CI = \sum_{i=1}^n \frac{T_i}{TST} * \frac{l_{ii} - 1}{l_{ii}} \quad (\text{Eq. 11})$$

The cycling index (CI) estimates the proportion of nutrient entering one farm i and returning to that same farm i to the total of nutrient flows in the network. CI yields values between 0 and 1, indicating respectively no recycling or complete recycling.

Network N_2

The indicator CI' was used to estimate the intensity of nutrient cycling within network N_2 . N_2 is composed of o farms, including n surveyed organic farms and $(o-n)$ non surveyed conventional and organic farms.

For one district, F' is the matrix of exchanges among surveyed organic farms and among surveyed and non-surveyed farms and f_{ij}^{II} the coefficient of this matrix.

Z' is the vector that summarizes the inputs from non-farm actors and, for N , the inflow from atmosphere and z'_i the coefficient of this vector:

$$Z' = Z^{III} + Z^A \quad (\text{Eq. 12})$$

Then, replacing F by F' , Z by Z' , and n by o in (Eq. 5), (Eq. 6), (Eq. 7) and (Eq. 8) we get TST' , TST' and L' . The "extended" cycling index CI' estimated the proportion of nutrient leaving one surveyed farm i that will return to that same farm i , taking into account exchanges with non-surveyed farms. It was computed as:

$$CI' = \sum_{i=1}^n \frac{T_i}{TST} * \frac{l'_{ii} - 1}{l'_{ii}} \quad (\text{Eq. 13})$$

5.2.2.4. Local autonomy

Network N_1

For network N_1 , the local autonomy (LA) was calculated as the contribution of exchanges between surveyed farms plus the contribution of N atmospherical sources to nutrient inflows of surveyed farms:

$$LA = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z^A}{TST} \quad (\text{Eq. 14})$$

Network N_2

For network N_2 , the extended local autonomy (LA $\hat{o}$) was calculated as the contribution of exchanges among surveyed farms and inflows from non surveyed farms plus the contribution of N atmospherical sources to nutrient inflows of surveyed farms:

$$LA' = \frac{\sum_{(i=1)}^n \sum_{(j=1)}^o f_{ij}^{\Pi} + Z^A}{TST} \quad (\text{Eq. 15})$$

5.2.2.5. Farm status

For the surveyed farms of each districts we defined the farm status (FS) as:

$$FS = \sum_{(i=1)}^n \sum_{(j=0-n)}^o \frac{f_{ji}^{\Pi}}{f_{ij}^{\Pi}} \quad (\text{Eq. 16})$$

When $FS < 1$, surveyed organic farms acted as sources within farms network, meaning that, on average, they provided nutrients to non-surveyed farms. When $FS > 1$, surveyed organic farms acted as sinks within farms network, meaning that, on average, they collected nutrients from non-surveyed farms.

5.2.2.6. Distance of exchanges between farms

Finally the average distance of exchanges among surveyed farms or between surveyed and non-surveyed farms (D) for one unit of nutrient was calculated as follows:

$$D = \frac{\sum_{(i=1)}^o \sum_{(j=1)}^o f_{ij}^{\Pi} * d(f_{ij}^{\Pi})}{\sum_{(i=1)}^o \sum_{(j=1)}^o f_{ij}^{\Pi}} \quad (\text{Eq. 17})$$

where $d(f_{ij}^{\Pi})$ referred to the distance as the crow flies between farm j and farm i.

5.3. Results

5.3.1. Relations with non-farm actors

Organic farms were in relation with a wide variety of actors, including numerous non-farm actors (Table 9).

Table 9 Number of actors in relation with organic farms in the three agricultural districts

Actor typology	Lomagne	Ribéracois	Pilat
Agricultural cooperative	4	4	2
Fertilising materials retailer	2	4	2
Feedstuffs retailer	2	4	2
Urban actor	0	2	1
Local shop	4	5	3
Wholesaler	11	9	7
Organic farm (excluding surveyed farms)	7	21	14
Conventional farm	14	26	11

Concerning outflows, organic farms were in contact with a high number of wholesalers and a few local shops to commercialize their productions. In addition, agricultural cooperatives were both collectors and suppliers. For instance in Lomagne, organic grain cooperatives collected crops and supplied organic fertilisers.

Indeed imports from non-farm actors, such as agricultural cooperatives and feeds and fertilising materials retailers, were particularly important for fertiliser and feed inflows, whereas exchanges among farms were particularly important for manure, fodder and straw inflows (Fig. 13). Urban actors, such as green waste facility, were rarely solicited (Table 9).

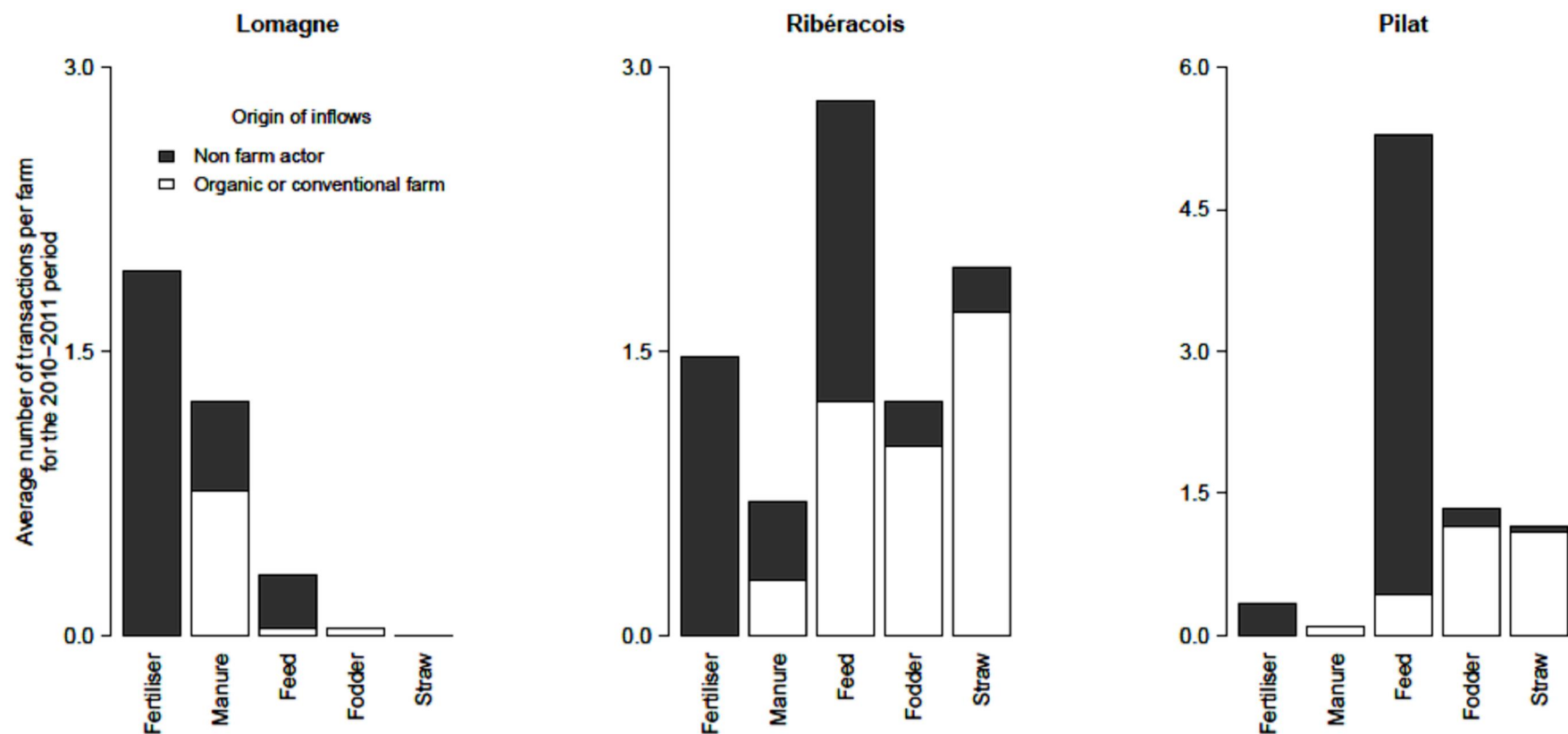


Figure 13 Nature and origin of material inflows for surveyed organic farms and for the 2010-2011 period.

Fertiliser refers to organic and mineral fertilisers; Manure refers to manure and compost; Fodder refers to silage and hay; Feed refers to feedstuffs, including mineral P supplements; Straw refers to straw use for animal beddings. One transaction correspond to the import of one particular product from one particular supplier.

When comparing the three districts, organic farms of Lomagne mainly imported fertilising materials whereas organic farms of Pilat mainly imported feed and, to a lesser extent, fodder and straw. Thus feed retailers were particularly important in Pilat, where most feeds came from feed retailers, with an average of 4.9 transactions coming from non farm actors, compared to 0.4 transactions coming from farms (Fig. 13). Compared to these two districts, inflows of organic farms of Ribéracois were more diverse. Moreover, exchanges among farms were more frequent in Ribéracois. For instance, 44% of feeds came from exchanges among farms (compared to 7% in Pilat). In Ribéracois as in Pilat most of fodders and straws came from exchanges among farms.

Figure 14 summarizes the magnitude of the different origins and destinations for nutrient flows related to organic farms. Both local autonomy and extended local autonomy were higher for N than for P and K (Table 10), due to high N inflows from the atmosphere (up to a maximum of 75% of N inflows for Pilat.) (Fig. 14). Furthermore, because of these atmospheric inflows, local autonomy was relatively close to extended local autonomy for N (for example, respectively 75% and 85% of N inflows in Ribéracois) whereas local autonomy was significantly lower for P and K (respectively 14% and 54% for K inflows in Ribéracois, meaning that 40% of K inflows came from non-surveyed farms) (Table 10). Autonomy was particularly low for P, with an extended local autonomy ranging from 13% in Pilat to 39% in Lomagne and up to 52% in Ribéracois (Table 10). The remaining P came from non farm actors (Figure 14). Overall, the contribution of exchanges among farms to nutrient supply tended to be higher for the mixed district than for both specialised districts. Similarly, most nutrient outflows were directed to other farms in Ribéracois whereas outflows to non-farm actors were more frequent in Lomagne and Pilat (Fig. 14).

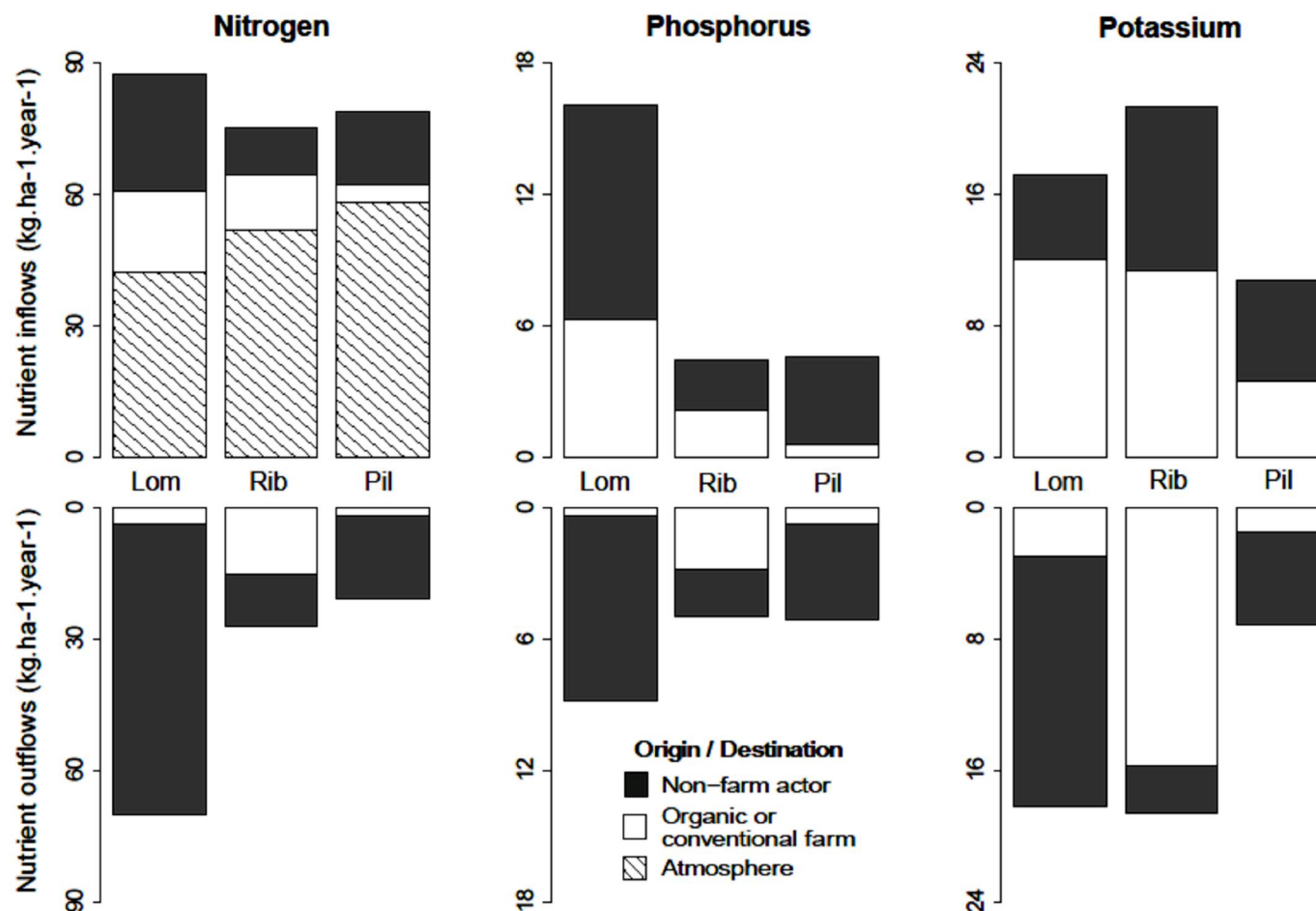


Figure 14 Origin, destination and magnitude of nutrient inflows and outflows related to organic farms.

Lom refers to Lomagne, Rib to Ribéracois and Pil to Pilat. Atmosphere refers to atmospheric N deposition and biological N fixation, Surveyed farms refers to surveyed organic farms of each district, Non-surveyed farms refers to non surveyed organic or conventional farms in relations with surveyed farms, non-farm actors refers to other suppliers or collectors in relation with organic farms.

Table 10 Quantitative indicators of nutrient flows

Element	Indicator	Lomagne	Ribéracois	Pilat
Nitrogen	Average distance of exchanges among farms (km)	12	25	51
	Farm status (kg.kg-1)	4.9	0.7	2.4
	Local autonomy (%)	48%	75%	76%
	Extended local autonomy (%)	69%	85%	80%
	Cycling index (%)	0%	0%	0%
	Extended cycling index (%)	0%	5%	0%
Phosphorus	Average distance of exchanges among farms (km)	10	26	36
	Farm status (kg.kg-1)	16.3	0.7	0.8
	Local autonomy (%)	0%	11%	2%
	Extended local autonomy (%)	39%	52%	13%
	Cycling index (%)	0%	0%	0%
	Extended cycling index (%)	0%	20%	0%
Potassium	Average distance of exchanges among farms (km)	10	24	53
	Farm status (kg.kg-1)	4.3	0.7	4.1
	Local autonomy (%)	1%	14%	8%
	Extended local autonomy (%)	70%	54%	42%
	Cycling index (%)	0%	0%	0%
	Extended cycling index (%)	0%	10%	2%

5.3.2. Farm material exchanges networks N_1 and N_2

5.3.2.1. Structure of networks

Connections between organic farms (Network N_1) were higher in the mixed district (Ribéracois) compared to both specialised districts (Lomagne and Pilat): the connectance was lesser than one percent for Pilat and Lomagne but close to five percent for Ribéracois (Table 11). Overall, connections among surveyed and non surveyed farms were more frequent than connections among surveyed farms alone. Indeed connections between surveyed farms and non surveyed farms accounted for 93%, 78% and 90% of total connections within network N_2 in Lomagne, Ribéracois and Pilat respectively. Among these connections, organic farms of the three districts were in relation with an important number of conventional farms (Table 9). As shown in Figure 15, total connections among farms (Network N_2) were again higher in the mixed district, where one given organic farm was related to four other farms on average (in- and out- degree combined), compared to two other farms in Pilat and only one farm in Lomagne (Table 11). No cycling pattern was found within N_1 whereas at least one cycling pattern was found within N_2 network for each district. Most of them implied one surveyed farm both supplying and collecting product from one other farm. However a more complex pattern, implicating three farms, could be found in Ribéracois.

Table 11 Structural features of networks

Network	Indicator		Lomagne	Ribéracois	Pilat
N1	Connectance (%)		0.3%	5.1%	0.9%
	Degree	In-degree	0.04	0.44	0.10
		Out-degree	0.04	0.44	0.10
		Total	0.08	0.88	0.20
	Cycling pattern		0	0	0
N2	Degree	In-degree	0.60	2.47	1.81
		Out-degree	0.56	1.59	0.14
		Total	1.16	4.06	1.95
	Cycling pattern		1	2	1

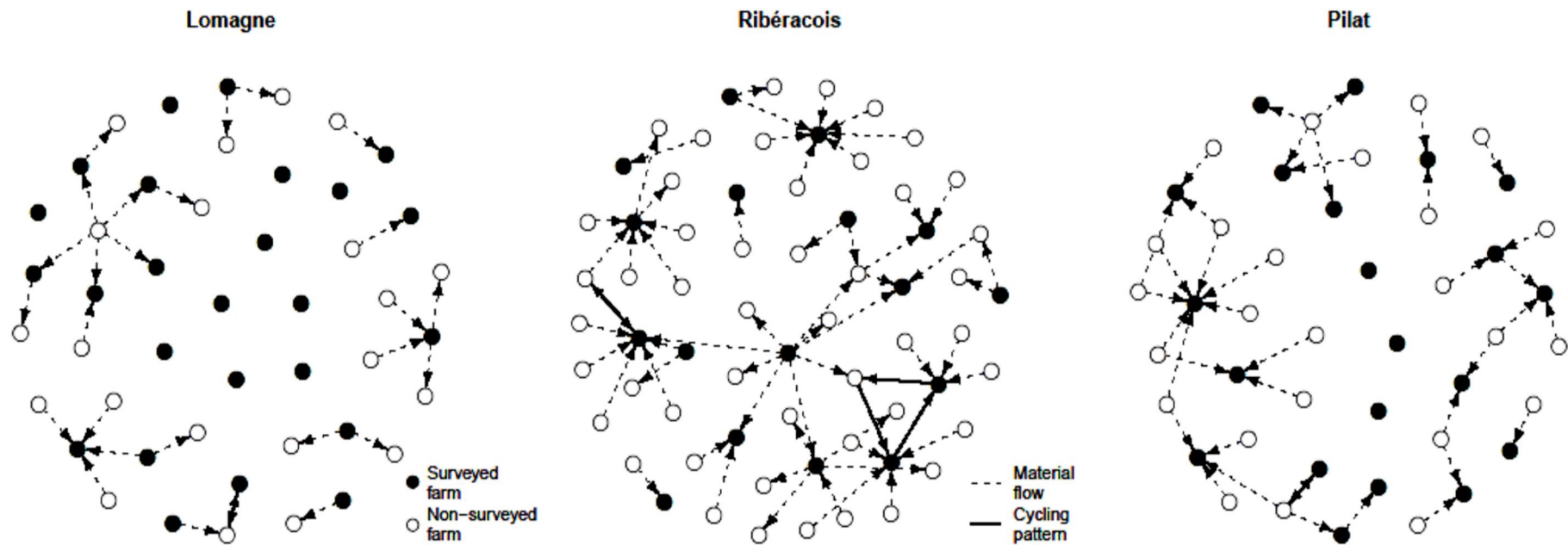


Figure 15 Sociogram of farm material exchange network (N_2) for the three districts.

Positions of the farms were determined according to their proximity in material exchange networks, but not according to their geographical proximity.

5.3.2.2. Distance of exchanges among farms to nutrient supply

Exchanges among farms were mainly local exchanges, with an average distance of exchange ranging from approximately 10km in Lomagne to 25km in Ribéracois and up to 50km in Pilat (Table 10). When focusing on nutrient inflows, more than three quarters of P inflows coming from exchanges among farms were imported within 5, 34 and 56km away from the farm in Lomagne, Ribéracois and Pilat respectively, with a maximum of 250km in Pilat (Figure 16). For the three districts, contribution of exchanges among farms to nutrient supply was always higher for K than for N and P (Table 10 and Fig. 16), with a maximum of 70% of K inflows coming from exchanges among farms for Lomagne. However, when taking into account N inflows from atmosphere, 69%, 85% and 77% of N inflows came from less than 50km away from the farm for Lomagne, Ribéracois and Pilat respectively.

5.3.2.3. Farm status and nutrient cycling assessment

As already mentioned, nutrient outflows to other farms were more frequent for organic farms of Ribéracois, compared to organic farms of Lomagne and Pilat (Fig. 14). As a consequence organic farms of Ribéracois were sources of nutrients for non-surveyed farms, with the average farm status lower than one, whereas organic farms of Lomagne and Pilat were sinks (Table 10). For instance, surveyed farms of Lomagne collected 16 times more P from non-surveyed farms than they gave back to these farms. .

For the three districts, cycling index was equal to zero due to the absence of cycling pattern within N_1 (Table 10). However, if cycling patterns existed within N_2 networks of the three districts (Table 11), extended cycling indexes were low for Lomagne and Pilat, with a maximum of 2% for K flows in Pilat; Cycling intensity was higher in Ribéracois, with an extended cycling index up to a maximum of 20% for P. Cycling intensity was lower for N than for P and K because of high inflows from atmosphere diluting the amount of cycled throughflow.

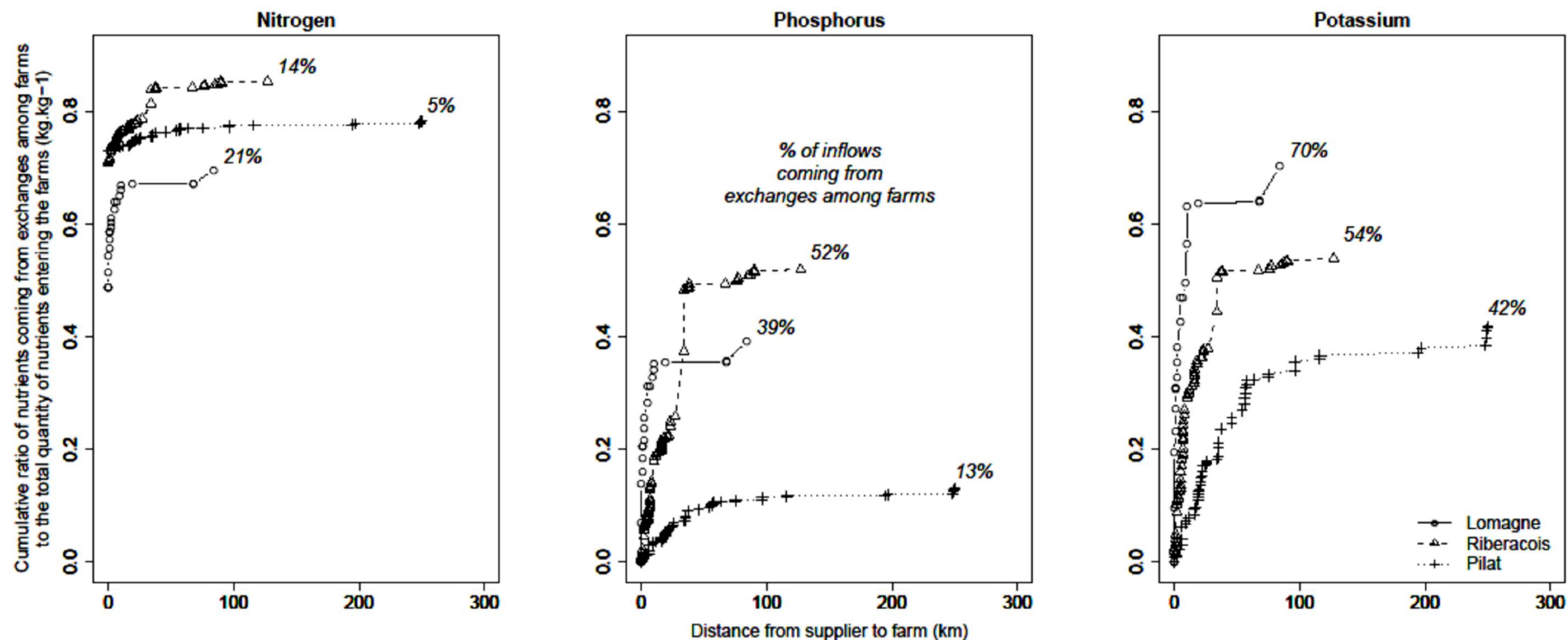


Figure 16 Cumulative ratio of nutrients coming from exchanges among farms to the total quantity of nutrients entering the farms (kg.kg⁻¹). Figures in italic referred to the total contribution of among farms exchanges to nutrient inflows for organic farms. Each point referred to one transaction among farms. For N, intercepts referred to inflows from atmosphere.

5.4. Discussion and Conclusion

5.4.1. General features of farm material exchanges network in organic farming

Our study gives new insights into the structure of farm material exchanges network in organic farming and their contribution to nutrient supply of organic farms. Farm material exchanges network were mainly local, with an average distance of exchange ranging from 10km in Lomagne to 50km in Pilat (Table 10). The contribution of exchanges among farms to nutrient supply varied depending on nutrient considered. Since exchanges among farms concerned mainly K-rich products (Fig. 12), such as manures, fodders and straws, local autonomy was substantially higher for K than for P (Fig. 13). For instance, in Lomagne, 70% of K inflows but only 39% of P inflows came from exchanges among farms, including inflows from non surveyed farms (Table 10). As a consequence, when adding N inflows from atmosphere, N and K supply came mainly from local sources. For instance, 69%, 85% and 77% of N inflows was sourced less than 50km away from the farm in Lomagne, Ribéracois and Pilat respectively (Fig. 15). Excepted in Ribéracois, P came mainly from non-farm actors (Table 10), such as agricultural cooperatives and feeds and fertilising materials retailers (Table 9). These non-farm actors were potentially able to transport P-rich products, such as feeds and organic fertilisers, over long distances.

Connections among organic farms within a given district were relatively low compared to connections with other farms, which included conventional farms (Table 9). As a consequence the contribution of exchanges between organic farms of the three districts to nutrient inflows was considerably lower than the contribution of exchanges with other (organic or conventional) farms. Previous authors already mentioned that organic farms may rely on conventional farms for nutrient supply (Kirchmann *et al* 2008, Nesme *et al* 2012) and the reliance of organic farming on conventional farming is now a general concern in Europe (Oelofse *et al* 2013). Inflows from conventional farming to organic farming represent transfers of nutrients initially contributed by artificial fertilisers that may be of critical importance in the event that organic farming develops dramatically in the coming decades. Further studies are required in order to assess the magnitude of these inflows.

5.4.2. Influence of the local context

Concerning the influence of the local context, we have shown that the diversity of agricultural productions fostered exchanges among farms. Connections between farms were two to four times higher in the mixed district (Ribéracois) compared to both specialised districts (Lomagne and Pilat) (Fig. 14). As a consequence, cycling patterns were more frequent in Ribéracois (Table 11). As expected, local nutrient cycling, estimated by our extended cycling index, was higher in the mixed district. For instance, 20% of P leaving one organic farm in Ribéracois came back to that same farm, compared to less than 1% in both specialised districts (Table 10). The lower cycling intensity observed in specialised districts

was due to low exchanges among farms but also to the status of organic farms in farm material exchanges of these districts: in Lomagne and Pilat, organic farms were mainly sinks, importing nutrients from farm material exchanges network without return (Fig. 14).

Our extended cycling index is only an estimation of the proportion of nutrient leaving one farm and returning to that same farm because all the flows among non-surveyed farms were not accounted for. On one hand we may underestimate the proportion of cycled throughflow because exchanges among non-surveyed farms may create new cycling pattern. On the other hand the proportion of cycled throughflow may be over-estimated because inflows from non-farm actors entering farm material exchange networks in non-surveyed farms were not accounted for. These inflows may dilute cycled throughflow and thus reduce nutrient cycling. However acquiring data to characterise a complete farm material exchange network would require a snow ball process (one farm pointing to other, which will do the same, until no new farm is uncovered), which is potentially a never-ending process. As a consequence this extended cycling index appeared as an useful indicator to compare the potential nutrient cycling of different districts.

Our results may be of interest beyond the scope of organic farming and contribute to the current thinking about the interests of re-linking crop and animal productions (Naylor *et al* 2005). Several authors have emphasized the benefits of mixed farms (Oomen *et al* 1998), in particular for enhancing the closure of nutrient cycles (Watson *et al* 2005). In order to assess this degree of closure, previous studies have already computed cycling index at the farm scale (Table 12).

Table 12 Finn cycling index values reviewed from farm scale studies

References	Farm typology	Finn cycling index (%) ^a		
		Nitrogen	Phosphorus	Potassium
Rufino <i>et al</i> (2009b)	Ethiopian crop-livestock farms	5% (3)	-	-
Kobayashi <i>et al</i> (2010)	Japanese dairy farm	12% (1)	11%	37%
Tabata <i>et al</i> (2009)	Japanese rice-beef farms	20% (4)	17%	-
Alvarez <i>et al</i> (2013)	Malagasy crop-livestock farms	4% (4)		

^a, between brackets: number of sampled farms.

Less knowledge is available about the consequences of associating crop and animal productions at the local scale. In this article we proposed a methodology to assess these consequences. According to our results, it appeared that the proximity of arable and livestock farms fosters exchanges among farms and enhances local nutrient cycling. However, the local context is not only determined by agricultural productions and farm material exchange networks may also be influenced by other factors, such as the proximity of non-farm actors. For instance, organic grain cooperatives provide an easy access to organic fertilisers, along with technical support, and may thus undermine the development of farm material exchange networks. Further studies are required to assess the influence of these non-farm actors.

Chapitre 6

Contribution des éléments minéraux
initialement issus d'apports d'engrais
de synthèse à l'approvisionnement
des exploitations biologiques

6.1. Importance des importations d'éléments minéraux en provenance de l'agriculture conventionnelle

Les résultats présentés au Chapitre 5 ont montré que le degré de bouclage des cycles des trois éléments minéraux étudiés, estimé par le Finn Cycling Index, était plus important dans la région mixte car (i) les échanges entre exploitations étaient plus fréquents dans cette région et (ii) les quantités d'éléments minéraux prélevées et collectées par les exploitations biologiques étaient relativement équilibrées. En comparaison, dans les régions spécialisées, les exploitations biologiques étaient majoritairement des « puits » d'éléments minéraux (Table 10), c'est-à-dire que les échanges s'effectuaient majoritairement dans le sens des exploitations non enquêtées vers les exploitations biologiques enquêtées. Or les exploitations enquêtées étaient en relation avec de nombreuses exploitations conventionnelles (Table 9). Les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle peuvent être préoccupantes pour l'AB car elles représentent des transferts d'éléments minéraux initialement apportés par les engrais de synthèse. Dans un premier temps, la contribution des engrais de synthèse à l'approvisionnement des exploitations biologiques a donc été évaluée par la contribution des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle.

Abstract⁴

Organic farming is increasingly recognised as a prototype for sustainable agriculture. Its guidelines ban the use of artificial fertilisers. However, organic farms may import nutrients from conventional farming through material exchanges. In this study, we aimed at estimating the magnitude of these flows through the quantification of nitrogen, phosphorus and potassium inflows from conventional farming to organic farming. Material inflows and outflows were collected for two cropping years on 63 farms. The farms were located in three French agricultural districts distributed over a gradient of farming activity defined by both the stocking rate and the ratio of the farm area under arable crops. Our results showed that on average, inflows from conventional farming were 23%, 73% and 53% for nitrogen, phosphorus and potassium, respectively. These inflows were strongly determined by the farm production systems. However, for farms similar in terms of production systems, the inflows also depended on the local context, such as the proximity of organic livestock farms: the reliance of organic farming on conventional farming was lower in mixed than in specialised districts. These results raise some issues about the assessment of organic farming and development scenarios.

⁴ Benjamin Nowak, Thomas Nesme, Christophe David and Sylvain Pellerin. To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? Article soumis à la revue Environmental Research Letters

6.1.1. Introduction

Organic farming may be considered as a prototype of sustainable farming (Reganold et al 2001, IAASTD 2009). First, recent meta-analyses of the literature demonstrated that organic yields of individual crops are similar to those of conventionally-managed crops when good management practices are applied (de Ponti et al 2012, Seufert et al 2012). Second, organic farming practices generally have less harmful environmental effects than conventional farming practices (Hansen et al 2001). In particular, organic farming guidelines exclude the use of artificial fertilisers such as artificial mineral nitrogen (N), acid-treated phosphorus (P) and potassium (K) mineral rocks. Therefore, organic farming accounts for lower greenhouse gas emissions and lower energy consumption than conventional farming (Haas et al 2001, Tuomisto et al 2012) because of the high environmental cost associated with producing conventional artificial fertilisers (Pelletier et al 2008). Consequently, scenarios have been proposed to extend organic farming on larger, catchment (Thieu et al 2010) and global scales (Badgley et al 2007).

Nutrients may be supplied to organic farms through different processes. According to European organic regulations, animals must be fed with organically-produced grains and fodders (European Commission 2008). However, some derogations exist to allow the use of conventionally-produced feedstuff when organic supply is low (OFIS 2013). Organic crops should be fertilised with organically-produced manure. However, European regulations allow the use of conventionally-produced animal manure, provided that it is not the output of "factory farming". By-products of the meat industry such as feather and bone meal can be used as organic fertilisers, regardless of their origin. Finally, organic farms are allowed to import conventionally-produced straws for animal beddings. Such inflows represent transfers of nutrients initially contributed by artificial fertilisers and have to be accounted for: (i) when comparing the environmental impacts of conventional and organic farming; and (ii) when designing scenarios of massive conversion to organic farming. They may be of critical importance in the event that organic farming develops dramatically in the coming decades. Several authors have already pointed out that organic farms partially import nutrients from conventional farming through material exchanges (Kirchmann et al 2008, Oelofse et al 2010, Nesme et al 2012). However, to our knowledge, these inflows have not been quantified. In this article, we provide a quantification of these inflows under European conditions.

In this study, we estimated the magnitude of the N, P and K inflows from conventional farming to organic farming. We first hypothesized that inflows from conventional farming are lower for N than for P and K since it is assumed that organic farmers preferentially rely on on-farm resources such as N fixation. Second, we hypothesized that inflows from conventional farming are positively correlated with farm fertilising material demand (defined in Chapter 4) since imports of conventionally-produced manure and fertiliser are allowed, whereas imports of conventionally-produced feeds and fodders are forbidden. Finally, we hypothesized that inflows from conventional farming are lower for organic farms located within mixed districts with both organic arable and livestock farming because of possible local exchanges between organic livestock and arable farms (e.g., manures versus straws). However, such exchanges are virtually impossible at a large scale due to the fact that animal manure is both cumbersome and difficult to transport. We assessed these hypotheses across a

large range of organic farms in three French agricultural districts distributed along a gradient of both stocking rate and arable area. France was considered as a good case study of semi-intensive, highly productive agriculture, and the three agricultural districts may be considered as representative of a wide range of European agricultural conditions.

6.1.2. Material and Methods

6.1.2.1. Study area and data collection

Three French agricultural districts (Lomagne, Pilat and Ribéracois) distributed along a gradient of both stocking rate (expressed in livestock unit per ha of agricultural area) and arable area (expressed in % of the agricultural area) were considered in this study (Table 1). Lomagne is specialised in arable production with 49%, 29% and 1% of the total agricultural area (organic and conventional farming combined) under cereals, oilseed and protein crops, respectively (Agreste n.d.), due to a favourable climate and soil conditions. Irrigation is regularly provided to some crops (e.g., soybean) due to low annual rainfall (600 mm) and dry summers. The stocking rate is low (0.20 livestock unit.ha⁻¹), but a small number of farms are highly specialised in poultry production. Pilat is specialised in bovine dairy production and has a high stocking rate (1.15 LU.ha⁻¹). Arable crop cultivation is limited by acidic soils, a relatively short growing season and a hilly terrain (from 140 to 1432 m asl). As a consequence, land use mainly concerns permanent and temporary grasslands (55% and 28% of the agricultural area, respectively), with a low share of cropland (10% of the agricultural area). Finally, Ribéracois is a mixed district with both arable and animal production: 42, 13% and 13% of the agricultural area is under cereal, oilseed and protein crops, respectively, and 40% under grasslands and other fodders. Animal production primarily concerns milk-fed calves since more than 90% of the livestock is bovine, with a moderate stocking rate of 0.63 LU.ha⁻¹.

In each district, more than three quarters of the organic farms were surveyed during the year 2012, for a total of 63 organic farms. Farmers were asked to provide a detailed description of their farm-gate nutrient inflows in terms of both their nature and origin. The data provided by farmers were checked by comparison with multiple written sources such as farm records, field and herd books and ledgers. The data collected referred to the cropping years 2010 and 2011.

All the farms had been converted to organic farming for 2 to 46 years, but 75% of them had been converted for 2 to 11 years. In Lomagne (n=25 farms) and Pilat (n=21), the organic farm characteristics were similar to the regional agricultural characteristics (Table 8). In Lomagne, cropland accounted for 86% of the agricultural area of the organic farms surveyed. However, the area under protein crops was higher for the farms surveyed (25%) than for the region in general (1%). Our sample of organic farms included 18 arable, three poultry, two sheep, two beef and one horticulture farm. Livestock farms exhibited low to moderate stocking rates (Fig. 17). In Pilat, the organic farms exhibited relatively high stocking rates (average of 0.93 LU.ha⁻¹), close to the regional value (1.15 LU.ha⁻¹). The organic farms surveyed were specialised in bovine dairy production, except for two poultry

and one horticulture farm. Finally, in Ribéracois (n=17), organic farms were more specialised in animal production than the region in general. For example, cropland accounted for only 17% of the agricultural area of the farms surveyed, compared to 55% for the region in general. Our sample of organic farms included seven beef, six goat and ovine dairy, three arable and one poultry farm. Livestock farms exhibited moderate stocking rates (Fig. 17; average of 0.6 LU. ha⁻¹).

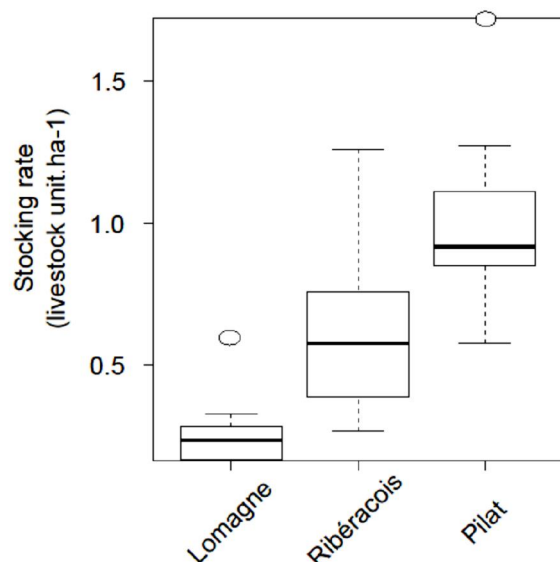


Figure 17 Stocking rate of the organic livestock farms surveyed (n=7, 14 and 20 in Lomagne, Ribéracois and Pilat, respectively).

From the bottom to the top, horizontal black lines refer to the first decile, first quartile, median, third quartile and ninth decile. Open black circles refer to outliers.

6.1.2.2. Nutrient inflow modelling

For each farm, the N, P and K farm-gate inflows were estimated as follows: inflows were nutrients embedded in trade products (fertilising materials, feedstuffs, mineral P supplements, fodders and straws), plus atmospheric N deposition and biological N fixation. Inflows related to soil nutrient depletion were not considered in this study.

Nutrient inflows through trade products were calculated by multiplying each product input and output by their corresponding N, P and K content (Agabriel 2007, Vilain 2008, COMIFER 2009). Total atmospheric N deposition (wet and dry deposition of NH₄⁺ and NO₃⁻) was estimated from the French National N Deposition Survey (ICP Forests 2012). The biological N fixation was estimated using the model proposed by (Høgh-Jensen et al 2004). Estimation of biological N fixation was based on the total N amount in leguminous crop biomass, multiplied by the ratio between the amount of symbiotically-fixed N and the total N amount in the crop biomass.

Five origins were assigned to the nutrient inflows: (1) N from the atmosphere (N deposition and biological N fixation); (2) N, P and K from organic farming, i.e., supplied by organic farms through material exchange or trade products; (3) N, P and K from conventional farming, i.e., supplied by conventional farms through material exchange or trade products; (4) P and K from mineral sources (mineral P supplements and untreated, raw mineral P and K fertilisers, authorised in organic farming); and (5) N, P and K from urban sources (green waste compost). Some organic farms imported organic fertilisers made from by-products of the meat industry. These organic fertilisers came from both organic farming and conventional farming, and the ratio of nutrients from organic farming in these fertilisers was estimated as the ratio between the number of organically-bred animals (AgenceBio n.d.) and the total number of animals in France (Agreste n.d.), taking the contribution of each animal species to the composition of organic fertilisers into account (SIFCO 2011). This ratio was estimated at 2% (data not shown). All the results were presented as the average of the cropping years 2010 and 2011 since discrepancies between the two years were low (data not shown).

6.1.2.3. Farm classification according to fertilising material demand

The farms were classified into six clusters based on both their stocking rate (in livestock unit per ha, proxy of on-farm manure production) and the ratio of the farm area under cereal and oilseed crops (in %, proxy of the area to be fertilised) using Ward's clustering method. For each farm, we defined the ratio of nutrient inflows from conventional farming to organic farming (RCF, in kg.kg⁻¹) as the ratio of inflows from conventional farming to the total inflows. The mean RCFs were then computed for each cluster and compared with a Kruskal-Wallis post-hoc test. Data treatments were performed with R software (R Development Core Team 2009).

6.1.3. Results

6.1.3.1. Average farm-gate nutrient inflows

Over the whole sample, average farm-gate N, P and K inflows were 87, 9 and 16 kg.ha⁻¹.year⁻¹, respectively (Fig. 18).

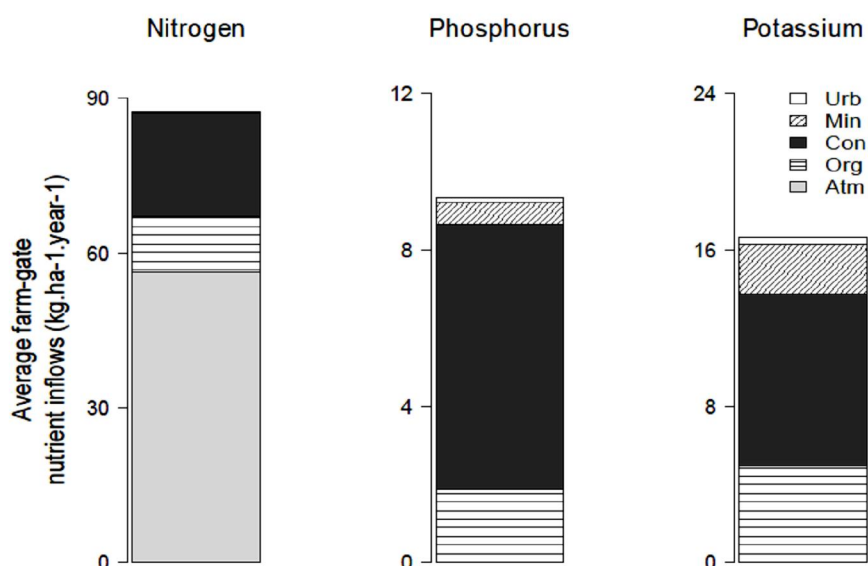


Figure 18 Origin of the nutrient inflows for the 63 organic farms sampled for the period 2010-2011.

Atm refers to N from the atmosphere; Org refers to the N, P and K from organic farming; Con refers to the N, P and K from conventional farming; Min refers to the P and K from mineral sources; Urb refers to N, P and K from urban sources.

Inflows from conventional farming were 23%, 73% and 53% of the N, P and K inflows, respectively, compared to 12%, 21% and 30% for inflows from organic farming. As expected, inflows from conventional farming were lower for N than for P and K due to large N inflows from atmospheric sources (63% of the N inflows). Inflows from conventional farming were lower for K than for P because of larger K inflows through organic fodders and from mineral sources. Imports from urban sources were low (less than 2% for each of the three nutrients). Nutrients entered the organic farms mainly through fertilising materials (manures and fertilisers) and, to a lesser extent, through feedstuffs, fodders and straws (Fig. 19). More than 80% of nutrient inflows through manures (82%, 85% and 81% for N, P and K, respectively) and more than 95% of N and P inflows through organic fertilisers came from conventional farming, whereas 61% of K inflows through fertilisers came from mineral sources. Approximately half of the fodders and straws came from conventional farming, whereas all of the feedstuffs came from organic farming.

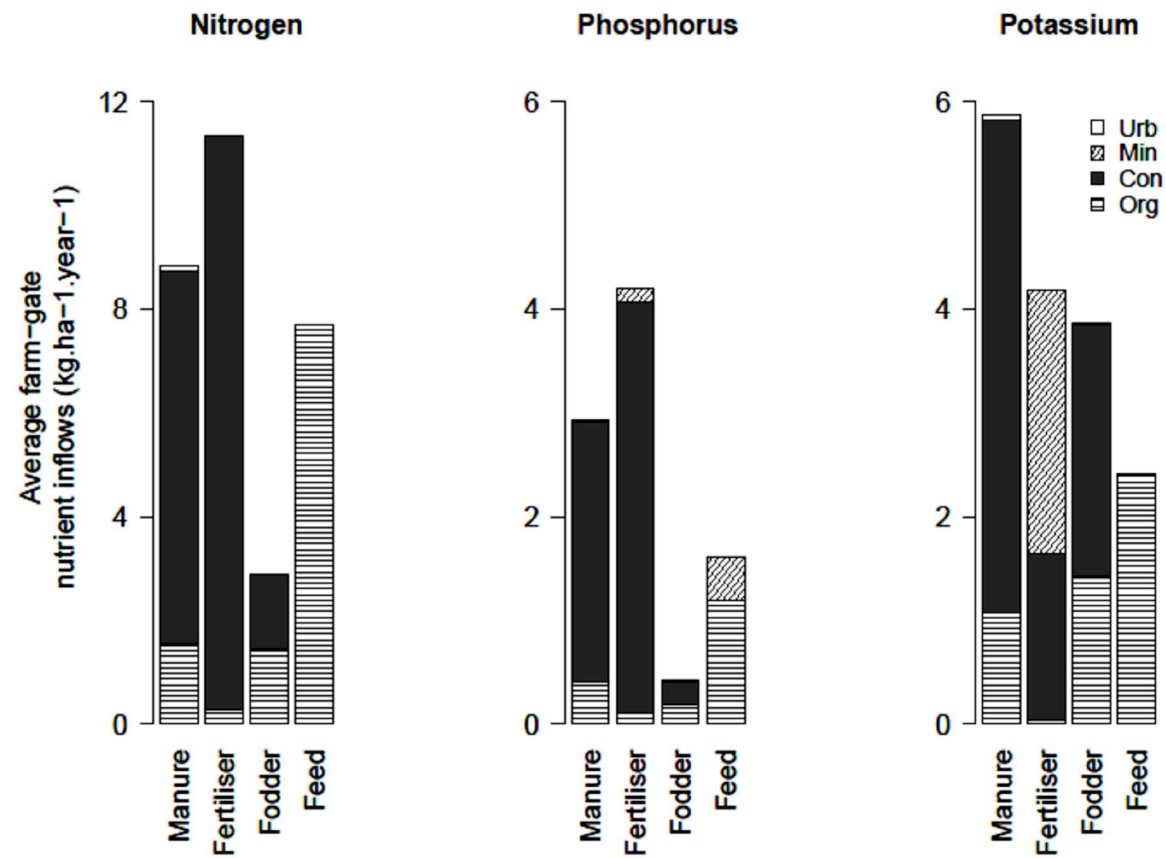


Figure 19 Nature of the farm-gate nutrient inflows for the 63 organic farms sampled for the period 2010-2011.

Manure refers to manures and compost; Fertiliser refers to organic and mineral fertilisers; Fodder refers to fodders and straws; Feed refers to feedstuffs, including mineral P supplements. For Org, Con, Min and Urb, please refer to Fig. 17.

6.1.3.2. Effect of farm production systems

The farms were classified into six clusters that were at least partly independent of the three study areas (Table 13)

Table 13 Average farm characteristics per cluster for the years 2010 and 2011 (including vegetable, fruit and poultry farms)

		Clusters					
		1	2	3	4	5	6
Total number of farms		9	17	5	12	10	10
Of which, # in	Lomagne	9	13	2	1	0	0
	Ribéracois	0	4	2	8	0	3
	Pilat	0	0	1	3	10	7
Stocking rate (livestock unit.ha-1.year-1)		0.0	0.1	0.1	0.6	0.9	1.2
% of the area of organic farms surveyed under	Cereal, oilseed and protein crops	98	68	1	16	10	9
	Grasslands and other fodders	1	30	56	83	90	90
	Other (e.g., horticultural crops)	1	2	43	1	0	1

The stocking rate increased from Cluster 1 to Cluster 6 (from 0 to 1.2 livestock units per ha), whereas the percentage of the agricultural area under cereal, oilseed and protein crops decreased from Cluster 1 to Cluster 6 (from 98 to 9%). Therefore, farms in Cluster 1 were typically stockless, arable farms, whereas those in Cluster 6 were moderately intensive dairy, beef or poultry farms. RCFs were the highest for farms in Cluster 1 (Fig. 20): for these farms, RCFs were 62%, 99% and 96% of N, P and K inflows, respectively. RCFs decreased from Cluster 1 to Cluster 6 (down to 3%, 19% and 27% for N, P and K, respectively, for Cluster 6): RCF was lower in livestock farms (Clusters 4, 5 and 6) than in arable or farms with low stocking rates (Clusters 1, 2 and 3). Overall, stockless farms had significantly higher RCFs than livestock farms ($P < 0.1$).

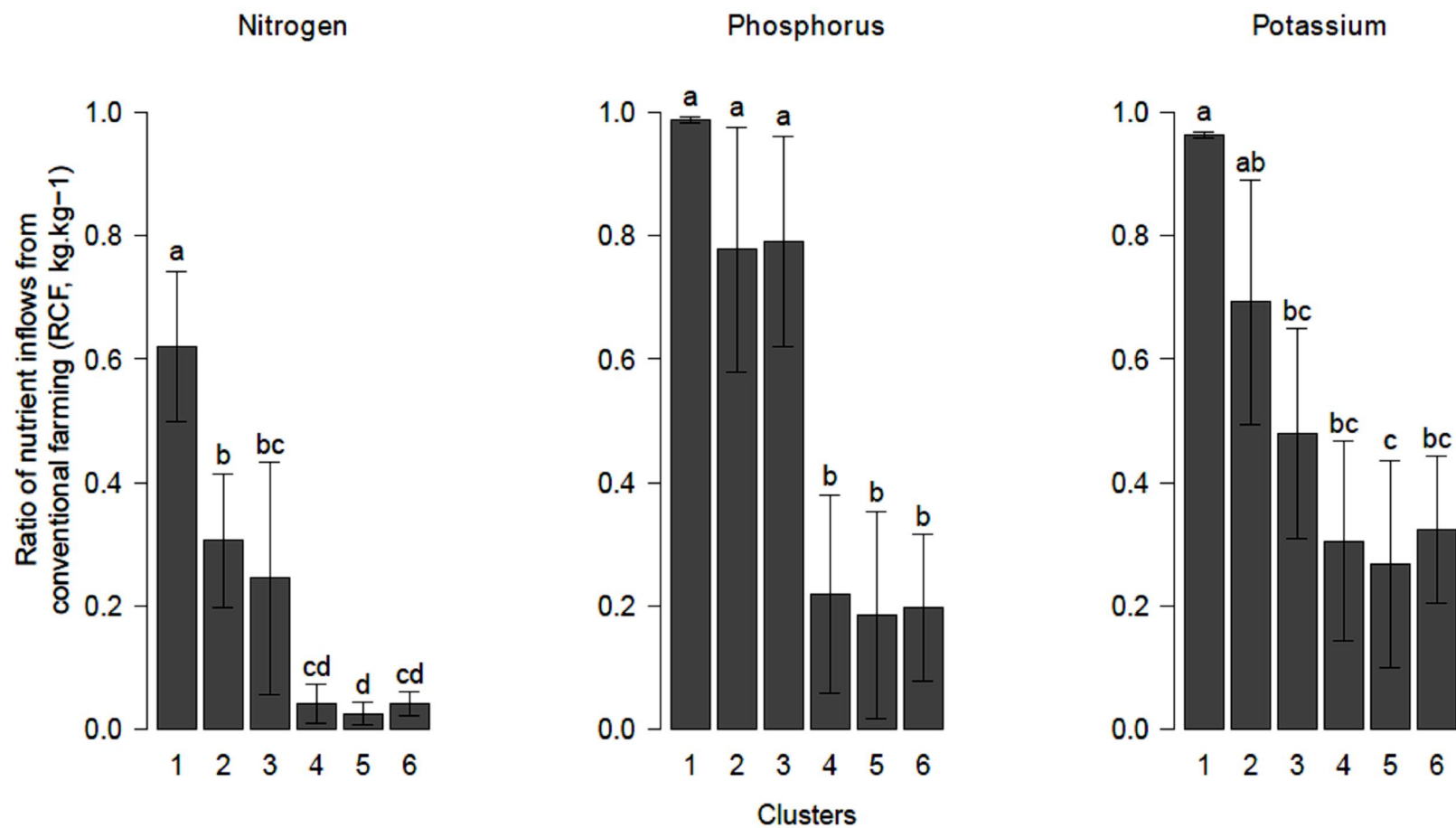


Figure 20 Ratio of nutrient inflows from conventional farming (RCF) for the six farm clusters.

The error bars represent the standard deviations. Clusters with different letters above them are significantly different according to the Kruskal-Wallis post-hoc test at a 10% level.

6.1.3.3. Effect of regional farming context

To assess the effect of the local context, farms with similar production systems but within different districts were selected: Clusters 2 and 3 included a total of 22 farms, with 15 in Lomagne and six in Ribéracois. The ratio of N, P and K from conventional farming was higher for farms in Lomagne than for those in Ribéracois (Fig. 21): in Lomagne, organic arable farms imported manure from conventional, neighbouring, highly specialised poultry farms with high manure surpluses (Table 14). Conversely, in Ribéracois, organic arable farms sourced manure from organic fungi production farms. They also imported large amounts of mineral K fertiliser and small amounts of green waste compost. This resulted in the absence of conventional manure inflow in Ribéracois (Table 14).

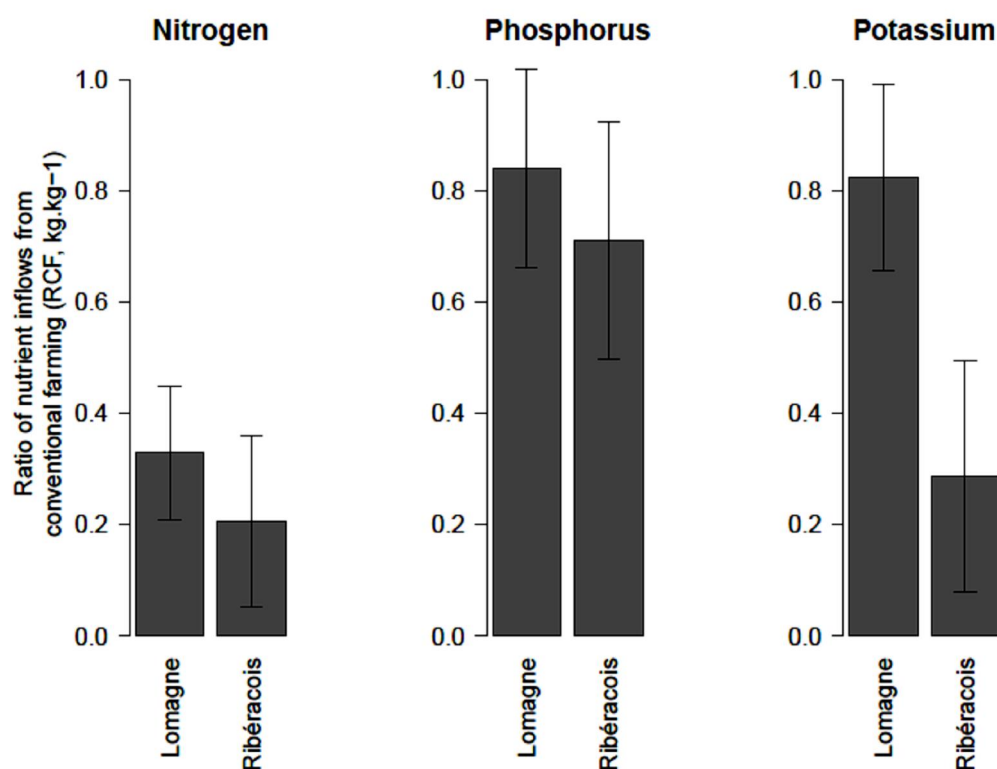


Figure 21 Ratio of nutrient inflows from conventional farming (RCF) for the organic farms in clusters 2 and 3 (n=15 and six farms in Lomagne and Ribéracois, respectively). The error bars represent the standard deviations.

Table 14 Nature of the farm-gate nutrient inflows for the 63 organic farms surveyed for the cropping years 2010 and 2011 in kg.ha⁻¹.year⁻¹

District	Product	Organic farming <i>Nitrogen inflows</i>	Conventional farming	Mineral sources	Urban sources
Lomagne	Manure	0	18	0	0
	Fertiliser	1	23	0	0
	Fodder and straw	0	0	0	0
	Feedstuff	3	0	0	0
	Total	4	41	0	0
Ribéracois	Manure	4	0	0	0
	Fertiliser	0	5	0	0
	Fodder and straw	3	3	0	0
	Feedstuff	7	0	0	0
	<i>Total</i>	<i>14</i>	<i>8</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
Pilat	Manure	0	0	0	0
	Fertiliser	0	1	0	0
	Fodder and straw	3	2	0	0
	Feedstuff	17	0	0	0
	Total	20	3	0	0
<i>Phosphorus inflows</i>					
Lomagne	Manure	0	6	0	0
	Fertiliser	0	9	0	0
	Fodder and straw	0	0	0	0
	Feedstuff	1	0	0	0
	Total	1	15	0	0
Ribéracois	Manure	1	0	0	0
	Fertiliser	0	1	0	0
	Fodder and straw	0	1	0	0
	Feedstuff	1	0	0	0
	Total	2	2	0	0
Pilat	Manure	0	0	0	0
	Fertiliser	0	0	1	0
	Fodder and straw	0	0	0	0
	Feedstuff	3	0	1	0
	Total	3	0	2	0
<i>Potassium inflows</i>					
Lomagne	Manure	0	12	0.	0
	Fertiliser	0	3	1	0
	Fodder and straw	0	0	0	0
	Feedstuff	1	0	0	0
	Total	1	15	1	0
Ribéracois	Manure	3	0	0	0
	Fertiliser	0	1	6	0
	Fodder and straw	2	5	0	0
	Feedstuff	2	0	0	0
	Total	7	6	6	0
Pilat	Manure	0	0	0	0
	Fertiliser	0	0	0	0
	Fodder and straw	3	2	0	0
	Feedstuff	6	0	0	0
	Total	9	2	0	0

6.1.4. Discussion and Conclusion

6.1.4.1. Summary of the results and consequences for organic farming regulations

Results showed that nutrient flows from conventional to organic farming were 23%, 73% and 53% of the N, P and K farm-gate inflows in our sample, respectively (Fig. 18). These inflows were mostly due to manure and organic fertiliser import into organic farms (Fig. 19) and were thus higher in farms with no or low stocking rates (Fig. 20), which are quite common in Europe (e.g., 66% of the organic farms were stockless farms in France in 2011 (AgenceBio n.d.)). Nutrient supply from conventional to organic farms was also linked to the regional diversity in organic production (Fig. 21): local exchanges of organic products (e.g., manure, feedstuffs and straws) among organic farms were possible in diversified districts but were virtually impossible in highly-specialised agricultural districts (Table 14). Finally, it can be observed that N inflows from conventional farming were lower than for P and K due to massive N inflows from legume crops.

Nutrient inflows from conventional farming to organic farms through material exchanges have already been mentioned in previous studies (Kirchmann *et al* 2008, Oelofse *et al* 2010, Nesme *et al* 2012) but, to the best of our knowledge, have never been quantified at the farm scale. Oelofse *et al* (2013) reported that approximately 25% of nutrient inflows to organic crops through manures came from conventional farming in Danish organic farms in 2011. However, these figures are not really comparable to our results because they included on-farm organically-produced manure, whereas our results referred to farm-gate nutrient inflows only. Kirchmann *et al* (2008) also reported in their review of seven organic farms in Austria and Sweden that 75% of organic mixed farms imported fodders from conventional farming. Overall, these results illustrate a general concern in Europe about the reliance of organic farming on conventional farming.

Different options may be explored to reduce this reliance. First, European organic regulations could be stricter, in particular, concerning conventional manure, which is allowed in organic production, provided that it does not come from "factory farms" (European Commission 2008), but the regulations suffer from a poor definition of such farms (E. Salomon, personal communication).

Second, nutrient imports from conventional sources into organic farms may be limited by national regulations. For example, Denmark has decided (i) to set a maximum of 70 kg N.ha⁻¹.year⁻¹ that can be sourced from conventional manure, and (ii) to ban the use of conventional materials in organic farming by 2022 (Oelofse *et al* 2013). However, our results suggested that such phasing out may cause some nutrient supply shortages for arable farms.

Third, alternative nutrient sources such as sewage sludge may be considered. Indeed, these products are currently not allowed in organic farming but they represent a considerable potential nutrient supply, for P in particular, and we reported very low inflows of nutrients from urban sources to organic farms. However, these products may raise important health issues due to their potential contamination by trace elements and drugs.

Finally, our results showed that nutrient inflows from conventional to organic farms were lower in mixed districts with both arable and livestock organic farming. This suggests that lower reliance of organic farming on conventional farming may be achieved through

increased diversification and integration of organic activities at the district scale, e.g., through farm partnerships (Nauta *et al* 1999). However, additional efforts, especially from the industrial ecology sector, are required to model the effects of farming diversity at the district scale on nutrient flows and the resulting farm-gate budget.

6.1.4.2. Consequences for the assessment of organic farming and future food production scenarios

Our results suggest that organic farming strongly relies on conventional farming, especially for P and in the case of stockless farming. This should be of interest for future scenarios on global food production. Indeed, two recent meta-analyses showed that organic crop yields are close to conventional crop yields (de Ponti *et al* 2012, Seufert *et al* 2012). Moreover, organic yields may be increased under good nutrient supply conditions, suggesting that nutrient management is a key issue in organic production (Berry *et al* 2002, Seufert *et al* 2012). Scenarios of 100% organic farming have been designed as well, both at the global scale (Badgley *et al* 2007) and at the regional scale (Thieu *et al.* 2011). However, none of these scenarios has taken the reliance of organic farming on conventional farming into account. The area under organic farming at this time is only 0.7, 2.2 and 3.5% of the total agricultural area at the global, European and French scales, respectively (FAO 2013). Therefore, if the area under organic farming was to undergo a dramatic increase, feedstuff and fodder supply from organic farming could possibly increase, but stronger competition for manure and organic fertiliser from conventional farming could also be expected, possibly resulting in a decrease in organic crop yields.

Our results may also be of interest for future organic farming assessment. Indeed, life cycle analysis has been widely used to assess both organic and conventional farms (Tuomisto *et al* 2012). For example, Haas *et al* (2001) reported that energy consumption per milk unit is 56% lower in organic farming compared to conventional farming. Greenhouse gas emissions have been shown to be lower in organic farming than in conventional farming in asparagus (Zafiriou *et al* 2012), peach (Michos *et al* 2012, Litskas *et al* 2013) and pear production (Liu *et al* 2010), as well as for poultry (Castellini *et al* 2012). These lower environmental impacts are due to the high environmental costs associated with producing conventional, artificial fertilisers, especially N fertilisers (Pelletier *et al* 2008). However, accounting for nutrient flows from conventional to organic farming and, therefore, indirect reliance of organic farming on artificial fertiliser, may modify the previous assessment results. Nevertheless, all nutrient inflows from conventional farming may not come from artificial fertilisers since some N may come from biological N fixation and some nutrients may come from the natural fertility of the soil. Additional studies are therefore required to discriminate between nutrient inflows from conventional farming and from artificial fertilisers.

6.2. Contribution du phosphore initialement issus d'engrais de synthèse à la composition des productions biologiques

Les résultats présentés dans la première partie du Chapitre 6 ont montré que les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle étaient importantes pour les exploitations biologiques spécialisées dans les productions végétales, ce qui semble illustrer une certaine dépendance vis-à-vis des engrais de synthèse utilisés en agriculture conventionnelle pour ces exploitations biologiques. Toutefois, les éléments minéraux provenant de l'agriculture conventionnelle ne sont pas tous issus d'engrais de synthèse. Par exemple, une partie de l'azote contenu dans les productions conventionnelles est issue de la fixation symbiotique. De plus, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle ne sont pas la seule voie d'entrée d'éléments minéraux initialement issus d'engrais de synthèse pour les productions biologiques : les stocks d'éléments minéraux des sols des exploitations biologiques peuvent être partiellement issus d'apports d'engrais de synthèse effectués avant la conversion des exploitations. Dans un second temps, la contribution des engrais de synthèse à l'approvisionnement des exploitations biologiques a donc été évaluée par la contribution des éléments minéraux issus d'apports d'engrais de synthèse à la composition des productions biologiques. Cette étape du travail a privilégié le cas du phosphore car (i) il s'agit d'un élément particulièrement difficile à gérer pour les exploitations biologiques (Pellerin *et al* 2003), notamment plus difficile que l'azote qui peut être importé par fixation symbiotique et (ii) il s'agit d'un élément très conservatif, sans pertes gazeuses et avec peu de lixiviation, ce qui facilitait les calculs réalisés.

6.2.1. Introduction

Depuis la seconde moitié du XX^e siècle, l'utilisation des engrais de synthèse a conduit à une augmentation considérable des apports d'azote, de phosphore et de potassium sur les sols agricoles (Tilman *et al* 2002). Ces apports ont contribué à l'augmentation des rendements des cultures, si bien qu'aujourd'hui près de la moitié de la population mondiale dépendrait des engrais de synthèse pour son alimentation (Erisman *et al* 2008, Sutton 2013). Les apports d'engrais sont particulièrement importants pour la gestion du phosphore (P). Alors que les légumineuses peuvent fixer directement l'azote de l'atmosphère et que le potassium peut être partiellement substitué par d'autres cations (Leigh and Wyn Jones 1984), il n'existe pas d'alternatives à l'apport de fertilisants phosphatés pour compenser les exportations de P des cultures. Le P est apporté aux sols sous forme d'engrais minéraux ou organiques. Les engrais minéraux sont élaborés à partir de roches phosphatées. La solubilité de ces roches peut avoir été augmentée (cas des engrais dits de synthèse) ou non (cas des engrais dits de phosphates de roche) par une attaque acide. Dans la suite de ce texte, le P dont la disponibilité a été augmentée initialement par une attaque acide sera nommé P anthropogénique et noté P_{Ant} . La fraction du P anthropogénique dans les produits et les sols agricoles (i.e. P_{ant}/P_{tot} où P_{Tot} désigne le P total du produit ou du sol) sera nommée signature.

Le recours aux engrais de synthèse est interdit en agriculture biologique (AB). D'après les principes de l'AB, la production doit être fondée sur le recyclage des éléments minéraux (Luttikholt 2007). Seuls les phosphates bruts, non traités, peuvent être utilisés comme fertilisant en AB. Toutefois, malgré cette contrainte, les productions biologiques peuvent contenir du P_{Ant} . En effet, ce P_{Ant} peut provenir de l'importation de matières organiques contenant du P_{Ant} ou du prélèvement dans le stock de P du sol contenant du P_{Ant} issu des apports d'engrais de synthèse avant la date de conversion des sols à l'AB. De plus, le règlement européen de l'AB autorise l'utilisation de P_{Ant} pour compléter la ration des troupeaux.

La quantification de la signature en P_{Ant} des produits biologiques est importante pour apprécier le degré de dépendance de l'AB aux engrais de synthèse. L'étude menée dans ce chapitre propose une quantification (i) de la proportion du P des productions biologiques qui est d'origine anthropique et (ii) de la contribution des différentes voies d'entrées de P_{Ant} pour trois types d'exploitations biologiques différents. Deux scénarios, qui diffèrent selon l'origine donnée aux produits importés par les exploitations biologiques, ont été étudiés. Dans un premier scénario, cette origine a été définie selon les pratiques observées des exploitations biologiques, en distinguant quatre origines possibles (agriculture conventionnelle, agriculture biologique, sources minérales et sources urbaines) et quatre types de produits importés (amendement, aliment, engrais et fourrage). Dans un second scénario, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle ont été substituées par des importations en provenance de l'AB uniquement. L'évolution de la signature des productions biologiques a été simulée à partir d'un modèle initialement développé par Ringeval *et al.* (Annexe) pour estimer la signature des stocks de P des sols agricoles français.

6.2.2. Matériel et Méthodes

6.2.2.1. Modélisation des types d'exploitations biologiques

Définition du système d'étude et renseignement des flux entrants et sortants de P

La fraction du P d'origine anthropique dans les produits végétaux et animaux biologiques a été estimée pour trois types d'exploitations biologiques : une exploitation céréalière, une exploitation mixte et une exploitation d'élevage. Ces trois types recouvrent des exploitations susceptibles d'avoir un recours aux importations de matières différentes (Nowak *et al* 2013). La nature et la quantité des produits échangés par chaque type d'exploitation ont été définies à partir d'enquêtes auprès de 63 exploitations biologiques pour les années 2010 et 2011 : pour chaque exploitation, les flux de matière entrants ont été renseignés par enquête puis convertis en flux de P selon une démarche similaire à celle présentée au Chapitre 4.

Les flux de P internes aux exploitations ont également été calculés. La quantité de P contenu dans les grains et les fourrages récoltés et directement consommés par les troupeaux des exploitations a été estimée comme le produit entre la quantité de matières consommée et la teneur en P des grains et fourrages. Les quantités de matière sèche prélevées par les troupeaux lors du pâturage ont été estimées par le produit entre le nombre d'animaux présents et la quantité moyenne d'herbe prélevée par ces animaux lors du pâturage (CORPEN 1988,

1999, 2001). Cette quantité de matière a ensuite été transformée en flux de P en fonction de la teneur en P des fourrages (Agabriel 2007). De même, les quantités de P contenues dans les effluents produits sur les exploitations ont été estimées par le produit entre le nombre d'animaux présents et la quantité moyenne de P émise par animal (CORPEN 1988, 2001, 2003, 2006).

De façon similaire à la démarche présentée au Chapitre 4, les exploitations biologiques enquêtées ont ensuite été réparties en trois types selon leur chargement animal (en UGB par ha de SAU) et la part de la SAU en céréales et oléagineux (en % de la SAU) (Table 15).

Table 15 Caractéristiques des types d'exploitations biologiques étudiés

		Type d'exploitations		
		Exploitation céréalière	Exploitation mixte	Exploitation d'élevage
Nombre d'exploitations enquêtées		26	17	20
Chargement animal moyen (UGB.ha-1 de SAU)		0.0	0.5	1.0
Pourcentage de la SAU occupée par	<i>Céréales, oléagineux et protéagineux</i>	78%	15%	9%
	<i>Prairies et autres fourrages</i>	20%	75%	90%
	<i>Autres cultures</i>	2%	10%	1%

Pour chacun des trois types d'exploitations, la nature et la quantité des productions végétales et animales produites ou échangées ont ensuite été estimées par la moyenne des productions et des échanges observés pour les exploitations enquêtées correspondantes (Table 16). Quatre types de produits importés (amendement, aliment, engrais et fourrage) et deux types de productions (productions végétales et productions animales) ont été considérés :

Table 16 Flux de P moyens pour les trois types d'exploitations biologiques (kgP.ha⁻¹.an⁻¹)

Flux	Nature	Typologie des exploitations		
		Exploitation céréalière	Exploitation mixte	Exploitation d'élevage
Importations	Amendements organiques	8	1	0
	Engrais	8	3	0
	Aliment	0	2	4
	Fourrage	0	0	2
	Total import	16	5	6
Exportations	Productions végétales	10	3	0
	Productions animales	0	2	4
	Total export	10	5	4
Flux internes	Effluent ¹	0	7	15
	Consommation par les troupeaux ²	0	8	15

(1) Les effluents intègrent les quantités de P contenues dans les effluents produits en bâtiments et dans les déjections au pâturage.

(2) La consommation par les troupeaux intègre les grains et les fourrages récoltés et consommés sur l'exploitation mais aussi les prélèvements au pâturage.

Origine des importations

Le P entrant dans les exploitations biologiques via les importations de matière a été reparti en quatre origines différentes en fonction de la nature des produits importés : (1) P provenant de l'agriculture biologique (entrant via l'importation de produits biologiques) ; (2) P provenant de l'agriculture conventionnelle (entrant via l'importation de produits conventionnels) ; (3) P provenant de sources minérales (compléments et fertilisants minéraux) ; (4) P provenant de sources urbaines (tels que les composts végétaux) (Fig. 18). Ces quatre origines sont celles déjà présentées dans la première partie du Chapitre 6.

Afin de quantifier l'importance des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle dans la constitution de la signature des productions biologiques, deux scénarios ont été élaborés. Le scénario 1 correspond aux pratiques d'échanges observés des exploitations agricoles biologiques. Il intègre donc explicitement les importations de matière en provenance de l'agriculture conventionnelle. Dans le scénario 2, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle ont été substituées par des importations en provenance de l'AB. Ce scénario 2 permet de simuler une situation où les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle seraient bannies.

Pour ces deux scénarios, il a été fait l'hypothèse que les importations en provenance de l'AB pouvaient être assimilées à des échanges entre les trois types d'exploitations biologiques considérés (Fig 22). Ainsi, la signature des grains biologiques composant les aliments du bétail importés dans l'exploitation d'élevage et l'exploitation mixte a été estimée par la valeur du P_{Ant} des grains produits par l'exploitation céréalière ; la signature des fourrages importés par l'exploitation d'élevage a été estimée par la valeur du P_{Ant} des fourrages produits par l'exploitation mixte ; et la signature des amendements (effluents d'élevage) et des engrais organiques (co-produits des industries de la viande) a été estimée par la valeur du P_{Ant} des effluents d'élevage et des productions animales produits par l'exploitation d'élevage.

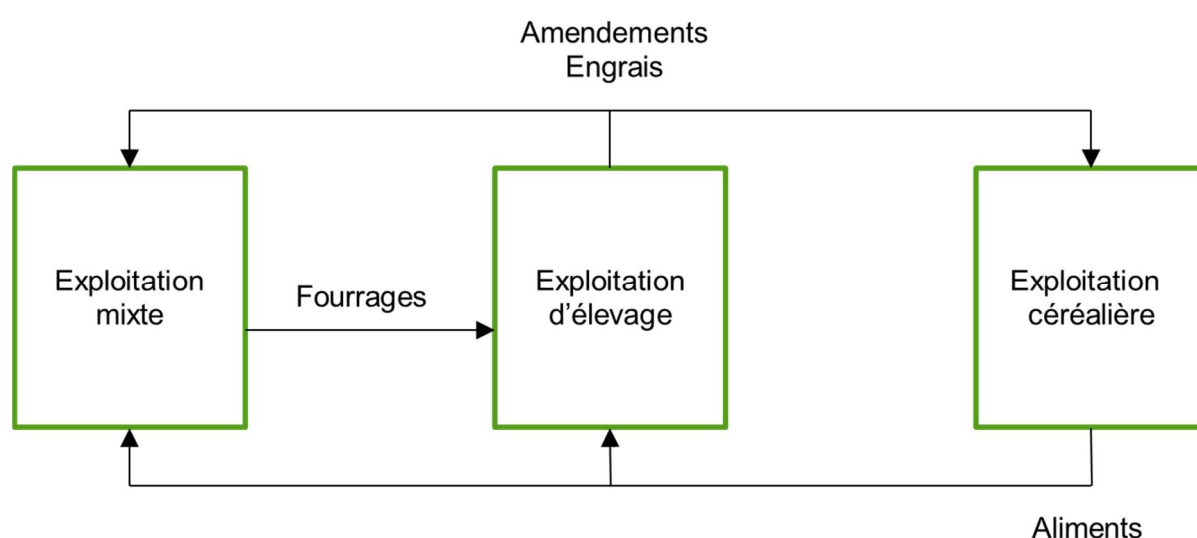


Figure 22 Nature des échanges entre les trois exploitations biologiques types

6.2.2.2. Simulation de l'évolution des stocks de P et signature des productions biologiques

La signature des productions biologiques a été estimée à l'aide d'un modèle développé pour étudier le devenir du P_{Ant} au sein d'un système à trois compartiments (sols, cultures et troupeaux). Ce modèle a été utilisé d'une part pour estimer la signature des sols et des productions agricoles conventionnels à l'échelle de la France entière et d'autre part pour estimer la signature des sols et des productions agricoles biologiques pour les trois types d'exploitations biologiques étudiées.

Présentation du modèle utilisé

Dans le but d'évaluer la contribution des engrais de synthèse à la fertilité des sols agricoles français, Ringeval et al. ont créé un modèle visant à estimer la taille des stocks de P des sols et l'évolution de la signature de ces stocks sur la période 1948-2009 qui inclut les débuts de l'utilisation massive des engrais de synthèse P en France (Fig. 1). Le fonctionnement du modèle est résumé dans le paragraphe suivant. Ce modèle est décrit de façon détaillée en Annexe.

Le P du sol a été divisé en quatre sous-compartiments (LP_{Ant} , LP_{Nat} , SP_{Ant} et SP_{Nat}) selon l'origine du P (Anthropogénique, Ant, ou Naturel, Nat) et selon la disponibilité du P (Labile, L, ou Stable, S) (Fig. 23 et Table 17). En accord avec Dumas *et al* (2011), deux relations dans le cycle du P relatif à l'agriculture peuvent être considérées comme clé: i) la relation entre stock total de P du sol et stock biodisponible et ii) la relation entre stock biodisponible et P contenu dans les cultures récoltées (Exports, notés E dans la suite). Ces flux ont été explicitement représentés. Ce modèle fonctionne avec un pas de temps annuel. Les principaux apports de P au sol correspondent aux apports d'engrais de synthèse et aux apports d'effluents d'élevage. Alors que le P contenu dans les engrais de synthèse est considéré comme du P_{Ant} par définition, l'estimation de la signature des effluents a dû être estimée. Pour cela, les différents flux intermédiaires, comme les quantités de P consommées par les troupeaux sous forme de grains et de fourrages, ainsi que leur signature ont été représentés. L'intensité de ces flux totaux a été dérivée de base de données alors que leur signature a été explicitement calculée.

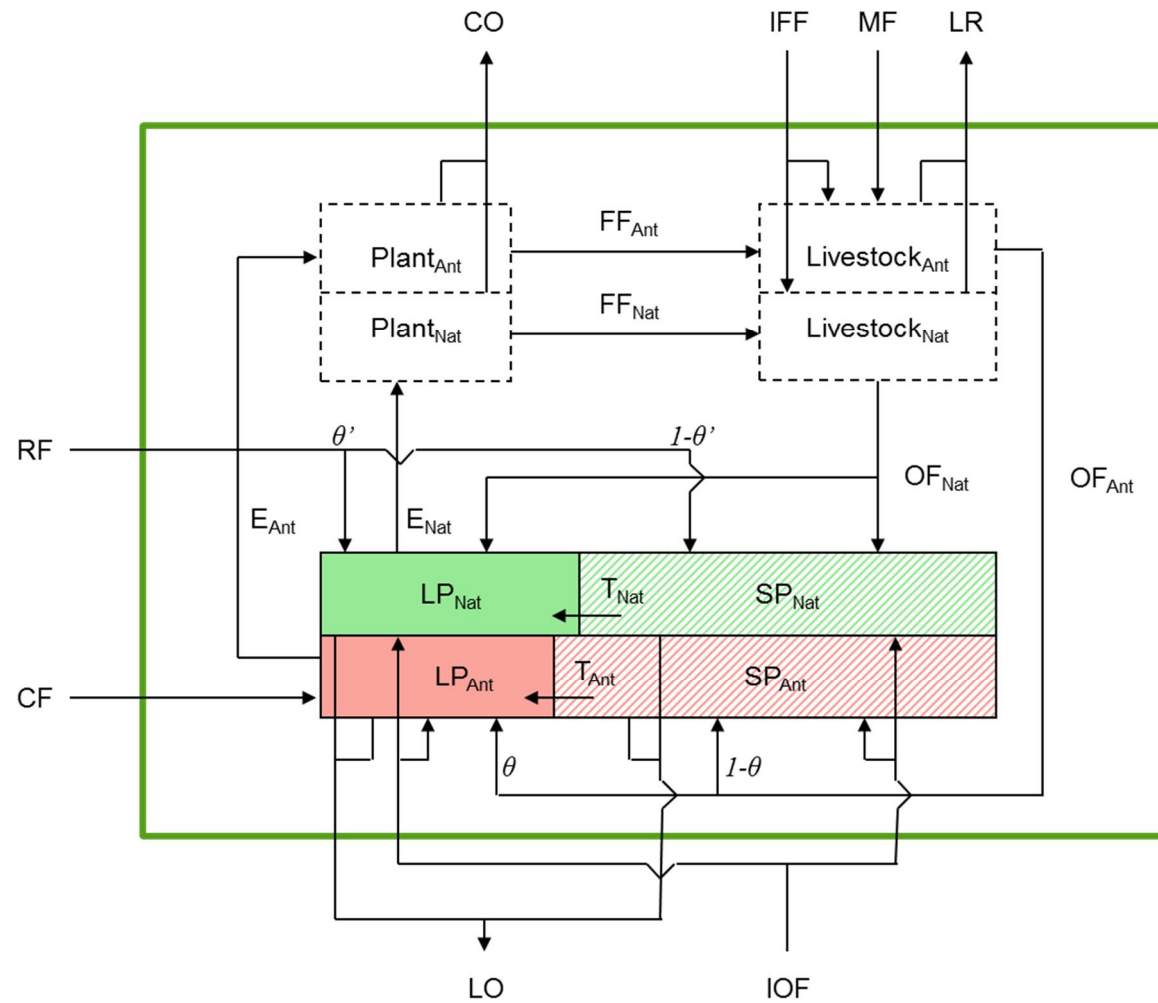


Figure 23 Représentation conceptuelle des compartiments et des flux de P pour le modèle utilisé.
Les définitions des flux et des compartiments sont données dans la Table 17

Table 17 Définition des compartiments et flux de P pour le modèle utilisé.
Les dénominations des compartiments et des flux se réfèrent à la Figure 3

Type de flux	Dénomination	Définition
Compartiments	LP	Labile P, P biodisponible du sol, prélevable par les cultures
	SP	Stable P, P inerte su sol, non prélevable par les cultures
	Plant	P contenu dans les cultures
	Livestock	P contenu dans les troupeaux
Flux internes	E	Export, P exporté lors de la récolte des cultures ou lors du pâturage par les troupeaux
	FF	Feeds and fodders, P contenu dans les grains et fourrages produits et directement consommés sur l'exploitation
	OF	contenu dans les effluents d'élevage collectés et épandus ou dans les excréctions directement émises lors du pâturage. Ce P se répartit entre les pools de P Labile (80%) et Stable (20%) du sol
	T	Transfert, flux net de P du compartiment Stable vers le compartiment Labile du sol
Flux entrant	RF	Raw fertilisers, P dans les engrais minéraux bruts importés. Ce P se répartit entre les pools de P Labile (20%) et Stable (80%) du sol
	MF	Mineral feeds, P contenu dans les compléments minéraux importés
	IFF	Imported feeds and fodders, P contenu dans les grains et fourrages importés
	IOF	Imported organic fertilising materials, P contenu dans les amendements et engrais organiques importés. Ce P se répartit entre les pools de P Labile (80%) et Stable (20%) du sol
	CF	Conventional fertilisers, P contenu dans les engrais de synthèse importés
Flux sortant	CO	Consumption, P contenu dans les productions végétales exportées
	LR	Livestock product, P contenu dans les productions animales exportées
	LO	Losses, perte de P en direction de l'environnement

Dans sa configuration initiale ce modèle a été utilisé dans deux conditions. D'une part, il a été utilisé pour quantifier la signature en P_{Ant} des sols biologiques au moment de leur conversion. D'autre part, en faisant l'hypothèse que la part de la SAU en AB est négligeable dans la SAU totale française, l'utilisation du modèle a permis de quantifier la signature en P_{Ant} des produits conventionnels importés par les exploitations biologiques.

Afin de simuler l'évolution de la signature des productions biologiques suite à la conversion des exploitations à l'AB, ce modèle a ensuite été adapté à l'échelle de l'exploitation agricole, pour les trois types d'exploitations biologiques définies plus haut.

Simulation de la signature des productions biologiques

Chacune des exploitations biologiques étudiées a été conceptualisée selon le formalisme développé par Ringeval *et al.* (Fig. 23). Les simulations ont été réalisées en considérant que les trois types d'exploitations se sont converties en 2000, ce qui correspond à la date de conversion moyenne des exploitations enquêtées. De la date de conversion jusqu'à 2009, il a été supposé que les flux entrants, sortants et internes de P des exploitations AB étaient constants et égaux aux valeurs données dans la Table 16.

L'évolution des stocks des sols est calculée par les quatre équations suivantes :

$$LP_{Nat}(n+1) = (1-p).LP_{Nat}(n) + \theta.(OF_{Nat}(n) + IOF_{Nat}(n)) + \theta'.RF(n) - E_{Nat}(n) + T_{Nat}(n) \quad (Eq. 18)$$

$$LP_{Ant}(n+1) = (1-p).LP_{Ant}(n) + \theta.(OF_{Ant}(n) + IOF_{Ant}(n)) - E_{Ant}(n) + T_{Ant}(n) \quad (Eq. 19)$$

$$SP_{Nat}(n+1) = (1-p).SP_{Nat}(n) + (1-\theta).(OF_{Nat}(n) + IOF_{Nat}(n)) + (1-\theta').RF(n) - T_{Nat}(n) \quad (Eq. 20)$$

$$SP_{Ant}(n+1) = (1-p).SP_{Ant}(n) + (1-\theta).(OF_{Ant}(n) + IOF_{Ant}(n)) - T_{Ant}(n) \quad (Eq. 21)$$

Où T_{Nat} et T_{Ant} représentent respectivement le flux net de P_{Nat} et P_{Ant} passant du compartiment stable au compartiment stable, θ et θ' représentent respectivement la proportion de P soluble dans les fertilisants organiques, importés (IOF) ou produits sur l'exploitation (OF), et dans les engrais minéraux non traités (RF) et p représente la proportion de P perdu chaque année par les sols. Ces différents flux et paramètres ont été repris de Ringeval *et al.* (Annexe). La signature des fertilisants a été définie selon le protocole suivant :

Tout d'abord, par définition, tout le P importé via les apports d'engrais minéraux non traités a été considéré comme du P_{Nat} .

Ensuite la signature des amendements organiques importés d'origine urbaine, tels que les déchets verts, a été considérée nulle. Cette décision est discutable car, par exemple, même les espaces verts tels que les jardins publics peuvent être fertilisés avec des engrais de synthèse. Toutefois, les quantités de P concernées étant faibles, la modification de la signature de ces produits n'influait pas les résultats.

Enfin, la signature des effluents d'élevage produits sur l'exploitation et épandus l'année n a été estimée comme étant égale à la signature des productions animales de l'exploitation cette même année. De même, la signature des effluents d'élevage et des engrais organiques importés l'année n a été estimée comme étant celle des productions animales des exploitations (biologiques ou conventionnelles) fournisseuses l'année n.

La signature des productions végétales et animales a été calculée de la manière suivante :

Pour chaque exploitation biologique, les exportations de P par les cultures (E) ont été forcées avec les flux de P calculés d'après les données récoltées lors des enquêtes (Table 16). Les prélèvements des cultures s'effectuaient dans les deux sous-compartiments LP_{Nat} et LP_{Ant} , qui correspondaient au P labile, disponible pour les plantes. Pour une année n donnée, la quantité de P prélevée par les cultures provenant de LP_{Ant} (E_{Ant}) a été calculée proportionnellement à la contribution de LP_{Ant} au stock LP de l'exploitation biologique :

$$E_{Ant}(n) = E(n) \cdot \frac{LP_{Ant}(n)}{LP(n)} \quad (Eq. 22)$$

où $E(n)$ désigne le prélèvement total de P des cultures. La signature des productions végétales, dénotée R_{Plant} , était donc définie par :

$$R_{Plant}(n) = \frac{E_{Ant}(n)}{E(n)} \quad (Eq. 23)$$

La signature des aliments autoproduits (FF) et consommés l'année n par les troupeaux de l'exploitation biologique a été estimée comme celle des cultures récoltées l'année n-1 :

$$R_{FF}(n) = R_{Plant}(n-1) \quad (Eq. 24)$$

Les compléments minéraux importés pour nourrir les troupeaux (MF) étant considérés comme entièrement composés de P_{Ant} , la signature des productions animales ($R_{Livestock}$) était calculée comme :

$$R_{Livestock}(n) = \frac{MF(n) + FF_{Ant}(n) + IFF_{Ant}(n)}{MF(n) + FF(n) + IFF(n)} \quad (Eq. 25)$$

où IFF représente la quantité de P dans les grains et les fourrages importés par l'exploitation biologique. La signature de ces grains et fourrages importés l'année n a été estimée comme étant celle des productions végétales de l'exploitation fournisseuse l'année n-1.

Enfin, comme mentionné plus haut, il a été considéré que le P excrété par les troupeaux, soit en bâtiment soit au pâturage, retournait aux sols durant l'année de son excrétion. La signature des effluents d'élevage produits par les troupeaux (R_{OF}) l'année n était donc égale à la signature des productions animales cette même année :

$$R_{OF}(n) = R_{Livestock}(n) \quad (Eq. 26)$$

6.2.2.3. Contribution des différentes voies d'entrées de P_{Ant}

Quatre voies d'entrées différentes ont été identifiées pour le P_{Ant} susceptible d'être incorporé aux productions biologiques (Fig. 24). Pour une exploitation biologique A donnée, ces quatre voies sont:

Voie 1 : P_{Ant} déjà présent dans les sols de l'exploitation A au moment de sa conversion à l'AB.

Voie 2 : P_{Ant} déjà présent dans les sols agricoles au moment de la conversion de l'exploitation A, mais entrant sur cette exploitation seulement après sa conversion, via des importations de matières organiques.

Voie 3 : P_{Ant} apporté aux systèmes agricoles, sous forme d'engrais de synthèse ou de compléments minéraux pour l'alimentation des troupeaux, après la conversion de l'exploitation A et entrant par la suite sur cette exploitation A via des importations de matières organiques.

Voie 4 : P_{Ant} entrant directement sur l'exploitation A sous forme de compléments minéraux après la conversion des exploitations.

La somme de la contribution des voies 1 et 2 correspond donc à la contribution des apports d'engrais de synthèse et de compléments minéraux effectués avant la conversion des exploitations biologiques alors que la somme de la contribution des voies 3 et 4 correspond à la contribution des apports effectués après la conversion des exploitations biologiques.

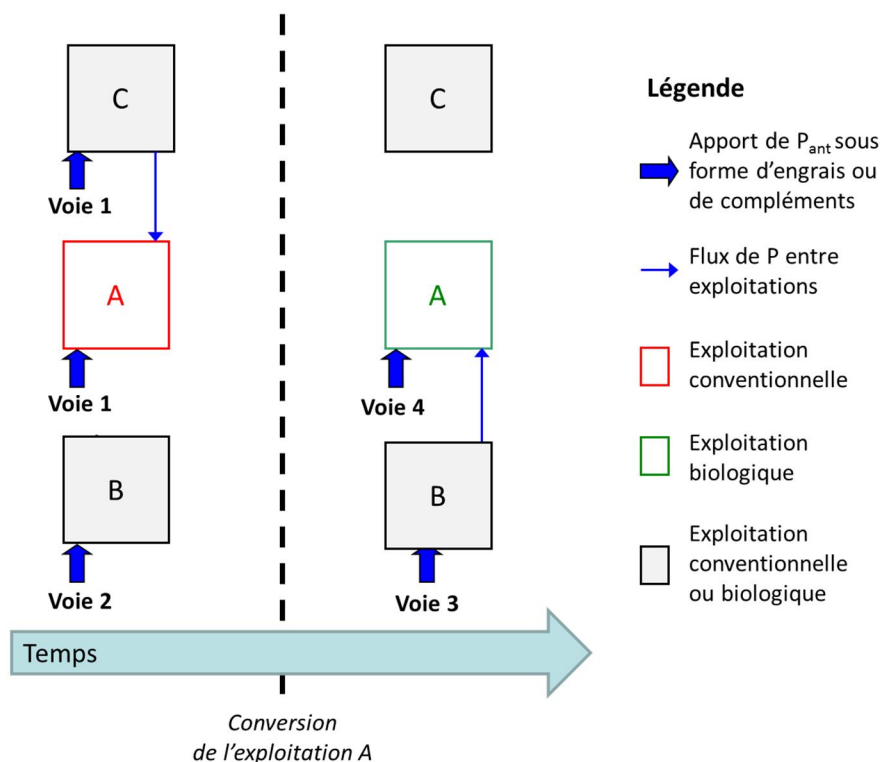


Figure 24 Les quatre voies d'entrées de P_{Ant} pour une exploitation biologique A en relation avec des exploitations biologique ou conventionnelle B et C

6.2.3. Résultats

6.2.3.1. Evolution de la signature des productions agricoles biologiques au cours du temps (Scénario 1)

La Table 18 donne la signature moyenne des productions agricoles conventionnelles françaises et la signature des productions des trois types d'exploitations biologiques pour le scénario 1 en 2009, année où se sont terminées les simulations. La signature des productions conventionnelles était élevée : cette signature s'élevait respectivement à 73% et à 76% pour les productions végétales et animales. La signature des productions des trois types d'exploitations biologiques était identique. Cette signature était légèrement inférieure à la signature des productions conventionnelles (moins 2% pour les productions végétales et moins 4% pour les productions animales). Pour les productions conventionnelles comme pour les productions biologiques, la signature des productions animales était légèrement supérieure à la signature des productions végétales.

Table 18 Signature des productions agricoles biologiques en 2009 et contribution des différentes voies d'entrées (Scénario 1) pour les trois types d'exploitations biologiques
Les données concernant la signature moyenne des productions agricoles conventionnelles françaises sont données à titre de comparaison.

	Moyenne productions conventionnelles françaises	Exploitation biologique céréalière	Exploitation biologique mixte	Exploitation biologique élevage
Productions végétales	73%	71%	71%	71%
Dont Voie 1		59%	66%	66%
Voie 2		9%	4%	5%
Voie 3		3%	1%	0%
Voie 4		0%	0%	1%
Productions animales	76%	×	72%	72%
Voie 1			53%	47%
Voie 2			12%	18%
Dont Voie 3			1%	1%
Voie 4			6%	6%

L'évolution de la signature des productions biologiques pour le Scénario 1, de la conversion des exploitations (en 2000) jusqu'en 2009 est représentée en Figure 25. Pour les trois types d'exploitations biologiques, la signature des productions était élevée au moment de la conversion, déjà quasiment identique à la signature des productions conventionnelles en 2009 (respectivement 72% et 74% pour les productions végétales et animales). Quels que soient la nature des productions ou les types d'exploitations, la signature des productions biologiques a diminué suite à la conversion des exploitations. Toutefois, cette diminution était peu marquée, de l'ordre de 1% seulement sur une durée de 9 ans. De plus, la quasi-totalité de cette diminution était intervenue dans les quatre premières années suivant la conversion. La signature des productions se était ensuite stabilisée, voire semblait augmenter de nouveau pour l'exploitation biologique céréalière.

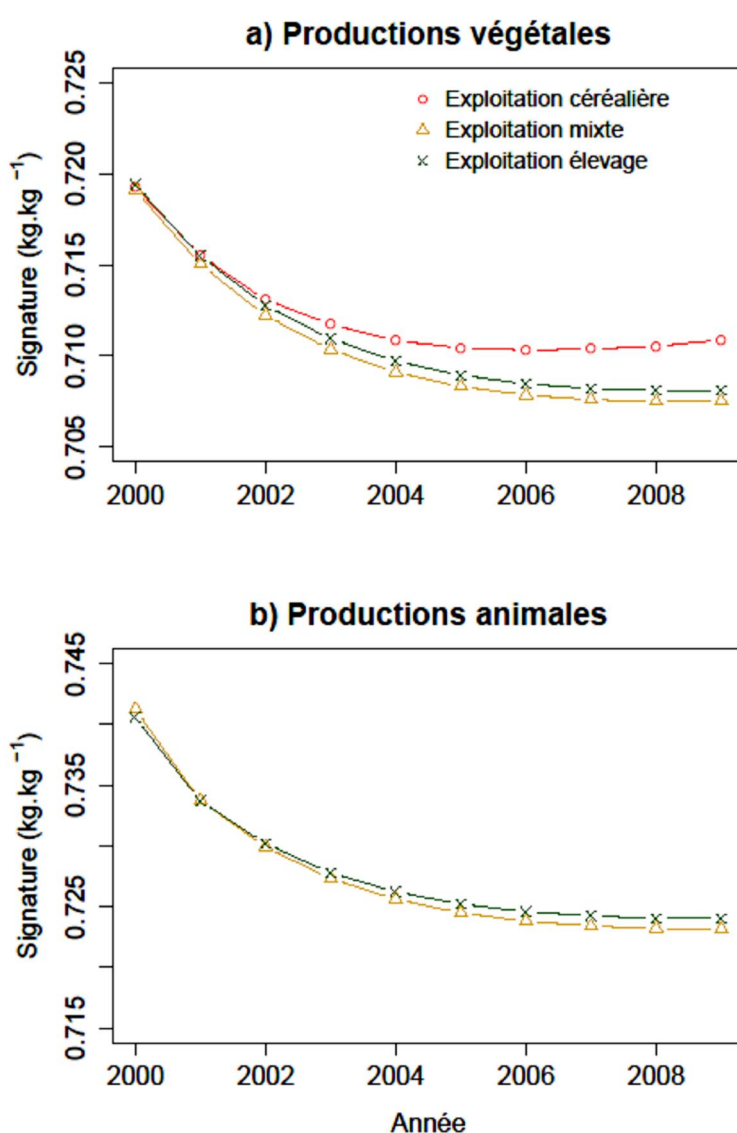


Figure 25 Evolution de la signature en P_{Ant} des productions végétales (a) et animales (b) issues des trois types d'exploitations biologiques, de leur conversion (en 2000) jusqu'à la fin des simulations (en 2009)

6.2.3.2. Contribution des différentes voies d'entrées de P_{Ant} à la signature des productions agricoles (Scénario 1)

La Table 18 donne également la contribution des différentes voies d'entrées de P_{Ant} à la signature des productions agricoles biologiques en 2009 pour le scénario 1. La grande majorité du P_{Ant} des productions biologiques provenait de stocks de P_{Ant} déjà présents dans les sols des exploitations au moment de leur conversion (Voie 1). La contribution de cette hérédité des sols était comprise entre 59% et 66% pour les productions végétales biologiques et entre 47% et 53% pour les productions animales biologiques. La contribution totale des apports de P_{Ant} effectués avant la conversion des exploitations biologiques (Voie 1 + Voie 2) représentait plus de 90% du P_{Ant} contenu dans les productions biologiques, quels que soient la nature des productions ou le type d'exploitations. La contribution des apports de P_{Ant} antérieurs à 2000 était sensiblement inférieure pour les productions conventionnelles (respectivement 84% et 72% du P_{Ant} pour les productions végétales et animales, données non représentées).

La contribution des apports de P_{Ant} réalisés après la conversion des exploitations (Voie 3 + Voie 4) était donc faible. Cette contribution était plus élevée pour les productions animales que pour les productions végétales. Pour les exploitations biologiques mixte et d'élevage, 7% du P total était du P_{Ant} apporté après la conversion de ces exploitations pour les productions animales contre seulement 1% pour les productions végétales. Cette différence s'expliquait par l'importation de compléments minéraux : 87% du P_{Ant} apporté après la conversion des exploitations correspondait à l'importation de ces compléments (Voie 4).

Pour les productions végétales, la contribution des apports de P_{Ant} réalisés après la conversion des exploitations était supérieure pour l'exploitation céréalière, pour laquelle 3% du P total était du P_{Ant} apporté après la conversion de ces exploitations. Ce P_{Ant} provenait uniquement d'importations de matières organiques effectuées après la conversion (Voie 3)

6.2.3.3. Influence des pratiques d'échanges (comparaison des Scénarios 1 et 2)

La Figure 26 représente, pour l'année 2009, la signature des productions biologiques pour les deux scénarios proposés. Comme attendu, la signature des productions biologiques est toujours inférieure pour le scénario 2. Toutefois, les différences entre les deux scénarios sont très faibles : l'écart entre les deux scénarios ne dépasse jamais 1%. L'écart le plus important, de l'ordre de 0.5% est observé pour les productions végétales de l'exploitation céréalière.

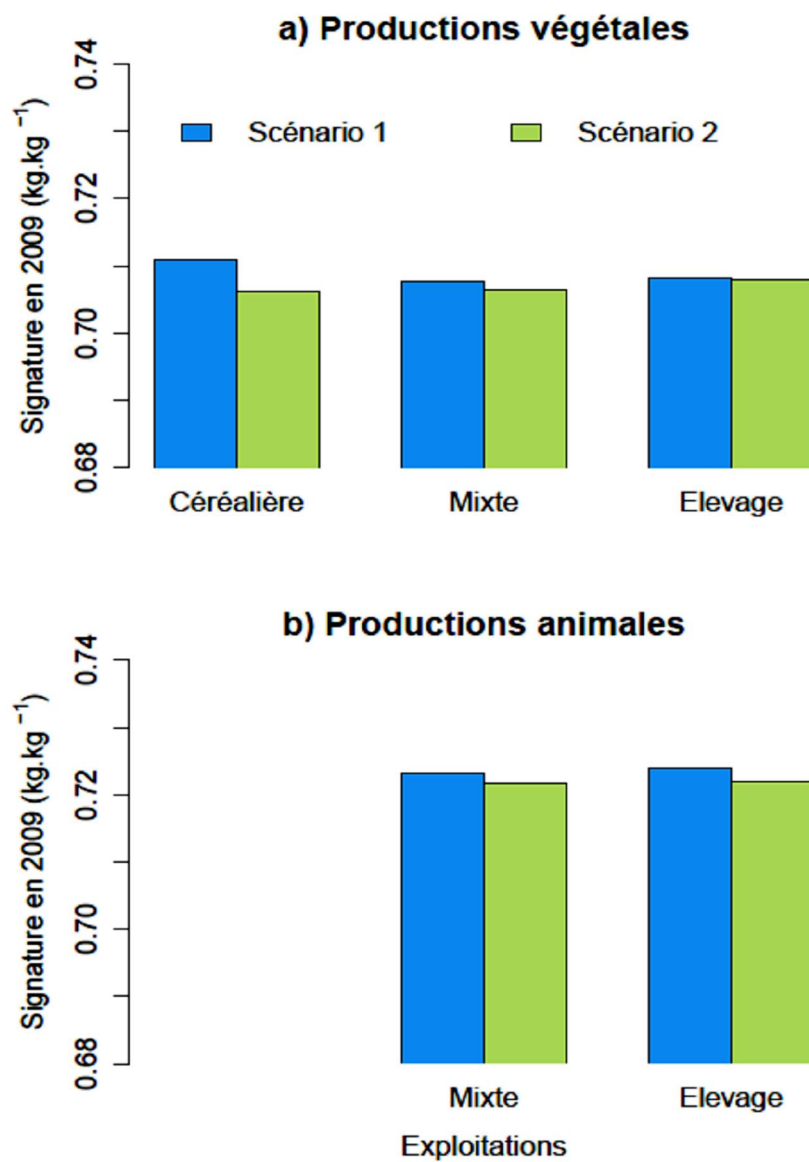


Figure 26 Comparaison de la signature en P_{Ant} des productions végétales (a) et animales (b) issues des trois exploitations biologiques types pour l'année 2009 selon que les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle soient autorisées (Scénario 1) ou interdites (Scénario 2)

6.2.4. Discussion et Conclusion

Les résultats ont montré que la signature des productions issues des trois types d'exploitations biologiques étudiées était élevée : en 2009, cette signature était comprise entre 70 et 72% du P total pour les productions végétales et animales, avec peu de variations entre les trois exploitations (Fig. 25). Cette signature était principalement due aux apports de P_{Ant} effectués avant la conversion des exploitations (Voies 1 et 2) qui constituaient entre 65% et 70% du P total contenu dans les productions biologiques (Table 18). La signature des productions a toutefois diminué suite à la conversion des exploitations en AB (Fig. 25) et était donc inférieure à la signature moyenne des productions agricoles conventionnelles françaises mais cette différence reste faible (inférieure à 4%). De plus, une future baisse de la signature des productions biologiques semble peu probable : cette signature avait tendance à se stabiliser à la fin des simulations, voire à augmenter pour l'exploitation biologique céréalière. Le maintien de la signature des produits AB peut être expliquée par le fait que la signature des sols conventionnels a peu évolué en France depuis l'année 1975, qui représente le pic de consommation des engrais de synthèse P (Fig. 1). En effet, après cette date les apports de P_{Ant} suffisent juste à compenser les exports de P_{Ant} et la signature des sols conventionnels évolue peu. Ainsi, pour des exploitations converties à l'AB après 1975, la signature des productions biologiques sera proche de la signature moyenne des productions conventionnelles car les exploitations biologiques vont recycler du P_{Ant} déjà présent dans les sols, sans diluer ces stocks avec du P provenant d'autres origines. Sattari *et al* (2012) avaient déjà montré que pour les pays développés les pratiques de fertilisation excédentaires des dernières décennies avaient constitué des stocks de P importants dans les sols, constituant un capital disponible pour le prélèvement des cultures pendant de nombreuses années.

La signature calculée pour les trois types d'exploitations biologiques peut être extrapolée aux productions biologiques des pays de l'Europe de l'Ouest. En effet, comme la France, ces pays sont généralement caractérisés par (i) des pratiques de fertilisation P fortement excédentaires de l'après-guerre aux années 1970, suivies d'une baisse des apports (FAO 2013) et (ii) une augmentation relativement récente, datant des années 1990, des surfaces dédiées à l'AB (Rigby *et al* 2001, Darnhofer *et al* 2010). Toutefois, il convient de garder en tête que cette tendance générale peut cacher de fortes disparités entre les exploitations biologiques, principalement en raison de la difficulté à estimer l'hérédité des sols d'une exploitation particulière. Des travaux supplémentaires sont nécessaires afin d'évaluer le degré d'hétérogénéité de la signature des sols agricoles à l'échelle nationale.

La faible sensibilité de la signature des productions biologiques au type de scénarios considérés (Fig. 26) était due à cet héritage des sols agricoles. Afin d'accroître la légitimité de l'AB comme une alternative crédible à l'agriculture conventionnelle, des discussions sont en cours au sujet d'un éventuel durcissement du cahier des charges européen concernant les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle. Le Danemark a par exemple déjà prévu de bannir complètement ces importations d'ici 2022 (Oelofse *et al* 2013). D'après les résultats développés plus haut, une telle décision changerait peu la signature du P contenu dans les productions biologiques.

Toutefois, les résultats de cette partie sont fortement contingents de l'élément étudié. En effet, le phosphore est un élément très stable, pour lequel il n'existe pas de pertes gazeuses

et peu de pertes par lixiviation. Ainsi, les apports de phosphore peuvent être conservés pendant de nombreuses années dans les systèmes agricoles. La situation serait sans doute très différente pour l'azote, qui est soumis à de nombreuses pertes. De plus, contrairement au phosphore, les stocks d'azote issus des engrais de synthèse peuvent être dilués par des apports atmosphériques. Il est probable que la différence entre la signature des productions biologiques et des productions conventionnelles soit plus importante pour l'azote que pour le phosphore. Des travaux supplémentaires sont nécessaires afin d'évaluer la contribution des engrais de synthèse azotés à la composition des productions biologiques.

Chapitre 7

Discussion générale

7.1. Retour sur les principaux résultats

7.1.1. Des importations conséquentes pour les exploitations biologiques spécialisées

Les résultats présentés au Chapitre 4 ont montré que les importations de matière (aliments et/ou fertilisants) des exploitations biologiques pouvaient être modélisées à l'aide de deux facteurs que sont la part de la SAU en céréales et oléagineux et le chargement animal. Ces résultats ont montré que les importations de matière étaient conséquentes pour les exploitations biologiques spécialisées. Les exploitations biologiques spécialisées dans les productions végétales, caractérisées par d'importantes surfaces dédiées aux céréales et oléagineux et des chargements animaux faibles voire nuls (Clusters 1 et 2), importaient notamment des quantités élevées d'engrais organiques et d'effluents d'élevage (Fig. 7). En comparaison les importations de matière étaient plus rares pour les exploitations biologiques mixtes, caractérisées par des chargements animaux modérés et d'importantes surfaces dédiées aux cultures de légumineuses (Clusters 3 et 4), car ces exploitations mixtes étaient autonomes pour l'alimentation de leurs troupeaux et favorisaient les entrées de N via la fixation symbiotique plutôt que l'importation de fertilisants.

L'hypothèse selon laquelle les agriculteurs biologiques sollicitent préférentiellement les ressources disponibles sur l'exploitation comme les effluents d'élevage produits sur la ferme et les apports atmosphériques de N (hypothèse 1) est donc partiellement validée. Si ces ressources sont disponibles, elles sont utilisées en priorité. Toutefois, si le système de production le nécessite, les agriculteurs biologiques peuvent importer d'importantes quantités de matière, notamment sous forme de fertilisants organiques.

En raison de ces importations de fertilisants, les exploitations biologiques spécialisées dans les productions végétales présentaient, en moyenne, des bilans de phosphore et potassium supérieurs aux exploitations mixtes. Par exemple, le bilan de phosphore moyen des exploitations du Cluster 1 s'élevait à $+16\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Table 5) alors que le bilan des exploitations du Cluster 4 était négatif ($-1\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). Ces résultats permettent de nuancer les conclusions de précédents travaux qui avaient mis en évidence des bilans déséquilibrés pour les exploitations biologiques céréalières sans élevage (Berry *et al* 2003, Goulding *et al* 2008). Toutefois, pour des exploitations avec des systèmes de production similaires, il pouvait subsister d'importantes variations concernant les bilans minéraux de ces exploitations. Ces variations pouvaient être dues au contexte local, à la disponibilité des ressources au sein de la région agricole.

7.1.2. La diversité territoriale favorise le recyclage des éléments minéraux

Dans le Chapitre 5, il a été montré que les échanges de matière entre exploitations agricoles relevés lors des enquêtes étaient principalement des échanges locaux, entre des exploitations éloignées de quelques dizaines de kilomètres seulement (Fig. 16). Les résultats ont également montré que les exploitations biologiques enquêtées dans la région mixte (Ribéracois) étaient en relation avec respectivement deux et quatre fois plus d'exploitations

que celles enquêtées dans la région spécialisée dans l'élevage de bovins laitiers (Pilat) et celles enquêtées dans la région céréalière (Lomagne) (Table 11). Ces résultats valident l'hypothèse 3, à savoir que la diversité des productions présentes au sein d'un territoire, et particulièrement la proximité entre des exploitations spécialisées dans les productions végétales et d'autres dans les productions animales, favorise les échanges entre exploitations.

La contribution de ces échanges entre exploitations au recyclage local des éléments minéraux a été quantifiée à l'aide de deux indicateurs : l'autonomie locale et le degré de bouclage des cycles. Ces deux indicateurs évaluaient respectivement le recyclage à court et à long terme. Les deux indicateurs choisis étaient généralement plus élevés dans la région mixte que dans les deux régions spécialisées (Table 10). En particulier, pour les trois éléments minéraux étudiés, le degré de bouclage des cycles, estimé par le Finn Cycling Index, était plus élevé dans la région mixte, avec un maximum de l'ordre de 20% pour le phosphore. Si une corrélation positive entre diversité des productions et bouclage des cycles avait déjà été montrée à l'échelle de l'exploitation (Rufino *et al* 2009), c'est la première fois qu'une telle corrélation est mise en évidence à l'échelle territoriale.

Enfin les résultats de ce chapitre ont montré que les exploitations biologiques enquêtées étaient en relation avec de nombreuses exploitations conventionnelles (Table 9). Or les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle peuvent être préoccupantes pour l'AB car elles représentent des transferts d'éléments minéraux initialement apportés par les engrais de synthèse. Il s'est alors posé la question de l'importance des importations en provenance des exploitations conventionnelles dans l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques.

7.1.3. Des fertilisants organiques en provenance de l'agriculture conventionnelle

Les résultats présentés dans la première partie du Chapitre 6 ont montré que les importations d'éléments minéraux sous forme de matières en provenance de l'agriculture conventionnelle étaient relativement élevées pour les exploitations biologiques étudiées et s'élevaient respectivement à 23%, 73% et 53% des importations de N, P and K (Fig. 18). Ces importations étaient majoritairement des importations de fertilisants organiques (Fig. 19) tels que des effluents d'élevage en provenance d'exploitations conventionnelles ou des engrais organiques fournis par des coopératives agricoles. En conséquence les importations d'éléments minéraux en provenance de l'agriculture conventionnelle étaient positivement corrélées à la demande en fertilisants des exploitations biologiques (Fig. 20). Ceci valide l'hypothèse 2 selon laquelle les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle sont fortement déterminées par le différentiel entre la demande en fertilisants des exploitations biologiques et l'offre interne en fertilisants.

Les résultats ont également montré que, pour des exploitations biologiques avec une demande en fertilisants similaire, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle étaient moins importantes dans la région mixte que dans la région céréalière (Fig. 21), en raison d'échanges de fertilisants organiques entre exploitations biologiques dans cette première région (Table 14). Ainsi, l'hypothèse 4 selon laquelle la diversité locale des

productions biologiques va favoriser les échanges entre exploitations biologiques et donc diminuer les importations d'éléments minéraux en provenance de l'agriculture conventionnelle est donc validée.

Toutefois, les éléments minéraux provenant de l'agriculture conventionnelle ne sont pas tous issus d'engrais de synthèse. De plus, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle ne sont pas la seule voie d'entrée d'éléments minéraux initialement issus d'engrais de synthèse pour les productions biologiques. Pour les cas du phosphore, la contribution des engrais de synthèse à l'approvisionnement des exploitations biologiques a donc été évaluée par la contribution des éléments minéraux issus d'apports d'engrais de synthèse à la composition des productions biologiques.

7.1.4. Une contribution importante du phosphore initialement issu d'engrais de synthèse à la composition des productions biologiques

D'après les résultats présentés dans la seconde partie du Chapitre 6, le phosphore anthropogénique (P_{Ant}), c'est-à-dire issu de phosphates de roche dont la disponibilité a été augmentée initialement par une attaque acide, contribuait de façon importante à la composition des productions biologiques. En effet, la signature des productions biologiques, définie comme la contribution du P_{Ant} à la composition en phosphore de ces productions, s'élevait respectivement à 71% et 72% pour les productions végétales et animales (Fig. 25). Cette signature était comparable à la signature moyenne des productions agricoles françaises, qui s'élevait respectivement à 73% et 76% pour les productions végétales et animales (Table 18). En conséquence, les simulations remplaçant les importations des exploitations biologiques en provenance de l'agriculture conventionnelle par des importations en provenance de l'agriculture biologique ont montré que la signature des productions biologiques était très peu dépendante des pratiques d'échanges des exploitations biologiques (Fig. 26).

La constance de la signature des productions biologiques vient du fait que la signature des sols agricoles français est principalement due aux pratiques de fertilisation phosphatée fortement excédentaires qui ont été réalisées en France de l'après-guerre jusqu'en 1975, pic de consommation des engrais phosphatés (Fig. 1). Ainsi, pour des exploitations converties à l'AB après 1975, la signature des productions biologiques sera proche de la signature moyenne des productions conventionnelles car les exploitations biologiques vont recycler du P_{Ant} déjà présent dans les sols, sans diluer ces stocks avec du P provenant d'autres origines. Il a notamment été estimé que plus de 90% du P_{Ant} contenu dans les productions biologiques étaient issus d'apports effectués avant la conversion des exploitations (Table 18). La signature estimée pour les productions biologiques françaises peut donc être extrapolée aux productions biologiques des pays de l'Europe de l'Ouest, qui sont généralement caractérisées par des pratiques de fertilisation P fortement excédentaires au début de la seconde moitié du XX^{ème} siècle, suivies d'une baisse des apports (FAO 2013) et une augmentation relativement récente des surfaces dédiées à l'AB (Rigby et al. 2001; Darnhofer et al. 2010). Toutefois les résultats de cette partie sont fortement contingents de l'élément étudié. Il est probable que la différence

entre la signature des productions biologiques et des productions conventionnelles soit plus importante pour l'azote que pour le phosphore.

7.2. Quels systèmes agricoles pour diminuer la dépendance de l'agriculture aux engrais de synthèse?

Pour cette thèse, l'AB a été choisie comme modèle d'étude pour identifier les formes d'organisations à même de réduire la dépendance de l'agriculture aux engrais de synthèse au profit d'un meilleur recyclage des éléments minéraux au sein des systèmes agricoles. Ce choix a été validé *a posteriori* : les engrais minéraux autorisés par le règlement européen (Conseil de l'Union Européenne 2007), soit les minerais de phosphore et de potassium non traités, étaient peu utilisés par les exploitations biologiques enquêtées (Fig. 8). Les exploitations biologiques étudiées utilisaient principalement des fertilisants organiques (engrais organiques ou effluents d'élevage), favorisant ainsi le recyclage des éléments minéraux au sein des systèmes agricoles. Quels sont les réseaux d'approvisionnement mis en place par les exploitations biologiques pour assurer ce recyclage ?

7.2.1. La spécialisation des exploitations peut être compatible avec le recyclage des éléments minéraux

Russelle *et al* (2007) ont émis l'hypothèse qu'un accès facilité aux intrants, tels que le carburant ou les fertilisants, conduisait à la spécialisation des exploitations agricoles, alors que l'introduction de contraintes sur l'approvisionnement favorisait la mise en place d'exploitations mixtes, intégrant culture et élevage. Or l'actuel développement de l'AB suit le mouvement observé pour l'agriculture conventionnelle, avec une tendance à la spécialisation des exploitations agricoles biologiques (David 2009). Cette spécialisation des exploitations biologiques alimente notamment le débat sur la conventionalisation de l'AB (Darnhofer *et al* 2010), qui interroge sur les capacités de l'AB à développer des systèmes agricoles alternatifs au modèle conventionnel (Stassart and Jamar 2009). Par exemple, en 2011, 66% des exploitations biologiques françaises étaient des exploitations sans élevage (AgenceBio, 2013). Plus généralement, le nombre d'exploitations biologiques sans élevage a augmenté au cours des dernières années en Europe (Migliorini *et al* 2013).

Un tel constat peut paraître surprenant au regard des principes de l'AB, qui reposent sur un fort lien entre productions végétales et animales (Luttikholt 2007). Toutefois, les résultats présentés au Chapitre 4 ont montré que les exploitations biologiques spécialisées pouvaient importer de fortes quantités d'éléments minéraux. Les exploitations spécialisées dans les productions végétales importaient notamment d'importantes quantités de fertilisants organiques. Ces résultats confirment que le recyclage des éléments minéraux peut se réaliser à un niveau d'organisation supérieur à l'exploitation. Par ailleurs, la spécialisation des exploitations agricoles présente aussi des avantages d'un point de vue agronomique,

économique ou encore social (Allen and Lueck 1998) qui peuvent expliquer la tendance à la spécialisation des exploitations biologiques.

7.2.2. Les deux réseaux d'échanges mis en place par les exploitations biologiques

La spécialisation des exploitations agricoles n'est pas nécessairement un frein au recyclage des éléments minéraux. Les données recoltées lors des enquêtes ont montré que ce recyclage pouvait être assuré grâce à deux types de réseaux d'approvisionnement, chacun de ces réseaux étant associé à des distances d'échanges spécifiques.

En effet, les résultats ont montré que les exploitations biologiques étaient en relation avec deux types de fournisseurs de matière : les exploitations agricoles (biologiques ou conventionnelles) et les autres acteurs, c'est-à-dire des « grands acteurs » (coopératives et vendeurs d'engrais organiques ou d'aliments du bétail) et des sources urbaines locales (plateforme de compostage des déchets verts dans le Ribéracois ou brasserie dans le Pilat) (Chapitre 5). Toutefois, les sources urbaines locales étaient peu sollicitées par les exploitations biologiques (Table 9). De plus, les quantités d'éléments minéraux fournies par ces sources urbaines étaient faibles (Fig. 18). Ainsi les autres acteurs référencés lors des enquêtes étaient principalement des grands acteurs.

Selon les acteurs en relation avec les exploitations biologiques, deux distances d'échanges ont été identifiées. Les échanges de matière entre exploitations agricoles, qui s'effectuaient sur des distances de quelques dizaines de kilomètres, constituaient un réseau d'échange local. En comparaison, même si les grands acteurs étaient souvent géographiquement proches des exploitations biologiques enquêtées, ceux-ci pouvaient fournir aux exploitations biologiques des produits importés sur plusieurs centaines voire plusieurs milliers de kilomètres, constituant ainsi un réseau d'échanges national, voire international.

7.2.2.1. Les fertilisants fournis par les grands acteurs

Concernant les importations de fertilisants, les engrais organiques vendus par les grands acteurs étaient composés de coproduits des industries de la viande tels que les farines de plumes ou les soies de porcs provenant de toute la France. Ces coproduits sont généralement assemblés en Bretagne, région de l'ouest de la France spécialisée dans les productions animales, et ensuite distribués aux revendeurs. A titre d'exemple, les engrais organiques utilisés en Lomagne parcouraient environ 600km de leur lieu d'assemblage jusqu'à leur importation par les exploitations biologiques. Ces engrais organiques ont une disponibilité limitée. Par exemple, la quantité de farines de plumes produites annuellement en France, produit riche en N rapidement minéralisable et fréquemment utilisé en AB (David *et al* 2005), permet potentiellement un apport limité à $1 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ sur les surfaces dédiées à l'AB (SIFCO 2011). De plus, la quantité d'engrais organiques disponibles va diminuer car les coproduits composant ces engrais sont de nouveau utilisables pour l'alimentation des poissons d'élevage, et bientôt pour l'alimentation des granivores (Ministère de l'agriculture 2013).

7.2.2.2. Les aliments fournis par les grands acteurs

Concernant les importations d'aliments, la Figure 27, qui donne l'origine des grains et des tourteaux composant les aliments vendus par le principal fabricant d'aliments du bétail du Pilat, montre notamment que les trois-quarts du phosphore contenu dans ces aliments provenaient d'importations de grains produits hors de France. Les conséquences d'un tel transport ne sont pas négligeables. Dans une étude portant sur l'impact environnemental et énergétique de la production et de l'importation de soja biologique chinois jusqu'au Danemark, Knudsen *et al* (2010) ont montré que la moitié des émissions de gaz à effet de serre et les trois-quarts de la consommation d'énergies fossiles étaient dus au transport du soja.

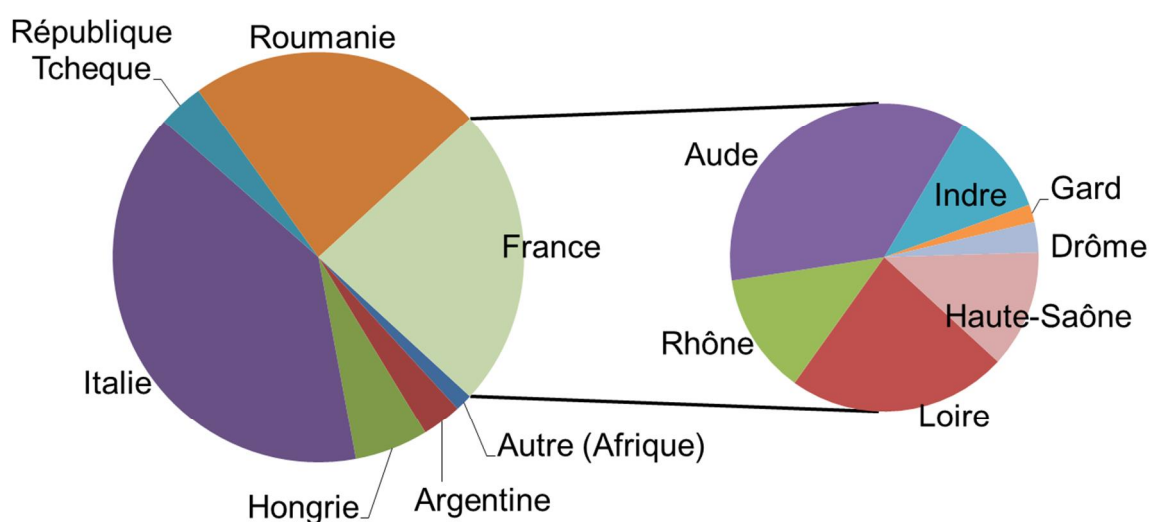


Figure 27 Origine des grains et des tourteaux composant les aliments commercialisés par le principal négociant du Pilat.

La taille des parts représente la quantité relative de phosphore issue de chaque origine. Le calcul est basé sur la composition de trois aliments vendus aux agriculteurs enquêtés.

Selon le réseau d'approvisionnement sollicité par les exploitations biologiques, les distances parcourues par les matières échangées varient donc fortement : ces distances sont courtes lors d'échanges directs entre exploitations, beaucoup plus longues dans le cas d'échanges organisés par des grands acteurs. Par exemple, dans le Pilat, la distance moyenne parcourue par un kilogramme de P avant son importation par une exploitation biologique s'élevait à 36km dans le cas d'échanges entre exploitations (Table 10) contre plus de 1200km dans le cas d'importations d'aliments du bétail fournis par les grands acteurs (Fig. 27). Les deux réseaux permettent l'échange de matières organiques et donc le recyclage des éléments minéraux. Toutefois les quantités d'engrais organiques disponibles sont limitées. Le remplacement des engrais de synthèse par ces engrais organiques n'est donc pas envisageable. De plus le transport d'aliments sur de grandes distances occasionne des dégâts environnementaux. Dans un objectif de durabilité, il est donc préférable de favoriser le recyclage local des éléments minéraux.

7.2.3. La diversité locale des productions peut favoriser le recyclage local des éléments minéraux

Les résultats obtenus ont montré que la diversité locale des productions est l'une des conditions nécessaires pour favoriser les échanges de matières entre exploitations et donc le recyclage local des éléments minéraux.

7.2.3.1. La diversité locale favorise le recyclage à court terme

Les résultats présentés dans le Chapitre 5 ont montré que les possibilités de recyclage à court terme des éléments minéraux étaient conséquentes pour les régions mixtes. En effet, dans le Ribéracois, l'autonomie locale était importante : plus de la moitié des éléments minéraux importés par les exploitations biologiques de la région provenaient de sources locales (respectivement 85%, 52% et 54% pour l'azote, le phosphore et le potassium) (Table 10). En comparaison, dans les deux régions spécialisées, le phosphore était particulièrement difficile à récupérer localement : seulement 39% et 13% du phosphore importé provenaient de sources locales pour la Lomagne et le Pilat, respectivement. Alors qu'il existe des préoccupations grandissantes concernant l'épuisement des ressources de phosphore minéral (Cordell *et al* 2009), il apparaît ainsi que la proximité des productions végétales et animales peut limiter la consommation de ces ressources en favorisant le recyclage local du phosphore. Ces résultats confirment ceux de Senthilkumar *et al.* (2012) qui ont montré que la ségrégation spatiale des productions végétales et animales favorisait la consommation d'engrais de synthèse.

De plus, pour les exploitations fortement spécialisées dans les productions céréalières (Cluster 1), toutes situées en Lomagne (Table 3), seulement 27% de l'azote provenait de sources atmosphériques (Table 4), soit une proportion relativement faible par rapport à la moyenne de 63% calculée pour l'ensemble des exploitations biologiques enquêtées (Fig. 18). Le développement d'exploitations spécialisées dans l'élevage d'herbivores dans les régions

céréalières pourrait offrir des débouchés locaux pour les légumineuses fourragères et permettre l'introduction de telles cultures dans les rotations des exploitations céréalières, diminuant ainsi les importations d'engrais azotés (Clark 2004).

La proximité des productions végétales et animales augmente donc l'autonomie locale en éléments minéraux. De tels résultats s'inscrivent dans la tendance générale à reconnaître que la diversité des systèmes de production au niveau des territoires est une des conditions de leur durabilité (Naylor *et al* 2005).

7.2.3.2. Les possibilités de recyclage à long terme restent limitées

Toutefois, les possibilités de recyclage à long terme étaient limitées. Si, pour les trois éléments minéraux étudiés, le degré de bouclage des cycles était toujours plus élevé dans la région mixte, ce degré de bouclage restait faible avec un maximum de l'ordre de 20% pour le phosphore (Table 10).

D'une part, le bouclage des cycles nécessite la mise en place de motifs cyclique qui étaient relativement rares dans les réseaux d'échanges étudiés, avec deux cycles dans le Ribéracois et un seul dans la Lomagne et le Pilat (Table 11). Comment expliquer les raisons de ce faible nombre de cycles ? Dans les trois régions étudiées, la majorité des flux était captée par une poignée d'exploitations (Fig. 15), c'est-à-dire qu'un petit nombre d'exploitations établissait beaucoup de connections (degré élevé) alors qu'un grand nombre d'exploitations établissait peu de connections (degré faible). Une telle propriété est caractéristique des réseaux dits sans-échelle caractéristique (scale-free networks), mis en évidence par Barabási and Albert (1999). Ces réseaux sont généralement des réseaux qui s'organisent d'eux-mêmes, sans contrainte extérieure, comme les liens entre les pages web (Barabasi *et al* 2000), les citations de publications scientifiques (Borner *et al* 2004) ou encore les relations d'amitié au sein d'un groupe d'élèves (Xie *et al* 2008). Il n'est donc pas surprenant de retrouver une telle structure dans les réseaux d'échanges de matière entre exploitations agricoles, ces réseaux étant principalement fondés sur les relations sociales des agriculteurs. En effet, mis à part dans le Ribéracois où un site web fonctionnait comme une bourse d'échanges de matière pour les agriculteurs biologiques, il n'existait pas d'organisation structurant les réseaux d'échanges. La mise en place de telles organisations pourrait permettre aux agriculteurs d'entrer en contact plus facilement et ainsi développer les échanges locaux.

D'autre part, à l'échelle des systèmes agricoles, les cycles des éléments minéraux sont nécessairement ouverts suite à l'exportation d'une partie de la production pour l'alimentation humaine (Dore *et al* 2011). De plus, si les pertes environnementales peuvent être limitées, certaines pertes sont inévitables, comme les pertes d'azote vers l'atmosphère lors du stockage, du transport et de l'épandage des effluents d'élevage. Ainsi les précédentes études à l'échelle de l'exploitation avaient déjà montré des degrés de bouclage relativement faibles, même pour les exploitations diversifiées (Table 12). Pour assurer le fonctionnement des systèmes agricoles, les exportations et les pertes d'éléments minéraux doivent être compensées par des apports provenant de l'extérieur de ces systèmes. Il semble donc impossible d'arrêter complètement les apports d'engrais de synthèse.

7.3. Quelle contribution des engrais de synthèse pour l'agriculture biologique?

Les résultats ont montré que les importations d'éléments minéraux en provenance de l'agriculture conventionnelle par les exploitations biologiques étaient importantes. Cela soulève des interrogations concernant la contribution de ces importations et, au-delà de la contribution des apports d'engrais de synthèse, à l'approvisionnement des exploitations biologiques. Les possibilités d'extension des surfaces biologiques dépendent de l'importance de ces apports.

7.3.1. Les importations de matière en provenance de l'agriculture conventionnelle

Les importations de matière en provenance de l'agriculture conventionnelle étaient conséquentes pour les exploitations biologiques étudiées (Fig. 18). Pour les exploitations céréalières avec des objectifs de qualités de grains élevées, les importations d'engrais organiques permettent un apport d'éléments minéraux rapidement disponibles aux cultures (David *et al* 2005). Pour les exploitations d'élevage, les importations de fourrages et de pailles en provenance d'exploitations conventionnelles permettent de répondre aux besoins en fourrage et litière des troupeaux en cas d'année à fort déficit hydrique, comme cela était le cas en 2011.

Toutefois, afin d'accroître la légitimité de l'AB comme une alternative crédible à l'agriculture conventionnelle, des discussions sont en cours au sujet d'un éventuel durcissement du règlement européen (E. Salomon, comm. pers). Ce règlement autorise l'usage d'effluents d'élevage conventionnels à la condition qu'ils ne proviennent pas d'élevages industriels. Mais la définition de ces élevages est actuellement assez permissive puisque seuls les élevages strictement hors-sol, sans parcours pour les animaux ni surface épandable sont considérés comme industriels. De plus, certains pays ont ajouté des contraintes supplémentaires au règlement européen. Ainsi au Danemark, les importations en provenance de l'agriculture conventionnelle sont limitées à $70 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et les autorités ont même prévu de bannir complètement ces importations d'ici 2022 (Oelofse et al., 2013). Pour atteindre cet objectif, trois solutions sont envisageables : la diminution des importations de matière sur les exploitations biologiques (simple suppression des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle), le remplacement de ces importations par d'autres apports ou la reconception des systèmes agricoles biologiques, avec une meilleure intégration des productions végétales et animales biologiques.

En effet, les résultats présentés dans la première partie du Chapitre 6 ont montré que la mixité des productions biologiques à l'échelle territoriale peut être une piste pour améliorer l'autonomie de l'AB vis-à-vis de l'importation de matière en provenance de l'agriculture conventionnelle (Fig. 21). Cette solution a déjà été mise en place aux Pays-Bas, à la fin des années 1990, lorsque les autorités en charge du développement de l'AB ont accompagné ces échanges à travers le concept de "fermes partenaires" et la contractualisation des relations

entre exploitations biologiques (Nauta *et al* 1999). Cette expérience n'a pas été poursuivie car, par rapport aux fertilisants organiques issus de l'agriculture conventionnelle, le prix des effluents issus d'exploitations biologiques spécialisées dans les productions animales était trop élevé pour les exploitations biologiques céréalières. Toutefois, si le développement des échanges entre exploitations biologiques est une piste pour améliorer l'autonomie des exploitations biologiques vis-à-vis de l'agriculture conventionnelle, il conviendrait d'approfondir l'évaluation de ces échanges. Il se pose notamment la question de la capacité des exploitations biologiques à exporter en quantité suffisante des effluents d'élevage, fourrages et pailles pour d'autres exploitations.

Concernant le remplacement des importations en provenance de l'agriculture conventionnelle par d'autres apports, une piste pourrait être d'assouplir la réglementation européenne en autorisant plus de fertilisants en provenance de sources urbaines. En effet, pour le pool d'exploitations biologiques étudiées, les importations en provenance de sources urbaines étaient rares (Fig. 18). L'IFOAM soutient notamment l'autorisation d'utiliser des boues d'épuration, qui peuvent être une source importante de P pour les cultures (Oelofse *et al* 2013). Là encore, une analyse approfondie des bénéfices et des risques associés à ces pratiques est à mener. L'épandage de boues d'épurations peut notamment contaminer les sols agricoles en métaux lourds (He *et al* 2005).

7.3.2. Des niveaux de performances environnementales et agronomiques des systèmes agricoles biologiques à réévaluer?

Pour le cas du phosphore, il a été montré que la contribution des apports d'engrais de synthèse à la composition des productions biologiques pouvait être très importante (Fig. 25). En conséquence les résultats de précédents travaux consacrés à l'évaluation des performances environnementales et agronomiques de l'AB doivent être nuancés.

Plusieurs analyses de cycle de vie ont montré que l'AB présente des performances environnementales supérieures à l'agriculture conventionnelle (Alaphilippe *et al* 2012, Nemecek *et al* 2011). En conséquence des scénarios de conversion massive construits à l'échelle du bassin versant (Larsson and Granstedt 2010, Thieu *et al* 2011) ou du pays (Pelletier *et al* 2008) ont montré les conséquences environnementales bénéfiques potentielles d'une large extension des surfaces cultivées en AB. En particulier, l'AB consomme moins d'énergie fossile (Dalgaard *et al* 2001, Thomassen *et al* 2008) et émet moins de gaz à effet de serre (Zafiriou *et al* 2012, Halberg *et al* 2010) par unité de surface (Tuomisto *et al* 2012) par rapport à l'agriculture conventionnelle. Les différences observées entre AB et agriculture conventionnelle sont majoritairement expliquées par le coût environnemental important associé à la production d'engrais de synthèse (Pelletier *et al* 2008). Toutefois aucune de ces études ne prenait en compte l'origine des éléments minéraux contenus dans les productions biologiques. Le coût environnemental lié à l'introduction d'éléments minéraux dans les systèmes agricoles doit pourtant aussi être comptabilisé pour les productions biologiques lorsque les éléments minéraux composant ces productions sont issus d'apports d'engrais de synthèse. Les résultats présentés dans le Chapitre 6 suggèrent que les performances environnementales de l'AB pourraient être significativement réduites si le coût

environnemental associé à la production d'engrais de synthèse entrant indirectement dans la composition des produits biologiques était intégré. Mais, étant donné que les émissions de gaz à effet de serre et que la consommation d'énergie fossile sont principalement associées à la production d'engrais azotés par le procédé Haber-Bosch (Pelletier *et al* 2008), des travaux supplémentaires sont nécessaires pour évaluer la contribution des engrais de synthèse azotés à la composition des productions biologiques.

Par ailleurs, de récents travaux ont montré que les rendements des cultures biologiques sont relativement proches de ceux des cultures conventionnelles (Seufert *et al* 2012), avec des rendements quasiment similaires pour les pays en développement (de Ponti *et al* 2012). La fertilisation est un point clé pour améliorer les rendements des cultures biologiques (Bilsborrow *et al* 2013, Palmer *et al* 2013). En effet les écarts observés entre AB et agriculture conventionnelle sont plus faibles lorsque le raisonnement de la nutrition des plantes est optimal (Seufert *et al* 2012). Toutefois, ces études ne permettent pas de comparer réellement les deux modes de production car les rendements des cultures biologiques peuvent être obtenus grâce à des fertilisants organiques importés en provenance de l'agriculture conventionnelle (Connor 2013). Au-delà de ces importations directes de fertilisant, les résultats présentés dans ce manuscrit ont montré que les productions biologiques étaient partiellement dépendantes des apports d'engrais de synthèse qui ont été réalisés avant la conversion des exploitations à l'AB. En conséquence, les scénarios d'extension massive de l'AB ne doivent pas se limiter à une extrapolation des rendements actuels des cultures biologiques, comme cela a pu être fait par Badgley *et al* (2007) ou Pelletier *et al* (2008). Il est nécessaire de simuler l'évolution des rendements en fonction de l'évolution des stocks d'éléments minéraux des sols pour l'évaluation de ces scénarios de conversion massive. Dans une étude située dans le bassin de la Seine, Thieu *et al* (2011) avaient proposé une approche qui se rapprochait de cette proposition, en évaluant le rendement des céréales biologiques en fonction de la quantité d'azote disponible dans les effluents d'élevage. Mais les autres éléments minéraux, et notamment le phosphore et le potassium, doivent aussi être intégrés aux simulations.

7.4. Quels sont les travaux de recherche à prolonger?

7.4.1. Les apports des méthodes utilisées

7.4.1.1. De nouveaux outils pour l'agronomie des territoires

En raison d'une méthodologie qui s'est attachée à suivre le devenir des éléments minéraux au cours des échanges de matière entre exploitations biologiques, les résultats obtenus ont montré que le recyclage des éléments minéraux pouvait être effectué à un niveau d'organisation supérieure à l'exploitation : la réassociation des productions végétales et animales, généralement envisagée à l'échelle de l'exploitation (Oomen *et al* 1998), peut aussi se faire à l'échelle locale. A ce titre, les travaux effectués dans cette thèse peuvent contribuer au développement de l'agronomie des territoires, qui est un champ disciplinaire émergent de l'agronomie (Benoit *et al* 2012). Les études réalisées dans le cadre de l'agronomie des territoires ont montré que l'échelle territoriale, locale était une échelle pertinente pour aborder

certaines questions qui ne pouvaient pas être traitées à l'échelle de la parcelle (Nesme *et al* 2010) ou de l'exploitation (Leenhardt *et al* 2010). Le maintien de la biodiversité à travers la gestion de la mosaïque paysagère est l'une des questions qui doit être abordée à l'échelle locale (Groot *et al* 2010). Les résultats présentés dans le cadre de cette thèse ont montré que le recyclage des éléments minéraux pouvait aussi être envisagé à l'échelle locale.

Une première originalité de cette thèse a donc été de développer des méthodes adaptées à l'étude du recyclage local des éléments minéraux. L'analyse de la littérature scientifique avait montré que deux raisons pouvaient être invoquées pour expliquer le manque de travaux traitant de ce sujet. Ces raisons étaient la difficulté à collecter les données nécessaires à ce genre de travaux et la nécessité de développer des indicateurs à même d'évaluer le recyclage local des éléments minéraux. Concernant la difficulté à collecter les données nécessaires, un problème majeur identifié était la délimitation des systèmes étudiés. En effet, contrairement aux études à l'échelle de l'exploitation, les réseaux d'échanges entre exploitations ne sont pas définis *a priori*. Pour répondre à ce problème, une méthode d'échantillonnage spécifique a été développée, empruntée de l'analyse des réseaux sociaux (Almquist 2012). Cette méthode a permis d'isoler une partie des réseaux d'échanges entre exploitations. Des indicateurs spécifiques à l'analyse des réseaux ont alors pu être utilisés pour évaluer l'intensité du recyclage local des éléments minéraux : l'autonomie et le degré de bouclage. C'est la première fois que de tels indicateurs quantifiant le recyclage des éléments minéraux ont été mis en œuvre à l'échelle de la petite région agricole. Ces indicateurs contribuent à enrichir les outils théoriques utilisés dans le cadre de l'agronomie des territoires.

7.4.1.2. L'extension du débat concernant le développement de filières de commercialisation des productions agricoles locales

Une seconde originalité de cette thèse a consisté en l'évaluation des distances parcourues par les éléments minéraux lors de leurs importations par les exploitations agricoles biologiques. Il a été ainsi mis en évidence qu'il existait un écart de distances de transport important, qui s'élevait à plusieurs centaines voire plusieurs milliers de kilomètres, entre les deux réseaux d'approvisionnement mis en place par les exploitations biologiques (i.e. les réseaux d'échanges entre exploitations et le réseau d'échanges impliquant les grands acteurs). Dans la littérature scientifique, les questions de distances de transport ont plus généralement été traitées du point de vue de la commercialisation des productions agricoles, avec notamment le développement du concept de « food miles » qui évalue la distance parcourue par les productions agricoles de l'exploitation où elles ont été produites jusqu'à leur consommation (Pretty *et al* 2005). Alors qu'il existe un débat sur les avantages et les inconvénients de la mise en place de circuits de commercialisation locaux des productions agricoles (Mundler and Rumpus 2012), les résultats présentés dans cette thèse montrent que ce débat peut être élargi à l'amont, c'est-à-dire à l'approvisionnement en aliments et en fertilisants des exploitations agricoles, afin de discuter des possibilités de concevoir des filières d'alimentation strictement locales.

7.4.1.3. Une nouvelle conception du rôle des engrais de synthèse

Enfin, une troisième originalité de cette thèse a consisté à mobiliser différentes approches telles que les enquêtes en exploitations agricoles, l'évaluation quantitative et la modélisation associée à des tests de scénarios. A ce titre, la démarche proposée est allée au-delà de la réalisation de bilans entrées/sorties d'éléments minéraux qui ont été jusqu'à largement pratiqués en matière d'évaluation de l'agriculture biologique. La combinaison de ces différentes approches a permis de proposer des scénarios ayant un certain réalisme afin d'évaluer la contribution des engrais de synthèse à l'approvisionnement en éléments minéraux des exploitations biologiques. Cette évaluation peut être comparée au travail de Galloway *et al* (2003), qui ont proposé le concept de cascade de l'azote pour rendre compte des dégâts environnementaux liés à l'utilisation d'engrais azotés. Selon ce concept, les pertes d'azote réactif des systèmes agricoles vers les écosystèmes naturels entraînent toute une chaîne, une cascade de conséquences car les formes réactives de l'azote circulent rapidement entre les différents compartiments, des écosystèmes aquatiques à l'atmosphère par exemple, alors que le retour à la forme stable (diazote) est beaucoup plus long. D'une manière complémentaire, les résultats de cette thèse ont montré que les bénéfices de l'utilisation d'engrais de synthèse ne se limitaient pas à la nutrition des cultures l'année de l'apport. Comme montré dans le Chapitre 6, les apports d'engrais phosphatés ont aussi permis d'augmenter la quantité de phosphore circulant dans les systèmes agricoles.

7.4.2. Les limites des méthodes utilisées

7.4.2.1. Le choix des régions d'étude

Une première limite est associée au choix de la région agricole comme échelle d'investigation. Cette échelle permet de considérer des systèmes de production relativement homogènes, soumis à des conditions pédoclimatiques similaires. Cependant, sa dimension relativement réduite (quelques centaines de kilomètres carrés) n'a pas toujours permis de prendre en charge l'ensemble des acteurs contribuant aux flux d'éléments minéraux associés à la région d'étude : certains acteurs, tels que des fournisseurs d'effluents d'élevage ou des plateformes de compostage, pouvaient représenter une source d'éléments minéraux significative mais se situer hors des limites de la région d'étude. Une méthodologie à même de prendre en charge leur contribution à l'autonomie et au bouclage du cycle des éléments minéraux a cependant été développée et proposée au Chapitre 5.

7.4.2.2. La définition des régions d'étude

Une seconde limite est liée au fait que les régions agricoles choisies ont été choisies uniquement sur la base de leur degré de spécialisation, sans prendre en compte leurs caractéristiques pédoclimatiques, ou encore le nombre et la nature des grands acteurs présents dans ces régions. En toute rigueur, les différences observées entre les trois régions doivent

être interprétées comme étant dues aux effets combinés de ces différents facteurs, et non pas seulement comme les conséquences de la spécialisation des exploitations agricoles. En effet, les grands acteurs peuvent influencer l'intensité du recyclage local des éléments minéraux : par exemple, la présence d'un vendeur d'engrais organiques peut limiter le développement des échanges d'effluents d'élevage entre exploitations. De même, de par leur influence sur les systèmes de production des exploitations, les grands acteurs ont une influence indirecte sur les réseaux d'échanges via leur effet sur la nature des productions possibles ou encouragées (Fares *et al* 2012). Un tel phénomène a pu être observé en Lomagne où les deux coopératives agricoles biologiques collectaient les grains produits par les exploitations biologiques, vendaient les engrais organiques utilisés par ces exploitations et fournissaient des conseils techniques. L'influence de ces coopératives se traduisait notamment par l'adoption massive d'une rotation soja/blé/tournesol parmi les agriculteurs enquêtés. Toutefois, on peut considérer que les systèmes de production observés sont la résultante d'effets pédoclimatiques et de relations amont/aval avec les collecteurs ou fournisseurs de matières. Ainsi, le choix des régions agricoles en fonction de la spécialisation de leurs productions conserve sa pertinence : ce choix révèle bien-sûr des informations quant au fonctionnement des systèmes de production en eux-mêmes mais aussi quant aux relations des systèmes de production avec leur environnement physique et sociotechnique.

7.4.2.3. La durée de l'étude

Une troisième limite est due au fait que les pratiques d'échanges relevées chez les agriculteurs ont été limitées à deux années (2010 et 2011) en raison des contraintes de temps (durée des enquêtes) mais aussi de la disponibilité des données chez les agriculteurs enquêtés. Comme pour l'étude des chaînes trophiques en écologie (Nielsen and Ulanowicz 2000), il a été estimé que la caractérisation des pratiques relevées pour ces deux années permettait de capter les pratiques moyennes d'importation et d'exportation de matières des exploitations biologiques et que ces pratiques moyennes représentaient un état d'équilibre. Or Lamine et Bellon (2009) ont montré que les pratiques des agriculteurs pouvaient évoluer dans les années suivant la conversion des agriculteurs à l'AB. Cette évolution peut notamment être traduite par le passage d'une stratégie de substitution des intrants (par exemple remplacement des engrais de synthèse par des engrais organiques) à une stratégie de reconception du système de production (par exemple développement d'un atelier d'élevage sur l'exploitation) (Hill and MacRae 1995). Cette difficulté a été en partie contournée par le fait que les exploitations considérées étaient à des stades différents d'antériorité en agriculture biologique et étaient donc susceptibles d'avoir des pratiques diversifiées. Toutefois, les résultats présentés ici sont susceptibles d'être sensibles à des conditions exceptionnelles, comme la sécheresse de l'année 2011 qui a conduit les agriculteurs biologiques à demander des dérogations pour importer des fourrages en provenance d'exploitations conventionnelles. Des études réalisées sur de plus longues périodes, avec une analyse approfondie des cahiers d'enregistrement des agriculteurs (Mazé *et al* 2004), permettraient de dépasser ces limites.

7.4.2.4. La représentation du système étudié

Enfin, une quatrième limite est liée au fait que l'évaluation du recyclage des éléments minéraux au sein d'un système est dépendante de la méthode choisie pour agréger les compartiments composant ce système (Fath *et al* 2007). Le degré de bouclage est particulièrement dépendant de cette agrégation (Rufino *et al* 2009). Cette difficulté a largement été évitée par le fait que le choix des compartiments du système d'étude était relativement évident : les exploitations agricoles composant les réseaux d'échange ont été choisies comme compartiments. Cependant, il aurait été intéressant de comparer la proportion du recyclage des éléments minéraux due aux flux internes aux exploitations et la part due aux échanges entre exploitations (Fig. 28). La quantification du recyclage associé aux flux internes des exploitations étant fortement dépendante de la décomposition de l'exploitation en compartiments, nous avons préféré ne pas quantifier ce recyclage. D'autres travaux pourraient cependant poursuivre dans cette voie.

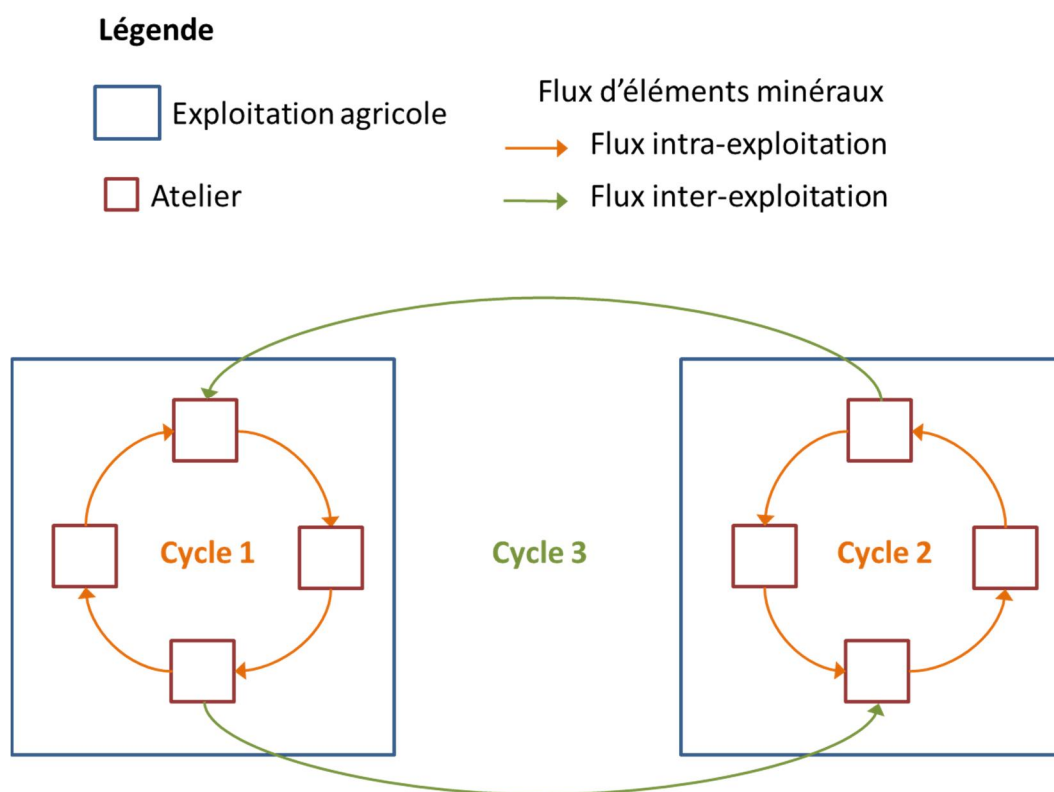


Figure 28 Représentation théorique des liens entre les cycles d'éléments minéraux dus aux flux internes aux exploitations (Cycle 1 et 2) et aux échanges entre exploitations (Cycle 3)

7.4.3. Perspectives : la modélisation dynamique des échanges entre exploitations

Les résultats présentés dans le cadre de cette thèse ont permis de quantifier l'autonomie et le degré de bouclage des cycles des éléments minéraux des exploitations biologiques à l'échelle de petites régions. Toutefois, ces résultats reposent sur une vision statique des échanges de matières entre acteurs au sein de territoires. A ce titre, leur utilité pour produire et tester des scénarios d'organisation de l'agriculture (par exemple changement de la nature des systèmes de production, des modalités d'échanges entre acteurs, introduction ou suppression d'acteurs de collecte ou de fourniture d'intrants) reste modérée. Il conviendrait de dépasser cette limite en mettant au point des modèles dynamiques d'échanges de matières entre acteurs au sein de territoires. Les résultats présentés ici peuvent aider à élaborer de tels modèles dynamiques.

En effet, les résultats ont permis d'identifier quelques déterminants gouvernant les échanges de matières entre exploitations. Les travaux réalisés au Chapitre 4 ont montré qu'il était possible de prédire la nature et la quantité des produits échangés par les exploitations agricoles à partir de caractéristiques structurelles de leurs systèmes de production, telles que l'assolement et le chargement animal. Les travaux réalisés au Chapitre 5 ont permis d'identifier quelques déterminants gouvernant les échanges entre exploitations, comme les distances auxquelles se déroulent ces échanges en fonction de la nature des produits échangés.

Comme mentionné plus haut, des travaux supplémentaires seraient nécessaires pour étudier l'influence des grands acteurs sur la mise en place des réseaux d'approvisionnement des exploitations ou encore l'évolution temporelle de ces réseaux, les pratiques d'échanges des exploitations biologiques pouvant évoluer dans les années suivant la conversion. De façon similaire, il pourrait être pertinent de se demander quelle serait l'évolution des réseaux d'approvisionnement des exploitations conventionnelles, suite à l'augmentation du prix des engrais de synthèse notamment.

Ces modèles dynamiques pourraient être élaborés sur la base des modèles multi-agents. Les résultats présentés ici quant aux déterminants des pratiques d'échanges pourraient être agrégés pour définir un ensemble de règles définissant les échanges potentiels pour un ensemble d'exploitations agricoles partageant un même territoire, en fonction du système de production de ces exploitations. De tels modèles pourraient permettre de discuter des possibilités de diminuer la consommation d'engrais de synthèse grâce à une meilleure organisation des systèmes agricoles.

Références bibliographiques

Agabriel J 2007 *Alimentation des bovins, ovins et caprins: besoins des animaux, valeurs des aliments: tables Inra 2007* (Versailles Cedex: Editions Quae)

AgenceBio Agence Bio Online: <http://www.agencebio.org>

Agreste DISAR Online:
<http://accres.agriculture.gouv.fr/disar/faces/report/mondrianTableau.jsp>

Agridea 2011 Guide Suisse-Bilanz Online: http://www.agridea-lausanne.ch/files/site-per-33_per_suisse-bilanz-guide-2011_2.pdf

Alaphilippe A, Simon S, Brun L, Hayer F and Gaillard G 2012 Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production *Agronomy for Sustainable Development* **33** 581–592

Allen D W and Lueck D 1998 The nature of the farm *J. Law Econ.* **41** 343–386

Allesina S and Ulanowicz R E 2004 Cycling in ecological networks: Finnö's index revisited *Comput. Biol. Chem.* **28** 227–233

Almqvist Z W 2012 Random errors in egocentric networks *Soc. Networks* **34** 493–505

Alvarez S, Rufino M C, Vayssières J, Salgado P, Tottonell P, Tillard E and Bocquier F 2013 Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: An application of network analysis *Agricultural Systems* Online: <http://cgspace.cgiar.org/handle/10568/28974>

Antikainen R, Lemola R, Nousiainen J I, Sokka L, Esala M, Huhtanen P and Rekolainen S 2005 Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system *Agriculture Ecosystems & Environment* **107** 287–305

Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell M J, Avilés-Vázquez K, Samulon A and Perfecto I 2007b Organic agriculture and the global food supply *Renew Agr Food Syst* **22** 86–108

Barabási A L, Albert R and Jeong H 2000 Scale-free characteristics of random networks: the topology of the World-Wide Web *Physica A* **281** 69–77

Barabási A-L and Albert R 1999 Emergence of Scaling in Random Networks *Science* **286** 509–512

Bassanino M, Grignani C, Sacco D and Allisiardi E 2007 Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy *Agric Ecosyst Environ* **122** 282–294

Bengtsson H, Öborn I, Jonsson S, Nilsson I and Andersson A 2003 Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming: a case study at Öjebyn, Sweden *European Journal of Agronomy* **20** 101–116

Benoit M, Rizzo D, Marraccini E, Moonen A C, Galli M, Lardon S, Rapey H, Thenail C and Bonari E 2012 Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics *Landsc. Ecol.* **27** 1385–94

- Berry P M, Stockdale E A, Sylvester-Bradley R, Philipps L, Smith K A, Lord E I, Watson C A and Fortune S 2003 N, P and K budgets for crop rotations on nine organic farms in the UK *Soil Use Manage* **19** 112–118
- Berry P M, Sylvester-Bradley R, Philipps L, Hatch D J, Cuttle S P, Rayns F W and Gosling P 2002 Is the productivity of organic farms restricted by the supply of available nitrogen? *Soil Use Manage* **18** 248–255
- Billen G, Thieu V, Garnier J and Silvestre M 2009 Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers *Agric. Ecosyst. Environ.* **133** 234–246
- Bilsborrow P, Cooper J, Tétard-Jones C, Średnicka-Tober D, Barański M, Eyre M, Schmidt C, Shotton P, Volakakis N, Cakmak I, Ozturk L, Leifert C and Wilcockson S 2013 The effect of organic and conventional management on the yield and quality of wheat grown in a long-term field trial *European Journal of Agronomy* **51** 71–80
- Borner K, Maru J T and Goldstone R L 2004 The simultaneous evolution of author and paper networks *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **101** 5266–5273
- Brentrup F, Küsters J, Kuhlmann H and Lammel J 2001 Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers *European Journal of Agronomy* **14** 221–233
- Carpenter S R, Caraco N F, Correll D L, Howarth R W, Sharpley A N and Smith V H 1998 Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen *Ecol. Appl.* **8** 559–568
- Castellini C, Boggia A, Cortina C, Dal Bosco A, Paolotti L, Novelli E and Mugnai C 2012 A multicriteria approach for measuring the sustainability of different poultry production systems *Journal of Cleaner Production* **37** 192–201
- Chertow M R 2000 Industrial symbiosis: Literature and taxonomy *Annual Review of Energy and the Environment* **25** 313–337
- Clark E A 2004 Benefits of Re-Integrating Livestock and Forages in Crop Production Systems *Journal of Crop Improvement* **12** 405–436
- Colomb B, Carof M, Aveline A and Bergez J-E 2013 Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model *Agron. Sustain. Dev.* **33** 593–608
- COMIFER 2009 Teneurs en phosphore, potassium et magnésium des organes végétaux récoltés Online: <http://www.comifer.asso.fr/index.php/groupe-de-travail/pk-et-mg.html>
- Connor D J 2013 Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world *Field Crops Research* **144** 145–157
- Conseil de l'Union Européenne 2007 Règlement (CE) N°834/2007 du conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et

abrogeant le règlement (CEE) n° 2092/91 Online:
http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/documents/3_Espace_Pro/RCE_BIO_834_2007_oct08.pdf

- Cooper J and Carliell-Marquet C 2013 A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system *Resour. Conserv. Recycl.* **74** 82–100
- Cordell D, Drangert J-O and White S 2009 The story of phosphorus: Global food security and food for thought *Global Environmental Change* **19** 292–305
- CORPEN 1988 Bilan d'azote à l'exploitation
- CORPEN 2001 Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager
- CORPEN 1999 Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager Online: http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_1999_11_flux_laitiere_fourrager.pdf
- CORPEN 2006 Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de calcium, de cuivre et de zinc par les élevages avicoles
- CORPEN 2003 Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs
- D'Haene K, Magyar M, De Neve S, Palmai O, Nagy J, Nemeth T and Hofman G 2007 Nitrogen and phosphorus balances of Hungarian farms *Eur J Agron* **26** 224–34
- Dalgaard T, Halberg N and Porter J R 2001 A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming *Agriculture, Ecosystems & Environment* **87** 51–65
- Dalsgaard J P T and Oficial R T 1997 A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms *Agric. Syst.* **55** 503–33
- Darnhofer I, Lindenthal T, Bartel-Kratochvil R and Zollitsch W 2010 Conventionalisation of organic farming practices: from structural criteria towards an assessment based on organic principles. A review *Agron. Sustain. Dev.* **30** 67–81
- David C 2009 Grandes cultures biologiques, des systèmes en équilibre instable *Transitions vers l'agriculture biologique* Sciences en partage ed S Bellon and C Lamine (Versailles Cedex: Quae)
- David C, Jeuffroy M H, Laurent F, Mangin A and Meynard J M 2005 The assessment of AZODYN-ORG model for managing nitrogen fertilization of organic winter wheat *Eur J Agron* **23** 225–42
- Dore T, Makowski D, Malezieux E, Munier-Jolain N, Tchamitchian M and Tittonell P 2011 Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge *Eur. J. Agron.* **34** 197–210

- Dube C, Ribble C, Kelton D and McNab B 2009 A Review of Network Analysis Terminology and its Application to Foot-and-Mouth Disease Modelling and Policy Development *Transbound. Emerg. Dis.* **56** 73–85
- Dumas M, Frossard E and Scholz R W 2011 Modeling biogeochemical processes of phosphorus for global food supply *Chemosphere* **84** 798–805
- Ehrenfeld J and Gertler N 1997 Industrial Ecology in Practice: The Evolution of Interdependence at Kalundborg *Journal of Industrial Ecology* **1** 67–79
- Elias E, Morse S and Belshaw D G R 1998 Nitrogen and phosphorus balances of Kindo Koisha farms in southern Ethiopia *Agriculture Ecosystems & Environment* **71** 93–113
- Erisman J W, Sutton M A, Galloway J, Klimont Z and Winiwarter W 2008 How a century of ammonia synthesis changed the world *Nature Geoscience* **1** 636–9
- Erkman S 1997 Industrial ecology: An historical view *Journal of Cleaner Production* **5** 1–10
- European Commission 2008 *COMMISSION REGULATION (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labelling and control*
- Fangueiro D, Pereira J, Coutinho J, Moreira N and Trindade H 2008 NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal *Eur J Agron* **28** 625–34
- FAO 2013 Online: <http://faostat3.fao.org/home/index.html#DOWNLOAD>
- Fares M, Magrini M-B and Triboulet P 2012 Agroecological transition, innovation and lock-in effects: The impact of the organizational design of supply chains. The French Durum wheat supply chain case *Cahiers Agricultures* **21** 34–45
- Fath B D, Scharler U M, Ulanowicz R E and Hannon B 2007 Ecological network analysis: network construction *Ecological Modelling* **208** 49–55
- Filippelli G M 2002 The Global Phosphorus Cycle *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* **48** 391–425
- Finn J 1980 Flow-Analysis of Models of the Hubbard Brook Ecosystem *Ecology* **61** 562–71
- Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, Seitzinger S P, Howarth R W, Cowling E B and Cosby B J 2003 The Nitrogen Cascade *BioScience* **53** 341
- Gardner J B and Drinkwater L E 2009 The fate of nitrogen in grain cropping systems: a meta-analysis of 15N field experiments *Ecol Appl* **19** 2167–84
- Gilbert N 2009 Environment: The disappearing nutrient *Nature* **461** 716–8
- Goulding K, Stockdale E and Watson C 2008 Plant Nutrients in Organic Farming *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations* ed H Kirchmann and L Bergström (Dordrecht: Springer Netherlands) pp 73–88 Online: <http://www.springerlink.com/content/u16nt47220112462/abstract/>

- Granstedt A, Schneider T, Seuri P and Thomsson O 2008 Ecological Recycling Agriculture to Reduce Nutrient Pollution to the Baltic Sea *Biological Agriculture & Horticulture* **26** 279–307
- Groot J C J, Jellema A and Rossing W A H 2010 Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: Balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs *Eur. J. Agron.* **32** 112–9
- Groot J C J, Rossing W a. H, Lantinga E A and Van Keulen H 2003 Exploring the potential for improved internal nutrient cycling in dairy farming systems, using an eco-mathematical model *NJAS-Wagen. J. Life Sci.* **51** 165–94
- Gustafson G M, Salomon E, Jonsson S and Steineck S 2003 Fluxes of K, P, and Zn in a conventional and an organic dairy farming system through feed, animals, manure, and urine – a case study at Öjebyn, Sweden *European Journal of Agronomy* **20** 89–99
- Haas G, Wetterich F and Kopke U 2001 Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment *Agric. Ecosyst. Environ.* **83** 43–53
- Halberg N, Hermansen J E, Kristensen I S, Eriksen J, Tvedegaard N and Petersen B M 2010 Impact of organic pig production systems on CO₂ emission, C sequestration and nitrate pollution *Agronomy for Sustainable Development* **30** 721–31
- Halberg N, Steen Kristensen E and Sillebæk Kristensen I 1995 Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms *J Agr Environ Ethic* **8** 30–51
- Halberg N, van der Werf H M G, Basset-Mens C, Dalgaard R and de Boer I J M 2005 Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems *Livestock Production Science* **96** 33–50
- Hayashi K, Matsumoto N, Hayashi E T, Abdoulaye T, Shinjo H, Tabo R, Matsunaga R and Tobita S 2012 Estimation of nitrogen flow within a village-farm model in Fakara region in Niger, Sahelian zone of West Africa *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **92** 289–304
- He Z L L, Yang X E and Stoffella P J 2005 Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment *J. Trace Elem. Med. Biol.* **19** 125–40
- Higashi M, Patten B C and Burns T P 1993 Network trophic dynamics: the modes of energy utilization in ecosystems *Ecological Modelling* **66** 1–42
- Hill S B and MacRae R J 1995 Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture *Journal of Sustainable Agriculture* **7** 81–7
- Høgh-Jensen H, Loges R, Jørgensen F V, Vinther F P and Jensen E S 2004 An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures *Agric Syst* **82** 181–94
- IAASTD 2009 *Global report* (Washington, DC: Island Press)
- ICP Forests 2012 ICP Forests Technical Report Online: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-technical-report>

- Isaac M E 2012 Agricultural information exchange and organizational ties: The effect of network topology on managing agrodiversity *Agric. Syst.* **109** 9–15
- Jones D L, Cross P, Withers P J A, DeLuca T H, Robinson D A, Quilliam R S, Harris I M, Chadwick D R and Edwards-Jones G 2013 REVIEW: Nutrient stripping: the global disparity between food security and soil nutrient stocks *J. Appl. Ecol.* **50** 851–62
- Kirchmann H, Kätterer T and Bergström L 2008 Nutrient Supply in Organic Agriculture – Plant Availability, Sources and Recycling *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations* ed H Kirchmann and L Bergström (Dordrecht: Springer Netherlands) pp 89–116 Online: http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-9316-6_5
- Knudsen M T, Qiao Y-H, Luo Y and Halberg N 2010 Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max.*) imported from China to Denmark: a case study *J. Clean Prod.* **18** 1431–9
- Kobayashi R, Yamada A, Hirooka H, Tabata Y, Zhang J, Nonaka K, Kamo M, Hayasaka K, Aoki Y, Kawamoto H, Shimonasako H, Kida T, Ogawa M and Miyaji M 2010 Changes in the cycling of nitrogen, phosphorus, and potassium in a dairy farming system *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **87** 295–306
- Koppelaar R H E M and Weikard H P Assessing phosphate rock depletion and phosphorus recycling options *Global Environmental Change* Online: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378013001519>
- Kuestermann B, Christen O and Huelsbergen K-J 2010 Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management *Agric. Ecosyst. Environ.* **135** 70–80
- Lamine C and Bellon S 2009 Conversion to organic farming: a multidimensional research object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review *Agronomy for Sustainable Development* **29** 97–112
- Larsson M and Granstedt A 2010 Sustainable governance of the agriculture and the Baltic Sea – Agricultural reforms, food production and curbed eutrophication *Ecological Economics* **69** 1943–51
- Lecoeur J and Sinclair T R 2001 Nitrogen accumulation, partitioning, and nitrogen harvest index increase during seed fill of field pea *Field Crop Res* **71** 87–99
- Leenhardt D, Angevin F, Biarnes A, Colbach N and Mignolet C 2010 Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review *Agron. Sustain. Dev.* **30** 131–8
- Leigh R A and Wyn Jones R G 1984 A Hypothesis Relating Critical Potassium Concentrations for Growth to the Distribution and Functions of This Ion in the Plant Cell *New Phytologist* **97** 1–13
- Litskas V D, Karaolis C S, Menexes G C, Mamolos A P, Koutsos T M and Kalburtji K L 2013 Variation of energy flow and greenhouse gas emissions in vineyards located in Natura 2000 sites *Ecol. Indic.* **27** 1–7

- Liu C, Watanabe M and Wang Q 2008 Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000 *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **80** 19–37
- Liu Y, Langer V, Hogh-Jensen H and Egelyng H 2010 Life Cycle Assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production *J. Clean Prod.* **18** 1423–30
- Lu M, Yang Y, Luo Y, Fang C, Zhou X, Chen J, Yang X and Li B 2011 Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis *New Phytol.* **189** 1040–50
- Luttikholt L W M 2007 Principles of organic agriculture as formulated by the International Federation of Organic Agriculture Movements *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* **54** 347–60
- MacDonald G K, Bennett E M, Potter P A and Ramankutty N 2011 Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands *Proceedings of the National Academy of Sciences* **108** 3086–91
- Matson P A, Parton W J, Power A G and Swift M J 1997 Agricultural Intensification and Ecosystem Properties *Science* **277** 504–9
- Mazé A, Cerf M, Le Bail M and Papy F 2004 Entre mémoire et preuve : le rôle de l'écrit dans les exploitations agricoles *Natures Sciences Sociétés* **12** 18–29
- Michos M C, Mamolos A P, Menexes G C, Tsatsarelis C A, Tsirakoglou V M and Kalburtji K L 2012 Energy inputs, outputs and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional peach orchards *Ecol. Indic.* **13** 22–8
- Migliorini P, Moschini V, Tittarelli F, Ciaccia C, Benedettelli S, Vazzana C and Canali S 2013 Agronomic performance, carbon storage and nitrogen utilisation of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area *European Journal of Agronomy* Online: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S116103011300138X>
- Mignolet C, Schott C and Benoit M 2007 Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale *Science of the Total Environment* **375** 13–32
- Ministère de l'agriculture 2013 Les protéines animales transformées - Portail public de l'alimentation Online: <http://alimentation.gouv.fr/proteines-animales-transformees>
- Mishima S, Endo A and Kohyama K 2010 Nitrogen and phosphate balance on crop production in Japan on national and prefectural scales *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **87** 159–73
- Modin-Edman A-K, Oborn I and Sverdrup H 2007 FARMFLOW - A dynamic model for phosphorus mass flow, simulating conventional and organic management of a Swedish dairy farm *Agricultural Systems* **94** 431–44

- Mundler P and Rumpus L 2012 The energy efficiency of local food systems: A comparison between different modes of distribution *Food Policy* **37** 609–15
- Natale F, Savini L, Giovannini A, Calistri P, Candeloro L and Fiore G 2011 Evaluation of risk and vulnerability using a Disease Flow Centrality measure in dynamic cattle trade networks *Prev. Vet. Med.* **98** 111–8
- Nauta W J, van der Burgt G J and Baars T 1999 *Partner farms: a participatory approach to collaboration between specialised organic farms*. ed J E Olesen, R Eltun, M J Gooding, E S Jensen and U Kopke (Tjele, Denmark: Danish Research Centre for Organic Farming (DARCOF))
- Naylor R, Steinfeld H, Falcon W, Galloway J, Smil V, Bradford E, Alder J and Mooney H 2005 Losing the Links Between Livestock and Land *Science* **310** 1621–2
- Nemecek T, Dubois D, Huguenin-Elie O and Gaillard G 2011 Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming *Agricultural Systems* **104** 217–32
- Nesme T, Lescourret F, Bellon S and Habib R 2010 Is the plot concept an obstacle in agricultural sciences? A review focussing on fruit production *Agric. Ecosyst. Environ.* **138** 133–8
- Nesme T, Toublant M, Mollier A, Morel C and Pellerin S 2012 Assessing phosphorus management among organic farming systems: a farm input, output and budget analysis in southwestern France *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **92** 225–36
- Nevens F, Verbruggen I, Reheul D and Hofman G 2006 Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals *Agric Syst* **88** 142–55
- Nielsen A H and Kristensen I S 2005 Nitrogen and phosphorus surpluses on Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics *Livest Prod Sci* **96** 97–107
- Nielsen S N and Ulanowicz R E 2000 On the consistency between thermodynamical and network approaches to ecosystems *Ecological Modelling* **132** 23–31
- Nowak B, Nesme T, David C and Pellerin S 2013 Disentangling the drivers of fertilising material inflows in organic farming *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **96** 79–91
- Nyfeler D, Huguenin-Elie O, Suter M, Frossard E and Lüscher A 2011 Grass–legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources *Agric Ecosyst Environ* **140** 155–63
- Oelofse M, Høgh-Jensen H, Abreu L, Almeida G, El-Araby A, Hui Q and de Neergaard A 2010 A comparative study of farm nutrient budgets and nutrient flows of certified organic and non-organic farms in China, Brazil and Egypt *Nutr Cycl Agroecosyst* **87** 455–70
- Oelofse M, Jensen L S and Magid J 2013 The implications of phasing out conventional nutrient supply in organic agriculture: Denmark as a case *Organic Agriculture* **3** 41–55

- Olsthoorn C S M and Fong N P K 1998 The anthropogenic nitrogen cycle in the Netherlands *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **52** 269–76
- Oomen G J M, Lantinga E A, Goewie E A and Van der Hoek K W 1998 Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agriculture *Environmental Pollution* **102** 697–704
- Palmer M W, Cooper J, Tétard-Jones C, Średnicka-Tober D, Barański M, Eyre M, Shotton P N, Volakakis N, Cakmak I, Ozturk L, Leifert C, Wilcockson S J and Bilsborrow P E 2013 The influence of organic and conventional fertilisation and crop protection practices, preceding crop, harvest year and weather conditions on yield and quality of potato (*Solanum tuberosum*) in a long-term management trial *European Journal of Agronomy* **49** 83–92
- Park N, Lee S and Kim J H 2012 Individuals' personal network characteristics and patterns of Facebook use: A social network approach *Comput. Hum. Behav.* **28** 1700–7
- Pellerin S, Le Clech B, Morel C and Lineres M 2003 Gestion de la fertilité phospho-potassique en agriculture biologique : questions posées et premiers résultats *C.R. Acad. Agric. Fr.* 30–4
- Pelletier N, Arsenault N and Tyedmers P 2008 Scenario Modeling Potential Eco-Efficiency Gains from a Transition to Organic Agriculture: Life Cycle Perspectives on Canadian Canola, Corn, Soy, and Wheat Production *Environmental Management* **42** 989–1001
- Polis G A and Strong D R 1996 Food Web Complexity and Community Dynamics *The American Naturalist* **147** 813
- De Ponti T, Rijk B and van Ittersum M K 2012 The crop yield gap between organic and conventional agriculture *Agric. Syst.* **108** 1–9
- Pretty J N, Ball A S, Lang T and Morison J I L 2005 Farm costs and food miles: An assessment of the full cost of the UK weekly food basket *Food Policy* **30** 1–19
- R Development Core Team 2009 *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing) Online: <http://www.R-project.org>
- Reganold J P, Glover J D, Andrews P K and Hinman H R 2001 Sustainability of three apple production systems *Nature* **410** 926–30
- Rigby D, Young T and Burton M 2001 The development of and prospects for organic farming in the UK *Food Policy* **26** 599–613
- Rufino M C, Hengsdijk H and Verhagen A 2009a Analysing integration and diversity in agroecosystems by using indicators of network analysis *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **84** 229–47
- Rufino M C, Tittonell P, Reidsma P, Lopez-Ridaura S, Hengsdijk H, Giller K E and Verhagen A 2009b Network analysis of N flows and food self-sufficiency—a comparative study of crop-livestock systems of the highlands of East and southern Africa *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **85** 169–86

- Russelle M P, Entz M H and Franzluebbers A J 2007 Reconsidering integrated crop-livestock systems in north America *Agron. J.* **99** 325–34
- Salvagiotti F, Cassman K G, Specht J E, Walters D T, Weiss A and Dobermann A 2008 Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review *Field Crop Res* **108** 1–13
- Sattari S Z, Bouwman A F, Giller K E and van Ittersum M K 2012 Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **109** 6348–53
- Scharler U M and Baird D 2005 A comparison of selected ecosystem attributes of three South African estuaries with different freshwater inflow regimes, using network analysis *Journal of Marine Systems* **56** 283–308
- Schipanski M E and Bennett E M 2011 The Influence of Agricultural Trade and Livestock Production on the Global Phosphorus Cycle *Ecosystems* **15** 256–68
- Schlecht E and Hiernaux P 2005 Beyond adding up inputs and outputs: process assessment and upscaling in modelling nutrient flows *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **70** 303–19
- Schlecht E, Hiernaux P, Achard F and Turner M D 2004 Livestock related nutrient budgets within village territories in western Niger *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **68** 199–211
- Schroder J J, Aarts H F M, ten Berge H F M, van Keulen H and Neeteson J J 2003 An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use *European Journal of Agronomy* **20** 33–44
- Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A and Pellerin S 2012 Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **92** 145–59
- Seufert V, Ramankutty N and Foley J A 2012 Comparing the yields of organic and conventional agriculture *Nature* **485** 229–32
- Shepherd K D, Ohlsson E, Okalebo J R and Ndufa J K 1996 Potential impact of agroforestry on soil nutrient balances at the farm scale in the East African Highlands *Fertilizer Research* **44** 87–99
- SIFCO 2011 Rapport d'activité 2011 Online: <http://www.sifco.fr/rapport-d-activites/rapport/31/rapport.pdf>
- Simon J C, Grignani C, Jacquet A, Le Corre L and Pages J 2000 Typology of nitrogen balances on a farm scale: research of operating indicators. *Agronomie* **20** 175–95
- Stassart P M and Jamar D 2009 Agriculture Biologique et Verrouillage des Systèmes de connaissances. Conventionalisation des Filières Agroalimentaires Bio. Online: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/17063>
- Steinfeld H 2010 *Livestock in a changing landscape* (Washington [DC]: Island Press)

- Steinshamn H, Thuen E, Bleken M A, Brenøe U T, Ekerholt G and Yri C 2004 Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway *Agriculture, Ecosystems & Environment* **104** 509–522
- Stewart W M, Dibb D W, Johnston A E and Smyth T J 2005 The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production *Agron. J.* **97** 1–6
- Stinner W, Moeller K and Leithold G 2008 Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems *European Journal of Agronomy* **29** 125–134
- Sutton M A and Centre for Ecology and Hydrology (Great Britain) 2013 *Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution* Online: http://www.gpa.unep.org/component/docman/doc_download/255-our-nutrient-world.html?Itemid=139
- Tabata Y, Oishi K, Kumagai H and Hirooka H 2009 Application of cycling index and input-output environs for interpretation of nutrient flows in mixed rice-beef production systems in Japan *Anim. Sci. J.* **80** 352–359
- Thieu V, Billen G, Garnier J and Benoit M 2011 Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds *Reg. Envir. Chang.* **11** 359–370
- Thomassen M A, van Calster K J, Smits M C J, Iepema G L and de Boer I J M 2008 Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands *Agricultural Systems* **96** 95–107
- Tilman D 1999 Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **96** 5995–6000
- Tilman D, Cassman K G, Matson P A, Naylor R and Polasky S 2002 Agricultural sustainability and intensive production practices *Nature* **418** 671–677
- Tuomisto H L, Hodge I D, Riordan P and Macdonald D W 2012 Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research *Journal of Environmental Management* **112** 309–320
- Ulrich E, Lanier M and Combes D 1998 *Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT): rapport scientifique sur les années 1993 à 1996* (Fontainebleau, France: ONF, Département des recherches techniques)
- Unkovich M J, Baldock J and Peoples M B 2009 Prospects and problems of simple linear models for estimating symbiotic N₂ fixation by crop and pasture legumes *Plant Soil* **329** 75–89
- Vilain L 2008 *La méthode IDEA: indicateurs de durabilité des exploitations agricoles: guide d'utilisation* (Dijon: Educagri éd.)

- Voisin A S, Salon C, Munier-Jolain N G and Ney B 2002 Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum* L.) *Plant Soil* **243** 31–42
- Van Vuuren D P, Bouwman A F and Beusen A H W 2010 Phosphorus demand for the 1970–2100 period: A scenario analysis of resource depletion *Global Environmental Change* **20** 428–39
- Watson C A, Bengtsson H, Ebbesvik M, Løes A-K, Myrbeck A, Salomon E, Schroder J and Stockdale E A 2002 A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility *Soil Use Manage* **18** 264–73
- Watson C A, Öborn I, Eriksen J and Edwards A C 2005 Perspectives on nutrient management in mixed farming systems *Soil Use Manage* **21** 132–40
- World Resources Institute 1997 *Resource flows: the material basis of industrial economies* (Washington, D.C: World Resources Institute)
- Xie Y-B, Zhou T and Wang B-H 2008 Scale-free networks without growth *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* **387** 1683–8
- Zafiriou P, Mamolos A P, Menexes G C, Siomos A S, Tsatsarelis C A and Kalburtji K L 2012 Analysis of energy flow and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional cultivation of white asparagus by PCA and HCA: cases in Greece *Journal of Cleaner Production* **29–30** 20–7
- Zhang Y, Zheng H, Chen B and Yang N 2013 Social network analysis and network connectedness analysis for industrial symbiotic systems: model development and case study *Frontiers of Earth Science* **7** 169–81

Annexe

Contribution du phosphore
initialement issu d'apports d'engrais
de synthèse à la fertilité des sols
agricoles

Abstract⁵

Chemical fertilizers have been key to agricultural intensification and contributed to the increase of global crop production in the past 60 years. Their massive use has deeply modified agroecosystems properties and services. In particular, Phosphorus (P) in chemical fertilizer has been a major input to agroecosystems. Such P is derived from mining of rock phosphates and is called anthropogenic P hereafter. The assessment of the actual contribution of agriculture to the changes in soil P pools reminds a key question. We built a simple model aiming to estimate i) the size of P pools that determine the P fertilizing status of agronomic soils and ii) the contribution of anthropogenic P of these pools. The country level offered a relevant scale for assessing such nutrient management and we chose France as a case study for typical Western Europe country with intensive agriculture.

Modeled soil P was divided into two pools that differ through their bioavailability (labile and stable). The P origin (anthropogenic vs. natural) of soil P pools was also distinguished. The magnitude of most of the P fluxes that determine the P cycle related to agronomic soils was given by international database. P in harvested crops (hereafter called exports, *E*) and P exchanges between soil pools were explicitly represented. Besides, we introduced parameterizations to estimate the anthropogenic signature of each flux. The optimization of few parameters allowed the model to mimic *E* given by databases over the 1948-2009 period. It also allowed to simulate a current bioavailable P pool consistent with an averaged P-Olsen value at the country scale.

We found that it is necessary to account for stable P pool that can replenish the labile pool in a 8.5-18 years time scale. In 2009, averaged simulated P pool in the 0-30 cm horizon depth soil are the following: 168 [min:57;max:457], 618 [484-784], 63 [31-119] and 259 [181-349] kgP/ha for respectively natural stable, anthropogenic stable, natural labile and anthropogenic labile pools. We showed that, in 2009, 64-90% of the soil P was anthropogenic. While the simulated anthropogenic contribution of soil P sharply increased from 1948 to 1975, it remained almost constant over the last 35 years. This pattern is explained by the peak of chemical fertilizer use in 1970's. Our results showed that in case of Western European country, historical use of anthropogenic P during the last 60 years contributed to more than triple the 1950's natural fertilizing status. Although the human introduced soil P pools could increase the resistance of the agriculture to future change in global anthropogenic P supply, they also contributed to accelerate the global P resource depletion.

⁵ B. Ringeval, B. Nowak, T. Nesme, M. Delmas, S. Pellerin. Contribution of anthropogenic phosphorus to fertilizing status of agronomic soils: a modeling estimate at country scale. Article en préparation pour soumission dans la revue Global Biogeochemical Cycles.

1. Introduction

Intensive agricultural practices have deeply modified cultivated ecosystems and their related services during the last decades (Tilman et al. 2002; Foley et al. 2011). Recent studies have reported the impact of agricultural activities on soil nutrient status (Galloway et al. 2008; MacDonald et al. 2011). However, the assessment of the actual contribution of agriculture to ecosystem changes reminds a key question. We attempted to address this question based on the example of phosphorus (P).

P is a fundamental component of living organisms and is essential for plant growth. In unperturbed ecosystems, plant available P is scarce (Vitousek et al. 2010). Thus, P is applied to agricultural soils mainly through the form of both chemical fertilizers and animal manure to maintain high crop yields. In developed countries, intensive agricultural practices have lead to massive chemical fertilizer use. P contained in such chemical fertilizer is called hereafter *anthropogenic P* and is characterized by i) a mining origin, ii) an increased solubility through a chemical reaction with an acid and iii) an use in farms that could be far from the mining country. The use of anthropogenic P lead to the injection of a large amount of inorganic P with increased bioavailability in the biosphere, with potential perturbations on both agro- and natural ecosystems.

In addition to these perturbations, recent concerns have emerged about the finite nature of global P resources (Cordell, Neset, and Prior 2012; Van Vuuren, Bouwman, and Beusen 2010). Currently, 178.5 Mt of phosphate rock, equivalent to 23 Mt of P, are mined every year. Ninety percent of mined P is used for food production as fertilizer (approx 82%) and feed additives (approx 7%) (International Fertilizer Industry Association, 2011), underlying the agriculture dependence to anthropogenic P. The phosphate rock deposits are concentrated in only few countries that control about two third of the current world's phosphate production (China, the US and Morocco, including Western Sahara) (Van Vuuren, Bouwman, and Beusen 2010). Some questions arose about the resilience of the agriculture in response to a future change in anthropogenic P supply (either by resource depletion or geopolitical issue), in particular in non-mining countries as in Europe (Ridder 2012). To answer such questions, there is a need to estimate the current P fertilizing status of agronomic soils at large spatial scales. Also, a better understanding of the link between agricultural management and P fertilizing status is required.

For such purpose, a modeling approach seems to be the most appropriate. In particular, recent evolution in agricultural management (use of chemical fertilizer, specialization of agricultural systems with geographical separation of livestock and arable crop production, etc.) as well as the large variability of such management around the World (MacDonald et al. 2011) make difficult the estimate of contribution of human practices to changes in soil P status. To our knowledge, the recent study of Sattari et al. (2012) is the only one dealing with a representation of soil P at large spatial scales but their analysis exclusively focused on harvested P instead of on simulated soil P pools. Here, we built a simple model to answer the following questions: what is the current fertilizing status of agricultural soils? What is the contribution of natural vs. anthropogenic P applied in the past to the current fertilizing status of the arable soils?

The spatial scale we considered in this study was country scale since it offers a relevant scale for assessing nutrient management (Senthilkumar et al., 2012). France is chosen as a typical Western European country with intensive agriculture from decades. In Section 2, we deal with the model development, including model design and calibration. Then evaluation and main results are presented in Section 3. Finally, results are discussed and summarized in Section 4.

2. Methods

2.1. Modeling framework

Because of the aimed spatial scale, we argued for a simple representation of the complex dynamics of P cycling in soils. Therefore, soil P was divided into two pools that differ through their 'lability' (or 'bioavailability', see below) as in Wolf et al. (1987) and Sattari et al. (2012). A distinction based on the origin of P (anthropogenic or natural) was also introduced (Figure 1).

The modeled system is an agricultural soil averaged at French scale over the 0-30 cm depth, accounting for both cropland and pasture. Pools are expressed in kgP/ha while fluxes are given in kgP/ha/yr. The model works with time intervals of 1 year, which is appropriate to the focus on soil P pool at the end of the growing season. Model simulations were performed over the 1948-2009 period.

The model calculates the soil P status and its anthropogenic fraction under different inflows and outflows (Figure 1 and Table 1). According to Dumas, Frossard, and Scholz (2011), two relationships in agricultural P cycle could be considered as key : i) the relationship in soil between total and bioavailable P and ii) the relationship between bioavailable soil P and P in harvested products (called hereafter *P exports*). These fluxes were explicitly parameterized (Sect. 2.3.1). The parameterization of P exports allowed to circumvent issue due to the uncertainty in size of soil P pools at the beginning of the simulation (Sect. 2.5). Main P inputs to the agricultural soils correspond to chemical and organic fertilizers. While P in chemical fertilizer is considered as anthropogenic by definition, the estimate of anthropogenic vs. natural composition of manure was required. This was computed through the representation of different intermediary fluxes (feed and fodder, mineral feed, sludges, etc.) and their anthropogenic vs. natural composition. In our approach, the intensity of these total fluxes was derived from country-scale datasets (Sect. 2.3.2) but their composition was explicitly computed (Sect. 2.4).

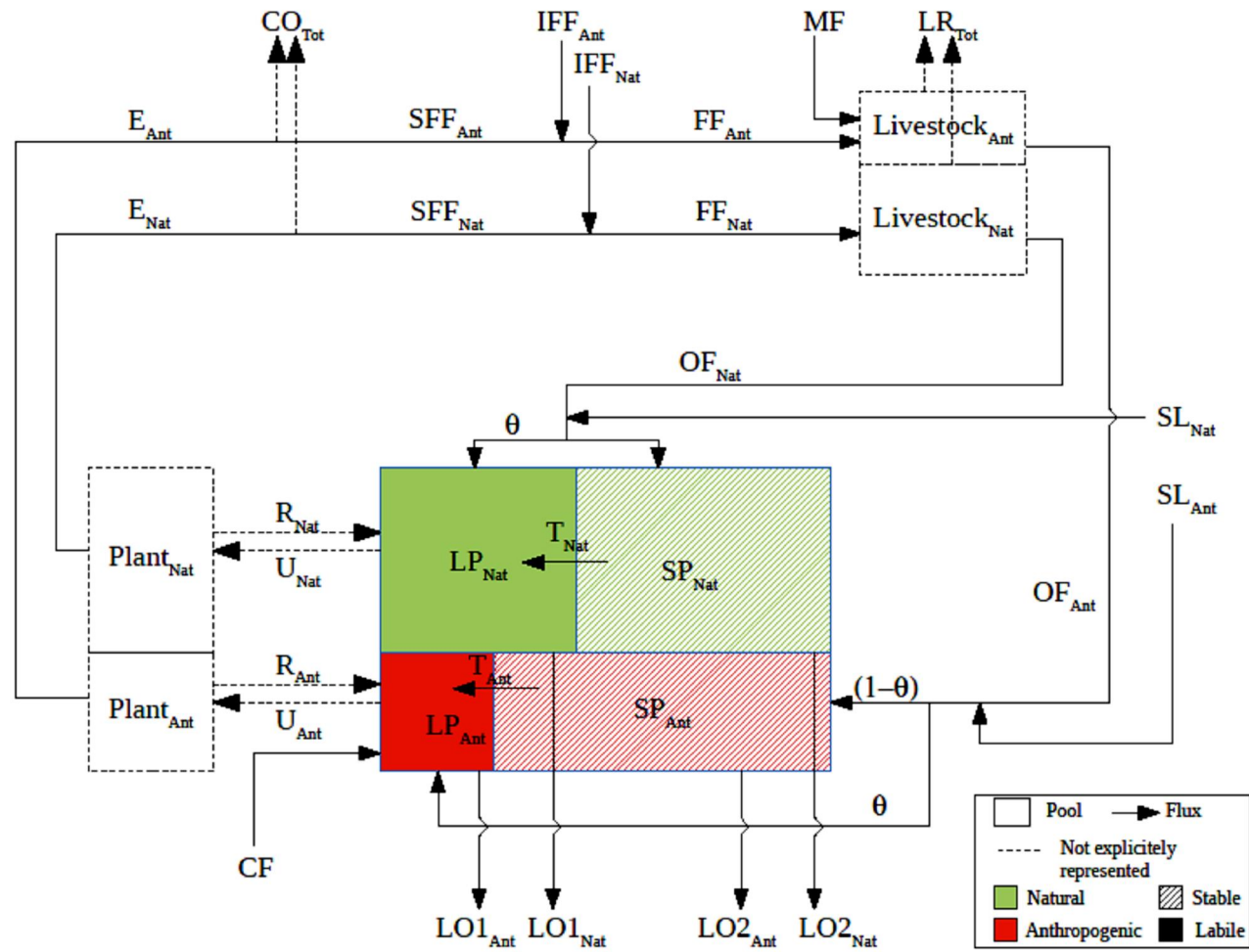


Figure 1 Model design. The model aims to simulate labile (LP, full-color) and stable (SP, hatched color) soil P pools with both natural (green) and anthropogenic (red) origin. Meaning of all fluxes are given in Table 1. Note that the relative size of plotted pools and fluxes have no meaning.

Table 1 Definition of P flux and P pools

Acronym	Long Name & Definition	Computation of total (i.e. natural+anthropogenic) flux/pool	Anthropogenic signature
U	Uptake of P by plants	Not explicitly represented	
R	P in crop Residues	Not explicitly represented	
E	P Exported from agricultural soil, defined as U-R	Function to bioavailable soil P pool through an exponential relationship (Eq. 4)	Anthropogenic signature of labile soil P pools (Eq. 5)
T	Net P Transfer from stable to labile pool	Function to the size of stable and labile pools (Eq. 6)	Eq. 6
CF	P in Chemical Fertilizer	Directly inferred from datasets	1
CO	P CONsumption: P in crops consumed by French population or exported	Not explicitly represented	
IFF	P in Imported Feed and Fodder	Computed by using datasets : set to 0 over the 1948-1960 period ; inferred from consumed feed and importation contribution to Domestic Food Supply over 1961-2009	For non soya fraction (i.e. $1-\delta$): anthropogenic signature of exports For δ : s_1
SFF	P in Self-produced Feed and Fodder	Computed by using datasets : inferred from a linear regression and livestock over 1948-1960 ; inferred from difference between consumed feed and IFF over 1961-2009	Anthropogenic signature of exports (Eq. 9)
FF	P in Feed and Fodder, including both SFF and IFF	SFF+IFF	Combination of anthropogenic signature of SFF and IFF (Eq. 9)
MF	P in Mineral Feed	Temporal extrapolation of dataset	1
LR	P in Livestock pRодукt: either from meat or from product as milk, eggs, etc.	Not explicitly represented	
OF	P in Organic fertilizer; Manure	Excreted P fluxes per animal multiplied by headcount of each animal meta-class. Eq. 10 Then sum over meta-classes.	
SL	P in spread SLudges	Computed by combining different dataset (including P in riverflow) on the 1990-2006 period and related to French population otherwise	1 for detergent fraction and anthropogenic signature of export for non-detergent fraction (Eq. 8)
LO	P Losses to water bodies	Function to the total soil P pools and made consistent with estimates over the 1999-2009 period	Anthropogenic signature of soil P pools
Plant	P pool in vegetation on cropland and pasture	Not explicitly represented	
Livestock	P pool in livestock	Not explicitly represented	
LP	Labile/Bioavailable soil P pool	Eq. 1a-b	
SP	Stable/Non-bioavailable soil P pool	Eq. 1c	

2.2. Soil P pools design

We distinguished two soil pools : a labile (*LP*) and a stable soil P pool (*SP*). The designed pools include both inorganic and organic forms of P. Uptake from plant is entirely from the labile pool. Thus, the *LP* pool corresponds to the bioavailable P for plant. Indeed, the bioavailable P is commonly defined as the sum of P in solution (orthophosphate ions, i.e. the only P form which can be directly taken up by plants) and P that could be replenished into a growing season (Harmsen and Eijsackers 2005). The stable pool serves as a slow-release buffer that replenishes the labile pool. There is also a transfer in the opposite direction, from labile to the stable pool, representing all processes rendering labile P less available (Wolf et al. 1987) (see Sect. 2.3.1).

On top of the labile vs. stable distinction, we introduced a distinction based on the origin of P. An anthropogenic (Ant) or natural (Nat) characteristic was attributed to each P molecule. Thus, in total, four pools were considered: LP_{Nat} , LP_{Ant} , SP_{Nat} and SP_{Ant} (Figure 1). The temporal evolution of each soil pool was approached by the following set of equations:

$$LP_{Nat}(n+1) = LP_{Nat}(n) + \theta \cdot (OF_{Nat}(n) + SL_{Nat}(n)) - E_{Nat}(n) - LO1_{Nat}(n) + T_{Nat}(n) \quad (\text{Eq. 1a})$$

$$LP_{Ant}(n+1) = LP_{Ant}(n) + CF(n) + \theta \cdot (OF_{Ant}(n) + SL_{Ant}(n)) - E_{Ant}(n) - LO1_{Ant}(n) + T_{Ant}(n) \quad (\text{Eq. 1b})$$

$$SP_Y(n+1) = SP_Y(n) + (1 - \theta) \cdot (OF_Y(n) + SL_Y(n)) - LO2_Y(n) - T_Y(n) \quad (\text{Eq. 1c where } Y = \{Nat, Ant\})$$

where n represents a given year and E , OF , SL , T denotes respectively export, organic fertilizer, sludge and net transfer from stable to labile pools (Table 1). $LO1$ and $LO2$ correspond to losses to water bodies from respectively labile and stable pools. Total losses of the system ($LO1 + LO2$) is called hereafter LO . q is a parameter representing the bioavailable fraction of sludges and manures. All these fluxes are described in Table 1 and their calculation is given in following sections. In the interval of a given time-step, the soil pools receives first input (CF , OF , SL) then export, losses and transfer between soil pools are successively computed. In all the following, for a given flux or pool X , X_{Tot} refers to:

$$X_{Tot} = X_{Nat} + X_{Ant} \quad (\text{Eq.2}).$$

2.3 Fluxes

2.3.1. Parameterized fluxes

P exported from agricultural soil through harvest (hereafter called E) could be collected in French and international database as FAOstats. In that case, the size of natural soil P pools in 1948 (hereafter called *initial conditions*) was required, with few options to constraint them. Given the large uncertainty in estimating this pool size for an average

agricultural soil at country scale, we chose to parameterize E . In that strategy, parameters involved in E varied among their range of uncertainty. For given parameter values, the initial conditions were determined by matching the observed and simulated E in the first time-step (i.e. in 1948, Sect. 2.5). A reduced range of variation for E parameters was then chosen through an optimization procedure (Sect. 2.6).

Given the predominance in French agriculture of annual crops as compared to pluriannual ones, we assumed that the plant P pool is equal to zero at the end of each year. Thus, $Plant_{Tot}$ (see Table 1 for variable definition) does not vary from one year to the other and each year, its inputs and outputs are balanced: $E_{Tot} + R_{Tot} = U_{Tot}$ where R represents crop residues. By assuming crop residue as proportional to the uptake, i.e. $R_{Tot} = k \cdot U_{Tot}$ where k is a constant, we had:

$$E_{Tot} = (1 - k) \cdot U_{Tot} \quad (\text{Eq. 3}).$$

As long as P strongly limits yield, a linear relationship between bioavailable P and uptake of P by crop is found. However, these circumstances are likely rarely encountered in France and we chose instead:

$$E_{Tot} = \beta(1 - e^{-\gamma \cdot LP_{Tot}}) \quad (\text{Eq. 4}), \text{ where } (b, g) \text{ are constants.}$$

b represents the potential export without any P limitation. Note that LP_{Tot} corresponds here to the LP_{Tot} at the beginning of the time step plus the input (CF , OF , SL) brought to the soil during this time-step. An additional assumption was required to estimate the contribution of anthropogenic and natural pools to E_{Tot} . For purpose of simplicity, we chose to make the contribution of each pool to total export as function to its contribution to total bioavailable pool, i.e.:

$$E_{Ant} = \frac{LP_{Ant}}{LP_{Tot}} \cdot E_{Tot} \quad (\text{Eq. 5})$$

Besides to the export, transfers between stable and labile pools were parameterized. Following (Wolf et al. 1987), the net transfer from stable to labile pool was determined by:

$$T_Y = \mu_{SP \rightarrow LP} \cdot SP_Y - \mu_{LP \rightarrow SP} \cdot LP_Y \quad (\text{Eq. 6}) \text{ where } Y = \{Nat, Ant\}$$

Sect 2.6 describes the optimization of both $m_{SP \rightarrow LP}$ and parameters involved in E computation (b, g).

2.3.2. Non-parameterized fluxes

Non-parameterized fluxes correspond to P fluxes in chemical fertilizer, manure, feed and fodder, spread sludges and losses that were calculated from observed data. Fluxes were quantified by multiplying the material fluxes with their corresponding P content. The Used Agricultural Area (UAA) provided by FAOstats was used to compute each flux per hectare of agricultural soil. French UAA varied over the 1948-2009 period (with an amplitude of ~17% as compared to mean value over the whole period) but we assumed that the conversion of land to agricultural soils had only a minor effect on the soil P pools.

P in Chemical Fertilizer (*CF*) encompasses all P forms whose the solubility has been chemically increased by reaction with an acid. The amount of *CF* applied to agricultural soils were provided by UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation). We considered that chemical fertilizer use was negligible before 1948 (see Discussion).

Data concerning flux of dry matter for export (E_{Tot}) were collected from different sources depending on the harvest product and the considered year. E_{Tot} was computed following the equation 4 but parameter optimization required E_{Tot} estimates (Sect. 2.6). We used data from the *Annuaire retrospectif de la France* (INSEE, 1990), European statistics (Eurostats), the Food and Agricultural Organisation statistics (FAOstats) as well as from the Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (AGRESTE) (Fig. A2). The combination of different sources of information was made possible by the creation of 18 meta-classes of plant production (including 12 meta-classes for crops and 6 for fodder). P content of such meta-classes are given by COMIFER [2007]. P content of export was considered as constant in time while it has been observed that the P content could slightly vary with the fertilizing status of the soil.

The same P content per meta-class were used for feed and fodder. Some assumptions were required to compute flux of dry matter corresponding to Imported (IFF_{Tot}) and Self-produced Feed and Fodder (SFF_{Tot}). We considered that fodder were locally produced and consumed, and therefore, datasets corresponding to fodder meta-classes in E_{Tot} were used. Imported fodder were set to 0 over the whole period. Imported feed were estimated by using two variables given by FAOstats over the 1961-2009 period: the total feed consumption as well as the Domestic Food Supply (*DFS*, defined as $Production - Exportation + Importation$) of each crop class whatever its use (feed or human consumption). Following (Schipanski and Bennett 2012), we made the assumption that the contribution of importation to *DFS* is the same for feed and for total consumption (feed + human). The obtained 1961-2009 historical evolution showed that imported feed represents only 5% of the total feed in 1961 and suggested that it could be neglected before 1960 (not shown).

Self-produced feed over 1961-2009 were inferred from the difference between total consumed (given by FAOstats) and imported feed (as computed above). Self-produced feed over the 1948-1960 period were computed by using information about the livestock (converted in livestock food requirement), which is available over the whole studied period (see below). To do so, a linear relationship between the livestock food requirement and the sum of feed among crop meta-classes was built on the 1961-1998 period. The feed composition in 1961 was applied to the 1948-1960 period. More information is given in Appendix 1.

Organic fertilizer (OF_{Tot}) were computed by multiplying the excreted P fluxes per animal by the total headcount of each animal meta-class. The following meta-classes were considered: bovine, equine, goat, ovine, poultry, rabbit and swine. Excreted P fluxes per animal in each meta-class were given by the CORPEN French institute (Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement) while the total number of animal is provided by a combination of data from the 'Annuaire retrospectif de la France', Eurostats and FAOstats (Fig. A2). For few categories, total number of animal was missing over short periods (e.g. 1948-1960 for rabbit) and was interpolated from available data (e.g. from 1961 information in case of rabbit). However, data concerning the total number of bovine animals, that accounted for ~60% of P in manure, were available for the whole period (Fig. A2). As in Sattari et al. (2012), the bioavailable fraction in manure was considered as a constant fraction ($q=0.8$). Because our system encompass pasture and grassland, no estimate of the fraction of manure which was spread on cropland was required. Note that, for purpose of simplicity, we considered q as independent to other parameters while it has to vary according to the meaning of SP (i.e. to a change in $m_{SP} \times LP$, see Section 2.6).

Mineral Feed (MF) was provided by AGRESTE for some given years among the 1970-2008 period. MF was linearly intrapolated over the 1970-2008 period while the values provided in 1970 (1.15 kgP/ha/yr) and 2008 (1.16 kgP/ha/yr) were used for the 1948-1969 period and 2009, respectively.

Sludges produced by waste-water treatment plants are partly spread on agricultural soils, either directly or after composting. Data about the amount of sludge applied on agricultural were available from IFEN (Institut Français de l'Environnement) over the 1990-2006 period. A P content in dry matter of 2.5% (Siddique and Robinson 2003) was used to estimate P in spread sludges (SL_{Tot}). The estimate of SL_{Tot} over the missing periods (1948-1989 and 2007-2009) was more problematic. Many variables could impact SL_{Tot} : e.g. technique to get P from waste water, number of people connected to waste water treatment, regulations about spread of sludges on agricultural soils, etc. Given the uncertainty about the temporal evolution of such variables, we assumed that the French population is the main driver of SL_{Tot} . We used a proportional relationship between the two variables to estimate the long-term variation of SL_{Tot} .

P losses (LO_{Tot}) are transferred to the environment and water bodies through both i) erosion+runoff and ii) leaching processes. The uncertainty about the magnitude of these fluxes is relatively high. To estimate the P losses from agricultural soils, we made use of the P fluxes at the outlet of the major river basins of France (as presented in Delmas et al. 2012). Mean annual P fluxes were estimated for the 1999-2009 period. We assumed that the difference between total measured P in riverflow and P rejected by punctual sources (by water treatment plants and industry) in rivers allows to estimate the diffusive P losses. Diffusive P losses encompass losses from both non-agricultural (defined as forest, urban areas, etc.) and agricultural soils and we assumed that the contribution of non-agricultural soils is insignificant as compared to P from agricultural soil: for instance, the P leaching under forest is lower than 0.1 kgP/ha/yr, even in clear-cut events (Yanai 1991; Ranger et al. 2007). P rejected by punctual sources was estimated from datasets provided by the French water agencies. Total P fluxes in rivers were estimated by using both data of water discharge and P concentration. From these calculations, P losses from agronomic soil at country scale were

estimated of 0.59 kgP/ha/yr over the 1999-2009 period. For implementation of losses in the model, we used a proportional relationship between total losses and simulated P soil ($LP_{Tot} + SP_{Tot}$) by assuming erosion as the driven process :

$$LO_{Tot} = p \cdot (LP_{Tot} + SP_{Tot}) \quad (\text{Eq. 7})$$

where p (in yr^{-1}) is the soil P fraction which is lost each year. p was tuned to get simulated P equal to 0.59 kgP/ha/yr over the 1999-2009 period. More details are given in Appendix 2.

2.4. Anthropogenic signature of fluxes

Once the magnitude of each flux was computed, we aimed to estimate the contribution of anthropogenic vs. natural P to each total flux. In this section, we give information about the computation of anthropogenic component (i.e. X_{Ant} for a given flux X). Following the definition given in Section 2.2., the natural component of each total flux (X_{Nat}) can be found by subtracting anthropogenic component from total flux X_{Tot} . Note that, in the following, the *anthropogenic signature* of a given flux X refers to the fraction of this flux with anthropogenic origin (i.e. X_{Ant}/X_{Tot}).

CF and MF were considered as totally anthropogenic. The anthropogenic component of export (E_{Ant}) is given by Eq.5.

Eq.8 gives the P in sludge with anthropogenic origin for a given year n :

$$SL_{Ant}(n) = fdet \cdot SL_{Tot}(n) + \frac{E_{Ant}(n-1)}{E_{Tot}(n-1)} \cdot (1 - fdet) \cdot SL_{Tot}(n) \quad (\text{Eq. 8})$$

where $fdet$ is the fraction of P from detergent. We attributed the export anthropogenic signature to the $(1-fdet)$ fraction of SL_{Tot} because we assumed that anthropogenic signature in human excrement is determined by food signature. The effect of feed importation on meat signature was neglected. The anthropogenic signature of the previous year was used to account for the fact that crop are mainly harvested at the end of year $n-1$ and consumed in year n . P in detergent are considered to be anthropogenic P (i.e. with an anthropogenic signature equal to 1). Given the scarcity of data about $fdet$, we used a $fdet$ of 0.39 over the whole period according to Senthilkumar et al. (2012).

For feed and fodder, we had:

$$FF_{Ant}(n) = \frac{E_{Ant}(n-1)}{E_{Tot}(n-1)} \cdot (SFF_{Tot}(n) + (1 - \delta) \cdot IFF_{Tot}(n)) + s_1 \cdot \delta \cdot IFF_{Tot}(n) \quad (\text{Eq. 9})$$

where d is the fraction of imported feed and fodder (IFF_{Tot}) with the s_1 anthropogenic signature. As first attempt, d was approached by the fraction of imported feed corresponding to soya. We assumed that all except soya was imported from countries with a similar fertilizer

application and geologic components to France, and thus had the same signature as the one applied to SFF_{Tot} (i.e. E_{Ant}/E_{Tot}). We assumed that imported soya mainly grows in South America. Despite low natural P supply in tropical soils (Vitousek et al. 2010; Aragão et al. 2009), the use of chemical fertilizer in South America increased only recently (e.g. from 1990 for Brazil, FAOstats). Thus we consider that ($s_1=0$). The chosen s_1 value and its temporal variation has a negligible effect on the final results (not shown).

Regarding P in organic fertilizer (OF_{Tot}), we assumed no historical year-to-year variation of any livestock pools (anthropogenic, natural and total) (see Appendix 3). For respectively total and anthropogenic livestock pools, input and output of a given year are balanced and we can write:

$$FF_{Tot} + MF - OF_{Tot} = LR_{Tot} \quad \text{and} \quad FF_{Ant} + MF - OF_{Ant} = LR_{Ant}$$

The ratio of the two equations gives:
$$\frac{FF_{Ant} + MF - OF_{Ant}}{FF_{Tot} + MF - OF_{Tot}} = \frac{LR_{Ant}}{LR_{Tot}}$$

We assume that the anthropogenic signature of livestock product and of manure are equal (see Appendix 3), i.e. : $\frac{LR_{Ant}}{LR_{Tot}} = \frac{OF_{Ant}}{OF_{Tot}}$. Thus, $\frac{FF_{Ant} + MF - OF_{Ant}}{FF_{Tot} + MF - OF_{Tot}} = \frac{OF_{Ant}}{OF_{Tot}}$. By rearranging, we found:

$$OF_{Ant} = \frac{FF_{Ant} + MF}{FF_{Tot} + MF} \cdot OF_{Tot} \quad (\text{Eq. 10})$$

2.2.5. Initial conditions

Model simulations were performed on the 1948-2009 period. The size of the soil P pools (LP_{Ant} , SP_{Ant} , LP_{Nat} , SP_{Nat}) were required at the beginning of the simulation. We made the assumption of negligible anthropogenic pools before 1948 (i.e. $LP_{Ant}(n < 1948) = SP_{Ant}(n < 1948) = 0$). As explained in Sect. 2.3.1, our strategy was to choose initial conditions for natural pools that allow to get simulated E_{Tot} equal to observed exports in 1948 (called hereafter). From application of Eq. 2 and 4 in 1948, we got:

$$LP_{Nat}(n=1948) = -\frac{1}{\gamma} \cdot \ln \left(1 - \frac{E_{Tot}^{obs}(n=1948)}{\beta} \right) - LP_{Ant}(n=1948) \quad (\text{Eq. 11})$$

In this equation, $LP_{Ant}(n=1948)$ is equal to chemical fertilizer, manure and sludges applied on agricultural soils in 1948 (see Eq. 1b). A similar approach was used in Sattari et al. (2012).

SP_{Nat} was then computed by assuming a equilibrium between labile and stable natural P pools in 1948:

$$SP_{Nat}(t=1948) = \frac{\mu_{LP \rightarrow SP}}{\mu_{SP \rightarrow LP}} \cdot LP_{Nat}(t=1948) \quad (\text{Eq. 12})$$

Such assumption is discussed in Appendix 4.

2.6. Optimization

The parameters involved in Eq. 4 and 6 are estimated with difficulty at country scale. The uncertainty related to each parameter could have a large effect on the simulated soil pools and anthropogenic contribution (see Sect 3.3). Therefore, we decided to optimize the parameter values by using observations available at French scale as constraints.

The parameters involved in E_{Tot} computation are (b, g) . The equilibrium between labile and stable pools is determined by a reaction rate constant which is defined by the $\frac{\mu_{LP \rightarrow SP}}{\mu_{SP \rightarrow LP}}$ ratio. A modification of one m parameter (i.e. $m_{LP \rightarrow SP}$ or $m_{SP \rightarrow LP}$) is enough to shift the equilibrium towards either the labile or stable pool. Thus, in the following, we chose to set $m_{LP \rightarrow SP}$ as a constant (and equal to 0.2 yr^{-1} as in Sattari et al. 2012) and to make only $m_{SP \rightarrow LP}$ vary. It was difficult to find estimates of such parameters that could be representative to French scale. E.g. the potential yield when no limitation in P occurs (b) must have varied over the last 60 years due to change in crop contribution to total production, genetic improvement of each specie and improvement in agricultural techniques (Brisson et al. 2010). We gave first potential ranges of variation for each parameter then reduced these ranges following an optimization procedure.

We set the potential ranges of variation of $m_{SP \rightarrow LP}$ and b to respectively $[0.01-0.18] (\text{yrs}^{-1})$ and $[10-30] (\text{kgP/yr/ha})$, according respectively to the value given by Sattari et al. (2012) and the FAOstats current exports. It was more difficult to give an agronomic meaning to g . To get initial range of variability for g , we made use of information provided in literature about the contribution of fertilizer (both chemical and organic) applied a given year n to the total export ($E_{Tot}(n)$). This contribution is called $frac_F$ is the following. Since, in 1948, LP_{Ant} could be approached by the P applied on agricultural soils in 1948, we have:

$$\text{for } n=1948, E_{Ant}(n) = frac_F \cdot E_{Tot}(n) \quad (\text{Eq. 13}).$$

For $t > 1948$, LP_{Ant} consists in fertilizers applied in n plus remaining LP_{Ant} from previous years (Eq. 1b) and Eq. 13 could not be applied.

By combining Eq. 4, 5 and 13 and given our initial condition definition ($E_{Tot}(n=1948) = E_{Tot}^{obs}(n=1948)$), we found the following relationship between g and $frac_F$:

$$y = -\ln\left(1 - \frac{E_{Tot}^{obs}(t=1948)}{\beta}\right) \cdot \frac{frac_F}{LP_{Ant}(n=1948)} \quad (\text{Eq. 14})$$

While $frac_F$ is found to vary as function of soil type, etc., it can be used to give initial range of variation for g . For a b value of 20 kgP/ha/yr, a $frac_F$ range of [0.01-0.20] (-) corresponds to a g range of [0.0005, 0.01] (ha/kgP). This latter is used as potential range of variation for g . Note that an initial recovery of P fertilizer ($\sim frac_F$) equal to 10 % was considered in Sattari et al. (2012).

Observations available at French scale were used as constraints during the optimization procedure. These observations are the observed E_{Tot} (i.e. inferred from dataset, Sect. 2.3.2) and the measured size of soil bioavailable P pools in 2009. Then, both informations were combined to restrict the range of optimized parameter values. First, the observed E_{Tot} (i.e. E_{Tot}^{Obs}) was used and we searched for parameters than minimize the gap between observed and simulated E_{Tot} over the 1948-2009 period. The gap is measured through the Root Mean Square Error (RMSE) expressed in percent of the averaged E_{Tot}^{Obs} over 1948-2009. Two consecutive steps were used and aimed to optimize first b then $m_{SP\# LP}$ and g at the same time. For each b , a minimum of RMSE (min_{RMSE}) can be computed by making g and $m_{SP\# LP}$ to vary in their respective range. b was chosen to minimize min_{RMSE} . min_{RMSE} was constant for any b larger than 21 kgP/ha/yr (Figure A5). This value is consistent with the maximal E_{Tot} observed over the whole period (18.1 kgP/ha/yr) and b was fixed to 21 kgP/ha/yr. Once b was prescribed, the $(g, m_{SP\# LP})$ couples leading to a RMSE below an arbitrary threshold of 10% were kept (area delimited by red dotted lines in Fig.2-a).

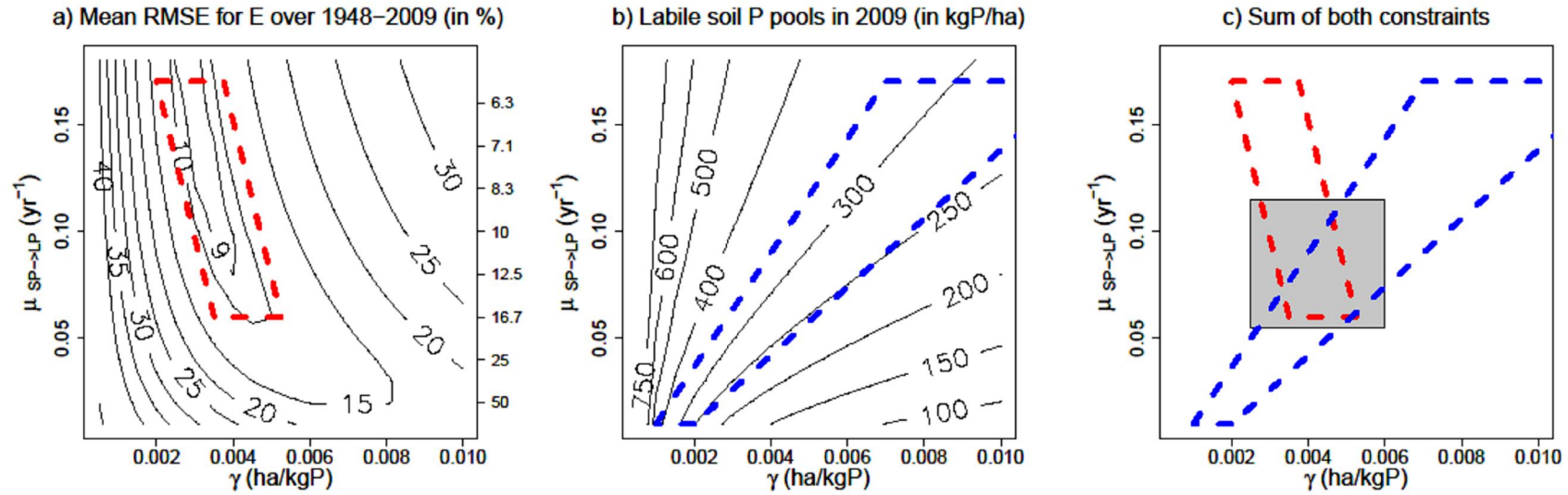


Figure 2 Optimization for γ and $\mu_{SP \rightarrow LP}$ parameters. In each panel, x-axis corresponds to γ (ha/kgP) while the y-axis corresponds to $\mu_{SP \rightarrow LP}$ (yr^{-1}). In Fig.2a panel, $1/\mu_{SP \rightarrow LP}$ (in yr) is also given on the right axis. Each panel represents different model results for 360 simulations performed with different $(\gamma, \mu_{SP \rightarrow LP})$ combinations and a constant β equal to 21 kgP/ha/yr (see Figure A5). Contours in Fig.2a give the mean RMSE between simulated and 'observed' export (E) over the 1948–2009 period (in % of mean observed E) while contours in Fig.2b correspond to the labile soil pool (LP_{Tot} , in kgP/ha) simulated in 2009. In the two panels, the encircled area (red or blue) gives the range of $(\gamma, \mu_{SP \rightarrow LP})$ that allows to be closer to the observations (see Sect 3.1). Finally, Fig.2c gives the range of parameters (grey area) when the constraints based on observations of both E and labile soil are combined.

Besides, we used current observations of soil content in bioavailable P to constrain the $(g, m_{SP\&LP})$ parameter ranges. Bioavailable P is more a concept than a physical variable (see Discussion). As indicated by Cope et al. (1973), chemical values obtained by extraction have no absolute meaning with respect to nutrient supply available to the root system of plants. Soil testing procedures, such as P-Olsen and P-Bray, can provide an accurate relative index of the amount of P that a given crop may utilize from a soil, but rarely, if ever, can they provide an absolute measure of it (Batjes 2011). However, for measurement comparison purposes, we deliberately chose to make LP represent P-Olsen. Among methods devised to measure bioavailable P, the Olsen method is the most encountered in France. This prevents the use of other method-derived bioavailable P (P-Dyer, etc.). Although some functions have been built to allow a comparison between the results of such methods, these functions depend on soil properties and are not relevant for the country spatial scale. The RMQS soil monitoring network (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) realized measurements on soil samples collected between 2002 and 2009 from 2200 sites distributed on a 16 km regular grid across France. Such database provide soil P values representative to national average. The P-Olsen have been measured over 594 agricultural sites (327 cropland and 267 grassland) and an average of 302 ± 10 kgP/ha for the first 0-30 cm soil layer was found (by assuming an apparent soil density of 1.3 g/cm³). The $(g, m_{SP\&LP})$ couples leading to a simulated labile pools (LP_{Tot}) equal to 300 kgP/ha $\pm 15\%$ were selected (area delimited by blue dotted lines in Fig.2-b).

Finally, we combined the two above described constraints (grey area in Fig.2-c). Following our optimization procedure, the chosen reduced range of parameters are g : [0.0025-0.0060] (ha/kgP) and $m_{SP\&LP}$: [0.055-0.115] (yrs⁻¹).

3. Results

3.1. Model evaluation

P-Olsen measurements in French agricultural soils are compiled in the BDAT database. In BDAT, measurements are put together by canton (French administrative region ~ 150 ha) for four time periods (1990-1994, 1995-1999, 2000-2004 and 2005-2009). In BDAT, only cantons for which 10 soil analysis have been performed were retained. Information about the temporal variation of P-Olsen offers the opportunity to evaluate our model, while the model suggested that most of the P-Olsen variation occurred before 1990, i.e. in the period anterior to BDAT-collected measurements (Section 3.2).

Only 58 cantons in BDAT have P-Olsen values for the four periods and were hereafter selected. Among them, two cantons have abnormal value during first time-period (<20 kgP/ha) and were excluded to the model evaluation. Canton averaged P-Olsen over 2005-2009 is 207 kgP/ha, i.e. much lower than the average provided by RMQS (302 ± 10 kgP/ha, see previous section). This mismatch suggests that the 58 cantons provide only an incomplete picture of the French agricultural soils. The potential bias in the geographical distribution of the 58 cantons could make the BDAT variation not representative to the variation of French averaged soil. The mismatch prevented also any comparison between the simulated and observed *absolute* P-Olsen values and we circumvented this limitation by focusing on the *relative* temporal variation of P-Olsen instead (Fig.3).

We found that the amplitude of variation simulated by the model is lower (0.03 for $LP_{Nat}+LP_{Ant}$) than in BDAT measurements (0.12). The timing of maximum is also different. Both amplitude and timing were very slightly improved when considering only LP_{Nat} instead of $LP_{Nat}+LP_{Ant}$, suggesting that the contribution of LP_{Ant} to LP_{Tot} may be overestimated.

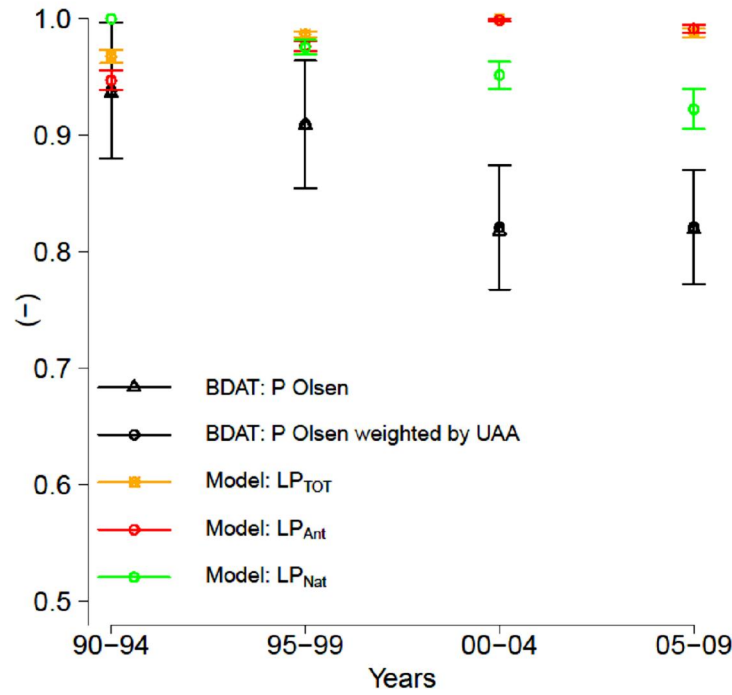


Figure 3 Relative temporal variation of soil bioavailable P: comparison between modeled soil labile pool (LP) and 56 cantons-average of Olsen P provided by the BDAT database. The relative temporal variation is obtained by normalizing each variable by its maximum value over the 4 considered time-periods. BDAT symbols (black) correspond to the a mean over 56 cantons of P Olsen measurements. Both variation accounting or not for area of each canton are plotted. Simulated variation for total (LP_{Tot} , yellow), anthropogenic (LP_{Ant} , red) and natural (LP_{Nat} , green) labile pool are given. Error-bars of BDAT symbols correspond to the standard-deviation between cantons while the error-bars given for model symbols shows the sensitivity to the (γ , $\mu_{SP\&LP}$) values (grey area in Fig. 2).

3.2. Exports, soil pools and anthropogenic contribution

Due to our optimization procedure, the trend of simulated total export ($E_{Ant} + E_{Nat}$) follows the observed one (Fig.4-a). The observed year-to-year variability of export was not captured. E.g. climate events as drought in 1976 or 2003 had a huge effect on observed E_{Tot} but their effect on exports is not simulated with our simple parameterizations that represents only P limitation. The anthropogenic signature of export sharply increases from 1948 to 1975 (~ 0.74) then is much more stable afterwards (slight increase from 0.74 to 0.83 in 2009). This temporal pattern is related to the variation of the anthropogenic signature of labile soil pool, following the additional assumption introduced in the model (Eq. 5).

Simulated soil pools reach 322 [min:217; max:460] and 785 kgP/ha [min:541; max:1241] in 2009, respectively for labile (LP_{Tot}) and stable (SP_{Tot}) pools (Fig.4-b). The range (defined as max - min) is very high for SP_{Tot} . This is related to the uncertainty in meaning of such pool according to the $m_{LP \rightarrow SP}$ value (see Sect. 31.). However our optimization procedure strongly reduced the propagation of parameters uncertainty on simulated soil pools: with initial ranges of (g , $m_{SP \rightarrow LP}$) parameters, simulated ranges are [min:76; max:1249] and [min:338; max:15650] for respectively LP_{Tot} and SP_{Tot} . Both LP_{Tot} and SP_{Tot} pools increase over the 1948-2009 period (their mean values increase respectively by +253% and +262%). The increase of each total pool (LP_{Tot} or SP_{Tot}) is faster during the first half period than during the second one and was entirely driven by change in anthropogenic pools.

Natural and anthropogenic pools show a very different historical evolution with a small decrease for natural while a large increase for anthropogenic (Fig. 4-c). From ~ 1964 and 1971 for respectively labile and stable pools, the anthropogenic components are larger than natural ones. In 2009, modeled stable pools are assessed to 168 [min:57; max:457] and 618 kgP/ha [484-784] with respectively natural and anthropogenic P origin, while estimated labile pools are 63 [31-119] and 259 kgP/ha [181-349]. The slower increase of LP_{Ant} and SP_{Ant} after mid-1970s explains the pattern observed for total soil pools (Fig.4-b).

The replenishing capacity of the soil P could be defined as the $SP/(SP+LP)$ ratio and gives an estimate of the capacity of the soil to provide P to the plant in case of shut down of labile P application. This ratio is almost constant over the whole period for the natural components (~ 0.73 , not shown). For the anthropogenic components, it increased from 0.23 in 1948 to a similar value as natural components in 2009 (0.71). In 2009, the replenishing capacity of the anthropogenic stable pool is equivalent to the one of the natural soil components.

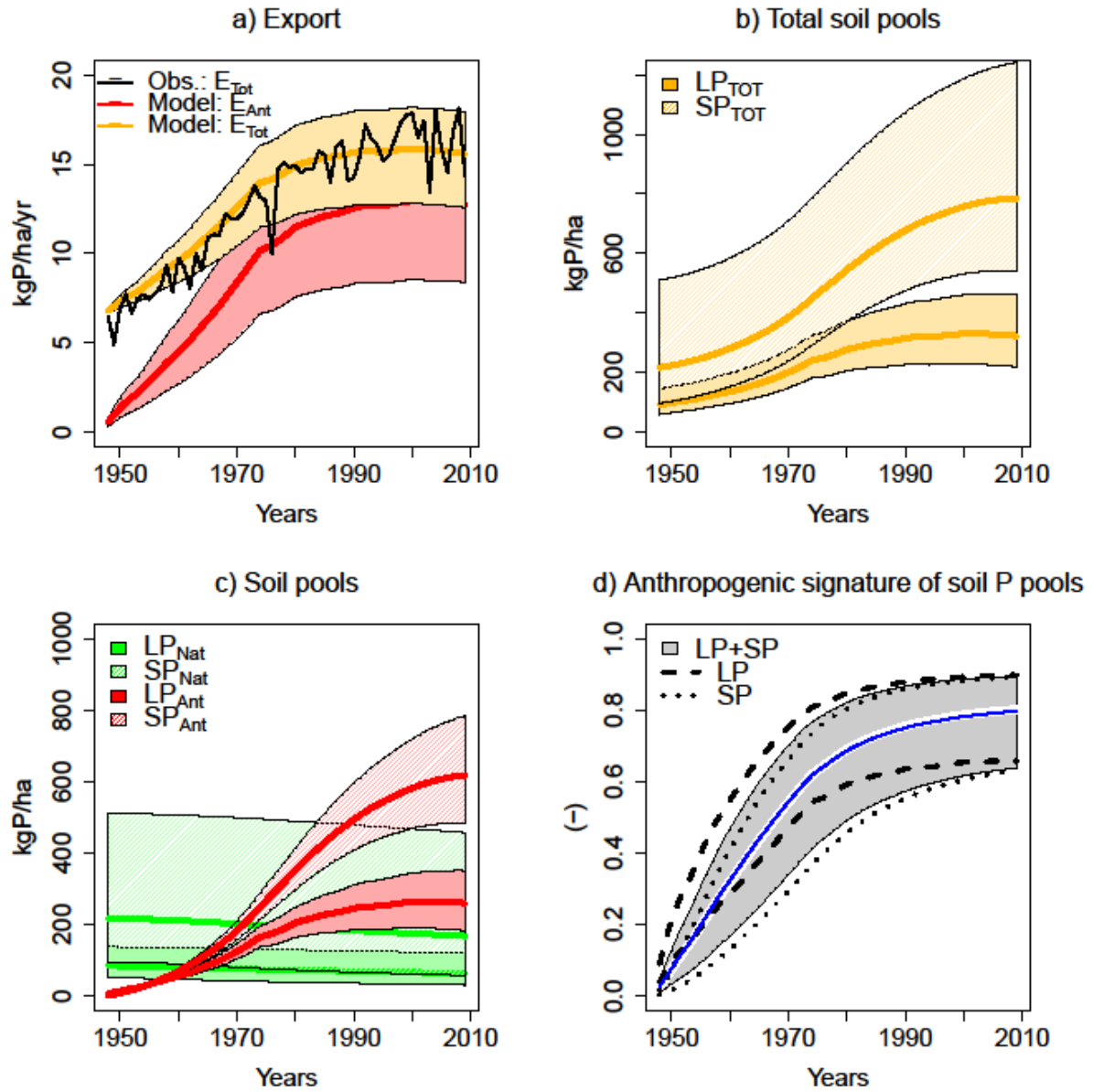


Figure 4 Simulation results for export (a), total soil pools (b), labile and stable soil pools (c) and anthropogenic signature of soil P pools (d). Simulations are performed with an exponential relationship between export and labile pools. As in the text, *Tot* refers to $Ant+Nat$. For each panel, the colored area shows the sensitivity to the chosen (g , $m_{SP \rightarrow LP}$) couple. Each parameter varies in a range defined through the optimization procedure (Sect. 2.6). Colored areas give the min-max range and the associated curve corresponds to the mean among the simulations. In panel d, only the mean curve for $LP+SP$ is given (white curve). Blue curve corresponds to results obtained without any model (see Sect. 3.2 and Eq.15).

Fig.4-d displays the temporal evolution of anthropogenic signature of stable and labile soil pools as well as of the sum of both. In 2009, the anthropogenic contribution to the sum of labile and stable pools is 0.80 [min:0.64; max:0.90]. Given the slight decrease of natural pools over the 1948-2009 period, the historical evolution of this ratio is driven by build-up of anthropogenic pools (Fig.4-c). The temporal variation of this ratio is characterized by two distinct periods : first a sharp increase until 1975 with a linear rate of $\sim +0.015 \text{ yr}^{-1}$ ($R^2=0.9944$) then a much slower increase. The anthropogenic signature of *LP* increases before the one of *SP* mainly because i) chemical fertilizer goes first into *LP* and ii) *LP* is smaller than *SP* and thus is more influenced by the chemical fertilizer flux. However, labile and stable pools have the same anthropogenic signature in 2009: 0.81 [0.66-0.90] for labile vs. 0.80 [0.63-0.90] for stable pool. Not only the exchanges between soil pools but also the loop characterized by export, feed then manure leads to a convergence of signature of both labile and stable pools.

Chemical fertilizer drive both the current anthropogenic signature of soil pools and its historical evolution. If anthropogenic signature of chemical fertilizer is set to 0, the anthropogenic signature to the sum of labile and stable pools falls down to 0.05 [min:0.04; max:0.06] in 2009 (not shown). We found that the chemical fertilizer explains more than 90% of the current anthropogenic signature of soil pools. Besides, reduction in imported chemical fertilizer since 1974 explains the slowing down of increase in anthropogenic soil pools after mid-1970s and consequently, the two-period historical evolution of anthropogenic signature of soil.

Given our parameterizations, the annual anthropogenic signature of losses is the same as the one of *LP+SP* (Appendix 2). Thus, they have no effect on the anthropogenic signature of (*LP+SP*). Detergent fraction of sludges and imported feed and fodder could potentially play a role but such fluxes are too small to do so. As underlined above, the temporal evolution of the anthropogenic signature of (*LP+SP*) is almost entirely driven by chemical fertilizer and, in a minor manner by mineral feed. This is underlined by the comparison between the mean (*LP+SP*) anthropogenic signature computed by the model (white curve in Fig.4-d) and the ratio computed as follows (blue curve):

$$R(n) = \frac{\sum_{1948 < y < n} (CF(y) + MF(y))}{LP_{\text{Nat}}(1948) + SP_{\text{Nat}}(1948) + \sum_{1948 < y < n} (CF(y) + MF(y))} \quad (\text{Eq. 15})$$

This equation illustrates why the anthropogenic signature of soil pools in 2009 is almost the same as the value obtained in 1975 at the peak of importation of chemical fertilizer and why it would not decrease even after a shut-down of chemical fertilizer and mineral feed.

4. Discussion and conclusion

We built a simple model aiming to characterize the P fertilizing status of French agronomic soil and the contribution of anthropogenic P. The model was calibrated to mimic the observed temporal evolution of export from harvested crops over the 1948 to 2009 period and to match the measured P-Olsen value given by the RMQS database.

In 2009, estimated labile pools with natural (LP_{Nat}) and anthropogenic P origin (LP_{Ant}) are respectively 63 [min:31; max:119] and 259 [181-349] kgP/ha. Through the optimization procedure, the represented stable P pool (SP) is defined as P that can replenish the labile pool (LP) in a 8.5-18 yrs time-scale and were estimated to 168 [57-457] and 618 [484-784] kgP/ha (respectively for natural $-SP_{Nat}$ - and anthropogenic $-SP_{Ant}$).

We found that in 2009, 80% [min:64; max:90] of soil P (including labile and such defined stable P) has an anthropogenic P origin. The anthropogenic signature in 2009 is very close to the signature in 1975 when peak of importation of chemical fertilizer was reached. This signature is driven by initial soil P pools and importation of chemical fertilizer and mineral feed (see Eq. 15). Other input/output play only a minor role. E.g. losses to water are relatively low (0.59 kgP/ha/yr) and the considered process (erosion, see Appendix 2) is not discriminating in regards to the P lability. Anthropogenic signature of soil P pools can be considered as conservative in regards of losses. This pattern must be different in case of the nitrogen (N) because N cycle is characterized by larger losses and the main process (leaching) concerns only the labile N form. As input of natural N, symbiotic fixation could also play a key role on the anthropogenic signature of N soil pools.

Our estimate of anthropogenic signature of soil P may be underestimated because we neglected the use of anthropogenic P before 1948 (Fig. A1). While Grigg (1987) considered that P fertilizers were used by about 1850 (Bouwman et al. 2011), the lack of data for period anterior to the second World War prevented us to extend our studied time period. However, a test could help us to appreciate the results sensitivity to such assumption. By considering the extreme case in which i) initial conditions for $LP_{Ant}+SP_{Ant}$ in 1948 are set to a pool corresponding to 50 years of application of CF at 75% of 1948 level (~ 234 kgP/ha) and ii) an equilibrium between $LP_{Ant}+SP_{Ant}$ in 1948, we found that 94% [76-99] of soil P has an anthropogenic P origin in 2009.

From a modeling point of view, our approach was simple and may present few caveats. First, through our representation of P exports (and in particular a time-constant b), we assumed that the historical evolution of P exports is mainly driven by P limitation. Many other factors could play a key-role (change in crop contribution to total production, genetic improvement of each specie and improvement in agricultural techniques). If P is only a minor driver of historical evolution of exports, our optimization would allow to mimic observed E (Fig. 2a) despite non-realistic soil P pools. However, our optimization procedure was also based on a comparison with current soil P (Fig. 2b), which limits this issue. Besides, we experimented some difficulties to represent the soil P by only two pools. Following our optimization procedure, we excluded stable P that can replenish labile P beyond the 8.5-18 years interval. As underlined in (Wolf et al. 1987), we excluded P in minerals that weather too slowly to be included in the stable pool. This prevents the comparison of the sum of labile and

stable modeled pools (Fig. A6) with any measurements of soil total P. E.g. the RMQS provides an averaged total soil P of 3920 ± 170 kgP/ha, which is much larger than the simulated $LP_{Tot} + SP_{Tot}$ (Fig. A6). Finally, the represented system is an average French soil. France is characterized by large spatial heterogeneity in both agricultural systems (Senthilkumar et al. 2011) and soil type. Therefore, only measurements that are representative to whole country (e.g. RMQS) could be used for optimization/evaluation. These limitations would be circumvented by building a more mechanistic and spatially explicit approach but, in particular, would require downs-scaling of different used national database.

Our work underlined the building of a large soil P pool as consequence of historical chemical fertilizer importation in Western European country. It confirms previous studies that reported major changes in global biogeochemical cycles due to intensive agricultural practices (Galloway et al. 2008; Bennett and Elser 2011; Sutton et al. 2011) In particular, our results showed that 69-90% of P in harvested crops was of anthropogenic origin. This is much higher than the 40% of dietary protein originating from chemical nitrogen fertilizer reported by previous studies (Smil 2000). However, soil anthropogenic signatures between P and nitrogen can hardly be compared for the reasons mentioned above.

Results suggest that the current soil P pools make the agroecosystems more resistant to abrupt changes in anthropogenic P supply (e.g. from global resource depletion or geopolitical issues) but this resilience has still to be quantified. This resistance would certainly vary among countries exhibiting different historical fertilizing patterns. Our approach could be used to investigate this contrasted situation, resulting from differences in both P management (MacDonald et al. 2011) and natural soil P pools (Vitousek et al. 2010).

5. Appendix

5.1. Appendix 1: Linear regression between feed and livestock

We built a linear regression between the livestock (x) and the total feed (y). The livestock is expressed in LU/ha in order to estimate the food requirement for a mean French livestock (x-axis) while the total feed (self-produced + imported feed) is expressed in tons of dry matter/ha/yr (y-axis) by doing a sum of feed among the different crop meta-classes. The linear regression built over the 1961-1998 period is given in Figure A3. Corresponding equation is: $-0.44+1.33x$; $R^2=0.93$. The R^2 of linear model decreases when years after 1998 are accounting for; likely due to change in both contribution of each crop to total feed and livestock composition. This linear regression is then used to estimate the total feed over the 1948-1960 period.

5.2. Appendix 2: losses computation

As underlined in Sect. 2.3.2, P losses (LO_{Tot}) are transferred to the environment and water bodies through both i) erosion+runoff and ii) leaching processes. To estimate the total P losses from agricultural soils, we considered the P fluxes at the outlet of the major river basins of France (as presented in Delmas et al., 2012). Mean annual P fluxes were estimated for the 1999-2009 period. We assumed that difference between total measured P in riverflow and P rejected by punctual sources (by water treatment plants and industry) in rivers allows to estimate the diffusive P losses. Diffusive P losses encompass losses from both non-agricultural (defined as forest, urban areas, etc.) and agricultural soils and we assumed that the contribution of non-agricultural soils is insignificant as compared to P from agricultural soil. Two forms of P are transferred in riverflow: particulate P and dissolved P. The total P fluxes in the selected French rivers was estimated by summing both dissolved P and particulate P fluxes. The discharge-weighted concentration method (Moatar and Meybeck, 2007; Moatar et al., 2012) was used to estimate mean interrannual dissolved P load, i.e. the product of discharge-weighted mean concentration and mean interrannual discharge. For particulate P fluxes, the IRCA (Delmas et al., 2011, 2012) method is applied to get more accurate estimate of particulate fluxes. During the P losses computation, a 10 year period was required (1999-2009) to estimate fluxes, in order to avoid any bias due to year-to-year variability in fluxes, and to reduce uncertainty due to infrequency of concentration data (Delmas et al., 2012; Cheviron et al. *in press*). P losses were computed at the outlet of largest river basins in France (which represents ca. 65% of the French area). The obtained total fluxes (P losses) at the outlets were summed and then it was scaled to the whole country area. Finally, we got P losses from agronomic soil at country scale around 0.59 kgP/ha/yr over the 1999-2009 period.

For implementation of losses in the model, we proceed by performing two model iterations as follows: the model is first run over the whole period (1948-2009) without accounting for any losses. The averaged 1999-2009 simulated P soil ($LP_{Tot}+SP_{Tot}$) is used to

compute a parameter p such as:
$$p = \frac{0.59}{LP_{Tot} + SP_{Tot}}$$
 . p (in yr^{-1}) is the soil P fraction which is lost

each year and which allows the 1999-2009 simulated losses to be consistent with the value given above. A 2nd iteration is then performed where, each year from 1948, the total losses are computed as follows:

$$LO_{Tot} = p. (LP_{Tot} + SP_{Tot})$$

Only results of this 2nd simulation are analyzed in the paper. Losses of each soil pool ($LP_{Nat}, LP_{Ant}, SP_{Nat}, SP_{Ant}$) are computed by multiplying LO_{Tot} by the contribution of each soil pool to $(LP_{Tot} + SP_{Tot})$.

5.3. Appendix 3: Assumptions required to get Eq. 10

First, we assume no year-to-year variation of any livestock pools (anthropogenic, natural and total). This assumption is related to the size of pool as compared to input and output. E.g. in 2009, $OF_{Tot} \sim 7.8$ kg/ha/yr and $FF_{Tot} \sim 10$ kgP/ha/yr while $Livestock \sim 1.7$ kgP/ha/yr.

Then, to get Eq. 10, we assumed that the anthropogenic signature of livestock product

$$\frac{LR_{Ant}}{LR_{Tot}} = \frac{OF_{Ant}}{OF_{Tot}}$$

and of manure are equal, i.e.

This assumption could be made for an individual animal. E.g. for a given cow, we could assume that anthropogenic signature of produced milk (X_{Ant}/X_{Tot}) is equal to the anthropogenic signature of manure (Y_{Ant}/Y_{Tot}). For a given hen, the anthropogenic signature of produced egg (X'_{Ant}/X'_{Tot}) is equal to the anthropogenic signature of excrement (Y'_{Ant}/Y'_{Tot}). Is the anthropogenic signature of total livestock production equal to the anthropogenic signature

$$\frac{X_{Ant} + X'_{Ant}}{X_{Tot} + X'_{Tot}} = \frac{Y_{Ant} + Y'_{Ant}}{Y_{Tot} + Y'_{Tot}} ?$$

of total manure, i.e. in the chosen case:

The answer is yes if we assumed that the anthropogenic signature of milk is the same

$$\frac{X_{Ant}}{X_{Tot}} = \frac{X'_{Ant}}{X'_{Tot}}$$

as the anthropogenic signature of egg, i.e.:

That assumption could be made because the feed of the cow and the hen can be

$$\frac{X_{Ant} + X'_{Ant}}{X_{Tot} + X'_{Tot}} = \frac{X_{Ant} + \frac{X_{Ant} \cdot X'_{Tot}}{X_{Tot}}}{X_{Tot} + X'_{Tot}} = \frac{X_{Ant}}{X_{Tot}}$$

considered to have a similar signature. In that case,

$$\frac{Y_{Ant} + Y'_{Ant}}{Y_{Tot} + Y'_{Tot}} = \frac{Y_{Ant}}{Y_{Tot}}$$

and similarly,

$$\text{Thus, we get: } \frac{X_{Ant} + X'_{Ant}}{X_{Tot} + X'_{Tot}} = \frac{Y_{Ant} + Y'_{Ant}}{Y_{Tot} + Y'_{Tot}} .$$

5.4. Appendix 4: Spin-up of natural soil P pools

Fig. A4 compares the values of natural soil P pool used in 1948 (computed following Sect. 2.4) and the results of a spin-up procedure. The used model version is characterized by the following parameters values: $g=0.0050 \text{ kgP}^{-1}.\text{ha}.\text{yr}$; $m_{SPz \text{ LP}}=0.060 \text{ yr}^{-1}$. These characteristics have no effect on the conclusion reached below. The spin-up aims to mimic the effect of the agriculture on natural soil P pools since an hypothetical land conversion from forest to cropland. To do so, during the spin-up procedure, the export and losses are computed each year and the soil receive the same input during 550 years until the soil P pools reach an equilibrium. Soil input corresponds to the manure of 1948 and are assumed to be representative to manure of time period before 1948. At the beginning of the spin-up, SP_{Nat} is set to 2000 kgP/ha and LP_{Nat} is set to 0. The initial value for SP_{Nat} is chosen to be consistent with current value of total P observed in forest but is lower than value given by e.g. (Achat et al. 2009) (3300 kgP/ha) to account for discrepancy between measured soil P and the meaning of $LP+SP$ as underlined in Sect. 3.1. The spin-up procedure shows that ~200 years are required to reach the equilibrium for SP_{Nat} and LP_{Nat} . However, while the value chosen at the beginning of the spin-up has no effect on the equilibrium values, it has an effect on the time required to reach the equilibrium. The values found at the end of the spin-up and values given by Eq. 11-12 are consistent; in particular if we account for the uncertainty in the representativeness of $OF(n=1948)$ for previous years (colored area obtained by using $OF(t=1948)\pm 15\%$).

5.5. Additional figures

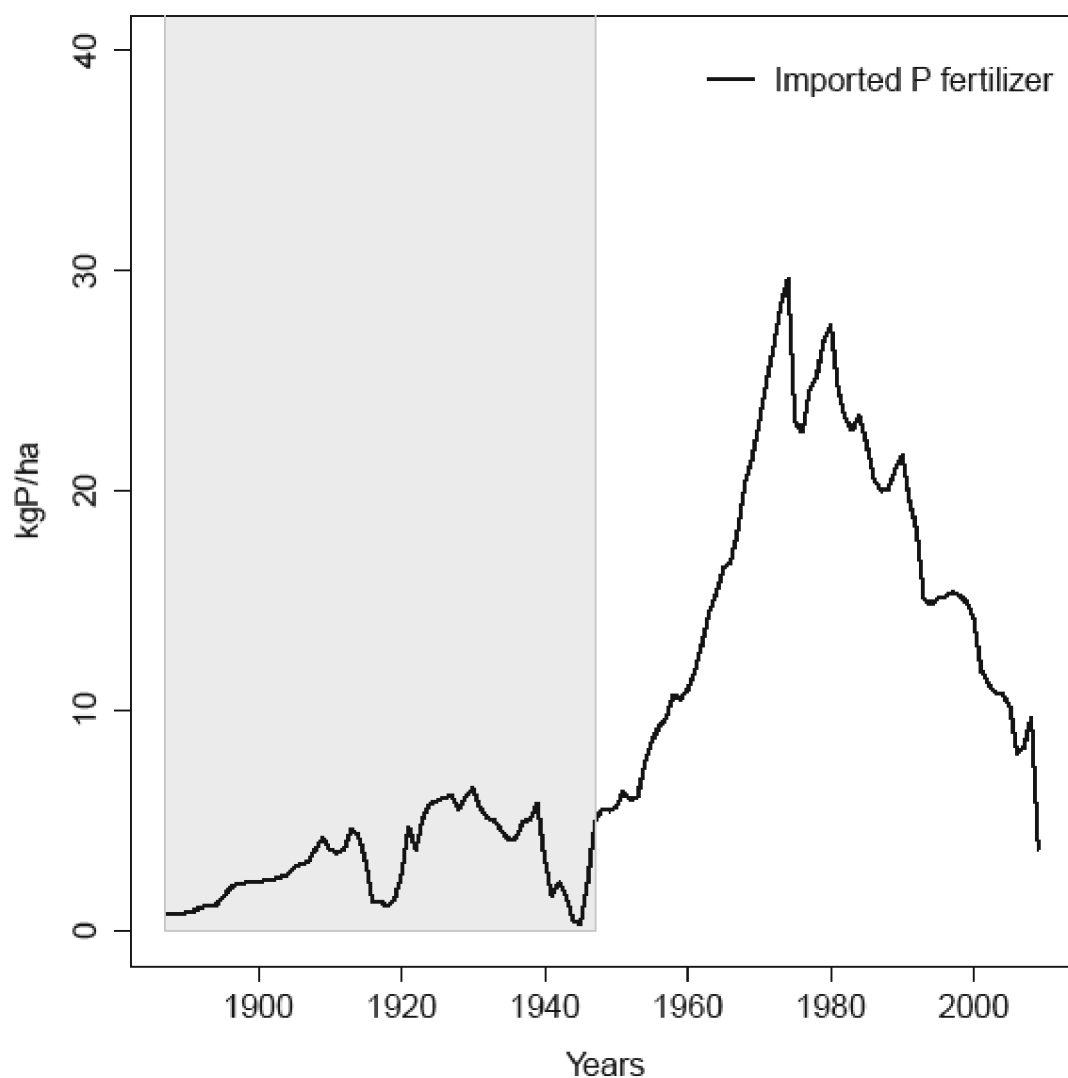


Figure A1 Historical evolution of importation of chemical fertilizer (*CF*). Here, we focused on the white area (grey area is beyond the scope of the paper).

	1948	1950	1955	1960			1965	1970		1975			1980	1985		1990			1995	2000		2005		2009
Cereals																								
Protein crops																								
Oilseeds																								
Other																								
Fodder																								

	1948	1950	1955	1960			1965	1970		1975			1980	1985		1990			1995	2000		2005		2009
Bovine																								
Equine																								
Goat																								
Ovine																								
Poultry																								
Rabbit																								
Swine																								

Legend :

- INSEE
- AGRESTE
- Eurostats
- FAOstats
- Missing data

Figure A2 Sources of data used to estimate the export (E_{tot}) (up) and the total number of animal meta-classes (down). In this Table, the 18 meta-classes (12 for crops and feed and 6 for fodder) have been put together in 4 lines for purpose of readability. Interpolation have been use to fill years of missing data (grey). Note that exports given by datasets are only used for optimization procedure or to provide information about fodder (see text).

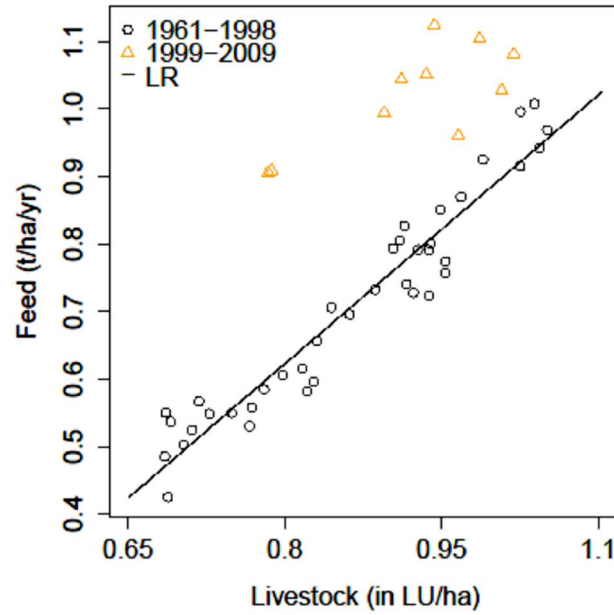


Figure A3 Total feed (sum of self-produced and imported feed over all crop meta-classes, in tons of dry matter/ha/yr) as function to livestock (LU/ha). Each symbol corresponds to one year, with a distinction between 1961-1998 (black circles) and 1999-2009 (orange triangles) periods. A linear regression over the 1961-1998 period is also plotted (black line). See Appendix 2.

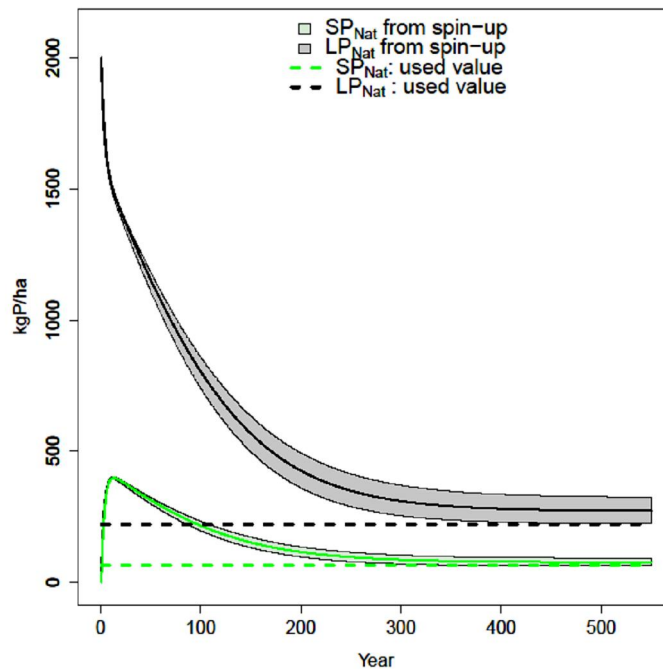


Figure A4 For natural soil P pools (labile: green, stable: black), comparison between 550-years spin-up results (area and solid lines) and values used in 1948 given by Eq.11 and 12 (dotted lines). The area show the sensitivity of spin-up results to the manure value used during the spin-up ($OF(n=1948) \pm 15\%$). See Appendix 4.

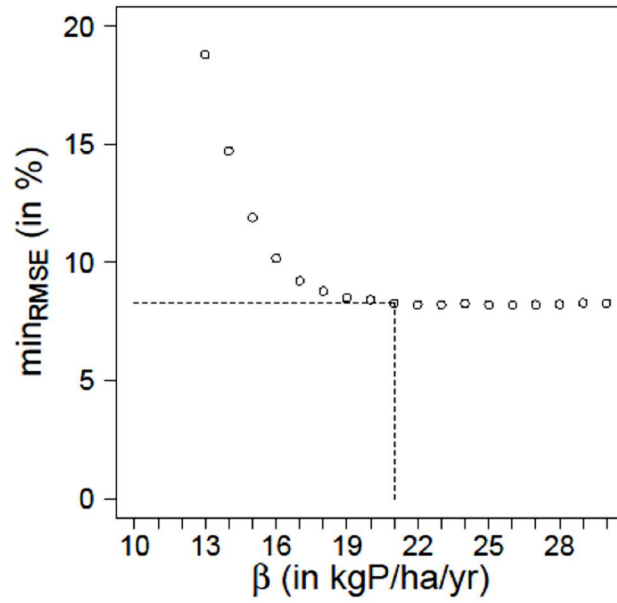


Figure A5 b optimization. For each b , a minimum of RMSE (min_{RMSE}) is computed by making g and $m_{SP \rightarrow LP}$ to vary in their respective initial range and is plotted on y-axis. Dotted lines show the b chosen as optimal value (21 kgP/ha/yr).

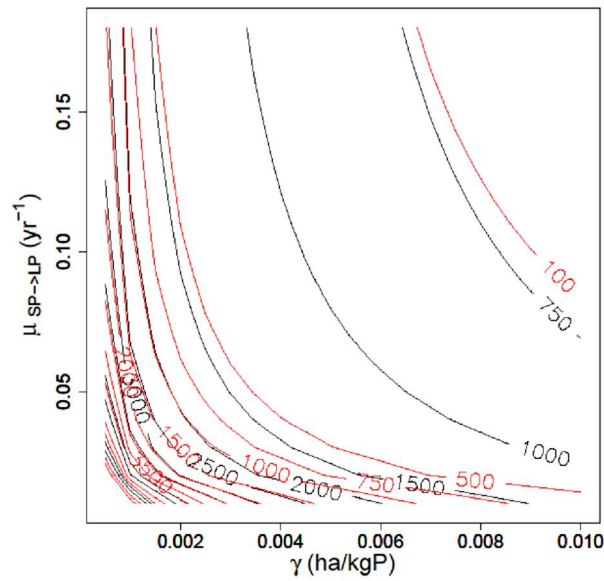


Figure A6 Total soil P pools ($LP_{Tot} + SP_{Tot}$, in kgP/ha) simulated in 2009 (black) and at the beginning of the studied time-period (1948, red). The RMQS provides an averaged total soil P of 3920 ± 170 kgP/ha. This value cannot be used to optimize the model because, given the chosen $m_{SP \rightarrow LP}$ value, SP represents stable P that can replenish the labile P in a 8.5-18 yrs time-scale and does not account for P in minerals that weather very slowly (see Sect. 2.6 and Discussion).

6. Bibliography

Achat, David L., Mark R. Bakker, Laurent Augusto, Etienne Saur, Lysiane Dousseron, and Christian Morel. 2009. "Evaluation of the Phosphorus Status of P-deficient Podzols in Temperate Pine Stands: Combining Isotopic Dilution and Extraction Methods." *Biogeochemistry* 92 (3) (January 13): 183–200. doi:10.1007/s10533-008-9283-7.

Aragão, LEOC, Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, Eliana Jiménez, D. Navarrete, S. Almeida, A. C. L. Costa, N. Salinas, and O. L. Phillips. 2009. "Above-and Below-ground Net Primary Productivity Across Ten Amazonian Forests on Contrasting Soils." *Biogeosciences* 6 (12): 2759–2778.

Batjes, NH. 2011. "Overview of Soil Phosphorus Data from a Large International Soil Database. Report 2011/01." Plant Research International (PRI), Wageningen UR, and ISRIC – World Soil Information, Wageningen. http://www.isric.org/isric/Webdocs/Docs/ISRIC_Report_2011_01.pdf.

Bennett, Elena, and J. Elser. 2011. "A Broken Biogeochemical Cycle." *Nature* 478. http://elserlab.asu.edu/pdf/Elser_Broken_Biogeochem_Cycle_Nature_2011.pdf.

Bouwman, L., K. K. Goldewijk, K. W. Van Der Hoek, A. H. W. Beusen, D. P. Van Vuuren, J. Willems, M. C. Rufino, and E. Stehfest. 2011. "Exploring Global Changes in Nitrogen and Phosphorus Cycles in Agriculture Induced by Livestock Production over the 1900-2050 Period." *Proceedings of the National Academy of Sciences* (May 16). doi:10.1073/pnas.1012878108. <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1012878108>.

Brisson, Nadine, Philippe Gate, David Gouache, Gilles Charmet, François-Xavier Oury, and Frédéric Huard. 2010. "Why Are Wheat Yields Stagnating in Europe? A Comprehensive Data Analysis for France." *Field Crops Research* 119 (1) (October): 201–212. doi:10.1016/j.fcr.2010.07.012.

Cerdan, O., G. Govers, Y. Le Bissonnais, K. Van Oost, J. Poesen, N. Saby, A. Gobin, et al. 2010. "Rates and Spatial Variations of Soil Erosion in Europe: A Study Based on Erosion Plot Data." *Geomorphology* 122 (1-2) (October): 167–177. doi:10.1016/j.geomorph.2010.06.011.

Cooper, James, and Cynthia Carliell-Marquet. 2013. "A Substance Flow Analysis of Phosphorus in the UK Food Production and Consumption System." *Resources, Conservation and Recycling* 74 (May): 82–100. doi:10.1016/j.resconrec.2013.03.001.

Cordell, Dana, Tina-Simone Schmid Nese, and Timothy Prior. 2012. "The Phosphorus Mass Balance: Identifying Hotspots in the Food System as a Roadmap to Phosphorus Security." *Current Opinion in Biotechnology* 23 (6) (December): 839–845. doi:10.1016/j.copbio.2012.03.010.

Delmas, Magalie, Olivier Cerdan, Bruno Cheviron, Jean-Marie Mouchel, and Frederique Eyrolle. 2012. "Sediment Export from French Rivers to the Sea: FRENCH SEDIMENT EXPORTS." *Earth Surface Processes and Landforms* 37 (7) (June 15): 754–762. doi:10.1002/esp.3219.

Dumas, Marion, Emmanuel Frossard, and Roland W. Scholz. 2011. "Modeling Biogeochemical Processes of Phosphorus for Global Food Supply." *Chemosphere* 84 (6) (August): 798–805. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.02.039.

Foley, Jonathan A., Navin Ramankutty, Kate A. Brauman, Emily S. Cassidy, James S. Gerber, Matt Johnston, Nathaniel D. Mueller, et al. 2011. "Solutions for a Cultivated Planet." *Nature* 478 (7369) (October 12): 337–342. doi:10.1038/nature10452.

Galloway, J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. R. Freney, L. A. Martinelli, S. P. Seitzinger, and M. A. Sutton. 2008. "Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions." *Science* 320 (5878) (May 16): 889–892. doi:10.1126/science.1136674.

Grigg, David. 1987. "The Industrial Revolution and Land Transformation." In *Land Transformation in Agriculture*, John Wiley and Sons, New York, 70–109. Wolman MG; Fournier FGA.

Harmsen, Joop, and Herman Eijsackers. 2005. "Bioavailability: Concept for Understanding or Tool for Predicting." *Land Contamination & Reclamation* 13 (2): 161–171.

Liu, Yi, Gara Villalba, Robert U. Ayres, and Hans Schroder. 2008. "Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective." *Journal of Industrial Ecology* 12 (2) (April): 229–247. doi:10.1111/j.1530-9290.2008.00025.x.

MacDonald, G. K., E. M. Bennett, P. A. Potter, and N. Ramankutty. 2011. "From the Cover: Agronomic Phosphorus Imbalances Across the World's Croplands." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (7) (January 31): 3086–3091. doi:10.1073/pnas.1010808108.

Matsubae, Kazuyo, Jun Kajiyama, Takehito Hiraki, and Tetsuya Nagasaka. 2011. "Virtual Phosphorus Ore Requirement of Japanese Economy." *Chemosphere* 84 (6) (August): 767–772. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.04.077.

Ranger, Jacques, Sylvain Loyer, Dominique Gelhaye, Benoît Pollier, and Pascal Bonnaud. 2007. "Effects of the Clear-cutting of a Douglas-fir Plantation (*Pseudotsuga Menziesii* F.) on the Chemical Composition of Soil Solutions and on the Leaching of DOC and Ions in Drainage Waters." *Annals of Forest Science* 64 (2) (February 24): 183–200. doi:10.1051/forest:2006103.

Ridder, Marjolein de. 2012. *Risks and Opportunities in the Global Phosphate Rock Market Robust Strategies in Times of Uncertainty*. Den Haag: The Hague Centre for Strategic Studies.

Sattari, S. Z., A. F. Bouwman, K. E. Giller, and M. K. van Ittersum. 2012. "Residual Soil Phosphorus as the Missing Piece in the Global Phosphorus Crisis Puzzle." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (16) (March 19): 6348–6353. doi:10.1073/pnas.1113675109.

Schipanski, Meagan E., and Elena M. Bennett. 2012. "The Influence of Agricultural Trade and Livestock Production on the Global Phosphorus Cycle." *Ecosystems* 15 (2): 256–268. doi:10.1007/s10021-011-9507-x.

Senthilkumar, Kalimuthu, Thomas Nesme, Alain Mollier, and Sylvain Pellerin. 2011. "Regional-scale Phosphorus Flows and Budgets Within France: The Importance of Agricultural Production Systems." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92 (2) (December 15): 145–159. doi:10.1007/s10705-011-9478-5.

—. 2012. "Conceptual Design and Quantification of Phosphorus Flows and Balances at the Country Scale: The Case of France: DESIGN OF P FLOWS FOR FRANCE." *Global Biogeochemical Cycles* 26 (2) (June): n/a–n/a. doi:10.1029/2011GB004102.

Siddique, Muhammad Tariq, and J. Stephen Robinson. 2003. "Phosphorus Sorption and Availability in Soils Amended with Animal Manures and Sewage Sludge." *Journal of Environmental Quality* 32 (3): 1114–1121.

Smil, Vaclav. 2000. "Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences." *Annual Review of Energy and the Environment* 25 (1): 53–88.

Sutton, Mark A., Oene Oenema, Jan Willem Erisman, Adrian Leip, Hans van Grinsven, and Wilfried Winiwarter. 2011. "Too Much of a Good Thing." *Nature* 472 (7342) (April 10): 159–161. doi:10.1038/472159a.

Tilman, David, Kenneth G. Cassman, Pamela A. Matson, Rosamond Naylor, and Stephen Polasky. 2002. "Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices." *Nature* 418 (6898): 671–677.

Van Vuuren, D.P., A.F. Bouwman, and A.H.W. Beusen. 2010. "Phosphorus Demand for the 1970–2100 Period: A Scenario Analysis of Resource Depletion." *Global Environmental Change* 20 (3) (August): 428–439. doi:10.1016/j.gloenvcha.2010.04.004.

Vitousek, Peter M., Stephen Porder, Benjamin Z. Houlton, and Oliver A. Chadwick. 2010. "Terrestrial Phosphorus Limitation: Mechanisms, Implications, and Nitrogen-phosphorus Interactions." *Ecological Applications* 20 (1): 5–15.

Wolf, J., C. T. De Wit, B. H. Janssen, and D. J. Lathwell. 1987. "Modeling Long-term Crop Response to Fertilizer Phosphorus. I. The Model." *Agronomy Journal* 79 (3): 445–451.

Yanai, R.D. 1991. "Soil Solution Phosphorus Dynamics in a Whole-tree-harvested - northern Hardwood Forest." *Soil Science Society of America Journal* 55 (6) (December): 1746–1752.